

ANO
2021

JORDANA DOS ANJOS XAVIER | AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR A PARTIR DE
EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NO MUNICÍPIO DE LAGES - SC

Este trabalho objetivou avaliar e quantificar as emissões atmosféricas na área urbana do município de Lages – SC, a fim de confrontar as concentrações obtidas com os padrões de qualidade dispostos pela legislação vigente. Os resultados obtidos demonstraram que o município de Lages apresenta altos níveis de poluição atmosférica. Foi possível constatar a influência dos elementos meteorológicos sobre o comportamento dos poluentes, tanto na área natural como na área urbana. Entretanto, as características de tráfego e de veículos, como fluxo veicular e tipo de combustível, e as propriedades individuais de cada equipamento utilizado também podem interferir sobre as concentrações dos poluentes presentes na atmosfera. Por fim, as concentrações de NO₂ foram comparadas com os padrões estabelecidos pela CONAMA nº491/18, o que demonstrou que os níveis do poluente ultrapassaram os limites em todas as perspectivas. Com isso, conclui-se que a avaliação da qualidade do ar apresenta uma enorme complexidade e importância, em função dos diversos fatores capazes de influenciar as concentrações de poluentes e da ameaça apresentado a saúde da população e ao meio ambiente.

Orientador: Valter Antonio Becegato

Coorientador: Gilmar Conte

Lages, 2021



UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS - CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR A
PARTIR DE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS
NO MUNICÍPIO DE LAGES-SC**

JORDANA DOS ANJOS XAVIER

Lages, 2021

JORDANA DOS ANJOS XAVIER

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR A PARTIR DE EMISSÕES
ATMOSFÉRICAS NO MUNICÍPIO DE LAGES-SC**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof^o. Dr. Valter Antonio Becegato
Coorientador: Prof^o. Dr. Gilmar Conte

**Lages, SC
2021**

FICHA CATALOGRÁFICA

Xavier, Jordana dos Anjos

Avaliação da qualidade do ar a partir de emissões atmosféricas no município de Lages - SC / Jordana dos Anjos Xavier. -- 2021.

112 p.

Orientador: Valter Antonio Becegato

Coorientador: Gilmar Conte

Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Lages, 2021.

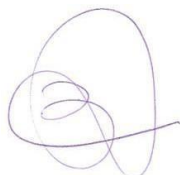
1. Poluição atmosférica. 2. Políticas Públicas. 3. Área natural. 4. Área urbana. 5. CONAMA nº491/18. I. Becegato, Valter Antonio. II. Conte, Gilmar. III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais. IV. Título.

JORDANA DOS ANJOS XAVIER

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR A PARTIR DE EMISSÕES
ATMOSFÉRICAS NO MUNICÍPIO DE LAGES-SC**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção de grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Banca Examinadora:



Orientador:

(Prof^o. Dr. Valter Antonio Becegato)
UDESC/ LAGES-SC

Membros:



(Prof^a. Dr. Alexandre Tadeu Paulino)
UDESC/ CHAPECÓ-SC



(Prof^a. Dra. Regina Maria Lopes)
IFJ/ JATAÍ-GO

Lages, 31 de julho de 2021.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus.

Aos meus pais Hélio e Josielle, por todo o esforço investido na minha educação e formação, e por me manterem no caminho dos meus objetivos, e a minha irmã Morgana, por todo apoio, incentivo, amor, e por participarem da construção de mais essa conquista comigo.

Ao Eduardo, que se tornou parte da minha família, agradeço por todo apoio, incentivo, conversas, pelo amor e paciência, pois tiveram dias difíceis, e foi você quem passou por todos eles comigo.

Ao professor Valter, pela orientação, ensinamentos, confiança depositada na minha proposta de pesquisa, pela oportunidade em participar do LAIA e pela amizade.

As minhas colegas, Camila, Daniely, Débora e Nicole, pela parceria, pelas ajudas no campo, na revisão de trabalhos, por ouvirem os desabafos, e me auxiliarem. A ajuda de vocês foi imprescindível para a realização desse trabalho.

A Universidade do Estado de Santa Catarina, por oportunizar ensino gratuito e de qualidade. E a Coordenação e Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela concessão de bolsa de estudo durante o curso.

A todos que de alguma forma se envolveram com este trabalho, torceram por mim, e com os quais desejo compartilhar a gratidão e a alegria pela conquista de mais uma etapa.

“O sucesso não acontece por acaso. É trabalho duro, perseverança, aprendizado, estudo, sacrifício e, acima de tudo, amor pelo que você está fazendo ou aprendendo a fazer” Edson Arantes do Nascimento.

RESUMO

A poluição atmosférica é considerada um problema de saúde pública desde a Revolução Industrial, pois os avanços tecnológicos introduziram novas fontes de poluição de origem antrópica, as quais exercem um importante papel no cenário das mudanças ambientais. Nesse sentido, objetivou-se com o presente trabalho avaliar e quantificar as emissões atmosféricas na área urbana do município de Lages – SC, a fim de confrontar as concentrações obtidas com os padrões de qualidade dispostos pela legislação vigente. Para atingir os objetivos propostos, primeiramente, realizou-se uma investigação bibliográfica acerca da consolidação das políticas públicas voltadas para a qualidade do ar. E um levantamento das ferramentas de comando e controle que dizem respeito as emissões atmosféricas no Brasil, comparando-as com as legislações aplicadas nos Estados Unidos e na União Europeia. Posteriormente foram aplicadas duas metodologias de amostragem dos poluentes atmosféricos CO, CO₂, NO, NO₂, CH₄ e SO₂, além das variáveis meteorológicas temperatura ambiente e umidade relativa ambiente, para diferentes análises. Uma das metodologias contou com a coleta de dados referentes a concentração dos poluentes atmosféricos mencionados em uma área natural e na área urbana no município de Lages, para fins de comparação entre as duas áreas. A segunda metodologia foi realizada em escala temporal sazonal, para verificação do comportamento dos poluentes em diferentes estações do ano, bem como em escala horária, para verificação de seu comportamento ao longo do dia, e por ponto, para comparar avaliar os níveis dos poluentes em diferentes locais da área urbana de Lages. Os dados obtidos foram correlacionados com as variáveis meteorológicas. E por fim, realizou-se a comparação das concentrações de NO₂, em cada uma das perspectivas de análise, com os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 491/18. Os resultados demonstraram que o município de Lages apresenta altos níveis de poluição atmosférica. Foi possível constatar a influência dos elementos meteorológicos sobre a variação dos poluentes, tanto na área natural como na área urbana. Entretanto, as características de tráfego e de veículos, como fluxo veicular e tipo de combustível, e as propriedades individuais de cada equipamento utilizado também podem interferir sobre as concentrações dos poluentes presentes na atmosfera. Por fim, as concentrações de NO₂ foram comparadas com os padrões estabelecidos pela CONAMA nº491/18, o que demonstrou que os níveis do poluente ultrapassaram os limites em todas as perspectivas. Com isso, conclui-se que a avaliação da qualidade do ar apresenta uma enorme complexidade e importância, em função dos diversos fatores capazes de influenciar as concentrações de poluentes e da ameaça apresentado a saúde da população e ao meio ambiente.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Políticas públicas. Área natural. Área urbana. CONAMA nº 491/18.

ABSTRACT

Air pollution has been considered a public health problem since the Industrial Revolution, as technological advances have introduced new sources of anthropogenic pollution, which play an important role in the scenario of environmental changes. In this sense, the objective of this study was to evaluate and quantify atmospheric emissions in the urban area of the city of Lages - SC, in order to compare the concentrations obtained with the quality standards provided by current legislation. To achieve the proposed objectives, firstly, a bibliographical investigation was carried out on the consolidation of public policies aimed at air quality. And a survey of command-and-control tools related to atmospheric emissions in Brazil, comparing them with the legislation applied in the United States and the European Union. Subsequently, two sampling methodologies of atmospheric pollutants CO, CO₂, NO, NO₂, CH₄ and SO₂ were applied, in addition to the meteorological variables, ambient temperature and ambient relative humidity, for different analyses. One of the methodologies included the collection of data regarding the concentration of air pollutants mentioned in a natural area and in the urban area in the municipality of Lages, for purposes of comparison between the two areas. The second methodology was carried out on a seasonal temporal scale, to verify the behavior of pollutants in different seasons of the year, as well as on an hourly scale, to verify their behavior throughout the day, and by point, to compare and evaluate the levels of pollutants in different locations in the urban area of Lages. The data obtained were correlated with meteorological variables. Finally, a comparison of the NO₂ concentrations in each of the analysis perspectives was carried out with the air quality standards established by CONAMA Resolution No. 491/18. The results showed that the municipality of Lages has high levels of air pollution. It was possible to verify the influence of meteorological elements on the variation of pollutants, both in the natural and urban areas. However, traffic and vehicle characteristics, such as vehicle flow and fuel type, and the individual properties of each equipment used can also affect the concentrations of pollutants present in the atmosphere. Finally, NO₂ concentrations were compared with the standards established by CONAMA n°491/18, which demonstrated that the pollutant levels exceeded the limits in all perspectives. Thus, it is concluded that the assessment of air quality is extremely complex and important, due to the various factors capable of influencing the concentrations of pollutants and the threat presented to the health of the population and the environment.

Keywords: Atmospheric pollution. Public policy. Natural area. Urban area. CONAMA n° 491/18.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo 2 - Avaliação comparativa entre emissões atmosféricas na área urbana e em uma área natural do município de Lages – SC

Figura 1 - Localização dos pontos de controle e delimitação do Parque Natural Municipal João José Theodoro da Costa Neto.....	48
Figura 2 - Localização dos pontos de coleta na área urbana do município de Lages, Santa Catarina.....	51
Figura 3 - MiniRAE 3000.....	53
Figura 4 - Medidor AK786.....	54
Figura 5 - <i>Eagle Series Portable Multi-Gas Detector</i>	55
Figura 6 - <i>GasAlert Extreme Detector</i> de gás único.....	56
Figura 7 - Concentração média horária de CH ₄	60
Figura 8 - Concentração média horária de NO e NO ₂	61
Figura 9 - Comparativo entre o comportamento dos parâmetros quantificados.....	62

Capítulo 3 - Avaliação a partir da quantificação das emissões atmosféricas em área urbana durante as quatro estações do ano na cidade de Lages – SC

Figura 1 - Frota veicular no município de Lages-SC nos últimos dez anos.....	73
Figura 2 - Localização dos pontos de coleta na área urbana do município de Lages, Santa Catarina.....	76
Figura 3 - Comparativo de cada poluente entre as concentrações médias em estações do ano.....	84
Figura 4 - Comparativo entre as concentrações médias horárias dos poluentes em cada estação.....	86
Figura 5 - Comparativo entre as concentrações médias dos poluentes por hora.....	89
Figura 6 - Comparativo entre as concentrações médias por ponto dos poluentes por ponto em cada estação.....	89
Figura 7 - Ponto de coleta 01 na área urbana de Lages-SC.....	90
Figura 8 - Ponto de coleta 02 na área urbana de Lages-SC.....	90
Figura 9 - Ponto de coleta 04 na área urbana de Lages-SC.....	91
Figura 10 - Ponto de coleta 05 na área urbana de Lages-SC.....	92
Figura 11 - Ponto de coleta 06 na área urbana de Lages-SC.....	92
Figura 12 - Ponto de coleta 07 na área urbana de Lages-SC.....	93
Figura 13 - Ponto de coleta 10 na área urbana de Lages-SC.....	93
Figura 14 - Ponto de coleta 09 na área urbana de Lages-SC.....	94
Figura 15 - Ponto de coleta 16 na área urbana de Lages-SC.....	95
Figura 16 - Ponto de coleta 17 na área urbana de Lages-SC.....	96
Figura 17 - Ponto de coleta 18 na área urbana de Lages-SC.....	96
Figura 18 - Comparativo entre as concentrações médias dos poluentes por ponto.....	97
Figura 19 - Ponto de coleta 12 na área urbana de Lages-SC.....	95
Figura 20 - Dispersão da concentração de CO ₂ em relação a temperatura e umidade.....	99
Figura 21 - Dispersão da concentração de CH ₄ em relação a temperatura e umidade.....	100
Figura 22 - Dispersão da concentração de NO em relação a temperatura e umidade.....	100

Figura 23 - Dispersão da concentração de NO em relação a temperatura e umidade.....	101
Figura 24 - Comparativo entre as concentrações médias de NO ₂ por horário com a CONAMA nº491/18.....	104
Figura 25 - Comparativo entre as concentrações médias de NO ₂ por ponto com a CONAMA nº491/18.....	105
Figura 26 - Comparativo entre as concentrações médias de NO ₂ por estação com a CONAMA nº491/18.....	106

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 - Avaliação comparativa entre emissões atmosféricas na área urbana e em uma área natural do município de Lages – SC

Tabela 1 - Localização e Caracterização dos Pontos de Coleta.	49
Tabela 2 - Resolução e alcance de medições do MiniRAE 3000.	53
Tabela 3 - Especificações do Medidor AK786.	54
Tabela 4 - Faixas de Medição e Precisão do medidor Eagle Series Portable Multi-Gas Detector.	55
Tabela 5 - Dados obtidos na amostragem dos pontos de controle.	57
Tabela 6 - Análise estatística dos parâmetros avaliados na área urbana.	58
Tabela 7 - Análise de correlação dos parâmetros avaliados na área urbana.	59

Capítulo 3 - Avaliação a partir da quantificação das emissões atmosféricas em área urbana durante as quatro estações do ano na cidade de Lages – SC

Tabela 1 - Localização e caracterização dos pontos de coleta na área urbana de Lages-SC.	74
Tabela 2 - Resolução e alcance de medições do MiniRAE 3000.	78
Tabela 3 - Especificações do Medidor AK786.	78
Tabela 4 - Faixas de medição e precisão do medidor Eagle series Portable Multi-Gas Detector.	78
Tabela 5 - Concentrações de poluentes atmosféricos de acordo com a Resolução CONAMA nº 491/18.	80
Tabela 6 - Classificação da Qualidade do Ar com base no Índice de Qualidade do Ar.	80
Tabela 7 - Níveis de Atenção, Alerta e Emergência para Poluentes.	81
Tabela 8 - Análise estatística dos poluentes amostrados no verão.	81
Tabela 9 - Análise estatística dos poluentes amostrados no outono.	82
Tabela 10 - Análise estatística dos poluentes amostrados no inverno.	82
Tabela 11 - Análise estatística dos poluentes amostrados na primavera.	83
Tabela 12 - Coeficiente de correlação de Spearman para cada relação entre poluente e temperatura e umidade.	101
Tabela 13 - Avaliação final da concentração de NO ₂ de acordo com os parâmetros vigentes.	106

Apêndices

Tabela A 1 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante o verão.	118
Tabela A 2 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante o outono.	119
Tabela A 3 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante o inverno.	120
Tabela A 4 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante a primavera.	121
Tabela B 1 - Média horária dos parâmetros avaliados durante o verão.	122
Tabela B 2 - Média horária dos parâmetros avaliados durante o outono.	122
Tabela B 3 - Média horária dos parâmetros avaliados durante o inverno.	122
Tabela B 4 - Média horária dos parâmetros avaliados durante a primavera.	123

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Introdução Geral

CO	Monóxido de carbono
HC	Hidrocarbonetos
NO _x	Óxidos de nitrogênio

Capítulo 1 - Panorama e evolução das políticas públicas relacionadas à qualidade do ar no Brasil

Ar	Arsênio
Cd	Cádmio
C ₆ H ₆	Benzeno
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
HPA	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
MINTER	Ministério do Interior
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards
Ni	Níquel
OMS	Organização Mundial da Saúde
PNQA	Plano Nacional de Qualidade do Ar
PROCONVE	Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores
PROMOT	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares
PRONACOP	Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar
PTS	Partículas totais em suspensão
SISNAMA	Sistema Nacional de Meio Ambiente
US EPA	United States Environmental Protection Agency

Capítulo 2 - Avaliação comparativa entre emissões atmosféricas na área urbana e em uma área natural do município de Lages – SC

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CV	Coeficiente de variação
HC	Hidrocarboneto
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
LEL	Lower Explosive Limit
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
O ₂	Oxigênio
O ₃	Ozônio
PARNAMUL	Parque Natural Municipal
PC1	Ponto controle 1
PC2	Ponto controle 2

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (continuação)

PC3	Ponto controle 3
SEEG	Sistema de Estimativa de Emissão de Gases
SO ₂	Dióxido de enxofre
VOC's	Compostos orgânicos voláteis

Capítulo 3 - Avaliação a partir da quantificação das emissões atmosféricas em área urbana durante as quatro estações do ano na cidade de Lages – SC

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APV	Amostradores de Pequeno Volume
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CV	Coeficiente de variação
DERTRAN-SC	Departamento de Trânsito de Santa Catarina
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
HC	Hidrocarboneto
H ₂ S	Sulfeto de hidrogênio
ICOPLAN	Instituto de Consultoria e Planejamento S/A
LEL	Lower Explosive Limit
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
NO _x	Óxidos de nitrogênio
O ₂	Oxigênio
PF	Padrão Final
SO ₂	Dióxido de enxofre
VOC's	Compostos orgânicos voláteis

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	21
1.1 OBJETIVOS DA PESQUISA.....	23
1.1.1 Objetivo Geral	23
1.1.2 Objetivos Específicos.....	23
1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA.....	23
CAPÍTULO 1 - PANORAMA E EVOLUÇÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS À QUALIDADE DO AR NO BRASIL	25
INTRODUÇÃO.....	26
2 O ESTABELECIMENTO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS E DE QUALIDADE DO AR.....	27
2.1 PROGRAMA NACIONAL DE CONTROLE DE QUALIDADE DO AR	29
2.2 PLANO E PROGRAMA NACIONAIS DE QUALIDADE DO AR	31
2.3 PROGRAMA DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES.....	32
2.4 PROGRAMA DE CONTROLE DA POLUIÇÃO DO AR POR MOTOCICLOS E VEÍCULOS SIMILARES.....	33
3 POLÍTICAS PÚBLICAS DE QUALIDADE DO AR NOS ESTADOS UNIDOS E NA UNIÃO EUROPEIA	34
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
REFERÊNCIAS.....	37
CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA ÁREA URBANA E EM UMA ÁREA NATURAL DO MUNICÍPIO DE LAGES-SC	43
INTRODUÇÃO	44
2 METODOLOGIA	46
2.1 ÁREA DE ESTUDO	46
2.2 PONTOS DE CONTROLE	46
2.3 PONTOS DE COLETA NA ÁREA URBANA	49
2.4 AMOSTRAGEM	52
2.5 ANÁLISE DE DADOS	56
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
REFERÊNCIAS.....	64

CAPÍTULO 3 - AVALIAÇÃO A PARTIR DA QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM ÁREA URBANA DURANTE AS QUATRO ESTAÇÕES DO ANO NA CIDADE DE LAGES-SC	69
INTRODUÇÃO.....	70
2 METODOLOGIA.....	72
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	72
2.2 PONTOS DE COLETA NA ÁREA URBANA.....	74
2.3 AMOSTRAGEM.....	77
2.4 ANÁLISE DE DADOS.....	79
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	81
3.1 ESTATÍSTICA DESCRITIVA.....	81
3.2 ANÁLISE DE CORRELAÇÃO.....	98
3.3 COMPARAÇÃO COM A LEGISLAÇÃO.....	103
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	108
REFERÊNCIAS.....	109
CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS	114
REFERÊNCIAS GERAIS	115
APÊNDICES	118
APÊNDICE A – MÉDIAS OBTIDAS PARA POLUENTES E VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS EM CADA ESTAÇÃO DO ANO POR PONTO.....	118
APÊNDICE B – MÉDIAS HORÁRIAS OBTIDAS PARA CADA POLUENTE EM CADA ESTAÇÃO DO ANO.....	122

INTRODUÇÃO GERAL

As populações e suas atividades têm influenciado o cenário das mudanças ambientais, através das emissões antrópicas antes mesmo do que se imagina (ROMEO-LANKAO; QIN; BORBOR-CORDOVA, 2013). Pois, mesmo que em menor intensidade do que atualmente, a poluição atmosférica ocorre desde a descoberta do fogo, quando o homem o utilizava para manejo do solo. No entanto, o marco do reconhecimento da poluição atmosférica como um problema de saúde pública se deu a partir da Revolução Industrial (BRANCO; MURGEL, 2010).

Os avanços tecnológicos introduziram novas fontes de emissões atmosféricas ao ambiente, representadas pelos veículos automotores e as indústrias (AFSAR et al., 2019). Com isso, as emissões atmosféricas originadas nas áreas urbanas são provenientes das indústrias e especialmente os veículos, que são considerados a principal fonte de poluição do ar de origem antrópica (CAMARA, et al., 2015). Apesar de ter se alcançado um avanço tecnológico nos que diz respeito as emissões do motor, os veículos são responsáveis por quantidades expressivas de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HC), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado, além de contribuírem à formação de subprodutos que também apresentam impactos negativos à saúde humana (AMORIM et al., 2013a).

Os veículos automotores, bem como trens, embarcações marítimas e aviões, compreendem as fontes móveis de poluição atmosféricas. Contudo, há também as fontes fixas, representadas pelas usinas termoelétricas, incineradores de resíduos e fontes fixas naturais, como maresia e vulcanismo, mas as mais significativas e com maior potencial poluidor são as indústrias (IAP, 2020). As concentrações de poluentes originadas por estas fontes de emissão são consideradas resultados de interações entre o homem e o meio em que vive, configuradas pelas atividades antrópicas e os padrões climáticos locais, características da circulação atmosférica, vento, relevo, dentre outros fatores (DERÍSIO, 2017).

Dessa forma, a qualidade do ar está condicionada a fatores como as condições meteorológicas, que influenciam na diluição ou difusão dos poluentes presentes do ar, implicando na sua distribuição e concentração; a presença de vegetação, pois áreas verdes nos centros urbanos são capazes de atenuar a concentração dos poluentes atmosféricos; e a configuração urbana, que irá implicar nas características do tráfego

veicular (YIN et al., 2011; AMORIM et al., 2013b; MISKELL, et al., 2015; QI et al., 2019).

De modo geral, há duas variáveis que implicam na qualidade do ar. O primeiro fator considerado é a demonstração geográfica do local de amostragem, por há locais que são propensos a má qualidade do ar em função da topografia e do clima local (SKOULOUDIS; KASSOMENOS, 2014; TONG et al., 2018). Por outro lado, o segundo fator que deve ser avaliado é a taxa de emissão de poluentes, a qual é variável de acordo com as condições e características do fluxo de tráfego, associadas ao fluxo de vento local (SINGH; GOKHALE, 2015). Entretanto, há uma complexidade em afirmar a que fatores as concentrações de poluentes na atmosfera são decorrentes, das condições climáticas ou da fonte de emissão (GRANGE; CARSLAW, 2019).

A gestão do ar urbano é um grande desafio para os governos, pois deve-se controlar a qualidade do ar e destinar recursos para a melhoria da qualidade de vida dos habitantes, através de investimentos voltados para o transporte público, gerenciamento de tráfego e qualidade de combustível, e incentivos a meios de transporte alternativos (BAYAT et al., 2019). Sendo assim, a implementação das políticas públicas de mitigação da poluição atmosférica resulta de esforços e diálogos entre diversos interessados, como os formuladores e executores de políticas públicas, a população em geral, ou os empreendedores e investidores de diferentes setores econômicos do país ou região (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014).

Dessa forma, a poluição atmosférica tornou-se o centro dos debates mundiais e externalidades negativas provenientes das atividades antrópicas dos últimos vinte anos, por ser considerada um agente dos desequilíbrios urbano-ambientais da contemporaneidade (RODRIGUES et al., 2015). Apesar disto, os problemas de qualidade do ar persistem, principalmente nas cidades, onde a maior parte da população vive. Porém, devido ao contexto atual das mudanças climáticas, é necessária a implementação de medidas que vão além das medidas típicas adotadas, tornando as cidades mais sustentáveis (RAFAEL et al., 2018).

Diante do contexto global vivenciado em função da má qualidade do ar, objetivou-se com este estudo avaliar e quantificar as emissões atmosféricas na área urbana do município de Lages – SC, a fim de confrontar as concentrações obtidas com os padrões de qualidade dispostos pela legislação vigente. Pois, as políticas públicas de qualidade do ar são originadas a partir de evidências obtidas pela gestão do ar urbano, que servirão de suporte para o direcionamento de ações baseadas na

compreensão de problemas e possíveis soluções para a má qualidade do ar (BRUNT, et al., 2016; FRANCO et al., 2019).

1.1 OBJETIVOS DA PESQUISA

1.1.1 Objetivo Geral

O presente estudo apresenta como objetivo geral quantificar as emissões atmosféricas na área urbana do município de Lages, Santa Catarina.

1.1.2 Objetivos Específicos

i) Levantar o histórico das políticas públicas de qualidade do ar a partir de revisão bibliográfica, visando apresentar o cenário atual das ferramentas disponíveis e comparar com instrumentos utilizados nos Estados Unidos e na União Europeia;

ii) Associar as concentrações de poluentes atmosféricos obtidos no município de Lages com as variáveis meteorológicas temperatura ambiente e umidade relativa ambiente;

iii) Comparar os níveis de emissão atmosféricas entre uma área natural, localizada no município de Lages, e a área urbana da cidade;

iv) Quantificar as emissões atmosféricas dos poluentes monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂) e dióxido de enxofre (SO₂), na área urbana de Lages em escala temporal sazonal.

1.2 ESTRUTURA DA PESQUISA

A presente dissertação está estruturada em três capítulos. O primeiro capítulo apresenta um levantamento bibliográfico acerca da consolidação das políticas públicas de meio ambiente voltadas para a qualidade do ar no Brasil, a partir de um apontamento histórico e apresentação dos instrumentos políticos disponíveis atualmente, além da comparação dos padrões de qualidade dispostos na legislação brasileira vigente com os padrões dispostos nos Estados Unidos e na União Europeia. No segundo capítulo são apresentadas a descrição metodológica, resultados e conclusões da comparação entre concentrações de poluentes atmosféricos obtidos em uma área natural, representada pelo Parque Natural Municipal João José Theodoro da Costa Neto, e concentrações obtidas na área urbana do município de

Lages, além da correlação entre os poluentes e as variáveis meteorológicas temperatura e umidade relativa ambiente. O terceiro e último capítulo contém descrição metodológica, resultados e conclusões da avaliação das emissões atmosféricas de origem antrópicas na área urbana de Lages, a partir de sua quantificação, durante as quatro estações do ano. A avaliação consistiu na correlação entre as concentrações e variáveis meteorológicas, e por fim a verificação dessas concentrações com o padrão de qualidade de ar disposto na legislação vigente. Por fim são apresentadas as considerações finais gerais do estudo, que respondem às indagações apontadas nos objetivos da dissertação, concluindo o estudo, segundo o entendimento dos resultados dos capítulos anteriores e sugerindo futuros trabalhos nessa área.

CAPÍTULO 1 - PANORAMA E EVOLUÇÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS À QUALIDADE DO AR NO BRASIL

Resumo

As políticas públicas são ações realizadas pelo governo afim de propor medidas que supram as demandas da sociedade. Visto que a poluição atmosférica é considerada um grande problema das áreas urbanas, pois é uma ameaça à saúde da população, torna-se necessária a implementação de políticas públicas voltadas a melhoria da qualidade do ar. Nesse sentido, objetivou-se retratar o histórico da consolidação das políticas públicas ambientais voltadas para a qualidade do ar no Brasil, apresentando um cenário atual das políticas públicas disponíveis nesse segmento, e comparando-as com instrumentos utilizados nos Estados Unidos e na União Europeia. Assim, através da instituição da Política Nacional do Meio Ambiente, em 1981, Lei nº 6.938, criou-se o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo, responsável pelo estabelecimento das políticas públicas de qualidade do ar existentes no Brasil. As políticas públicas adotadas nos Estados Unidos e na União Europeia se assemelham às brasileiras, no entanto, os padrões de qualidade do ar no Brasil são mais rígidos. Contudo, os programas estabelecidos pelo CONAMA não têm demonstrado muitos avanços, pois atualmente, mais da metade dos estados brasileiros não possuem uma rede de monitoramento de qualidade do ar.

Palavras-chave: Política Ambiental. Qualidade do ar. Comando e controle.

CAPTHER 1 - OVERVIEW AND EVOLUTION OF PUBLIC POLICIES RELATED TO AIR QUALITY IN BRAZIL

Abstract

Public policies are actions taken by the government in order to propose measures that meet the demands of society. Since air pollution is considered a major problem in urban areas, by being a threat to the health of the population, it makes necessary to implement public policies aimed to improving air quality. In this sense, the objective was to portray the history of the consolidation of public environmental policies aimed towards air quality in Brazil, presenting a current scenario of the public policy tools available in this segment, and comparing them with the instruments used in the United States and the European Union. Thus, through the establishment of the National Environment Policy in 1981, Law nº 6,938, the National Environment Council (CONAMA) was created, a consultative and deliberative body responsible for the establishment of public air quality policies in Brazil. The public policies adopted in the United States and the European Union are similar to the Brazilians, however, the air quality standards in Brazil are stricter. Yet, the programs established by CONAMA have not shown much progress, currently, more than half of the Brazilian states do not have an air quality monitoring network.

Keywords: Public policies. Air quality. Command and control.

INTRODUÇÃO

O Estado brasileiro sofreu inúmeras mudanças com o passar do tempo, pois entre os séculos XVIII e XIX o seu principal objetivo era a segurança pública e a defesa externa. No entanto, a expansão da democracia diversificou as responsabilidades do Estado, tornando-se comum a ideia de compromisso com bem-estar da sociedade. Assim, é necessário o desenvolvimento de ações, por parte do governo, que atinjam resultados através da utilização das políticas públicas (SEBRAE, 2008).

As políticas públicas são consideradas uma área multidisciplinar, que de forma sintetizada, representam o campo do conhecimento que busca colocar o governo em ação e/ou analisar essa ação, e quando necessário, propor medidas que transformem o sentido dessas ações. Após delineadas, as ações tornam-se planos, programas, bases de dados ou sistemas de informações (HOCHMAN; ARRETCHE; MARQUES, 2007). As políticas públicas representam um compromisso público exercido pelo Estado, em diversas áreas como economia, política, cultura, ambiente e etc. (PECCATIELLO, 2011).

Os atores envolvidos no processo de formulação das políticas públicas envolve o estado e a sociedade civil organizada. Os atores estatais são provenientes do Governo ou Estado, e os privados são representados pelos membros da sociedade civil, como a imprensa, grupos de pesquisa, sindicatos patronais, dentre outros (SEBRAE, 2008). Contudo, a definição e implementação das políticas públicas cabe aos governos, apesar do reconhecimento de que segmentos não-governamentais participam da formulação. Por isso, admite-se que o Estado não opta por políticas públicas definidas exclusivamente a partir dos interesses daqueles que estão no poder (SOUZA, 2006).

A problemática ambiental apresenta uma relação direta com as políticas públicas, pois, através do aparato legal e da determinação de intervenções político-administrativas, as políticas públicas suprem as demandas sociais (PECCATIELLO, 2011). Comumente, são compartimentadas de acordo com critérios temáticos, sendo agrupadas em três segmentos: 1) políticas econômicas; 2) políticas sociais e 3) políticas territoriais. Por sua vez, as políticas ambientais são enquadradas nas políticas territoriais, quando abordadas de maneira abrangente e relacionada com os demais segmentos (VALLEJO, 2005).

O desenvolvimento das políticas públicas de meio ambiente conta com um conjunto de instrumentos bastante extensos, os quais possuem diferentes características e particularidades que devem ser conhecidos e explicitados, e ainda são classificados em quatro tipos principais. As tipologias dos instrumentos de política ambiental são: instrumentos regulatórios ou de comando e controle, instrumentos econômicos, instrumentos de cooperação e acordos voluntários, e instrumentos de informação (MOURA, 2016).

Nos últimos vinte anos as questões socioambientais tornam-se o centro dos debates mundiais e externalidades negativas provenientes das atividades antrópicas, e a poluição atmosférica é considerada um agente dos desequilíbrios urbano-ambientais da contemporaneidade (RODRIGUES et al., 2015). De acordo com Fellenberg (2003), as substâncias emitidas para o ar atmosférico, que configuram a poluição atmosférica, são capazes de atuar sobre o homem, os animais e as plantas, tornando essa ação antrópica prejudicial e um dos mais graves problemas das áreas urbanas na atualidade. Sendo assim, a implementação das políticas públicas de mitigação da poluição atmosférica resulta de esforços e diálogos entre diversos interessados, como os formuladores e executores de políticas públicas, a população em geral, ou os empreendedores e investidores de diferentes setores econômicos do país ou região (MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014).

Áreas setoriais como ambiente, saúde e educação, têm se voltado para o estudo sobre as políticas públicas, aumentando o número de publicações a esse respeito (BRASIL; CAPELLA, 2016). Souza (2003), ainda afirma que não há dúvidas sobre o crescimento da área de políticas públicas na pesquisa acadêmica realizada no Brasil, nos mais diversos campos de conhecimento. Neste contexto, objetivou-se com o presente trabalho retratar o histórico da consolidação das políticas públicas ambientais voltadas para a qualidade do ar no Brasil, apresentando um cenário atual das ferramentas de políticas públicas disponíveis nesse segmento, e as comparando com instrumentos utilizados nos Estados Unidos e na União Europeia.

2 O ESTABELECIMENTO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS AMBIENTAIS E DE QUALIDADE DO AR

Em meados dos anos de 1960 iniciaram-se os debates sobre políticas ambientais no Brasil, e na década seguinte os estados passaram a assumir a responsabilidade da gestão ambiental brasileira (BORINELLI et al., 2018). Diante

disto, há dois marcos dessa descentralização, o primeiro ocorreu em 31 de agosto de 1981, com a instituição da Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6.938, que objetiva a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar condições ao desenvolvimento socioeconômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana; e o segundo marco é representado pela Constituição Federal de 1988, a qual, de forma geral, fixa normas para a cooperação entre entes federados, incluindo a proteção do meio ambiente e combate à poluição (BRASIL, 1981; BRASIL, 1988; MOURA, 2016).

Os problemas relacionados a qualidade do ar não são recentes, pois até mesmo os primórdios da história terrestre já sofriam com os lançamentos de poluentes na atmosfera. Os incômodos a população local no passado, no que diz respeito a poluição atmosférica, eram ocasionados a partir de incêndios florestais, naturais ou causados pelo homem, além de processos primitivos de aquecimento doméstico e cozimento de alimentos (CAVALCANTI, 2010).

Entretanto, as preocupações com a poluição atmosférica já existem antes mesmo dos debates sobre as questões de políticas públicas voltadas para o meio ambiente. Assim, a Revolução Industrial e o início do sistema de urbanização, começados na metade do século XVIII, tornaram os efeitos provenientes da poluição do ar uma questão de saúde pública (BAKONYI et al., 2004). Portanto, a qualidade do ar está cada vez mais comprometida, pois grande parte das atividades cotidianas da população contribuem para a poluição da atmosfera, principalmente através da utilização dos veículos e da operação das indústrias (BRANCO; MURGEL, 2010).

Segundo Branco e Murgel (2010), é necessária uma vigilância contínua sobre as interferências sofridas pela atmosfera, para que se possa respirar um ar com composição adequada e saudável, e o controle e vigilância devem ser realizados através da identificação e quantificação de substâncias poluentes. Nesse sentido, as políticas públicas voltadas à melhoria da qualidade do ar surgiram através do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), instituído pela Lei nº 6.938/81 (MMA, 2011).

Dessa forma, destaca-se que as políticas públicas brasileiras voltadas para melhoria da qualidade do ar estão em aprimoramento e desenvolvimento a cerca de quarenta anos, conforme Figura 1, a qual demonstra a sua evolução ao longo do tempo. Tais medidas políticas abrangem diversos segmentos como automobilístico,

incluindo veículos leves, pesados e motocicletas, e industrial, além de padrões definidos que priorizam a saúde da população.

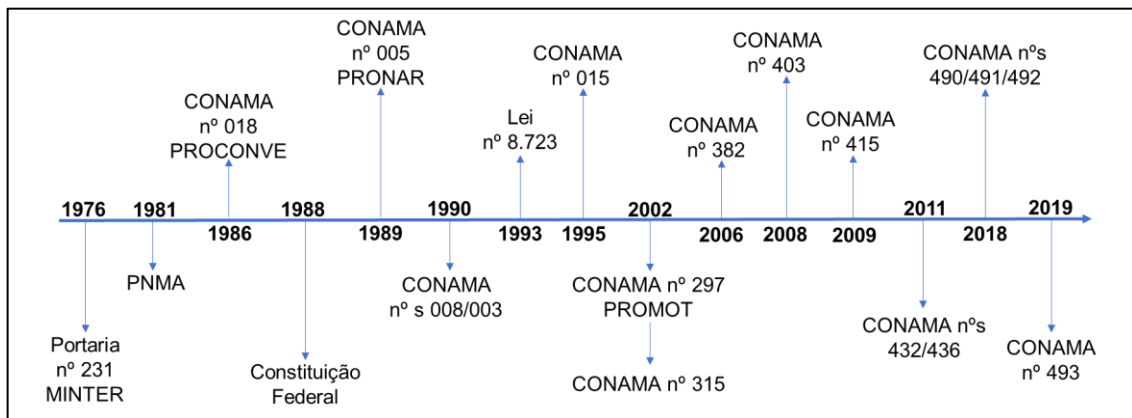


Figura 1- Evolução das políticas públicas de qualidade do ar no Brasil.

2.1 Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar

A acentuada presença de compostos e partículas na atmosfera, bem como a intensidade e concentração, configuram problemas de qualidade do ar que ocasionam efeitos negativos sobre a saúde, bem-estar público, edificações, fauna e flora. Assim, é imprescindível o monitoramento dos compostos prejudiciais (MAIA; NETTO; COSTA, 2019). A primeira legislação implementada no Brasil, visando o controle das emissões atmosféricas foi a Portaria do Ministério do Interior (MINTER) de nº 231, de 27 de abril de 1976 (BRASIL, 1976). Porém, de acordo com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (2020), após a criação de um programa de controle para fontes móveis, o Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), identificou-se a necessidade da criação de um programa para o controle de emissões de fontes fixas.

Sendo assim, em 15 de junho de 1989, institui-se a Resolução CONAMA nº 005, que criou o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR). O PRONAR objetivou orientar e controlar a poluição atmosférica, envolvendo estratégias normativas, como o estabelecimento de padrões de qualidade do ar e de emissão na fonte, a implantação de uma política de prevenção de deterioração da qualidade do ar, a implementação da rede nacional de monitoramento do ar e o desenvolvimento de inventários de fontes e poluentes atmosféricos prioritários. A fim de complementar a CONAMA nº 005/89, em 06 de dezembro de 1990, foi instituída a Resolução nº 008.

Essa resolução estabeleceu limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para os processos de combustão externa de fontes fixas (BRASIL, 1989; BRASIL, 1990b).

Conforme previsto no PRONAR, o primeiro dispositivo resultante de uma estratégia normativa foi a Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990, a qual dispõe sobre os padrões de qualidade do ar (BRASIL, 1990a), e substituiu os padrões instituídos pela Portaria MINTER nº 231/76 (BRASIL, 1976). Esses padrões foram então definidos a partir de concentrações de poluentes atmosféricos, que quando ultrapassadas podem afetar a saúde, segurança e bem-estar da população, e ocasionar danos ao meio ambiente em geral (IBAMA, 2020).

Dessa forma, a CONAMA nº 003/90 classificou os padrões de qualidade do ar em Primário e Secundário, sendo: Padrão Primário as concentrações de poluentes que quando ultrapassadas podem afetar a saúde da população e Padrão Secundário concentrações abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, flora, materiais e ao ambiente. Essa resolução determinou também os métodos de amostragem e análise dos poluentes atmosféricos, estabeleceu os Níveis de Qualidade do Ar para elaboração do Plano de Emergência para Episódios Críticos de Poluição do Ar, e designou responsabilidade aos estados pelo monitoramento da qualidade do ar (BRASIL, 1990a).

No entanto, em 19 de novembro de 2018, a Resolução CONAMA nº 491 revogou a nº 003/90, estabelecendo novos padrões de qualidade do ar, e também, alterou algumas determinações instituídas na CONAMA nº 005/89, como uma nova classificação para os padrões, sendo então: Padrões de Qualidade do Ar Intermediários e Final, em que os intermediários são valores temporários a serem cumpridos em etapas e os finais correspondem aos valores definidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2005 (BRASIL, 2018b).

Em 26 de dezembro de 2006, é definido um instrumento normativo para controle de emissões de fontes fixas, a Resolução CONAMA nº 382. Considerando o disposto no PRONAR, essa resolução estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas, por tipologia de fonte (BRASIL, 2006). Contudo, objetivando complementar a CONAMA nº 382/06, a Resolução CONAMA nº 436, de 26 de dezembro de 2011, definiu limites máximos para emissão de poluentes

atmosféricos de fontes fixas àquelas instaladas ou com pedido de licença para instalação anterior a 02 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2011b).

Assim, com objetivo de instrumentalizar a gestão proposta pelo PRONAR, outros programas foram incorporados, são eles: PROCONVE, Programa Nacional de Controle da Poluição Industrial (PRONACOP), Programa Nacional de Avaliação da Qualidade do Ar; Programa Nacional de Inventário de Fontes Poluidoras do Ar e Programas Estaduais de Controle da Poluição do Ar (MMA, 2009). Entretanto, os Programas Estaduais de Controle de Poluição do Ar não foram implementados, apesar de os estados terem se comprometido em emitir relatórios de qualidade do ar, o termo não foi cumprido (IBAMA, 2020).

2.2 Plano e Programa Nacionais de Qualidade do ar

De 09 a 12 de dezembro de 2009, ocorreu em Brasília a 1ª Conferência Nacional de Saúde Ambiental, que concebeu o Plano Nacional de Qualidade do Ar (PNQA). O PNQA apresentou como objetivo principal proteger o meio ambiente e a saúde humana dos efeitos da contaminação atmosférica, por meio da implantação de uma política contínua e integrada de gestão da qualidade do ar no país, além dos objetivos estratégicos de reduzir a concentração dos contaminantes na atmosfera e integrar políticas públicas e instrumentos que alcancem as metas de qualidade do ar temporariamente definidas (MMA, 2009).

De acordo com Cavalcanti (2010), na implementação do PNQA, a maior parte das ações previstas já estavam em andamento através das resoluções CONAMA, pois ações para fontes fixas já estavam previstas no PRONAR, e para as fontes móveis, as ações já estavam sendo executadas a partir do PROCONVE. E de forma a complementar a legislação vigente, uma série de instrumentos legais foram atribuídos aos estados, a fim de controlar a poluição e prevenir a degradação da qualidade do ar (CAVALCANTI, 2010).

Objetivando melhorar as políticas públicas visando o combate da poluição do ar nas cidades, o Programa Nacional de Qualidade do Ar contou com a criação da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar, em 05 de junho de 2019. O programa apresenta o propósito de instalar uma rede de monitoramento em cada uma das capitais brasileiras, para a verificação do nível de concentração dos poluentes atmosféricos, e assim propor medidas e ações que visem a melhoria da qualidade do ar (MMA, 2019).

No entanto, dados levantados pelo Instituto Saúde e Sustentabilidade, em parceria com o Ministério Público Federal, revelaram que 20, das 27 unidades federativas no Brasil, não realizam, ou realizam de forma ineficiente, o monitoramento da qualidade do ar. Esse número corresponde a 74% das unidades federativas, sendo que 319, de um total de 375 estações, situam-se na região Sudeste, além de que quase metade das estações em território brasileiro pertencem a empreendimentos privados (INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE, 2019).

2.3 Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

A deficiência de políticas públicas de transporte em massa, as crescentes taxas de urbanização, o crescimento econômico, dentre outros fatores, levou a um aumento expressivo da motorização individual. Assim, em 6 de maio de 1986, o PROCONVE foi instituído pela Resolução CONAMA nº 018, que definiu os primeiros limites de emissão veicular (MMA, 2013; BRASIL, 1986). Essa resolução foi assegurada pela Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, obrigando os fabricantes de motores, de veículos, e de combustíveis a tomarem as providências necessárias para reduzir a emissão de determinados compostos poluentes nos veículos comercializados no país, obedecendo os limites e prazos estabelecidos (BRASIL, 1993).

Conforme Júnior e Souza (2018), há três décadas o PROCONVE acompanha a evolução da tecnologia dos veículos brasileiros, contribuindo para a redução das emissões de poluentes tóxicos. Com isso, foram estabelecidas fases de estratégia de implantação, tanto de escapamento quanto de emissões evaporativas, para o controle de diferentes gases nos veículos leves. As duas primeiras fases, L-1 e L-2, foram estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 018/86, tais fases caracterizavam inovações tecnológicas e alterações nos veículos leves, que seguissem o cumprimento e adequação dos padrões estabelecidos (BRASIL, 1986).

Em 13 de dezembro de 1995, a Resolução CONAMA nº 015, estabeleceu os limites de emissões para veículos comerciais, como *vans* e *pick-ups*, e a fase L-3 do controle de emissões, a qual visava melhorias para o motor do veículo. Contudo, uma nova resolução, a CONAMA nº 315, de 20 de novembro de 2002, implementou limites de emissões para as fases L-4 e L-5, adotadas a partir de 2007 e de 2009, respectivamente (BRASIL, 1995; BRASIL, 2002b).

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2013), a Resolução CONAMA nº 415, de 24 de setembro de 2009, implementou a fase L-6, que reduziu limites de

emissão para motores a gasolina ou de combustível duplo, além de alterar as Resoluções números 018/86, 015/95 e 315/02, estabelecendo novos limites para emissão de veículos automotores leves de passageiros e reduziu os limites máximos de emissão para os veículos leves comerciais (BRASIL, 2009). E por fim, as fases L-7 e L-8 foram estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 492, em 20 de dezembro de 2018, as quais corresponderam às exigências do PROCONVE, para veículos automotores leves novos de uso rodoviário, alterando a Resolução nº 015/95 (BRASIL, 2018c).

Com relação aos veículos pesados, Habermann e Gouveia (2012) destacam a necessidade de regulamentação das emissões também dessa categoria de veículos. Dessa forma, bem como para os veículos leves, foram estabelecidas fases estratégicas de implementação, sendo as cinco primeiras fases, P-1, P-2, P-3, P-4 e P-5, instruídas pela CONAMA nº 018/86. As fases objetivaram a redução de emissões gasosas e material particulado, e o aumento da potência do combustível.

A fase P-6 não foi instituída, desobedecendo as orientações presentes na CONAMA nº 312/02, pois ocorreram atrasos na especificação do diesel a ser comercializado no Brasil, inviabilizando a produção (MMA, 2013). Diante desse impasse, em 12 de novembro de 2008, publicou-se a Resolução CONAMA nº 403, que dispôs sobre a nova fase P-7 de exigência do PROCONVE para veículos pesados novos, posteriormente, complementada pela CONAMA nº 415/09 (BRASIL, 2009). O marco principal da P-7 foi a melhoria expressiva dos combustíveis, a partir do estabelecimento de teor máximo de enxofre (MMA, 2013; BRASIL, 2008).

Conforme a Resolução CONAMA nº 490, de 16 de novembro de 2018, serão aplicáveis os novos limites máximos de emissão para veículos pesados novos e para os demais veículos pesados, de uso rodoviário, a partir de 1º de janeiro de 2022 e 1º de janeiro de 2023, respectivamente. Essa resolução estabelece a fase P-8 de exigências do PROCONVE para o controle das emissões de gases poluentes, e também de ruído (BRASIL, 2018a).

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

Um novo segmento de veículos apresenta um crescimento notável no Brasil, as motocicletas, pois corresponde ao setor econômico de prestação de serviços de entregas nas regiões urbanas, e estima-se que um carro roda em média 30 quilômetros por dia, enquanto uma motocicleta percorre até 180 quilômetros. Diante

disto, tornou-se necessário o estabelecimento de um programa específico para o controle das emissões dessa categoria, em decorrência dos elevados fatores de emissão quando comparado aos veículos novos (MMA, 2020).

Dessa forma, o CONAMA institui a Resolução nº 297, em 26 de fevereiro de 2002, a qual estabeleceu os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. E bem como definido no PROCONVE, para veículos leves e pesados, o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT) denominou fases, M-1, M-2 e M-3, para a vigência de determinado limite de emissão e a entrada em vigor de limites mais restritivos. As fases contemplam inovações tecnológicas nos ciclomotores e similares que possibilitam a redução das emissões (BRASIL, 2002a; MMA, 2020). Uma nova fase, a M-4, foi proposta pela Resolução CONAMA Nº 432, de 13 de julho de 2011, para o controle de emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, e deu outras providências. Os procedimentos de ensaio dessa nova fase, para determinação dos gases, passaram a ser os previstos na regulamentação da Comunidade Europeia (BRASIL, 2011a).

Contudo, em 24 de junho de 2019, as Resoluções números 297/02 e 432/11 foram alteradas pela Resolução CONAMA nº 493, que estabeleceu limites máximos de emissão de poluentes provenientes de motocicletas, ciclomotores, triciclos e quadriciclos, a partir de 1º de janeiro de 2023 para novos modelos e, a partir de 1º de janeiro de 2025, para todos os modelos (BRASIL, 2019).

3 POLÍTICAS PÚBLICAS DE QUALIDADE DO AR NOS ESTADOS UNIDOS E NA UNIÃO EUROPEIA

A Organização Mundial da Saúde (OMS) relaciona a poluição atmosférica com problemas de saúde, visto que é responsável pela apresentação de diretrizes gerais para a elaboração de políticas públicas sobre a saúde. Assim, a OMS estabelece recomendações a respeito das concentrações de determinados poluentes, no entanto, concede a cada país a determinação de seus próprios padrões de qualidade do ar (SANTANA et al., 2012).

Nos Estados Unidos a primeira e mais importante ação regulatória implementada foi a Lei do Ar Limpo (*Clean Air Act*), em 1963. Já a Europa estabeleceu os primeiros padrões para emissões veiculares no ano de 1970. Entretanto, o grande marco internacional de orientação e regulamentação de políticas públicas locais

voltadas para a qualidade do ar ocorreu no ano de 1979, na Conferência sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça de Longo Alcance (*Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution - LRTAP*) (SLOVIC; RIBEIRO, 2018).

De acordo com Goodman et al., (2020), a Lei do Ar limpo, dos Estados Unidos, determina que a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency - US EPA*) é responsável pelo estabelecimento dos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar Ambiente (*National Ambient Air Quality Standards – NAAQS*) primários e secundários. Diante disto, torna-se obrigatória a análise de dados científicos disponíveis, sobre a poluição do ar, a cada cinco anos para a revisão dos padrões, se devem ser mantidos ou reformulados, com base nas relações causais entre os poluentes atmosféricos em questão e os efeitos na saúde na população.

Segundo Gemmer e Xiao, (2013), no ano de 2008 entrou em vigor na União Europeia a Nova Diretiva de Qualidade do Ar (*New Air Quality Directive*), Diretiva 2008/50/CE. Essa diretiva dispõe sobre a qualidade do ar ambiente e seus padrões são considerados uns dos mais restritivos do mundo. Porém, a Diretiva 2008/50/CE apresenta instrumentos que flexibilizam o seu cumprimento de acordo com as realidades econômicas, sociais, políticas e culturais de cada membro (SANTANA et al., 2012). Sendo assim, o estabelecimento de limites rígidos é considerado um sucesso, pois as emissões estão sendo reduzidas e os padrões estão sendo ratificados, contudo, medidas complementares são aplicadas para que as metas a longo prazo sejam atingidas (GEMMER; XIAO, 2013).

Diante do exposto, embora os parâmetros de qualidade do ar estabelecidos no Brasil serem aqueles propostos pela OMS, os padrões apresentados na Lei do Ar Limpo americana e na Diretiva 2008/50/CE da União Europeia, que dispõem de parâmetros próprios, são próximos. A Diretiva 2008/50/CE apresenta três padrões iguais aos propostos no Brasil, enquanto a lei americana apresenta apenas um semelhante (EUA, 1970; UNIÃO EUROPEIA, 2008; BRASIL, 2018b).

Contudo, de forma geral, conforme pode-se observar na Tabela 1, comparando os valores dos parâmetros, que possuem o mesmo tempo de exposição mas não são iguais no Brasil, na União Europeia e nos Estados Unidos, os padrões finais brasileiros são os mais rígidos. Entretanto, alguns padrões se diferem pelo fato de o período de referência de exposição não ser o mesmo. A legislação brasileira é a única a indicar

padrões para as partículas totais em suspensão (PTS) e para fumaça, e a europeia para os compostos benzeno (C₆H₆), Cádmio (Cd), Arsênio (Ar), Níquel (Ni) e Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA). Por fim, a legislação americana apresenta os padrões mais altos, e conta com apenas sete poluentes, enquanto a brasileira e da União Europeia apresentam nove e quatorze, respectivamente (UNIÃO EUROPEIA, 2008; BRASIL, 2018a; US EPA, 2021).

Tabela 1 - Comparativo dos padrões de qualidade do ar estabelecidos pelas legislações Brasileira, Americana e Europeia.

Poluente	Brasil		União Europeia		Estados Unidos	
	Tempo de amostragem	[]	Tempo de amostragem	[]	Tempo de amostragem	[]
MP ₁₀	24 horas	50 µg/m ³	24 horas	50 µg/m ³	24 horas	150 µg/m ³
	Anual	20 µg/m ³	Anual	40 µg/m ³		
MP _{2,5}	24 horas	25 µg/m ³	Anual	25 µg/m ³	24 horas	35 µg/m ³
	Anual	10 µg/m ³			Anual	15 µg/m ³
SO ₂	24 horas	20 µg/m ³	24 horas	125 µg/m ³	3 horas	0,5 ppm
	Anual	-	1 hora	350 µg/m ³	1 hora	75 ppb
NO ₂	1 hora	200 µg/m ³	1 hora	200 µg/m ³	1 hora	100 ppb
	Anual	40 µg/m ³	Anual	40 µg/m ³	Anual	53 ppb
	Tempo de amostragem	[]	Tempo de amostragem	[]	Tempo de amostragem	[]
O ₃	8 horas	100 µg/m ³	8 horas	120 µg/m ³	8 horas	0,070 ppm
Fumaça	24 horas	50 µg/m ³	-	-	-	-
	Anual	20 µg/m ³				
CO	8 horas	9 ppm	8 horas	10 ppm	8 horas	9 ppm
					1 hora	35 ppm
PTS	24 horas	240 µg/m ³	-	-	-	-
	Anual	80 µg/m ³				
Pb	Anual	0,5 µg/m ³	Anual	0,5 µg/m ³	Média móvel trimestral	0,15 µg/m ³
C ₆ H ₆	-	-	Anual	5 µg/m ³	-	-
As	-	-	Anual	6 ng/m ³	-	-
Ni	-	-	Anual	20 ng/m ³	-	-
Cd	-	-	Anual	5 ng/m ³	-	-
HPA	-	-	Anual	1 ng/m ³	-	-

Fonte: Adaptado de UNIÃO EUROPEIA, 2008; BRASIL, 2018a; US EPA, 2021.

Notas: Concentração ([]); MP = Material Particulado; Dióxido de Enxofre (SO₂); Dióxido de Nitrogênio (NO₂); Ozônio (O₃); Monóxido de Carbono (CO); Partículas Totais e Suspensão (PTS); Chumbo (Pb); Benzeno (C₆H₆); Arsênio (As); Níquel (Ni); Cádmio (Cd); Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As políticas públicas empreendidas no Brasil, a fim de promover a melhoria da qualidade do ar, são bastante completas e têm se aprimorado com os passar dos anos. Contribui para isso o fato de os programas de controle de qualidade do ar contarem com diversos instrumentos, tais como uso de combustíveis mais limpos e o uso de tecnologias inovadoras.

No entanto, os resultados encontrados a partir das determinações apresentadas nos programas de qualidade do ar não demonstram muitos avanços, pois a inexistência de monitoramento adequado resulta na incapacidade de avaliar se a qualidade do ar melhorou ou não por conta da implantação das políticas públicas. A adoção de um monitoramento de qualidade do ar mais intensivo é uma lacuna no Brasil, pois somente via acompanhamento desses dados é que se teria uma ideia mais precisa sobre os efeitos das políticas públicas e se elas deveriam ou não ajustar seus parâmetros.

Assim, o cenário apresentado permanece sem muitas modificações, visto que há trinta anos o CONAMA, através da Resolução nº 003/90, designou aos estados a responsabilidade de monitoramento de qualidade do ar, e ainda assim mais de 70% dos estados não possuem uma rede de monitoramento. Embora os padrões brasileiros sejam os mais rígidos, quando comparados aos americanos e os da União Europeia, é possível verificar que na prática a União Europeia apresenta maior sucesso no cumprimento das políticas públicas estabelecidas.

REFERÊNCIAS

BAKONYI, S. M. C.; DANNI-OLIVEIRA, I. M.; MARTINS, L. C.; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 38, n. 5, p. 695-700, 2004.

BORINELLI, B.; GALLASSI, J. N.; MOSTAGI, N. C.; GONÇALEZ, G. A.; DE ALMEIDA, D. C. Difusão dos instrumentos da política ambiental nos estados brasileiros: um estudo exploratório. **Tecnologias para a Sustentabilidade: Debates Interdisciplinares IX**, Palhoça, 2018. DOI: 10.19177/978-85-8019-207-0.63-86.

BRANCO, S. M. MURGEL, E. Poluição do ar. 2ª. ed. Curitiba: Moderna, 2010, 112 p.

BRASIL. Constituição de 1988. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. **Diário Oficial [da] União**, de 05 de outubro de 1988, Seção 1.

BRASIL, F. G.; CAPELLA, A. C. N. Os Estudos das Políticas Públicas no Brasil: passado, presente e caminhos futuros da pesquisa sobre análise de políticas. **Revista Política Hoje**, Pernambuco, v. 25, n. 1, p. 71-90, 2016.

BRASIL. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 02 de setembro de 1981.

BRASIL. Lei nº **8.723, de 28 de outubro de 1993**. Dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 28 de outubro de 1993.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 018, de 06 de maio de 1986. Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores – PROCONVE. **Diário Oficial [da] União**, de 17 de jun. 1986, Seção 1, p. 8792-8795.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 005, de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. **Diário Oficial [da] União**, de 25 de agosto de 1989, Seção 1, p. 14713-14714.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 003, de 28 de junho de 1990a. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial [da] União**, de 22 de agosto de 1990, Seção 1, p. 15937-15939.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 008, de 6 de dezembro de 1990b. Dispõe sobre o estabelecimento de limites máximos de emissão de poluentes no ar para processos de combustão externa de fontes fixas de poluição. **Diário Oficial [da] União**, de 28 de dezembro de 1990, Seção 1, p. 25539.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 015, de 13 de dezembro de 1995. Dispõe sobre a nova classificação dos veículos automotores para o controle da emissão veicular de gases, material particulado e evaporativo, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 29 de dezembro de 1995, Seção 1, p. 22876-22877.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 297, de 26 de fevereiro de 2002a. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. **Diário Oficial [da] União**, de 15 de março de 2002, Seção 1, p. 86-88.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 315, de 29 de outubro de 2002b. Dispõe sobre a nova etapa do programa de Controle de Emissões veiculares – PROCONVE. **Diário Oficial [da] União**, de 20 de novembro de 2002, Seção 1, p. 90-92.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 382, de 26 de dezembro de 2006. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. **Diário Oficial [da] União**, de 02 de janeiro de 2007, Seção 1, p. 131-137.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 403, de 11 de novembro de 2008. Dispõe sobre a nova fase de exigência do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores PROCONVE para veículos pesados novos (Fase P-7) e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 12 de novembro de 2008, Seção 1, p. 92.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 415, de 24 de setembro de 2009. Dispõe sobre nova fase (PROCONVE L6) de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 25 de setembro de 2009, p. 53-54.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 432, de 13 de julho de 2011a. Estabelece novas fases de controle de emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 14 de julho de 2011, p. 69.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 436, de 22 de dezembro de 2011b. Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a 02 de janeiro de 2007. **Diário Oficial [da] União**, de 26 de dezembro de 2011, p. 304-311.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 490, de 16 de novembro de 2018a. Estabelece a Fase PROCONVE P8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE para o controle das emissões de gases poluentes e de ruído para veículos automotores pesados novos de uso rodoviário e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 21 de novembro de 2018, Seção 1, p. 153

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018b. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial [da] União**, de 21 de novembro de 2018, Seção 1, p. 155-156.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 492, de 20 de dezembro de 2018c. Estabelece as Fases PROCONVE L7 e PROCONVE L8 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE para veículos automotores leves novos de uso rodoviário, altera a Resolução CONAMA nº 15/1995 e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**, de 24 de dezembro de 2018, Seção 1, p. 141.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 493, de 26 de junho de 2019. *Estabelece a Fase PROMOT M5 de exigências do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos similares - PROMOT para controle de emissões de gases poluentes e de ruído por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, altera as Resoluções CONAMA nº 297/2002 e nº 432/2011, e dá outras providências. Diário Oficial [da] União*, de 26 de junho de 2019.

BRASIL. Portaria do Ministério do Interior de nº 231, de 27 de abril de 1976. Estabelece padrões nacionais de qualidade do ar para material particulado, dióxido de enxofre, monóxido de carbono e oxidantes fotoquímicos. *Diário Oficial [da] União*, de 07 de maio de 1976, Seção 1, p. 20.

CAVALCANTI, P. M. P. S. *Modelo de Gestão da Qualidade do Ar – Abordagem Preventiva e Corretiva*. 2010. 269 f. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.

EUA-Clean Air Act. Resource Conservation and Recovery Act (RCRA), Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act, Emergency Planning and Community Right-to Know Act and amendments to these acts including the Federal Facilities Compliance Act, 1970. Disponível em: <<http://www2.epa.gov/clean-air-act-overview>>. Acesso em: 23 abr. 2020.

FELLENBERG, G. *Introdução aos problemas da poluição ambiental*. São Paulo. EPU: Springer: Ed. Da Universidade de São Paulo, 2003, 196 p.

GEMMER, M.; XIAO, B. Air Quality Legislation and Standards in the European Union: Background, Status and Public Participation. *Advances in Climate Change Research*, v. 4, n. 1, p. 50-59, 2013.

GOODMAN, J. E.; PRUEITT, R. B.; HARBISON, R. D.; JOHNSON, G. T. Systematically Evaluating and Integrating Evidence in National Ambient Air Quality Standards Reviews. *Global Epidemiology* (2020), <https://doi.org/10.1016/j.gloepi.2020.100019>.

HABERMANN, M.; GOUVEIA, N. Tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos. *Revista Saúde Pública*, São Paulo, v. 46, n. 1, p. 26-33, 2012.

HOCHMAN, G.; ARRETCHE, M. T. S.; MARQUES, E. *Políticas Públicas no Brasil*. Rio de Janeiro, **Fiocruz**, 2007.

IBAMA- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. PRONAR – Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar, 2020. Disponível em: <https://ambientes.ambientebrasil.com.br/urbano/programas_e_projetos/pronar_-_programa_nacional_de_controle_de_qualidade_do_ar.html>. Acesso em: 16 abr. 2020.

INSTITUTO SAÚDE E SUSTENTABILIDADE. **Lançamento da análise de monitoramento da qualidade do ar no Brasil-2019**, 2019. Disponível em: <<https://www.saudeesustentabilidade.org.br/acoes/lancamento-da-analise-do-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil-2019/>>. Acesso em: 22 abr. 2020.

JÚNIOR, O. S.; SOUZA, M. T. S. A regulamentação como indutora de tecnologias ambientais para a redução de emissões tóxicas em veículos leves no Brasil. **Cadernos EBAPE.BR**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, out./dez. 2018.

MAIA, J. L. M.; NETTO, V. M. COSTA, B. L. G. Forma urbana e poluição atmosférica: impactos na cidade do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, Curitiba, v. 11, 2019.

MIRAGLIA, S. G. K.; GOUVEIA, N. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v.19, n. 10, p. 4141-4147, 2014.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compromisso pela Qualidade do Ar e Saúde Ambiental**, 2009. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/compromisso2_163.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **MMA anuncia programa de qualidade do ar**, 2019. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/component/k2/item/15508-mma-anuncia-programa-de-qualidade-do-ar.html>>. Acesso em: 22 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O que é o Conama?**, 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/>>. Acesso em: 13 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **PROCONVE: Programa de Controle de Poluição do Ar dos Veículos Automotores**, 2013. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/Arquivos/PROCONVE_atualiza%20em%2021nov13.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar – PRONAR**, 2009. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/pronar_163.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **PROMOT - Programa de Controle da Poluição do Ar dos Motociclos e Veículos Similares**, 2020. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/promot_163.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2020.

MOURA, A. M. M. Aplicação dos instrumentos de política ambiental no Brasil: avanços e desafios. In: _____. (Org.). *Governança ambiental no Brasil: instituições, atores e políticas públicas*. Brasília: Ipea, 2016. p. 111-145.

PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de

Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 24, p. 71-82, jul./dez. 2011.

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

SANTANA, E.; MIRANDA, A. C.; YAMAMURA, C. L. K.; FILHO, S. C. S.; TAMBOURGUI, E. B.; HO, L. L.; BERSSANETI, F. T. Padrões de qualidade do ar - Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia, Padrões São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012, 81 p.

SEBRAE-SERVIÇO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS. **Políticas Públicas Conceitos e Práticas**, supervisão por Brenner Lopes e Jefferson Ney Amaral; coordenação de Ricardo Wahrendorff Caldas – Belo Horizonte: Sebrae/MG, 2008. 48 p.

SLOVIC, A. D.; RIBEIRO, H. Policy instruments surrounding urban air quality: The cases of São Paulo, New York City and Paris. **Environmental Science and Policy**, v. 81, p. 1-9, 2018.

SOUZA, C. “Estado do campo” da pesquisa em políticas públicas no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 18, n. 51, p. 15-20, fev. 2003.

SOUZA, C. Políticas Públicas: uma revisão da literatura. **Sociologias**, Porto Alegre, v. 8, n. 16, p. 20-45, jul./dez. 2006.

UNIÃO EUROPEIA-DIRECTIVA 2008/50/CE, Parlamento Europeu e do Conselho, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa 21 de maio de 2008. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0050&from=PT>>. Acesso em: 23 abr. 2020.

US EPA-UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National Ambient Air Quality Standards Table, 2015. Disponível em:< <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>>. Acesso em: 18 mai. 2021.

VALLEJO, L. R. *Políticas Públicas e Conservação Ambiental: Territorialidades em conflito nos parques estaduais da Ilha Grande, da Serra da Tiririca e do Desengano (RJ)*. 2005. 342 f. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2005.

CAPÍTULO 2 - AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA ÁREA URBANA E EM UMA ÁREA NATURAL DO MUNICÍPIO DE LAGES-SC

Resumo

Os efeitos provenientes da poluição atmosférica passaram a ser considerados uma questão de saúde pública a partir da Revolução Industrial, quando avanços tecnológicos introduziram novas fontes emissoras. As substâncias emitidas pelas atividades antrópicas são capazes de atuar sobre o homem, os animais e as plantas, tornando a poluição atmosférica um dos mais graves problemas das áreas urbanas na atualidade. Contudo, as concentrações de poluentes presentes no ar são resultado de interações entre o homem e o meio, originada pelas fontes emissoras, sejam elas móveis ou fixas. Nesse sentido, objetivou-se com o presente estudo quantificar as emissões de CO, CO₂, CH₄, NO, NO₂ e SO₂, na área urbana do município de Lages-SC, comparando-as com concentrações obtidas em uma área natural. A amostragem foi realizada durante o mês de agosto de 2020, caracterizado pela estação fria. Os pontos de coleta da área urbana foram amostrados em quatro repetições, no período das 08:00 às 19:00h, e os pontos de controle foram amostrados uma única vez. No entanto, em cada ponto, da área urbana e natural, fez-se três medições de aproximadamente 10 minutos. Os poluentes foram mensurados a partir da utilização de equipamentos de medição portáteis e com apresentação de resultados instantâneos. Constatou-se a influência de elementos meteorológicos sobre o comportamento dos poluentes, tanto na área controle como na área urbana, entretanto, as características de tráfego e de veículos, e as propriedades individuais de cada equipamento utilizado também podem interferir sobre as concentrações dos poluentes presentes na atmosfera.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Elementos meteorológicos. Área urbana. Área natural.

CAPTHER 2 – ATMOSPHERIC EMISSIONS COMPARATIVE EVALUATION BETWEEN THE URBAN AREA AND IN A NATURAL AREA IN THE MUNICIPALITY OF LAGES-SC

Abstract

The effects of atmospheric pollution started to be considered a public health issue since the Industrial Revolution when technological advances introduced new emission sources. Because the substances emitted by human activities are capable of acting on man, animals and plants, becoming an atmospheric one of the most serious problems of urban areas today. However, as sacrifices of pollutants present in the air are the result of interactions between man and the environment, originated by the emitting sources, whether mobile or fixed. In this sense, the objective of this study was to quantify how: CO, CO₂, CH₄, NO, NO₂ and SO₂, in the urban area of the municipality of Lages-SC, comparing them with an area natural. A sampling was carried out during the month of August 2020, adapted by the cold season. The collection points of the urban area were sampled in four replications, from 08:00 to 19:00, and the control points were sampled only once. However, at each point, in the urban and natural area,

there were three types of approximately 10 minutes. Pollutants were measured using portable equipment and presenting instant results. The influence of meteorological elements on the behavior of pollutants was found, both in the control area and in the urban area, however, as the characteristics of traffic and vehicles, and how individuals of each equipment used can also interfere on the pollutant requirements. present in the atmosphere.

Keywords: Air pollution; Meteorological elements; Urban area; Natural area.

INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica teve início quando o homem descobriu o fogo, mesmo que de forma menos intensa comparada à atualidade, ocorria por meio das queimadas realizadas para limpar a terra para os cultivos, até o surgimento das cidades, que trouxeram problemas mais sérios. No entanto, a partir da Revolução Industrial é que os efeitos provenientes da poluição atmosférica passaram a ser considerados uma questão de saúde pública, pois os avanços tecnológicos introduziram novas fontes de poluição, através da utilização de veículos e da operação das indústrias. Com isso, a partir do século XX problemas de saúde, dentre outros efeitos, oriundos da má qualidade do ar, passaram a ser reconhecidos e sentidos em todo o mundo. (BRANCO; MURGEL, 2010; AFSAR et al., 2019).

As substâncias emitidas para o ar atmosférico, que configuram a poluição do ar, são frequentemente associadas às condições ambientais, que por sua vez podem ser mensuradas a partir da saúde humana, pois seus efeitos são capazes de atuar sobre o homem, os animais e as plantas, tornando essa ação antrópica prejudicial e um dos mais graves problemas das áreas urbanas (SKOULLOUDIS; KASSOMENOS, 2014). De acordo com Derísio (2017), as concentrações de poluentes presentes na atmosfera são resultado de interações entre o homem e o meio em que vive, que compreendem as atividades antrópicas e os padrões climáticos locais, características da circulação atmosférica, vento, relevo, dentre outros fatores.

A poluição originária das atividades antrópicas ocorre através de fontes emissoras. O Instituto Ambiental do Paraná (IAP) (2020), classifica essas fontes em fixas e móveis. As fontes fixas correspondem às usinas termoelétricas, incineradores de resíduos e fontes fixas naturais, como maresia e vulcanismo, mas as mais significativas e com maior potencial poluidor são as indústrias. Já as fontes móveis compreendem os veículos automotores, incluindo trens, embarcações marítimas e

aviões, no entanto, nas áreas urbanas os veículos são considerados as principais fontes poluidoras (IAP, 2020).

A qualidade do ar pode estar condicionada à associação entre as condições meteorológicas, a configuração urbana e a presença de vegetação (AMORIM et al., 2013). Por outro lado, fatores como o clima, o fluxo de tráfego, o nível de poluição e a presença de áreas verdes são capazes de atuar na remoção de poluentes do ar, porém o local utilizado como referência pode enfraquecer a ação desses fatores na atenuação dos níveis de poluição atmosférica. No entanto, manchas verdes nas áreas urbanas são consideradas como uma ferramenta de minimizar os efeitos da má qualidade do ar (YIN et al., 2011).

Dessa forma, os parques urbanos são vistos como uma alternativa em mitigar a poluição atmosférica. Contudo, Rafael et al., (2018), apontam que a melhoria da qualidade do ar ocorre na presença de áreas verdes quando associada a uma maior ventilação, caso contrário, a presença de vegetação leva ao aumento da concentração dos gases presentes na atmosfera. Por outro lado, embora os parques urbanos sejam potenciais geradores de ozônio (O_3), são considerados uma eficaz ferramenta de mitigação da poluição do ar. Cohen, Potchter e Schnell (2014) ainda afirmam que há uma diferença sazonal, visto que em temperaturas mais elevadas há condições favoráveis a produção de O_3 , a redução nos níveis de poluição do ar no inverno é capaz de superar a geração de O_3 durante o verão.

Já os elementos meteorológicos impactam significativamente no comportamento dos poluentes atmosféricos, bem como na sua diluição ou difusão, implicando na distribuição e concentração dos mesmos (QI et al., 2019). Pode-se afirmar que há locais que apresentam propensão a má qualidade do ar decorrentes do clima e da topografia, pois o clima propicia reações químicas e a topografia restringe a dispersão do poluente. Portanto, a qualidade do ar é influenciada pelas condições climáticas de cada região e pode ser avaliada a partir de duas variáveis: condições climáticas e taxa de emissão de poluentes (WOLF; ESAU, 2014; TONG et al., 2018). No entanto, Grange e Carslaw (2019) afirmam que é difícil indicar se determinadas concentrações de poluentes na atmosfera são decorrentes das condições climáticas locais ou de fatores relacionados a fonte de emissão.

Diante do exposto, o planejamento urbano apresenta um papel fundamental tratando-se de poluição atmosférica. Assim, o presente trabalho objetivou quantificar

as emissões de monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂) e dióxido de enxofre (SO₂), na área urbana do município de Lages-SC, comparando-as com concentrações obtidas em pontos de controle, localizados em uma área natural, na Unidade de Conservação de Proteção Integral também em Lages, e verificar o grau de associação entre os poluentes e as variáveis meteorológicas.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

O município de Lages está localizado na região serrana do estado de Santa Catarina, e é o maior em extensão territorial do estado. Sua população é a oitava maior do estado, com 157.544 habitantes, sendo que 97,11% residem na área urbana e apenas 2,89% residem na área rural (IBGE, 2019). A economia do município é baseada em oito segmentos, estabelecidos em função da sua importância em relação ao volume de empresas e empregos, são eles: agricultura, pecuária e produção florestal, fabricação de produtos alimentícios, fabricação de bebidas, fabricação de produtos de madeira, fabricação de celulose, papel e produtos de papel, fabricação de máquinas e equipamentos, logística e comércio varejista (NASCIMENTO; DEMETRIO, 2017).

De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, Lages apresenta clima temperado com verões brandos (KOTTEK et al., 2006). Durante o inverno ocorre no município geadas e até mesmo neve, pois na estação fria as condições climáticas são influenciadas pelas massas de ar polar provenientes do continente antártico (MONTEIRO, 2001). As temperaturas mensais, médias máximas e mínimas, no município são de 28°C e 10,8°C, respectivamente (SANTA CATARINA, 1986), e as precipitações pluviárias são relativamente distribuídas durante o ano, sendo que os meses de outono apresentam menores pluviometrias (SOCCOL, et al., 2010).

2.2 Pontos de Controle

Os pontos de coleta controle (PC1, PC2 e PC3) foram utilizados como referência de qualidade do ar, pois considerou-se a ausência de fontes emissoras de origem antrópica, visto que estão localizados em uma Unidade de Conservação de Proteção Integral do município de Lages-SC, em área urbana no entroncamento das rodovias federais BR-116 e BR-282. Essa unidade de conservação recebe o nome de

Parque Natural Municipal (PARNAMUL) João José Theodoro da Costa Neto, com a presença de Floresta Ombrófila Mista, inserida no bioma Mata Atlântica. O PARNAMUL apresenta uma área de 2,34 km², com resquícios da cobertura vegetal original da Mata Atlântica, e uma grande diversidade de espécies da fauna e da flora, dentre elas, espécies ameaçadas de extinção (PARNAMUL, 2020). A localização dos pontos de controle está ilustrada na Figura 1.



Figura 1 - Localização dos pontos de controle e delimitação do Parque Natural Municipal João José Theodoro da Costa Neto.

2.3 Pontos de Coleta na área urbana

De acordo com Janssen et al., (2012), quando se trabalha com avaliação da qualidade do ar deve-se levar em consideração a representatividade espacial do monitoramento. Sendo assim, os pontos de coletas foram determinados buscando abranger áreas significativas no município, a partir do fluxo de pessoas, presença de indústrias, além de fluxo e tipo de fluxo veicular. A descrição e as coordenadas de cada um dos vinte pontos são demonstradas na Tabela 1 e a localização dos mesmos é apresentada na Figura 2.

Tabela 1 - Localização e Caracterização dos Pontos de Coleta.

Pontos de Coleta	Coordenadas (UTM)		Elevação (m)	Caracterização
	Latitude (m)	Longitude (m)		
P01	568359,40	6925143,65	914	Rótula da Avenida Luiz de Camões: via de acesso norte do município
P02	567847,02	6925044,12	894	Viaduto na BR-282, que cruza o perímetro urbano do município de Lages
P03	569452,10	6926141,97	896	Rua 31 de Março (próximo ao posto de gasolina)
P04	570437,86	6925358,70	918	Trevo na BR-282, próximo ao Lages Garden Shopping e da Havan
P05	568268,14	6924384,71	909	Rua Dom Pedro I, esquina com a Rua Afonso Pena: paralela à Avenida Luiz de Camões.
P06	568507,09	6923558,98	912	Cruzamento entre as avenidas Luiz de Camões e Presidente Vargas
P07	569903,84	6923371,57	894	Avenida Manoel Antunes Pessoa, esquina com a Rua Bernardo Gonçalves Kuster
P08	567529,81	6924048,79	892	Rua Antônio Edu Vieira, esquina com a Rua Cel. Lica Ramos: situa-se paralelamente entre duas ruas que dão acesso à Avenida Duque de Caxias
P09	566943,21	6923948,14	886	Cruzamento entre as avenidas Belizário Ramos e Duque de Caxias
P10	567163,15	6923580,48	885	Cruzamento entre as avenidas Belizário Ramos e Presidente Vargas
P11	565277,23	6923282,08	897	Avenida Belizário Ramos, esquina com a Rua Castro Alves
P12	565310,39	6922676,72	911	Rua São Joaquim, esquina com a Rua Marechal Deodoro, próximo ao Hospital Tereza Ramos
P13	566304,31	6923127,02	915	Rua Correia Pinto, esquina com a Rua Pres. Nereu Ramos: via de acesso ao Centro do município de Lages
P14	566203,97	6922801,77	927	Rua Hercílio Luz, esquina com a Rua Benjamin Constant, próximo ao Hospital Nossa Senhora dos Prazeres
P15	565413,69	6921799,28	926	Rótula na Avenida Marechal Floriano, próximo ao Cemitério Cruz das Almas

Pontos de Coleta	Coordenadas (UTM)		Elevação (m)	Caracterização
	Latitude (m)	Longitude (m)		
P16	564324,67	6920178,83	892	Rua Dr. Aujor Luz, esquina com a rua Oswaldo Aranha
P17	562728,97	6924854,67	1021	Trevo de cruzamento entre a BR-282 e BR-116
P18	568149,54	6922201,46	904	Rótula na Avenida 1º de Maio, cruzamento com a Avenida Marechal Castelo Branco
P19	567861,14	6920505,16	884	Avenida Cel. Antônio Ribeiro dos Santos, esquina com a Rua Cirilo Vieira Ramos
P20	567175,15	6922390,62	891	Cruzamento entre a Avenida Dom Pedro II e a Rua Frei Gabriel

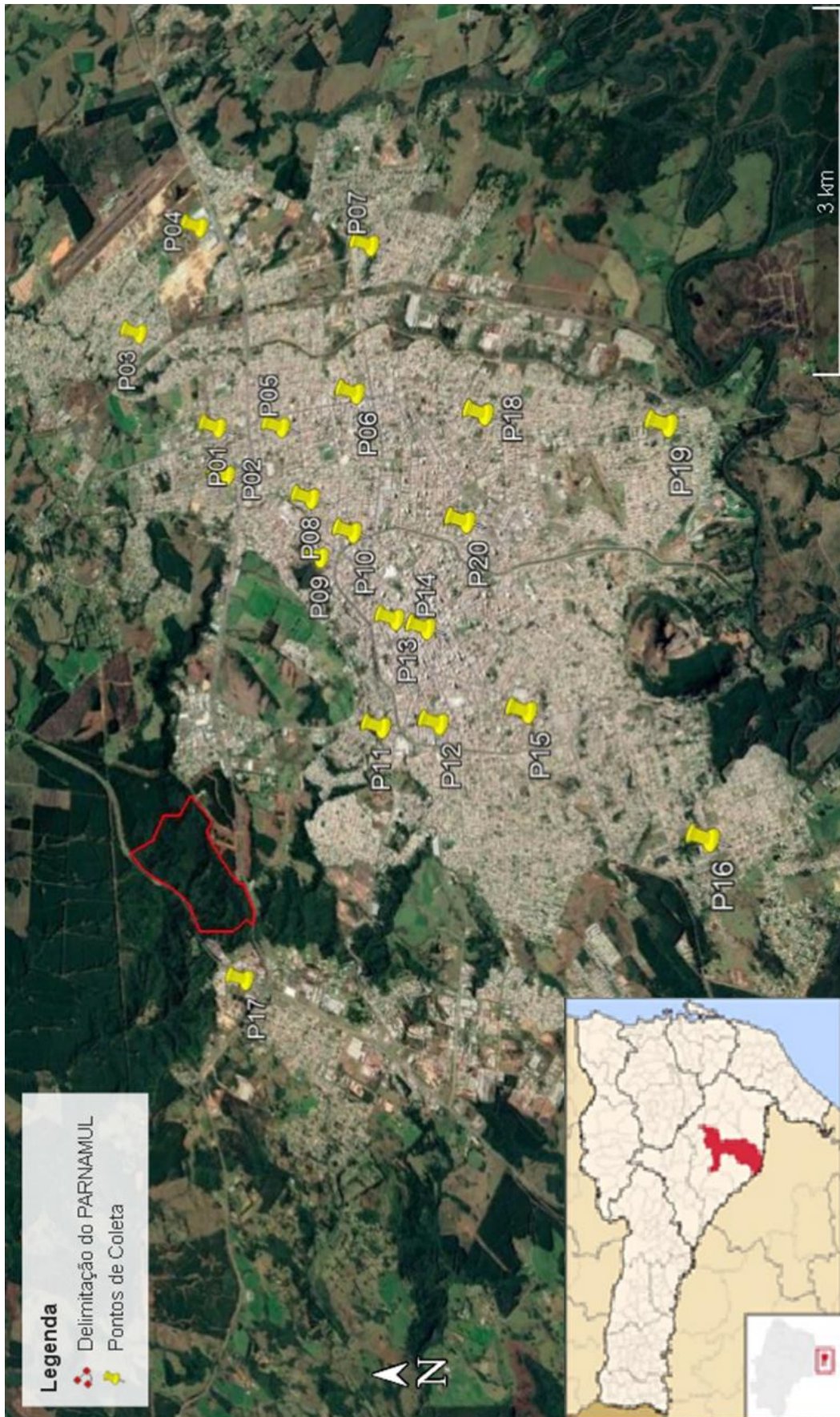


Figura 2 - Localização dos pontos de coleta na área urbana do município de Lages, Santa Catarina.

2.4 Amostragem

A amostragem foi realizada em um período de trinta dias, durante o mês de agosto. Os dias de amostragem apresentaram ausência de chuva e presença de ventos brandos. Visto que não há nenhuma norma técnica a respeito da medição de poluentes atmosféricos com equipamentos portáteis, a medição foi realizada levando em conta estabelecimentos da normativa definida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 10051:2019 para medição de ruídos, pois a norma refere-se à utilização de um equipamento portátil semelhante aos utilizados para a medição dos poluentes atmosféricos no presente trabalho. Assim, o equipamento de medição esteve a aproximadamente um metro de altura em relação ao solo.

Cada amostragem teve duração de trinta minutos em cada um dos pontos. Os pontos de controle foram amostrados uma única vez, com três repetições. Já os pontos da área urbana foram amostrados quatro vezes, sendo que cada amostragem foi realizada em um mesmo dia entre às 8:00h e as 19:00h, variando a ordem de coleta em cada amostragem para que os pontos fossem amostrados em diferentes horários. Os dados foram obtidos instantaneamente, assim, foram coletadas informações a cada dez minutos em cada ponto, totalizando três medições por ponto.

A coleta de dados contou com a medição dos seguintes poluentes atmosféricos: CO, CO₂, CH₄, NO, NO₂ e SO₂. Foram utilizados os aparelhos de medição de gases portáteis descritos a seguir.

- **MiniRAE 3000:** É um monitor de Compostos Orgânicos Voláteis (VOC's), ilustrado na Figura 3, que monitora esses compostos usando um detector de fotoionização, com uma lâmpada de 10,6 eV de descarga de gás. A resolução e alcance de medições estão dispostos na Tabela 2, e o tempo de resposta do equipamento é de dois segundos. Os gases medidos por esse aparelho são: NO e NO₂ (ESTADOS UNIDOS, 2010).



Figura 3 - MiniRAE 3000
 Fonte: Estados Unidos, 2010.

Tabela 2 - Resolução e alcance de medições do MiniRAE 3000.

Lâmpada	Faixa	Resolução
10,6 eV	0,1 ppm a 15.000 ppm	0,1 ppm
9,8 eV	0,1 ppm a 5.000 ppm	0,1 ppm
11,7 eV	0,1 ppm a 2.000 ppm	0,1 ppm

Fonte: Adaptado de Estados Unidos, 2010.

- **ASKO AK786 com termo-higrômetro:** Apresenta as medições de CO₂, além de informações como a temperatura e umidade relativa ambiente, ponto de orvalho e bulbo úmido. O medidor está ilustrado na Figura 4 e suas especificações estão apresentadas na Tabela 3.



Figura 4 - Medidor AK786.
Fonte: Rio Grande do Sul.

Tabela 3 - Especificações do Medidor AK786.

	CO ₂	Temperatura	Umidade
Faixa de Medição	0 a 9.999 ppm	10 a 50 °C	10 a 90%
Resolução	1 ppm	0.1 ° C	0.1 %

Fonte: Adaptado de Rio Grande do Sul.

- **Eagle Series Portable Multi-Gas Detector:** Possui o princípio de detecção dos gases baseado na combustão catalítica, célula eletroquímica, célula galvânica e infravermelho. É um instrumento portátil que oferece leituras de HC (padrão CH₄), oxigênio (O₂), CO e sulfeto de hidrogênio (H₂S), apresentado na Figura 5. As especificações do medidor estão dispostas na Tabela 4.



Figura 5 – *Eagle Series Portable Multi-Gas Detector*.
Fonte: Estados Unidos, 2009.

Tabela 4 - Faixas de Medição e Precisão do medidor *Eagle Series Portable Multi-Gas Detector*.

Gás	Faixa de Medição	Precisão *O que é maior
CH ₄	0 - 100% LEL	± 5% da leitura ou ± 2% LEL (*)
	0 - 50.000 ppm	± 50 ppm ou ± 10% da leitura (*)
O ₂	0 - 40% vol.	± 0,5% de O ₂
CO	0 - 500 ppm	± 5% da leitura ou ± 5 ppm de CO (*)
H ₂ S	0 - 100 ppm	± 5% da leitura ou ± 2 ppm H ₂ S (*)

Fonte: Adaptado de Estados Unidos, 2009.

- **GasAlert Extreme Detector de gás único:** É um instrumento portátil que mede as concentrações de SO₂, com sensor de medição do tipo célula eletroquímica de plug-in, apresentado na Figura 6. A faixa de medição do equipamento é entre 0 e 100 ppm, e a temperatura e umidade de operação são, respectivamente, -40 °C a 50 °C, e 15% a 90% (CANADÁ, 2005).



Figura 6 - *GasAlert Extreme Detector* de gás único.
Fonte: Canadá, 2005.

2.5 Análise de Dados

Na análise, os dados foram primeiramente organizados em planilhas eletrônicas, com o auxílio do *software* Microsoft Excel. Foi realizado tratamento estatístico dos dados com o objetivo de analisar seu comportamento nas diferentes áreas do estudo, por meio da estatística descritiva. E no sentido de verificar se houve associação entre as variáveis amostradas, aplicou-se a análise de correlação.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para que se possa apresentar a condição atmosférica de um local, o monitoramento é comumente realizado no centro e na periferia das áreas urbanas, sendo preferencialmente locais em que a população está exposta (SKOULOUDIS; KASSOMENOS, 2014). Nesse sentido, a fim de atingir os objetivos propostos, a seguir são apresentados e discutidos os resultados obtidos na quantificação e avaliação das emissões atmosféricas na área urbana e na Unidade de Conservação de Proteção Integral do município de Lages-SC.

A análise estatística descritiva obtida a partir das amostragens dos pontos de controle são apresentadas na Tabela 5. Com exceção do CH₄ e do CO₂, os demais poluentes quantificados apresentaram níveis de concentração não detectáveis, apontados no visor do equipamento como 0,0 µg/m³. A temperatura ambiente apresentou média de 19,6°C e a umidade relativa ambiente média foi de 68,5%.

Tabela 5 - Dados obtidos na amostragem dos pontos de controle.

Poluente	CH ₄	CO ₂	CO	NO	NO ₂	SO ₂	T	U.R
	µg/m ³						°C	%
Média	535.555,55	442.333,30	0,00	0,00	0,00	0,00	19,6	68,5
Desvio Padrão	39.405,30	6.144,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,46	1,28
CV (%)	7,35	1,38	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38	1,86
Variância	15.527.777.78,00	37.750.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	1,63
Mínimo	500.000,00	435.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	19,0	66,8
Máximo	590.000,00	453.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	20,0	69,9

Os poluentes apresentados demonstraram uma grande variação de dados, representada pelo desvio padrão e pela variância, que levam em consideração a totalidade dos valores. Isso indica que a distribuição dos dados coletados tende a estar distante da média. Por outro lado, o coeficiente de variação (CV) revela que os dados são homogêneos, em termos relativos referentes ao valor da média (SILVA; FERNANDES; DE ALMEIDA, 2015). A baixa dispersão, representada pelo CV, pode ser justificada pela ausência de fontes emissoras de origem antrópica que poderiam interferir na concentração de poluentes, bem como no seu comportamento.

Os níveis de concentração de SO₂, CO, NO e NO₂ não foram detectáveis devido à ausência de fontes emissoras antropogênicas na área, pois trata-se de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral. De acordo com Barczak e Duarte (2012), o setor de transporte é o principal emissor de poluentes atmosféricos, através da queima de combustíveis fósseis, comumente concentrados no perímetro urbano dos municípios. Por sua vez, o CH₄ apresentou-se em altas concentrações, pois a umidade do solo favorece o desenvolvimento de bactérias que o produzem a partir da decomposição de matéria orgânica disponível no solo e na serapilheira (NETO et al., 2019).

Na área em que os pontos de controle foram amostrados a concentração média de CH₄, de 535.555,60 µg/m³, foi maior do que a média obtida na área urbana da Lages, sendo de 443.650,79 µg/m³. A umidade relativa ambiente média na área de amostragem dos pontos de controle também foi maior do que a média obtida na área urbana, as quais são, respectivamente, 68,5 e 43,7%, conforme apresentado na Tabela 6, que apresenta a análise estatística descritiva dos parâmetros quantificados e avaliados na área urbana do município.

Tabela 6 - Análise estatística dos parâmetros avaliados na área urbana.

Poluente	CH ₄	CO ₂	CO	NO	NO ₂	SO ₂	T	U.R
	µg/m ³						°C	%
Média	443.650,79	428.555,99	0,00	262,44	844,24	0,00	23,4	43,7
Desvio Padrão	81.020,61	17.776,78	0,00	385,79	1.465,58	0,00	5,81	16,11
CV (%)	18,26	4,15	0,00	147	173,60	0,00	24,82	36,85
Variância	6.564.338,62	316.013,92	0,00	148,84	2.147,92	0,00	33,87	259,58
Mínimo	350.000,00	402.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,4	20,5
Máximo	600.000,00	478.666,67	0,00	1.986,10	7.579,67	0,00	36,7	82,7

No período de amostragem a temperatura ambiente variou entre 12,4 e 36,7 °C, a umidade relativa ambiente foi de 20,5 a 82,7%. Os poluentes NO e NO₂ apresentaram os maiores coeficientes de variação na área urbana, de 147,00 e 173,60% respectivamente, pois as concentrações desses poluentes apontadas pelo equipamento foram variáveis conforme o comportamento do tráfego veicular. Nas situações em que os veículos davam partida as concentrações eram mais altas, comparadas aos momentos de parada. O menor coeficiente de variação foi representado pelo CO₂, com um valor de 4,15%. Esse elemento é produto de uma reação que envolve o CO, que por sua vez é o mais abundante na camada inferior da atmosfera e é encontrado naturalmente (LISBOA, 2014). Além disso, pesquisa realizada por Toniolo e Carneiro (2010) revelou que a concentração de CO₂ apresentou um aumento significativo desde o início da era industrial, podendo ficar acumulado na atmosfera.

O poluente que apresentou maior concentração foi o CH₄, no entanto, estudo realizado por Dlugokencky et al., (2011), demonstra que este composto químico orgânico é encontrado em altas concentrações na atmosfera, ou seja, sua presença já ocorre em abundância de forma natural. A segunda maior concentração foi do CO₂, visto que, de acordo com dados do Sistema de Estimativa de Emissão de Gases (SEEG) do Brasil (2021), Lages está na 11^o posição do *ranking* de emissão de CO₂, dentre os municípios de Santa Catarina. No ano de 2018, a cidade de Lages emitiu um total de 537.781 toneladas de CO₂ equivalente (tCO_{2e}), sendo que cerca de 41% dessas emissões correspondem apenas ao setor de energia, através das emissões pela queima de combustíveis. Esse poluente é considerado o principal gás de efeito estufa de origem antrópica, tornando-se uma ameaça para os seres humanos e para o ambiente, pois o aquecimento global é um fato indiscutível (LIN; LI, 2011).

Já os poluentes CO e SO₂ não foram mensurados porque as concentrações não foram detectáveis na área urbana, também apresentadas como de 0,0 µg/m³ no visor do equipamento. Isso não significa que esses gases não estejam presentes na atmosfera, pois são produzidos a partir da queima de combustíveis fósseis, além de que o CO é um elemento encontrado naturalmente na atmosfera, devido a assimilação pelas plantas e algas que realizam fotossíntese (BRANCO; MURGEL, 2010), porém as concentrações poderiam estar fora da faixa de medição dos equipamentos utilizados.

A temperatura ambiente e umidade relativa ambiente na área natural apresentaram uma baixa amplitude, sendo que a temperatura variou 1°C e a umidade relativa ambiente variou 3,1%. Diante disto, não foi realizada a análise de correlação, pois essa pequena variação pode influenciar os níveis de associação entre as variáveis, visto que o teste de correlação é apropriado para análise de variáveis que sofrem significativas quedas ou aumentos.

No entanto, a fim de verificar se há relação entre a concentração dos poluentes quantificados na área urbana e as variáveis meteorológicas, realizou-se a análise de correlação entre os parâmetros, apresentada na Tabelas 7.

Tabela 7 - Análise de correlação dos parâmetros avaliados na área urbana.

	CH ₄	NO	NO ₂	CO ₂	T	U.R
CH ₄	1					
NO	0,0582	1				
NO ₂	0,0890	0,9740	1			
CO ₂	0,3501	0,7515	0,6783	1		
T	-0,6179	-0,4752	-0,4612	-0,4282	1	
U.R	0,7690	0,4435	0,4664	0,4635	-0,9353	1

A variação de temperatura ao longo do dia está associada a variação da radiação, assim, após um dia de sol a temperatura diminui a noite e atinge sua mínima ao longo da madrugada, próximo ao nascer do sol. E ao meio-dia o sol atinge sua altura máxima, porém a temperatura máxima é registrada apenas horas depois, pois ocorre uma defasagem entre a radiação solar e terrestre (YNOUE, et al., 2017). De acordo com Barry e Chorley (2013), a temperatura apresenta uma relação inversamente proporcional a umidade relativa ambiente, ou seja, o aumento da temperatura leva a uma diminuição na umidade relativa ambiente. Tal relação pode ser confirmada na análise de correlação realizada, pois o maior coeficiente de

correlação apresentado refere-se à associação entre as variáveis meteorológicas temperatura ambiente e umidade relativa ambiente, de -0,9353.

Diante do exposto, e levando em conta que as amostragens foram realizadas em dias de sol, pode-se observar uma correlação positiva entre a umidade relativa ambiente e a concentrações de CH_4 , e negativa quando correlacionado o poluente com a temperatura. Ou seja, o aumento da umidade relativa ambiente leva a um aumento nos níveis de CH_4 de forma proporcional, o que também é possível observar na Figura 7. A maior concentração média de CH_4 , de 553.333,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ocorreu às 8:00h, momento posterior em que se atinge a temperatura mínima diária, logo, pode-se considerar que se chegou na maior concentração de vapor d'água na atmosfera.

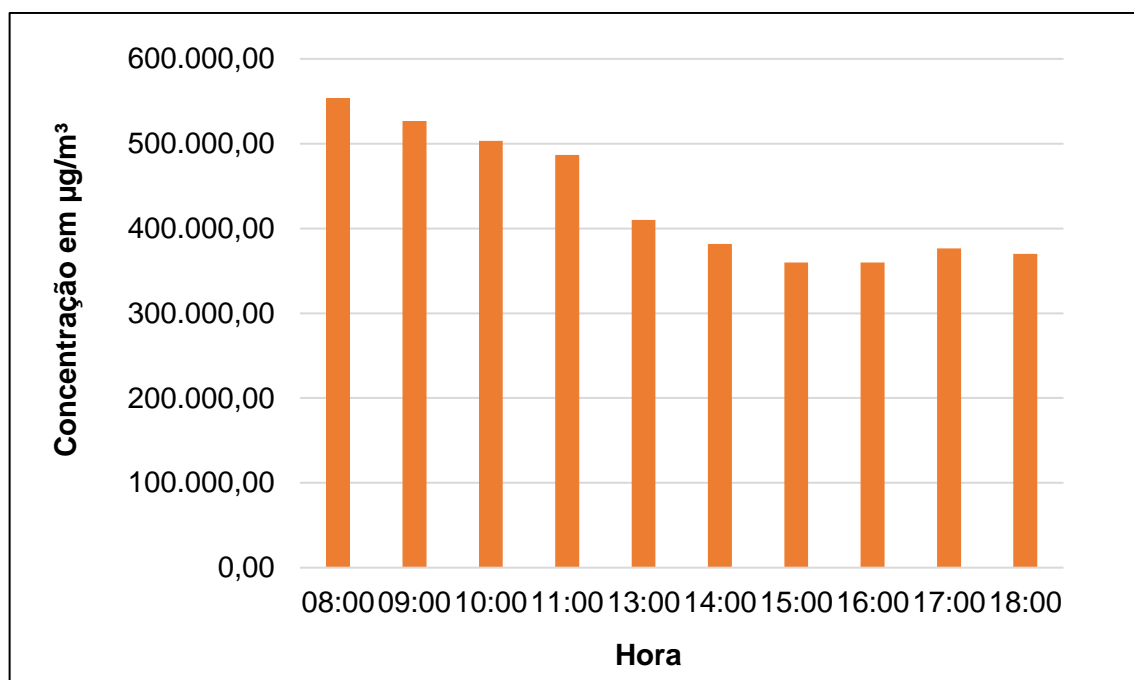


Figura 7 - Concentração média horária de CH_4 .

Os níveis de CH_4 associados a umidade relativa ambiente observados na área urbana do município de Lages podem estar relacionados a presença do rio Carahá, localizado paralelamente a Avenida Belizário Ramos, a qual circunda o centro da cidade. A matéria orgânica proveniente do rio Carahá é oriunda da pequena fração de vegetação presente no seu entorno e dos despejos de esgoto. Além disto, o odor de esgoto foi perceptível durante a amostragem, emitido pelas bocas de lobo da cidade, que atuam como um depósito de matéria orgânica.

Nos estudos realizados por Xavier et al., (2019) e Ceratti et al., (2019), que realizaram monitoramento atmosférico em área urbana foi identificada uma correlação

positiva entre NO e NO₂. Assim, à medida que os níveis de NO aumentaram os níveis de NO₂ também aumentaram. Essa mesma relação apresentou-se na análise de correlação do presente estudo, porém de forma mais significativa, com um coeficiente de 0,9740.

Tal relação também está ilustrada na Figura 8, a qual apresenta a média horária de NO e NO₂ no período avaliado, e pode-se observar que os poluentes apresentam o mesmo comportamento, na maioria dos horários ilustrados. Sendo às 18:00h a maior média horária de concentração dos dois poluentes, com 2.244,91 µg/m³ para NO₂ e 693,98 µg/m³ para NO. E as médias horárias mais baixas foram registradas às 15:00h, de 207,67 µg/m³ para NO₂ e às 14:00h, de 67,53 µg/m³ para NO.

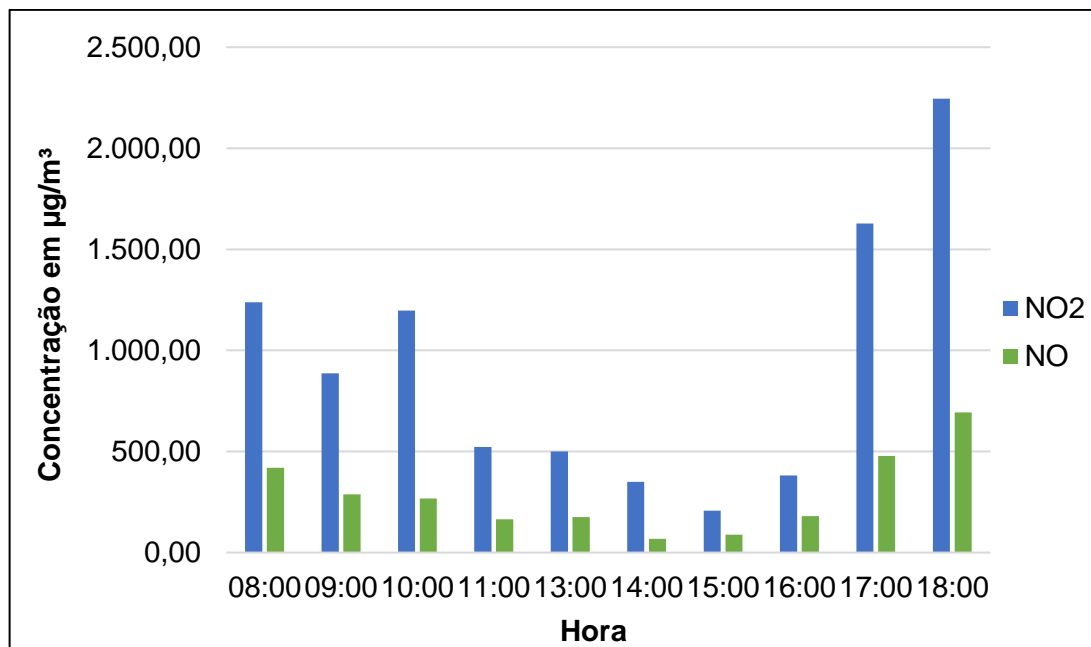
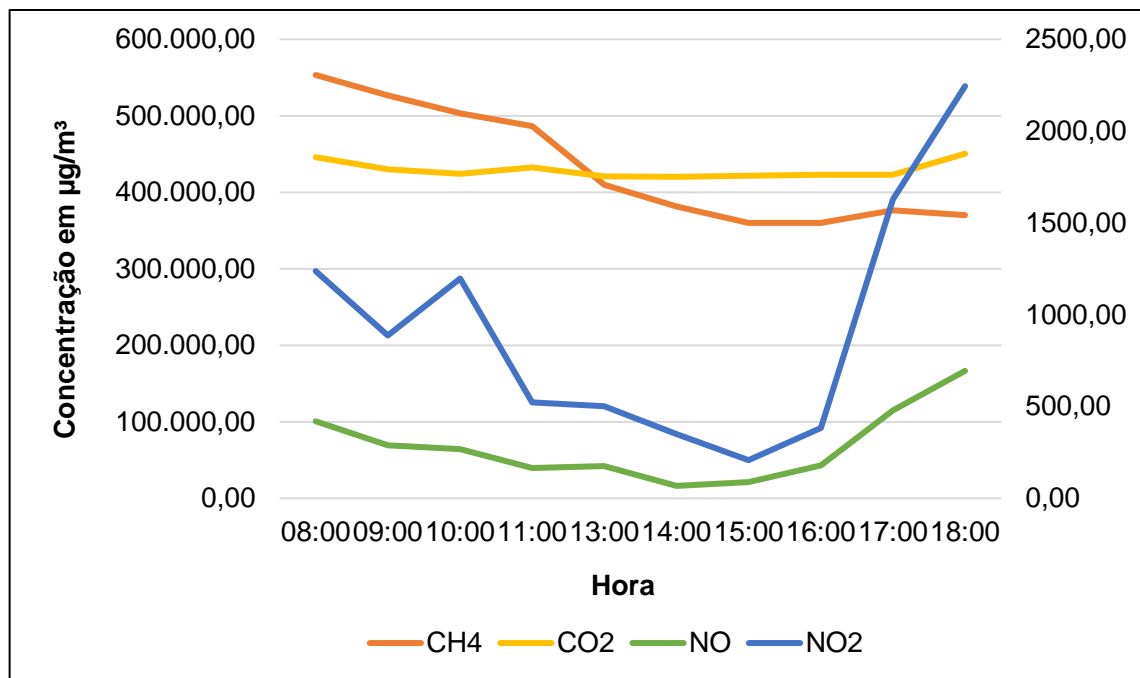


Figura 8 - Concentração média horária de NO e NO₂.

A presença de NO na atmosfera não têm demonstrado risco à saúde humana, no entanto, está diretamente relacionada a formação do NO₂, pois em dias em que há altos níveis de radiação o NO pode ser rapidamente oxidado, transformando-se em NO₂ (CASTRO; ARAÚJO; SILVA, 2013). Diversos estudos epidemiológicos associam concentrações de NO₂ aos efeitos à saúde pública, bem como relatado por Cesaroni et al., (2013), que apontam fortes indícios de mortalidade por exposição ao NO₂, principalmente por doenças cardiovasculares, e por Roman et al., (2015), que associam o número de internações por doenças respiratórias a exposição ao NO₂.

A análise de correlação não apontou associação significativa entre as concentrações de NO e NO₂ com o CH₄. Contudo, conforme ilustrado na Figura 9

pode-se observar que o NO e NO₂ possuem uma relação inversamente proporcional ao CH₄. Por outro lado, as concentrações de CO₂ configuram uma correlação positiva com os poluentes NO e NO₂, e se manifestaram de forma mais estável ao longo do dia, do que os demais poluentes.



*CO₂ e CH₄: eixo principal; NO e NO₂: eixo secundário.

Figura 9 - Comparativo entre o comportamento dos parâmetros quantificados.

Apesar dos coeficientes apresentados pela análise de correlação, é possível afirmar que houve interferência de fatores relacionados as fontes emissoras, pela proximidade às fontes em que a amostragem foi realizada. Tal interferência era visível nas concentrações apresentadas pelos equipamentos, dadas pelas condições e características de tráfego e veículos, visto que as paradas, ultrapassagens e conversões, realizadas pelos veículos nas vias, são significativas para o impacto no consumo de combustível e, conseqüentemente, nas emissões (LIMA; DEMARCHI; GIMENES, 2010).

Além da influência apresentada pelo tráfego veicular, as condições meteorológicas locais podem ter interferido nas concentrações dos poluentes atmosféricos. Levando em consideração que a amostragem do estudo foi realizada na estação fria, há propensão na ocorrência do fenômeno da inversão térmica, com isso a concentração dos poluentes presentes no ar pode ser potencializada. A ocorrência da inversão térmica faz com que os poluentes fiquem aprisionados na camada inferior da atmosfera e há indicativos comprovados de que essa relação é

forte, tendo como consequência a elevação dos níveis dos poluentes (KLAUBER; KOCH; KRAUS, 2020).

Por fim, mesmo que a área natural não esteja localizada no centro da cidade e conte com a ausência de fontes emissoras de origem antrópica, não existem comprovações efetivas que manchas verdes em áreas urbanas, bem como a presença de parques, propiciem a mitigação dos efeitos causados pelas emissões atmosféricas. Estudos relatam que a presença de árvores na área urbana indiferente aos níveis de NO₂ e SO₂, além de que altas concentrações de poluentes atmosféricos podem ser prejudiciais ao crescimento de algumas espécies vegetais, impossibilitando sua funcionalidade adequada, e a eficiência da vegetação na minimização dos poluentes atmosférica deve estar associada às condições favoráveis de ventilação (YLI-PELKONEN et al., 2018; LOCOSSELLI et al., 2019).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto, constatou-se que os poluentes CH₄ e CO₂ encontraram-se em concentrações mais baixas na área urbana do que na área referente a Unidade de Conservação de Proteção Integral do município de Lages. Apesar da presença de vegetação nas áreas urbanas ser vista como uma alternativa na redução da poluição atmosférica, sua eficácia não é comprovada, e está associada a condições climáticas favoráveis. Entretanto, o CH₄ e o CO₂ são elementos encontrados naturalmente na atmosfera, além de que o ambiente natural é favorável a formação de CH₄, dada pela alta umidade relativa ambiente.

Por outro lado, as concentrações dos gases NO e NO₂ na área urbana sobressaíram as concentrações na área natural. Esse comportamento deve-se ao fato de o NO e NO₂ serem poluentes exclusivamente emitidos por fontes de origem antrópica, como os veículos automotores que são considerados o principal emissor de poluentes, através da queima de combustíveis fósseis. Os demais gases amostrados, que não apresentaram concentração na área urbana e nem na área natural, poderiam estar fora da faixa de medição dos equipamentos utilizados, além de que os equipamentos possuem diferentes sensibilidades à exposição dos poluentes.

Levando em conta os poluentes mais prejudiciais à saúde, pode-se dizer que áreas livres de poluentes atmosféricos apresentam melhor qualidade do ar, pois as altas concentrações de NO₂ podem estar associadas a ocorrência de doenças

respiratórias e cardiovasculares, e o CO₂ pode ser considerado uma ameaça não só a vida humana, mas ao planeta. As associações observadas demonstram que os poluentes atmosféricos sofrem influência dos elementos meteorológicos, os quais podem ser potencializados ou atenuados, de acordo com as condições climáticas.

Porém, não se deve descartar a atuação das características de tráfego e de veículos sobre as concentrações dos poluentes atmosféricos avaliados, e as propriedades individuais de cada equipamento utilizado. Com isso, conclui-se que os níveis de concentração de gases na atmosfera, bem como a qualidade do ar de um determinado local não devem ser avaliados apenas com base nos níveis de emissão, deve-se levar e conta também os elementos meteorológicos, definidos pela condição climática local.

REFERÊNCIAS

ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma 10151: Acústica**. Medição e avaliação de níveis de pressão sonora em áreas habitadas - Aplicação de uso geral. Rio de Janeiro: 2019.

AFSAR, B.; AFSAR, R. E.; KANBAY, A.; COVIC, A.; ORTIZ, A.; KANBAY, M. Air pollution and kidney disease: review of current evidence. **Clinical Kidney Journal**, v. 12, n. 1, p. 19–32, 2019.

AMORIM, J.H.; RODRIGUES, V.; TAVARES, R.; VALENTE, J.; BORREGO, C. CDF modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion. **Science of the Total Environment**, v. 461-462, p. 541-551, 2013.

BARCZAK, R.; DUARTE, F. Impactos ambientais da mobilidade urbana: cinco categorias de medidas mitigadoras. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 4, n. 1, p. 13-32, jan./jun. 2012.

BARRY, R. G.; CHORLEY, R. J. **Atmosfera, Tempo e Clima**. 9ª. ed. Porto Alegre: Brookman, 2013, 512 p.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. **Poluição do ar**. 2ª. ed. Curitiba: Moderna, 2010, 112 p.

CANADÁ. BW Technologies by Honeywell. **Guia de Referência Rápida**. Calgary, 2005.

CASTRO, A. H. S.; ARAÚJO, R. S.; SILVA, G. M. M. Qualidade do ar-Parâmetros de controle e efeitos na saúde humana: uma breve revisão. **Holos**, v. 5, n. 29, p. 107-121, 2013.

CESARONI, G.; BADALONI, C.; GARIAZZO, C.; STAFOGGIA, M.; SOZZI, R. DAVOLI, M. FORASTIERE, F. Long-Term Exposure to Urban Air Pollution and

Mortality in a Cohort of More than a Million Adults in Rome. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 3, p. 324-331, mar. 2013.

CERATTI, A. M.; ALVES, D. D.; RABELO, F. L.; OSÓRIO, D. M. M. **Relação do monitoramento atmosférico de NO₂, CO e O₃ obtidos pela estação de monitoramento automático da qualidade do ar da universidade FEEVALE/RS com variáveis meteorológicas**. Sistema de Avaliação: Double Blind Review RCO, a. 10, v. 3, p. 57-78, edição especial: outubro 2018. DOI: <https://doi.org/10.25112/rco.v3i0.1607>.

COHEN, P.; POTCHTER, O.; SCHNELL, I. The impact of an urban park on air pollution and noise levels I the Mediterranean city of Tel-Aviv, Israel. **Environment Pollution**, v. 195, p. 73-83, 2014.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 5^a. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2017, 230 p.

DLUGOKENCKY, E. J. NISBET, E. G. FISHER, R. LOWRY, D. Global atmospheric methane: budget, changes and dangers. **Philosophical Transactions of the Royal Society A**, v. 369, n. 1943, p. 2058-2072, 2011.

ESTADOS UNIDOS. Eagle Series Portable Multi-Gas Detector. **Instruction Manual Eagle Series Portable Multi-Gas Detector**. Union City, ago. 2009.

ESTADOS UNIDOS. RAE Systems by Honeywell. **Guia do Usuário do MiniRAE 3000**. San Jose, ago. 2010.

GRANGE, S. K.; CARSLAW, D.C. Using meteorological normalization to detect interventions in air quality time series. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 578-588, 2019.

IAP-INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Fontes de Poluição Atmosférica**. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Paraná: 2020. Disponível em: <<http://www.iat.pr.gov.br/pagina-1415.html>>. Acesso em: 12/04/2021.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **População Estimada**. Brasília: 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/porcidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=4209300>>. Acesso em: 06/04/2021.

JANSSEN, S.; DUMONT, G.; FIERENS, F.; DEUTSCH, F.; MAIHEU, B.; CELIS, D.; TRIMPENEERS, E.; MENSINK, C. Land use to characterize spatial representativeness of air quality monitoring stations and its relevance for model validation. **Atmospheric Environment**, v. 59, p. 492-500, 2012.

KLAUBER, H.; KOCH, N.; KRAUS, S. Effects of thermal inversion induced air pollution on COVID-19. Disponível em: arXiv:2011.11127 [**physics.soc-ph**]. Acesso em: 03/05/2021.

KOTTEK, M. GRIESER, J. BECK, C. RUDOLF, B. RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LOCOSSELLI, G. M.; DE CAMARGO, E. P.; MOREIRA, T. C. L.; TEDESCO, E.; ANDRADE, M. F.; DE ANDRÉ, C. D. S.; DE ANDRÉ, P. A.; SINGER, J. M.; FERREIRA, L. S.; SALDIVA, P. H. N.; BUCKERIDGE, M. S. The role of air pollution and climate on the growth of urban trees. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 652-661, 2019.

LIMA, E. P.; DEMARCHI S. H.; GIMENES, M. L. O uso do modelo de dispersão CAL3QHC na estimação da dispersão de CO na região central de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 32, n. 3, p. 261-269, 2010.

LIN, B.; LI, X. The effect of carbon tax on per capita CO₂ emissions. **Energy Policy**, v. 39, p. 5137-5146, 2011.

LISBOA, H. M. **Controle da Poluição Atmosférica**. Florianópolis: ENS/UFSC, 2014, cap. 3, 34 p.

MONTEIRO, M. A. Caracterização climática do estado de Santa Catarina: uma abordagem dos principais sistemas atmosféricos que atuam durante o ano. Geosul, Florianópolis, v.16, n.31, p 69-78, jan./jun. 2001.

NASCIMENTO, C.B. DEMETRIO, D. W. **Lages em Números**. SEBRAE/SC-Serviço De Apoio às Micro e Pequenas Empresas de Santa Catarina, Florianópolis, 2017, p. 126.

NETO, A. T. F. MOURA, J. M. S. SILVA, R. OLIVEIRA JUNIOR, R. C. GATTI, L. V. RÖCKMANN, T. Produção e Fluxo de Metano na Floresta Nacional do Tapajós. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v. 34, n. 4, p. 585-596, 2019.

PARNAMUL-PARQUE NATURAL MUNICIPAL JOÃO JOSÉ TEODORO DA COSTA NETO. **Nossa História**. Lages, 2020. Disponível em: <<https://www.parquenaturaldelages.com.br/>>. Acesso em: 12/04/2021.

QI, X.; MEI, G.; CUOMO, S.; LIU, C.; XU, N. Data analysis and mining of the correlations between meteorological conditions and air quality: A case study in Beijing. **Internet of Things**, <https://doi.org/10.1016/j.iot.2019.100127>.

RAFAEL, S.; VICENTE, B.; RODRIGUES, V.; MIRANDA, A. I.; BORREGO, C.; LOPES, M. Impacts of green infrastructure on aerodynamic flow and air quality in Porto's urban area. **Atmospheric Environment**, v. 190, p. 317-330, 2018.

RIO GRANDE DO SUL. AKSO. **Manual de Instruções AK786 Medidor de CO₂ com termo-higrômetro AK786-02-0817**. AKSO Produtos Eletrônicos Ltda. São Leopoldo, RS.

ROMAN, V. V. L. CARVALHO JR, J. A. NASCIMENTO, L. F. CESAR, A. C. G. Efeitos de poluentes do ar e doenças respiratórias utilizando dados estimados por modelo matemático. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, p. 825-831, oct./dec. 2015.

SANTA CATARINA. Secretaria do Estado de Coordenação Geral e Planejamento-SEPLAN. **Atlas Escolar de Santa Catarina**. Florianópolis, 1986.

SEEG-SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES. **EMISSÕES POR MUNICÍPIO toneladas (t) de CO₂e (GWP-AR5) | ano-base 2018**. Disponível em: <<http://plataforma.seeg.eco.br/cities/statistics>>. Acesso em: 03/05/2021.

SILVA, J. L. C.; FERNANDES, M. W.; DE ALMEIDA, R. L. F. **Matemática: Estatística e Probabilidade**, 3. ed. – Fortaleza: EdUECE, 2015, 125 p.

SKOULLOUDIS, A. N.; KASSOMENOS, P. Combining environment and health information systems for the assessment of atmospheric pollution on human health. **Science of the Total Environment**, v. 488-489, p. 362-368, 2014.

SOCCOL, O. J. CARDOSO, C. O. MIQUELUTTI, D. J. Análise da precipitação mensal provável para o município de Lages, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 6, p. 569-574, 2010.

TONG, C. H. M.; YIM, S. H. L.; ROTHENBERG, D.; WANG, C.; LIN, C. Y.; CHEN, Y. D.; LAU, N. C. Projecting the impacts of atmospheric conditions under climate change on air quality over the Pearls River Delta region. **Atmospheric Environment**, v. 193, p. 79-87, 2018.

TONIOLO, C. J; CARNEIRO, C. D. R. Processos geológicos de fixação de carbono na Terra e aquecimento global. **Terrae Didactica**, v. 6, n. 1, p. 31-56, 2010.

XAVIER, J. A. BECEGATO, V. A. BAUM, C. A. ROSINI, D. N. DALALIBERA, A. DUMINELLI, E. HENKES, J. A. FILHO, M. F. Avaliação da poluição do ar originada por veículos automotores na área urbana do município de Lages-SC. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 149-182, jan./mar. 2019.

WOLF, T. ESAU, I. A proxy for air quality hazards under present and future climate conditions in Bergen, Norway. **Urban Climate**, (2014), <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2014.10.006>.

YIN, S.; SHEN, Z.; ZHOU, P.; ZOU, X.; CHE, S.; WANG, W. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: An experimental approach in Shanghai, China. **Environment Pollution**, v. 159, p. 2155-2163, 2011.

YLI-PELKONEN, V.; VIIPPOLA, V.; RANTALAINEN, A.; ZHENG, J.; SET ÄLÄ, H. The impact of urban trees on concentrations of PAHs and other gaseous air pollutants in Yanji, northeast China. **Atmospheric Environment**, v. 192, p. 151-159, 2018.

YNOUE, R. Y. REBOITA, M. S. AMBRIZZI, T. SILVA, G. A. M. **Meteorologia: noções básicas**. São Paulo: Oficina de Textos, 2017. 179 p.

CAPÍTULO 3 - AVALIAÇÃO A PARTIR DA QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM ÁREA URBANA DURANTE AS QUATRO ESTAÇÕES DO ANO NA CIDADE DE LAGES-SC

Resumo

As fontes de poluição atmosféricas de origem antrópica exercem um importante papel no cenário das mudanças ambientais. As mais significativas fontes de poluição atmosférica dos centros urbanos são os veículos automotores, no entanto, as emissões sofrem interferência de fatores como as características de tráfego veicular e os padrões meteorológicos de cada região. Nesse sentido, o presente estudo objetivou quantificar as emissões de CO, CO₂, CH₄, NO, NO₂ e SO₂, na área urbana do município de Lages-SC, verificar o grau de associação entre os poluentes e as variáveis meteorológicas, e ainda verificar se os níveis de CO, NO₂ e SO₂ estão de acordo com os padrões finais de qualidade do ar, classificar a qualidade do ar e enquadrar os poluentes de acordo com os níveis de atenção, alerta ou emergência, estabelecidos pela legislação vigente. Para isso, foram amostrados vinte pontos na área urbana de Lages, durante um período de nove meses, durante as quatro estações do ano. Os dados obtidos passaram por tratamento estatístico e aplicação do teste de coeficiente de *Spearman*, a fim de avaliar a correlação entre os poluentes e as variáveis meteorológicas. Por fim, as concentrações de NO₂ foram comparadas com os padrões estabelecidos pela legislação vigente, a CONAMA nº491/18. A avaliação permitiu concluir que os níveis de poluição atmosférica em Lages são altas, porém apresenta variações entre uma estação e outra. Além disso, as concentrações de NO₂ estão acima dos valores atribuídos pela legislação, colocando em risco a saúde e qualidade de vida dos habitantes.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Sazonalidade. Legislação. CONAMA nº491/18.

CAPHTER 3 - ATMOSPHERIC EMISSIONS EVALUATION FROM QUANTIFICATION IN THE URBAN AREA DURING THE FOUR STATIONS OF YEAR IN CITY OF LAGES-SC

Abstract

The sources of atmospheric pollution of anthropic origin play an important role in the scenario of environmental changes. The most significant sources of atmospheric pollution in urban centers are automotive vehicles, however, emissions are influenced by factors such as the characteristics of vehicular traffic and the meteorological patterns of each region. In this sense, the present study aimed to quantify the emissions of CO, CO₂, CH₄, NO, NO₂ and SO₂, in the urban area of the city of Lages-SC, to verify the degree of association between pollutants and meteorological variables, and also to verify if the levels of CO, NO₂ and SO₂ are in accordance with the final air quality standards, classify the air quality and classify the pollutants according to the levels of attention, alert or emergency, established by the current legislation. For this, twenty points were sampled in the urban area of Lages, during a period of nine months, during the four seasons of the year. The data obtained underwent statistical treatment and application of the Spearman coefficient test, in

order to assess the correlation between pollutants and meteorological variables. Finally, NO₂ concentrations were compared with the standards established by current legislation, CONAMA nº 491/18. The evaluation allowed to conclude that the levels of atmospheric pollution in Lages are high, however it varies between seasons. In addition, NO₂ concentrations are above the values assigned by legislation, putting the health and quality of life of the inhabitants at risk.

Keywords: Atmospheric pollution. Seasonality. Legislation. CONAMA nº491/18.

INTRODUÇÃO

O cenário das mudanças ambientais sofre influência do papel exercido pelas populações e suas atividades, pois além das emissões antrópicas, as áreas urbanas são consideradas centros de risco de exposição aos poluentes emitidos (ROMEO-LANKAO; QIN; BORBOR-CORDOVA, 2013). As emissões atmosféricas originadas nas áreas urbanas são provenientes das indústrias e dos veículos, sendo estas as principais fontes de poluição de origem antrópica (CAMARA, et al., 2015).

Os veículos automotores são considerados uma fonte significativa de poluição atmosférica, devido a emissão de grandes quantidades de gases, como monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos (HC), óxidos de nitrogênio (NO_x), material particulado, além de contribuírem à formação de subprodutos que também apresentam impactos negativos à saúde humana. No entanto, tem-se alcançado um avanço tecnológico no que diz respeito as emissões do motor, porém, há também um aumento contínuo na frota mundial veicular (AMORIM et al.,2013).

Além disso, há fatores determinados pela configuração urbana que podem modificar os padrões de poluentes, devido ao fluxo do tráfego, ou o tipo de dispersão, devido à presença de obstáculos, e em escala local, a concentração dos poluentes na atmosfera pode ser afetada pelos padrões meteorológicos da região e características geográficas que independem da configuração urbana (MISKELL, et al., 2015). Tratando-se das emissões provenientes do trânsito das cidades, a partir dos veículos automotores, como em corredores de tráfego, há uma complexidade no que diz respeito ao domínio espacial limitado e as condições climáticas, pois uma correta avaliação da distribuição espacial das concentrações de poluentes atmosféricos deve levar em conta as características do fluxo de vento local e urbanas, e as mudanças no padrão do fluxo de tráfego (SINGH; GOKHALE, 2015).

De forma geral, o monitoramento da qualidade do ar é realizado no centro e na periferia das áreas urbanas, porém os procedimentos e os instrumentos de

medição utilizados são variáveis de país para país. No entanto, é essencial a demonstração geográfica das medições, pois há fatores complexos que interferem e criam uma relação de dependência às condições de poluição atmosférica, como a topografia do local e a proximidade com fontes emissoras (SKOULLOUDIS; KASSOMENOS, 2014).

Os danos provocados pela má qualidade do ar vão além da saúde e bem-estar da população, pois a poluição atmosférica também ocasiona a alteração na qualidade dos materiais, do solo e das águas, a poluição atmosférica traz prejuízos ao Estado, devido ao aumento de doenças e internações hospitalares e ao uso de medicamentos, que poderiam ser evitados ou reduzidos com a melhoria da qualidade do ar (MMA, 2020). Os efeitos da má qualidade do ar causados à saúde humana têm sido avaliados em estudos epidemiológicos de todo o mundo, pois há indícios de que a exposição a poluição atmosférica está associada ao crescente número relacionado a mortalidade e morbidade, principalmente por doenças respiratórias e cardiovasculares, além de outros problemas de saúde como o câncer, malformações congênitas e distúrbios de fertilidade (DE FREITAS et al., 2013; DE MARCO et al., 2019).

Bayat et al., (2019) apontam que os efeitos causados pela poluição atmosférica também ocasionam custos econômicos e sociais significativos, pois a ocorrência de morbidades e mortes levam a perda de trabalho. Com isso, os governos deparam-se com o desafio de controlar a qualidade do ar e destinar recursos para a melhoria da qualidade de vida dos habitantes, através de investimentos voltados para o transporte público, gerenciamento de tráfego e qualidade de combustível, e incentivos a meios de transporte alternativos (BAYAT et al., 2019).

A gestão do ar urbano é considerada uma forma de entender e descrever como as autoridades locais lidam com a poluição atmosférica nos centros urbanos, de que forma são capazes de converter os dados disponíveis em políticas públicas, e baseia-se na compreensão dos problemas e possíveis soluções para a má qualidade do ar. Contudo, são necessárias evidências para priorizar e direcionar as ações, de acordo com cada deficiência identificada, e apontar oportunidades que vinculem o gerenciamento da poluição do ar a ações mais amplas (BRUNT, et al., 2016; FRANCO et al., 2019).

O conhecimento da qualidade do ar serve de suporte para a tomada de decisão com relação às medidas de mitigação e controle da poluição atmosférica, pois as atividades de identificação e quantificação das substâncias poluentes exigem uma

vigilância contínua, para que a composição do ar respirado pela população seja adequada e saudável (BRANCO; MURGEL, 2010). Contudo, os problemas de qualidade do ar persistem, principalmente nas cidades, onde a maior parte da população vive. E no atual contexto das mudanças climáticas, considera-se uma necessidade tornar as cidades sustentáveis, porém é fundamental a implementação de medidas que vão além das medidas tecnológicas típicas (RAFAEL et al., 2018).

Diante do exposto, objetivou-se com este trabalho quantificar as emissões de monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂) e dióxido de enxofre (SO₂), na área urbana do município de Lages-SC, verificar o grau de associação entre os poluentes e as variáveis meteorológicas, e ainda verificar se os níveis de CO, NO₂ e SO₂ estão de acordo com os padrões finais de qualidade do ar, classificar a qualidade do ar e enquadrar os poluentes de acordo com os níveis de atenção, alerta ou emergência, estabelecidos pela legislação vigente.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de Estudo

O município de Lages está localizado na região serrana do estado de Santa Catarina, sendo o maior em extensão territorial do estado com 2.637.660 km², população estimada em 157.349 habitantes, sendo que 97,11% residem na área urbana e apenas 2,89% residem na área rural (IBGE, 2019). De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, Lages apresenta clima temperado com verões brandos (KOTTEK et al., 2006). Durante o inverno ocorre no município geadas e até mesmo neve, pois na estação fria as condições climáticas são influenciadas pelas massas de ar polar provenientes do continente antártico (MONTEIRO, 2001). As temperaturas mensais, médias máximas e mínimas, são de 28°C e 10,8°C, respectivamente (SANTA CATARINA, 1986), cujas precipitações pluviais são relativamente bem distribuídas durante o ano (SOCCOL, et al., 2010).

O estado de Santa Catarina está em posição de destaque no Brasil, quanto ao setor industrial, pois a indústria de transformação catarinense ocupa a quarta colocação do país em quantidade de empresas, caracterizadas em diversos polos. Essa diversidade em segmentos industriais atribui ao estado um desenvolvimento equilibrado entre suas regiões, tendo destaque o setor madeireiro na região Serrana (FIESC, 2020).

A cidade de Lages teve sua economia baseada no ciclo da madeira a partir da exploração extrativista entre as décadas de 60 e 70. Contudo, ocorreu o surgimento de novas tendências econômicas com o avanço e aperfeiçoamento tecnológico e industrial, assim, atualmente a economia o município é baseada em oito segmentos, estabelecidos em função da sua importância em relação ao volume de empresas e empregos, são eles: agricultura, pecuária e produção florestal, fabricação de produtos alimentícios, fabricação de bebidas, fabricação de produtos de madeira, fabricação de celulose, papel e produtos de papel, fabricação de máquinas e equipamentos, logística e comércio varejista (NASCIMENTO; DEMETRIO, 2017; PREFEITURA DE LAGES, 2019).

Além do desenvolvimento das atividades econômicas em Lages, ao longo dos últimos dez anos o Departamento Estadual de Trânsito de Santa Catarina (DETRAN-SC) registrou no município um aumento de aproximadamente 45% na sua frota veicular, sendo que no ano de 2011 Lages contava com 82.341 veículos, e já no ano de 2020 foram contabilizados 119.152 veículos, de vinte categorias, conforme ilustrado na Figura 1.

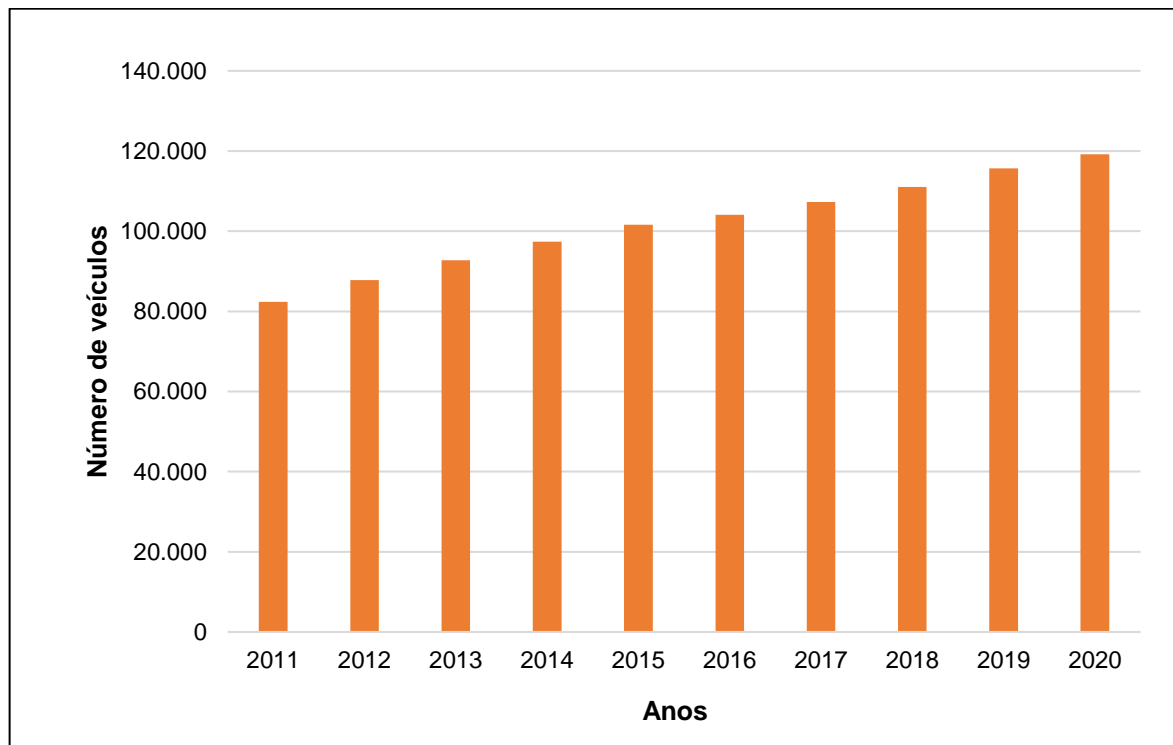


Figura 1 - Frota veicular no município de Lages-SC nos últimos dez anos.
Fonte: DETRAN-SC, 2021.

2.2 Pontos de Coleta na área urbana

Os pontos de coletas foram determinados de forma que abrangesse áreas significativas no município, a partir do fluxo de pessoas, presença de indústrias, além de fluxo e tipo de fluxo veicular. Pois, segundo Janssen et al., (2012), na realização de medições para avaliação de qualidade do ar, um ponto a ser levado em consideração é a representatividade espacial do monitoramento. A descrição e as coordenadas de cada um dos vinte pontos são demonstradas na Tabela 1 e a localização é apresentada na Figura 2.

Tabela 1 - Localização e caracterização dos pontos de coleta na área urbana de Lages-SC.

Pontos de Coleta	Coordenadas (UTM)		Elevação (m)	Caracterização
	Latitude (m)	Longitude (m)		
P01	568359,40	6925143,65	914	Rótula da Avenida Luiz de Camões: via de acesso norte do município
P02	567847,02	6925044,12	894	Viaduto na BR-282, que cruza o perímetro urbano do município de Lages
P03	569452,10	6926141,97	896	Rua 31 de Março (próximo ao posto de gasolina)
P04	570437,86	6925358,70	918	Trevo na BR-282, próximo ao Lages Garden Shopping e da Havan
P05	568268,14	6924384,71	909	Rua Dom Pedro I, esquina com a Rua Afonso Pena: paralela à Avenida Luiz de Camões.
P06	568507,09	6923558,98	912	Cruzamento entre as avenidas Luiz de Camões e Presidente Vargas
P07	569903,84	6923371,57	894	Avenida Manoel Antunes Pessoa, esquina com a Rua Bernardo Gonçalves Kuster
P08	567529,81	6924048,79	892	Rua Antônio Edu Vieira, esquina com a Rua Cel. Lica Ramos: situa-se paralelamente entre duas ruas que dão acesso à Avenida Duque de Caxias
P09	566943,21	6923948,14	886	Cruzamento entre as avenidas Belizário Ramos e Duque de Caxias
P10	567163,15	6923580,48	885	Cruzamento entre as avenidas Belizário Ramos e Presidente Vargas
P11	565277,23	6923282,08	897	Avenida Belizário Ramos, esquina com a Rua Castro Alves
P12	565310,39	6922676,72	911	Rua São Joaquim, esquina com a Rua Marechal Deodoro, próximo ao Hospital Tereza Ramos
P13	566304,31	6923127,02	915	Rua Correia Pinto, esquina com a Rua Pres. Nereu Ramos: via de acesso ao Centro do município de Lages
P14	566203,97	6922801,77	927	Rua Hercílio Luz, esquina com a Rua Benjamin Constant, próximo ao Hospital Nossa Senhora dos Prazeres
P15	565413,69	6921799,28	926	Rótula na Avenida Marechal Floriano, próximo ao Cemitério Cruz das Almas
P16	564324,67	6920178,83	892	Rua Dr. Aujor Luz, esquina com a rua Oswaldo Aranha

Pontos de Coleta	Coordenadas (UTM)		Elevação (m)	Caracterização
	Latitude (m)	Longitude (m)		
P17	562728,97	6924854,67	1021	Trevo de cruzamento entre a BR-282 e BR-116
P18	568149,54	6922201,46	904	Rótula na Avenida 1º de Maio, cruzamento com a Avenida Marechal Castelo Branco
P19	567861,14	6920505,16	884	Avenida Cel. Antônio Ribeiro dos Santos, esquina com a Rua Cirilo Vieira Ramos
P20	567175,15	6922390,62	891	Cruzamento entre a Avenida Dom Pedro II e a Rua Frei Gabriel

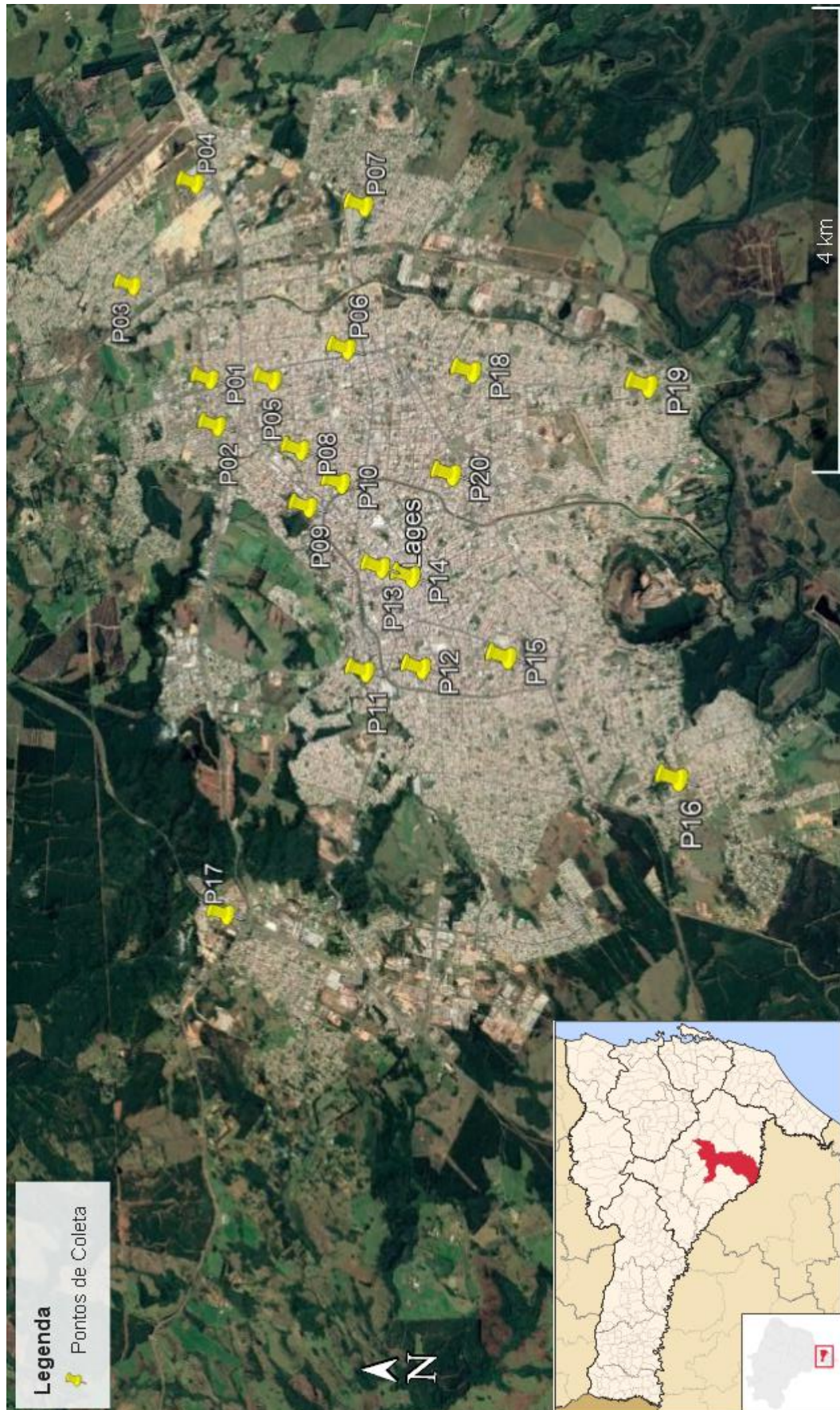


Figura 2 - Localização dos pontos de coleta na área urbana do município de Lages, Santa Catarina.

2.3 Amostragem

A amostragem foi realizada em escala sazonal, durante dias da semana (de segunda-feira a sexta-feira), dentro de um período de nove meses, entre os meses de fevereiro e dezembro, sendo a primeira amostragem entre 19 de fevereiro a 12 de março (verão), a segunda amostragem de 12 de maio a 12 de junho (outono), a terceira amostragem entre 10 e 25 de agosto (inverno), e a quarta e última de 18 de novembro a 11 de dezembro (primavera).

Os dias da amostragem apresentaram ausência de chuva e presença de ventos brandos. Visto que não há nenhuma norma técnica a respeito da medição de poluentes atmosféricos com equipamentos portáteis, a medição foi realizada levando-se em consideração estabelecimentos da normativa definida pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) 10051:2019 para medição de ruídos, pois a norma refere-se à utilização de um equipamento portátil semelhante aos utilizados para a medição dos poluentes atmosféricos no presente trabalho. Assim, durante a amostragem o equipamento de medição esteve a aproximadamente um metro de altura em relação ao solo.

Ao todo foram realizadas dezesseis amostragens, pois em cada estação os pontos de coleta foram amostrados quatro vezes. A coleta de dados em cada ponto teve duração de trinta minutos, pois realizou-se a leitura das concentrações de poluentes três vezes, a cada dez minutos. Das dezesseis amostragens, cada uma delas foi realizada em um mesmo dia, das 8:00 às 19:00hs, variando a ordem de coleta em cada repetição para que um mesmo ponto fosse amostrado em diferentes horários.

Efetou-se a medição dos seguintes poluentes atmosféricos: CO, CO₂, CH₄, NO, NO₂ e SO₂. Os dados foram obtidos instantaneamente a partir da utilização dos seguintes equipamentos:

- **MiniRAE 3000:** É um monitor de Compostos Orgânicos Voláteis (VOC's), dotado de um detector de fotoionização, com uma lâmpada de 10,6 eV de descarga de gás. A resolução e alcance de medições estão dispostos na Tabela 2 e os gases medidos foram: NO e NO₂.

Tabela 2 - Resolução e alcance de medições do MiniRAE 3000.

Lâmpada	Faixa	Resolução (ppm)
10,6 eV	0,1 a 15.000 ppm	0,1
9,8 eV	0,1 a 5.000 ppm	0,1
11,7 eV	0,1 a 2.000 ppm	0,1

Fonte: Adaptado de Estados Unidos, 2010.

- **ASKO AK786 com termo-higrômetro:** Apresenta as medições de CO₂, além de informações como a temperatura e umidade relativa ambiente, ponto de orvalho e bulbo úmido. As especificações do medidor estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Especificações do Medidor AK786.

	CO ₂	Temperatura	Umidade
Faixa de Medição	0 a 9.999 ppm	10 a 50 °C	10 a 90%
Resolução	1 ppm	0.1 ° C	0.1 %

Fonte: Adaptado de Rio Grande do Sul.

- **Eagle Series Portable Multi-Gas Detector:** Possui o princípio de detecção dos gases baseado na combustão catalítica, célula eletroquímica, célula galvânica e infravermelho. É um instrumento portátil que oferece leituras de HC (padrão CH₄), oxigênio (O₂), CO e sulfeto de hidrogênio (H₂S). As especificações do equipamento encontram-se na Tabela 4.

Tabela 4 - Faixas de medição e precisão do medidor *Eagle series Portable Multi-Gas Detector*.

Gás	Faixa de medição	Precisão *O que é maior
CH ₄	0 - 100% LEL	± 5% da leitura ou ± 2% LEL (*)
	0 - 50.000 ppm	± 50 ppm ou ± 10% da leitura (*)
O ₂	0 - 40% vol.	± 0,5% de O ₂
CO	0 - 500 ppm	± 5% da leitura ou ± 5 ppm de CO (*)
H ₂ S	0 - 100 ppm	± 5% da leitura ou ± 2 ppm H ₂ S (*)

Fonte: Adaptado de Estados Unidos, 2009.

- **GasAlert Extreme Detector de gás único:** É um instrumento portátil que mede as concentrações de SO₂, com sensor de medição do tipo célula eletroquímica de plug-in. A faixa de medição do equipamento é entre 0 e 100 ppm, e a temperatura e umidade de operação são, respectivamente, -40 °C a 50 °C, e 15% a 90% (CANADÁ, 2005).

Decorrente de um problema técnico no equipamento ASKO AK786, não foi possível fazer a coleta de dados referentes a concentração de CO₂, temperatura e umidade relativa ambiente nas amostragens de verão. Contudo, as análises de dados referentes ao verão em que se utilizou temperatura e umidade relativa ambiente foram realizadas a partir de dados disponibilizados pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI).

2.4 Análise de Dados

Os dados coletados foram primeiramente organizados em planilhas eletrônicas para que fosse realizado o tratamento estatístico, objetivando analisar seu comportamento por meio da estatística descritiva. E a fim de verificar a relação entre as concentrações dos poluentes amostrados e os parâmetros meteorológicos, temperatura e umidade relativa ambiente, realizou-se a análise de correlação.

A correlação expressa o grau de associação entre duas ou mais variáveis, representada por um coeficiente, que pode ser encontrado a partir das medidas das variáveis, assim, as medidas X e Y devem ser emparelhadas em um plano cartesiano (FEIJOO, 2010). Sendo assim, reproduziu-se gráficos de dispersão, com o auxílio do *software Microsoft Excel*.

A partir dos gráficos de dispersão obtidos verificou-se o a relação entre as variáveis, possibilitando concluir que não havia linearidade. Para encontrar o coeficiente de correlação entre os dados desejados aplicou-se o teste não paramétrico de *Spearman*. Pois, esse teste é utilizado quando as variáveis apresentam uma relação monotônica, em que tendem a se mover na mesma direção, mas a uma taxa não constante (MIOT, 2018).

No entanto, foi necessário encontrar a diferença entre *rankings* para calcular o coeficiente, na qual é realizado um ranqueamento das duas classes de variáveis relacionadas, sendo que o maior valor encontrado é 1, e assim sucessivamente, até

o menor valor. Por fim, encontra-se a diferença entre o valor de *ranking* entre as duas variáveis e eleva-se ao quadrado. Segue abaixo representado o teste de coeficiente de *Spearman* pela Equação 1.

$$\rho = 1 - \frac{(6\sum d^2)}{(n(n^2-1))} \quad (\text{Equação 1}).$$

Onde:

ρ = coeficiente de *Spearman*;

d = diferença entre *rankings*;

n = número de dados.

Para fins de adequação a legislação foi realizada uma comparação das concentrações de SO₂, NO₂ e CO com os valores máximos do padrão de qualidade do ar final (PF) estabelecido pela Resolução nº 491/18, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), com base nas definições da OMS em 2005, os quais estão apresentados na Tabela 5 (BRASIL, 2018).

Tabela 5 - Concentrações de poluentes atmosféricos de acordo com a Resolução CONAMA nº 491/18.

Poluente Atmosférico	Padrão Final (PF)	
	Dióxido de Enxofre-SO ₂ (µg/m ³)	24 horas
	Anual	-
Dióxido de Nitrogênio-NO ₂ (µg/m ³)	1 hora	200
	Anual	40
Monóxido de Carbono-CO (ppm)	8 horas	9

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2018.

A fim de classificar a qualidade do ar no município de Lages, o valor médio obtido foi avaliado de acordo com o Índice de Qualidade do Ar, presente nos Padrões de Qualidade do Ar da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), conforme a Tabela 6 (CETESB, 2019).

Tabela 6 - Classificação da Qualidade do Ar com base no Índice de Qualidade do Ar.

Índice de Qualidade do Ar	Classificação	CO 8h (ppm)	NO ₂ 24h (µg/m ³)	SO ₂ (µg/m ³)
0 - 40	Boa	0 - 9	0 - 200	0 - 20
41 - 80	Moderada	>9 - 11	>200 - 240	>20 - 40
81 - 120	Ruim	>11 - 13	> 240 - 320	>40 - 365
121 - 200	Muito ruim	>13 - 15	>320 - 1130	>365 - 800
>200	Péssima	>15	>1130	>800

Fonte: Adaptado de CETESB, 2019.

Foram determinados níveis de atenção, alerta e emergência para os poluentes mencionados, que indicam episódios agudos de poluição do ar, baseado também nos padrões estabelecidos pela CONAMA nº 491/18, de acordo com a Tabela 7 (BRASIL, 2018).

Tabela 7 - Níveis de Atenção, Alerta e Emergência para Poluentes.

Níveis	Poluentes e Concentrações		
	SO ₂ (µg/m ³) (média de 24h)	CO ppm (média móvel de 8h)	NO ₂ (µg/m ³) (média de 1h)
Atenção	800	15	1.130
Alerta	1.600	30	2.260
Emergência	2.100	40	3.000

Fonte: Adaptado de BRASIL, 2018.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Estatística descritiva

As mudanças na qualidade do ar são bastante complexas, e são resultado das interações entre os poluentes atmosféricos e os componentes do ar. Dessa forma, avaliou-se as mudanças sazonais das concentrações dos poluentes e as condições meteorológicas, para interpretar os resultados obtidos entre cada estação e compreender a interação dos poluentes na mudança do ambiente atmosférico.

As concentrações dos poluentes atmosféricos são variáveis em todas as escalas temporais, dentre elas a diurna e a sazonal (WHITEMAN et al., 2014). Sendo assim, a seguir são apresentadas análises que levam em conta as duas escalas temporais mencionadas. As Tabelas 8, 9, 10 e 11 a seguir apresentam as análises estatísticas dos poluentes amostrados em cada uma das estações.

Tabela 8 - Análise estatística dos poluentes amostrados no verão.

Poluente	CH ₄	CO	NO	NO ₂	SO ₂
	µg/m ³				
Média	216.806,26	0,00	635,42	1.975,21	0,00
Desvio Padrão	52.097,61	0,00	494,93	1.491,38	0,00
CV (%)	24,02	0,00	77,89	75,50	0,00
Variância	2.714.160.971,28	0,00	244.952,37	2.224.226,41	0,00
Mínimo	153.330,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	396.666,70	0,00	2.400,00	6.850,00	0,00

Durante o verão as concentrações médias de CH₄, NO e NO₂ foram de 216.806,26; 635,42 e 1.975,21 µg/m³, respectivamente. Nessa estação, o CH₄ apresentou o menor coeficiente de variação dentre os poluentes amostrados, de

24,02%, o que significa que não houve uma grande variação nas concentrações amostradas. Por outro lado, os poluentes NO e NO₂ demonstraram maior variabilidade, com os coeficientes de variação entre 75 e 78%. As concentrações mínimas, de 0,00 µg/m³, obtidas foram registradas para os elementos NO e NO₂, enquanto o CH₄ apresentou a menor concentração média de 153.330,00 µg/m³. O valor médio mais alto de concentração registrado para o CH₄ foi de quase duas vezes mais a média das concentrações, e do NO e NO₂ foi pouco mais que três vezes maior.

Tabela 9 - Análise estatística dos poluentes amostrados no outono.

Poluente	CH ₄	CO ₂	CO	NO	NO ₂	SO ₂
	µg/m ³					
Média	439.336,12	437.822,74	0,00	443,46	1.425,79	0,00
Desvio Padrão	98.825,10	60.876,66	0,00	392,69	1.305,30	0,00
CV (%)	22,49	13,90	0,00	88,55	91,54	0,00
Variância	9.766.400,39	3.705.967,48	0,00	194,02	1.703,81	0,00
Mínimo	320.000,00	374.330,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	820.000,00	781.330,00	0,00	2.069,47	6.533,27	0,00

No outono a concentração média de CH₄ foi maior comparada ao verão, com 439.336,12 µg/m³, mas as concentrações médias de NO e NO₂, de 443,46 e 1.425,79 µg/m³, foram menores. Já nessa estação, o menor coeficiente de variação, de 13,90%, se deu para o CO₂, que por sua vez, apresentou média de 437.822,74 µg/m³. Bem como no verão, os elementos que apresentaram maior variabilidade nas concentrações foram o NO e o NO₂. Mais uma vez, os valores mínimos obtidos também foram para estes poluentes, repetindo as concentrações obtidas no verão, de 0,00 µg/m³. O elemento que o valor máximo amostrado mais superou a média obtida foi o NO₂, com uma concentração máxima de quase 5 vezes maior que a concentração média.

Tabela 10 - Análise estatística dos poluentes amostrados no inverno.

Poluente	CH ₄	CO ₂	CO	NO	NO ₂	SO ₂
	µg/m ³					
Média	432.830,30	429.191,42	0,00	282,53	915,64	0,00
Desvio Padrão	81.020,61	17.776,78	0,00	385,79	1.465,58	0,00
CV (%)	18,71	4,14	0,00	136,54	160,06	0,00
Variância	6.564.338,62	316.013,92	0,00	148,84	2.147,92	0,00
Mínimo	350.000,00	402.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	600.000,00	478.670,00	0,00	1.986,10	7.579,67	0,00

Como no verão e no outono, a maior concentração obtida foi para o CH₄, seguido do CO₂, NO₂ e NO. O CO₂ novamente apresentou o menor coeficiente de variação, pois as concentrações obtidas estiveram entre 402.000,00 e 478.670,00 µg/m³. Dentre os valores máximos amostrados, a maior concentração de NO₂, de todas as estações ocorreu no inverno, com um valor de 7.579,67 µg/m³, cinco vezes maior que a média obtida, enquanto o NO indicou a menor concentração, de 1.986,10 µg/m³, comparada as demais estações. O CH₄ apresentou as concentrações máxima e mínima de 350.000,00 e 600.000,00 µg/m³, respectivamente.

Tabela 11 - Análise estatística dos poluentes amostrados na primavera.

Poluente	CH ₄	CO ₂	CO	NO	NO ₂	SO ₂
	µg/m ³					
Média	313.671,05	427.379,90	0,00	186,76	617,25	0,00
Desvio Padrão	86.280,00	9.350,00	0,00	450,00	1.300,00	0,00
CV (%)	27,50	2,18	0,00	240,95	218,78	0,00
Variância	7.445.850,00	87.580,00	0,00	200,00	1.700,00	0,00
Mínimo	216.660,00	400.000,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Máximo	593.330,00	448.000,00	0,00	2.740,00	6.470,00	0,00

Por fim, as mesmas observações apontadas nas estações anteriores são recorrentes para a primavera. As médias foram de 313.671,05 µg/m³ para o CH₄; 186,76 µg/m³ para o NO; 617,25 µg/m³ para NO₂ e 427.379,90 para o CO₂. O menor coeficiente de variação foi obtido nessa estação, com um valor de 2,18%, para o poluente CO₂. Os valores máximos registrados para os elementos NO e NO₂ foram mais de dez vezes maiores que a média, sendo 2.740,00 µg/m³ para NO e 6.470,00 µg/m³ para o NO₂. E o CH₄ obteve concentrações entre 216.660,00 e 593.330,00 µg/m³.

De forma geral, conforme demonstrado nas tabelas acima, as maiores concentrações médias de CH₄ e de CO₂ foram apontadas no outono, e as concentrações médias mais altas de NO e NO₂ foram registradas durante o verão. Pode-se dizer que os poluentes CH₄ e CO₂ maior estabilidade na atmosfera, quando comparados ao NO e NO₂, pois indicaram os mais baixos coeficientes de variação. A fim de complementar a demonstração da análise estatística descritiva, reproduziu-se os seguintes gráficos, ilustrados pela Figura 3, para que se possa observar o comportamento dos poluentes nas diferentes estações do ano.

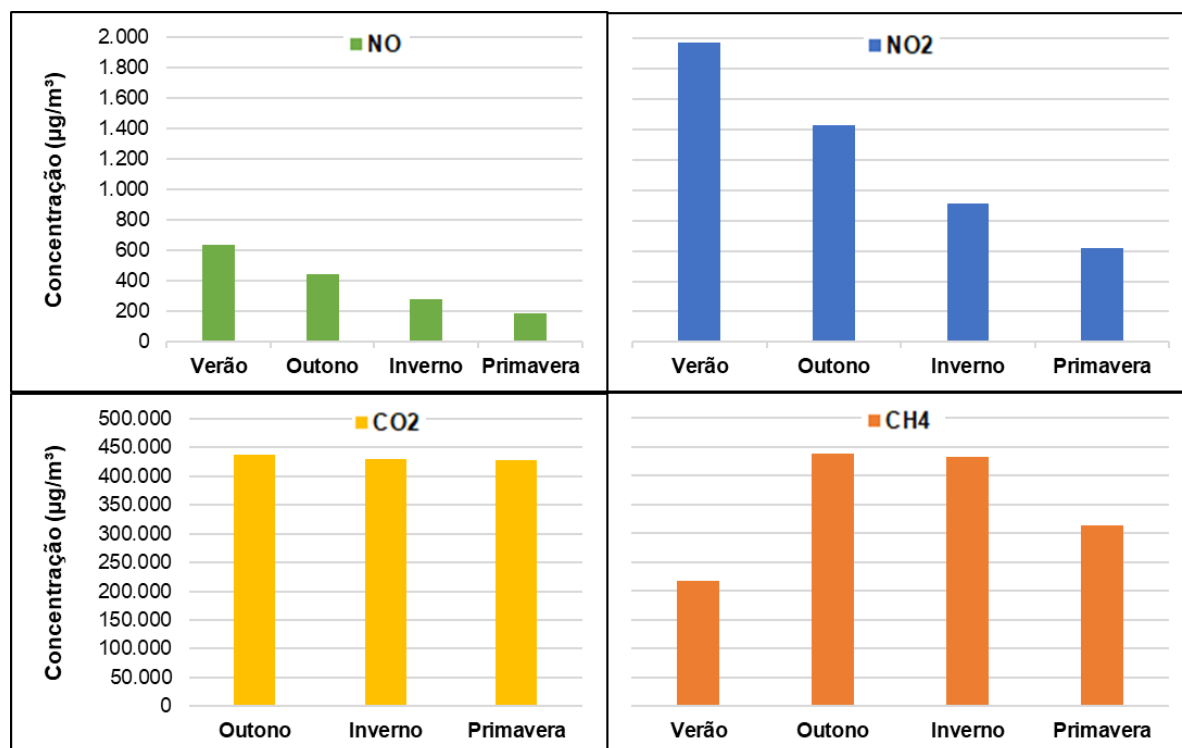


Figura 3 - Comparativo de cada poluente entre as concentrações médias em estações do ano.

Em termos gerais, os elementos NO, NO₂ e CO₂ demonstraram comportamento semelhante, visto que as concentrações decaíram ao longo do ano. Apesar do elemento CO₂ não ter sido amostrado no verão, sua maior concentração média foi registrada no outono, e a maior concentração média do NO e do NO₂ foi registrada no verão, enquanto a menor concentração média registrada para os três poluentes mencionados foi na primavera.

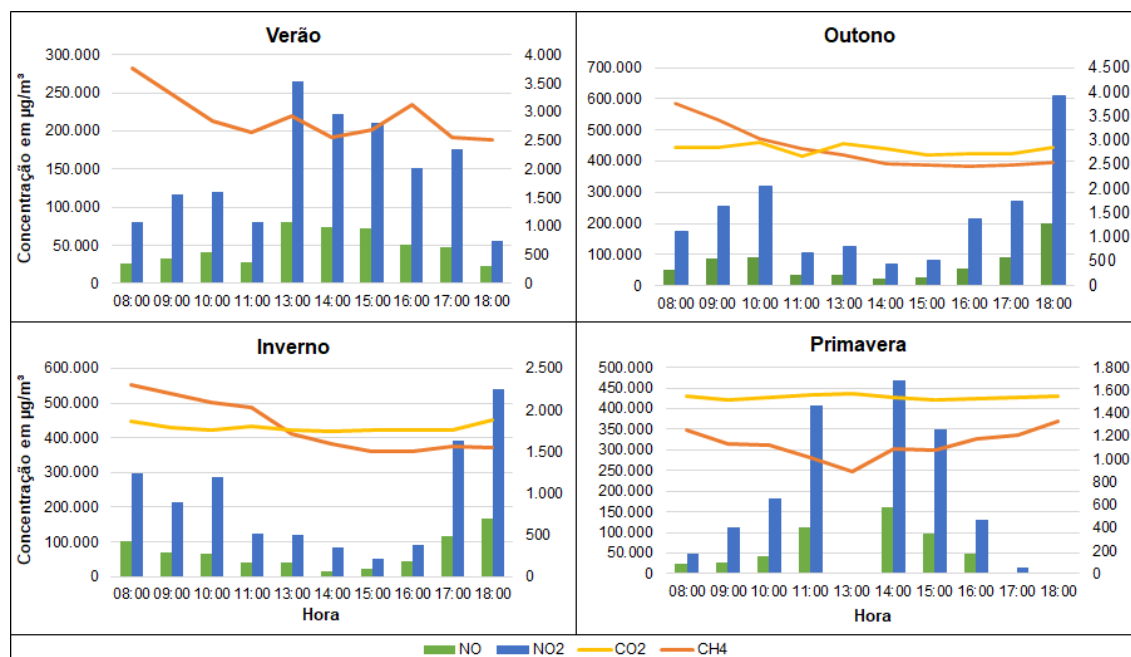
De acordo com Bertaccini, Dukic e Ignaccolo (2012), o tráfego veicular é mais significativa fonte de NO₂ durante as estações quentes, pois as concentrações desse poluente aumentam acentuadamente até atingir a saturação. Por outro lado, contrapondo os resultados apresentados, a intensidade da radiação solar recebida no inverno favorece a realização de reações fotoquímicas, que atuam sobre alguns poluentes atmosféricos, como o NO (BERTACCINI; DUKIC; IGNACCOLO, 2012).

Em áreas urbanas pode-se considerar dois fluxos de CO₂, um é representado pelo tráfego veicular, que no município de Lages corresponde a 41% das emissões (SEEG, 2021), e outro refere-se às fontes de vegetação. Durante o verão as fontes de emissão naturais de CO₂ superam as demais fontes, visto que o aumento da temperatura é favorável à essa situação, pois no inverno, as baixas temperaturas contribuem para o aumento dos fluxos de CO₂ oriundos da queima de combustíveis (BERGERON; STRACHAN, 2011).

Os níveis de CO₂ apontados por Cardoso et al., (2017) se diferenciaram dos resultados obtidos no presente estudo. Os autores demonstraram que os maiores níveis de emissão de CO₂ ocorreram no verão, enquanto os níveis mais baixos foram identificados no inverno, os quais foram relacionados com a ocorrência de eventos de precipitação. De fato, a precipitação pode ser um fator com uma interferência significativa nas concentrações de CO₂, contudo, devido a metodologia desenvolvida no presente estudo, não foram realizadas amostragens em dias de precipitação em função da sensibilidade dos equipamentos utilizados.

O CH₄ também apresentou um comportamento diferenciado, sendo a maior concentração média registrada no outono, como o CO₂, e a menor concentração média foi identificada no verão, seguido da primavera e depois do inverno. No entanto, estudo realizado por Cardoso et al., (2017), demonstrou a ocorrência dos maiores níveis de CH₄ durante o verão, influenciado pelo processo de evapotranspiração observado no local de amostragem. Essa configuração foi justificada pelos autores a partir da associação entre o poluente e a temperatura do solo, fazendo com que os níveis de emissão de CH₄ fossem maiores durante o verão e a primavera, do que no outono e no inverno.

As análises de comportamento dos poluentes levaram em considerações duas perspectivas, uma análise comparativa entre os horários ao longo do dia, e outra entre os pontos amostrados. A Figura 4 ilustra a análise realizada de acordo com os horários de amostragem, entre às 08:00 e 18:00 horas.



*CO₂ e CH₄: eixo principal; NO e NO₂: eixo secundário.

Figura 4 - Comparativo entre as concentrações médias horárias dos poluentes em cada estação.

Nota-se que no verão e na primavera o elemento NO₂ apresentou comportamento similar, em que no início e no fim do dia configuram-se as menores concentrações médias do poluente, e as concentrações mais elevadas foram registradas entre às 11:00 e 16:00 horas. A maior concentração média do verão ocorreu às 13:00 horas, sendo de 3.543,75 µg/m³, contudo, um fato isolado ocorreu na primavera, em que no mesmo horário houve a segunda menor concentração média registrada, de 4,50 µg/m³. As concentrações mais baixas do verão e da primavera foram obtidas às 18:00 horas, sendo respectivamente de 751,25 e 0,00 µg/m³, esta foi a menor concentração observada em todas as estações. Por sua vez, a concentração mais alta ocorreu às 14:00 horas, com uma concentração de 1.683,30 µg/m³.

No outono, bem como no inverno, as concentrações mais altas de NO₂ foram registradas no início e no fim do dia, enquanto ao longo do dia as concentrações médias foram mais baixas. Essa configuração contrapõe o comportamento observado no verão e na primavera. As menores concentrações médias de NO₂ observadas nessas estações foram de 439,52 µg/m³ às 14:00 horas, e 207,67 µg/m³ às 15:00 horas, no outono e inverno, respectivamente. Já as concentrações mais altas obtidas foram registradas no mesmo horário, às 18:00 horas, sendo de 3.929,30 µg/m³ no outono, e 2.244,91 µg/m³ no inverno.

O comportamento do poluente NO foi semelhante ao do NO₂ nas quatro estações do ano, porém em concentrações são inferiores. As maiores concentrações amostradas foram de 1.297,43 µg/m³, no outono e 693,98 µg/m³, no inverno, ambas às 18:00 horas. As menores concentrações também foram registradas no mesmo horário, às 14:00 horas, com os valores de 131,87 µg/m³ no outono, e 67,53 µg/m³ no inverno.

No verão e na primavera as concentrações médias de NO também procederam de forma parecida, e contrárias ao outono e inverno. Pois, ao longo do dia foram obtidas concentrações mais altas, enquanto no início e no fim do dia obtiveram-se concentrações mais baixas. A maior concentração de NO registrada no verão foi de 1.075,86 µg/m³, às 13:00 horas, e a menor foi de 298,66 µg/m³, às 18:00 horas. Bem como para o NO₂, a maior e menor concentrações observadas na primavera ocorreram às 14:00 e às 13:00 horas, com um valor de 578,56 e 0,00 µg/m³, respectivamente.

Estudo realizado por Nishanth et al., (2012) na Índia, entre os anos de 2010 e 2011, apontou um padrão no comportamento das concentrações dos poluentes atmosféricos ao longo do dia semelhantes ao verificado no verão e primavera do presente estudo. Contudo, essa observação apontada pelos autores foi identificada durante o inverno, em que se verificaram as mais baixas concentrações de NO₂ no início e no fim do dia, aproximadamente às 08:00 e a partir das 16:00 horas, e as maiores concentrações registradas entre às 10:00 e 15:00 horas. Ou seja, o presente trabalho demonstrou um comportamento oposto.

Já a radiação solar apresenta um efeito positivo sobre as concentrações de NO₂, em que o efeito dessa variável reduz os níveis de NO₂. Os efeitos da radiação são capazes de atrasar o aumento da concentração de NO₂ (BERTACCINI; DUKIC; IGNACCOLO, 2012). Essa afirmação corrobora com os resultados ilustrados durante o outono e o inverno, pois no início e no fim do dia a radiação solar é menor intensa e foram observados os níveis mais altos de NO₂.

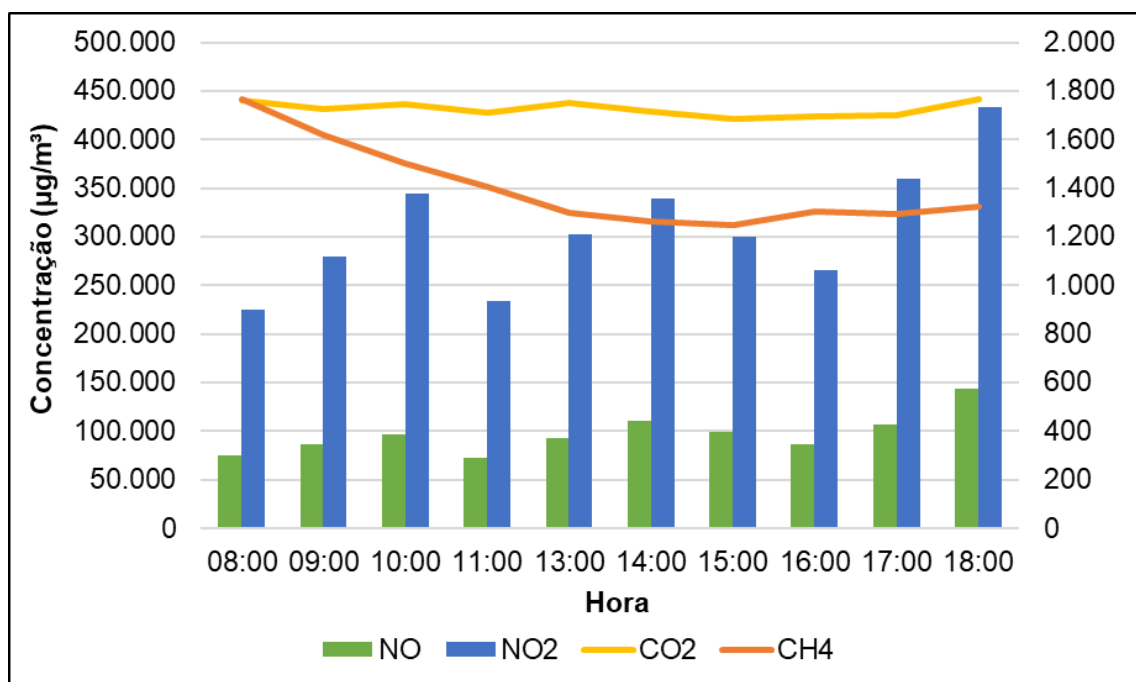
O poluente CO₂ apresentou o comportamento semelhante em todas as estações em que foi amostrado, demonstrando-se estável ao longo das horas dia, sem muitas variações nas concentrações médias. As maiores concentrações observadas foram de 460.703,70 µg/m³ às 10:00 horas; 450.500,00 µg/m³ às 18:00 horas, e 435.444,44 µg/m³ às 13:00 horas, no outono, inverno e primavera, respectivamente. Todavia, a menor concentração média observada no outono foi de

417.329,67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ às 11:00 horas, no inverno foi de 420.231,90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ às 14:00 horas, e na primavera, a concentração média mais baixa foi de 420.285,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ às 09:00 horas.

O poluente CH_4 também apresenta estabilidade como o CO_2 , quando comparado ao NO e NO_2 , pois não foi identificada uma grande variabilidade entre as concentrações médias obtidas. Seu comportamento não apresentou nenhuma similaridade ao longo do dia entre as estações do ano, porém as maiores concentrações médias registradas no verão, no outono e no inverno ocorreram no início do dia, às 08:00 horas, sendo elas, respectivamente, de 282.000,00, 583.939,39 e 553.330,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Por outro lado, na primavera ocorreu o oposto, em que a maior concentração média foi observada no fim do dia, às 18:00 horas, com um valor de 370.000,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Já as menores concentrações médias de CH_4 do outono, do inverno e da primavera foram registradas no mesmo horário, às 13:00 horas, sendo respectivamente de 390.000,00; 360.000,00 e 248.888,89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. No inverno a menor concentração observada se repetiu às 14:00 horas. Por sua vez, enquanto a maior concentração média do verão ocorreu no início do dia, a menor concentração foi obtida ao fim do dia, às 18:00 horas, com um valor de 188.888,89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Contudo, pode-se levantar algumas observações a partir de uma análise geral com base na Figura 5.



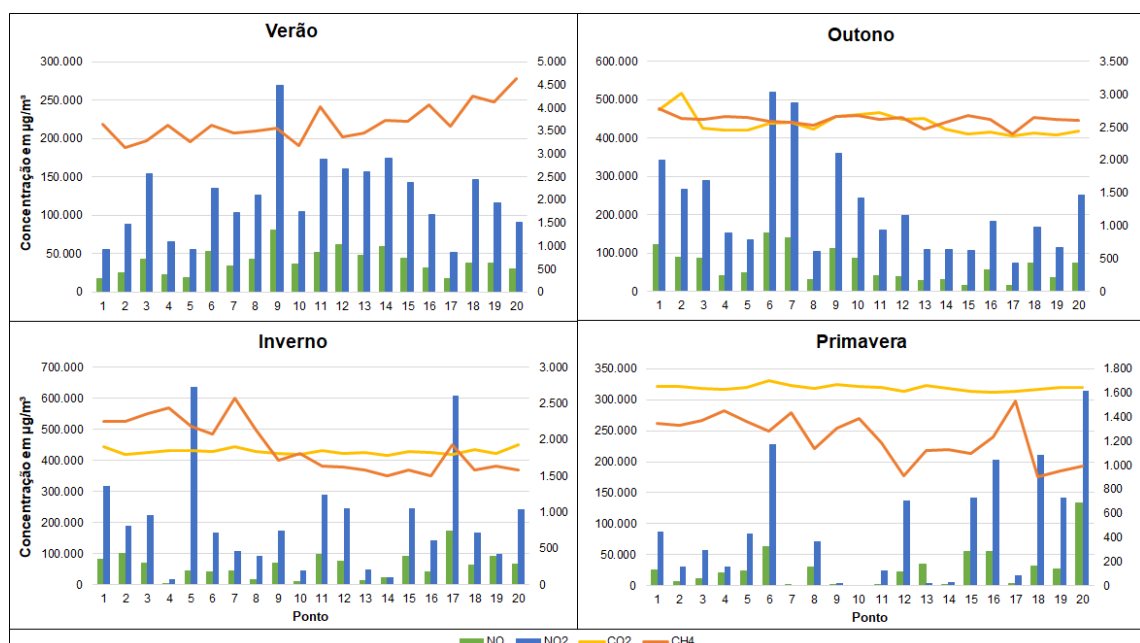
* CO_2 e CH_4 : eixo principal; NO e NO_2 : eixo secundário.

Figura 5 - Comparativo entre as concentrações médias dos poluentes por hora.

Os poluentes NO e NO₂ apresentaram um aumento no início do dia, seguido de uma queda às 10:00 horas, mas voltando a aumentar até às 14:00 horas, quando apresenta uma queda até às 16:00 horas, e elava-se novamente às 17:00 e 18:00 horas. Ou seja, ocorreram picos e quedas nas concentrações ao longo do dia. A menor concentração de NO₂ se deu no início do dia às 08:00 horas, com um valor médio de 901,12 µg/m³, e a maior concentração registrada foi no fim do dia, com um valor de 1.731,37 µg/m³, às 18:00 horas. Por sua vez, o NO apresentou a menor concentração média às 11:00 horas, sendo de 290,23 µg/m³, e igualmente ao NO₂, a maior concentração se deu às 18:00 horas, com um valor de 572,96 µg/m³.

Bem como no inverno, a concentração média mais alta de CO₂ foi registrada às 18:00 horas, igual a 441.722,22 µg/m³, e a menor média obtida foi de 421.253,52 µg/m³, às 15:00 horas. Nesse mesmo horário foi registrada a menor média obtida para o CH₄, de 312.070,08 µg/m³. E sua maior concentração média foi obtida no início do dia, às 08:00 horas, representada pelo valor de 441.484,85 µg/m³.

A Figura 6 ilustra a análise comparativa comportamental dos poluentes com relação a cada ponto de coleta.



*CO₂ e CH₄: eixo principal; NO e NO₂: eixo secundário.

Figura 6 - Comparativo entre as concentrações médias por ponto dos poluentes por ponto em cada estação.

Alguns pontos merecem destaque para a interpretação dessa análise, pois dentre os vinte pontos amostrados, doze registraram as maiores e/ou menores

concentrações médias obtidas nas estações. O ponto 01, ilustrado pela Figura 7 a seguir, é caracterizado pelo tráfego lento de veículos, pois localiza-se em uma rotatória, é a principal via de acesso norte do município de Lages, e os veículos que circundam o ponto são leves e pesados. Nesse ponto foi registrada a menor concentração média de NO durante o verão, de 284, 87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figura 7 – Ponto de coleta 01 na área urbana de Lages-SC.

No ponto 02, apresentado na Figura 8, foi observada a menor concentração média de CH₄ também no verão, de 188,330,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, e a maior concentração média de CO₂ no outono, com um valor de 518.000,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Esse ponto apresenta o tipo de tráfego e de veículos semelhantes ao ponto 01, pois está localizado em um viaduto da BR-282, que cruza o perímetro urbano de Lages.



Figura 8 – Ponto de coleta 02 na área urbana de Lages-SC.

Com apenas uma ocorrência, o ponto 04, representado pela Figura 9 abaixo, localizado em um trevo na BR-282 nas proximidades do shopping da cidade e de uma grande loja de departamentos, representa-se pelo fluxo moderado de veículos leves e pesados, porém intensifica-se nos finais de semana, por estar próximo a estabelecimentos de lazer. No ponto 04 foram registradas as menores concentrações médias de NO e NO₂ no inverno, de 16,34 e 75,60 µg/m³, respectivamente.



Figura 9 – Ponto de coleta 04 na área urbana de Lages-SC.

A maior concentração média de NO₂ no inverno foi registrada no ponto 05, apresentado na Figura 10, o qual está localizado em uma rua secundária, paralela a uma avenida bastante movimentada do município, a Avenida Luiz de Camões. A concentração média obtida foi de 2.726,00 µg/m³.



Figura 10 – Ponto de coleta 05 na área urbana de Lages-SC.

Próximo ao ponto 05, o ponto 06, ilustrado na sequência pela Figura 11, localiza-se em um cruzamento com semáforo entre as avenidas Luiz de Camões e Presidente Vargas e caracteriza-se pelo fluxo intenso de veículos durante o dia inteiro, principalmente de veículos leves. Esse ponto apresentou as maiores concentrações médias de NO e NO₂ do outono, 903,96 e 3.037,44, respectivamente, e a maior concentração média de CO₂ na primavera, de 330.416,67 µg/m³.



Figura 11 – Ponto de coleta 06 na área urbana de Lages-SC.

No ponto 07, representado na Figura 12, houve a ocorrência da maior e da menor concentração média dentre todas as estações. Esse ponto está localizado em um semáforo, em uma das saídas de acesso a SC-114, a qual é caminho para o município de Paineis, e caracteriza-se pelo fluxo de veículos leves e pesados. Durante

o inverno registrou-se nesse ponto a maior concentração média de $600.000,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de CH_4 , e na primavera a menor concentração média de NO_2 obtida, de $0,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$, também foi registrada no ponto.



Figura 12 – Ponto de coleta 07 na área urbana de Lages-SC.

Essa mesma concentração de NO_2 se repetiu no ponto 10 e para o poluente NO , ou seja, a menor concentração média de NO , de $0,00 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ocorreu no ponto 10 durante a primavera, o qual está localizado entre as avenidas Presidente Vargas e Belizário Ramos, apresentado a seguir na Figura 13. A maior concentração média de CH_4 , no outono, e a menor concentração média de CO_2 , no inverno, também foram observadas no ponto 10, com os valores de $458.636,36$ e $419.128,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figura 13 – Ponto de coleta 10 na área urbana de Lages-SC.

A Avenida Belizário Ramos circunda o centro do município de Lages, e localiza-se às margens do Rio Carahá, apresentando fluxo intenso de veículos ao longo do dia. O ponto 09 também se localiza na Avenida Belizário Ramos, mas em um cruzamento com a Avenida Duque de Caxias, que é o principal acesso entre a BR-282 e o centro da cidade, logo apresenta fluxo intenso de veículos. Nesse ponto, o qual está ilustrado na Figura 14, foram registradas as maiores concentrações médias de NO e NO₂ no verão, de 1351,25 e 4484,72 µg/m³, respectivamente.



Figura 14 – Ponto de coleta 09 na área urbana de Lages-SC.

A menor concentração média de CO₂ foi observada no ponto 16, na primavera, com um valor de 312.250,00 µg/m³. O ponto 16 localiza-se na periferia do município de Lages, e conta com baixo fluxo de veículos, especialmente os leves, apresentado na Figura 15 abaixo. No mesmo ponto, durante o inverno, ocorreu a menor concentração média registrada de CH₄, de 350.000,00 µg/m³, a qual se repetiu no ponto 17.



Figura 15 – Ponto de coleta 16 na área urbana de Lages-SC.

O ponto 17 foi o que se destacou na ocorrência de maiores e menores concentrações, sendo registradas as menores concentrações médias cinco vezes, e as maiores duas vezes. Durante o outono, as menores concentrações médias de todos os poluentes foram obtidas no ponto 17, sendo 101,48 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO, 437,75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO₂, 407.187,50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de CO₂ e 410.830,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de CH₄. A menor concentração média de NO₂ do verão também foi registrada nesse ponto, com um valor de 869,17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Por outro lado, as maiores concentrações médias de NO e CH₄ foram observadas no ponto 17, com os valores de 750,00 e 298.330,00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no inverno e na primavera, respectivamente. O ponto 17 configura-se por um trevo entre as BR's 116 e 282, a uma elevação de 1.021 metros, sendo o ponto amostrado em maior altitude, em que o fluxo de veículos pesados é intenso, apresentado abaixo na Figura 16.



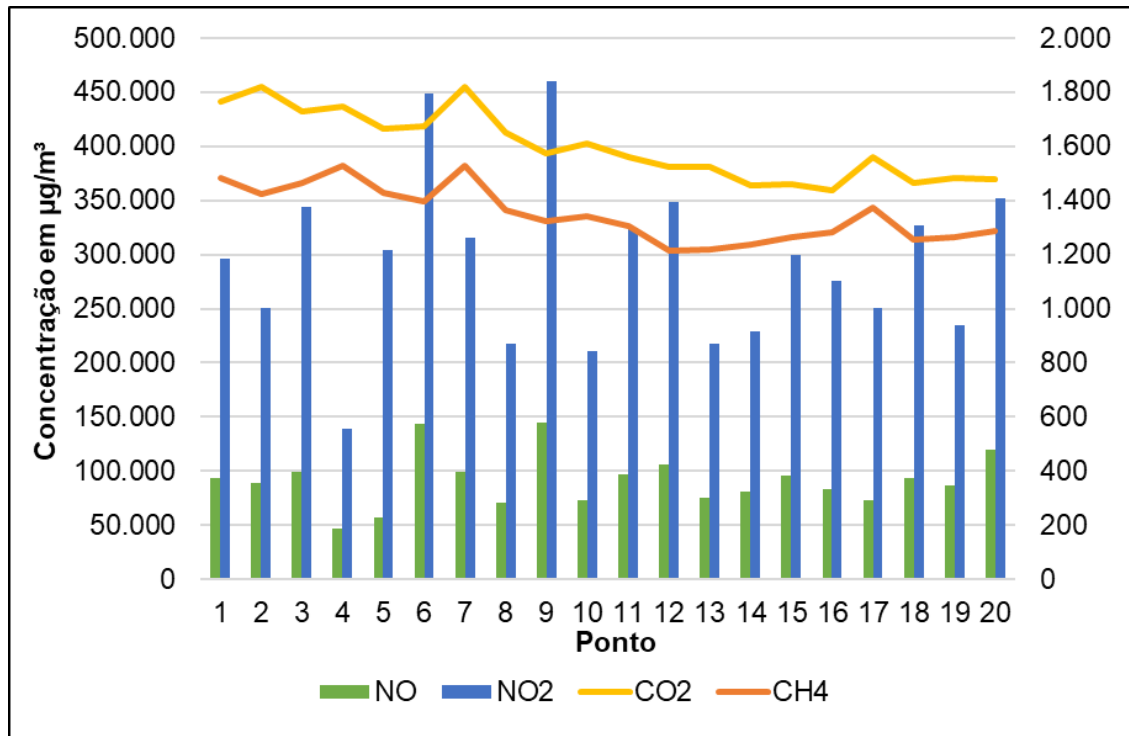
Figura 16 – Ponto de coleta 17 na área urbana de Lages-SC.

O ponto 18, apresentado na sequência pela Figura 17, caracteriza-se pelo fluxo lento de veículos leves e pesados, por estar localizado em uma rotatória, e dá acesso à estação ferroviária do município de Lages. Nesse ponto a menor concentração média de CH₄, de 175.830,00 µg/m³, foi registrada durante o inverno. Por fim, o ponto 20 contou com as concentrações médias mais altas de CH₄ no verão, CO₂ no inverno, e NO e NO₂ na primavera, os valores das concentrações médias são, respectivamente, 277.500,00; 450.830,00; 686,49 e 1619,99 µg/m³. Esse ponto está próximo a uma das universidades do município e a um supermercado, o que configura um fluxo intenso de veículos leves durante o dia todo.



Figura 17 – Ponto de coleta 18 na área urbana de Lages-SC.

A Figura 18 demonstra as concentrações médias gerais dos poluentes amostrados. Com exceção do ponto 12, os demais pontos que serão apresentados na análise já tiveram destaque na avaliação por estação.



*CO₂ e CH₄: eixo principal; NO e NO₂: eixo secundário.

Figura 18 - Comparativo entre as concentrações médias dos poluentes por ponto.

O ponto 09 e o ponto 04 foram recorrentes para os elementos NO e NO₂, em que as maiores concentrações médias registradas para estes dois elementos foram no ponto 09, de 556,16 µg/m³ para o NO, e 1.840,15 µg/m³ para o NO₂. E as concentrações médias mais baixas de NO e NO₂, respectivamente, foram de 186,71 e 578,06 µg/m³, no ponto 04.

A maior concentração média de CO₂ foi obtida no ponto 02, e a menor no ponto 16, com os respectivos valores: 455.482,46 e 359.194,44 µg/m³. Já a concentração média mais alta de CH₄, de 382.083,30 µg/m³, foi observada no ponto 07, e a menor concentração média, representada por 303.541,67 µg/m³, apresentou-se num ponto que não havia se destacado na avaliação comparativa entre as estações, o ponto 12. Esse ponto está localizado em um semáforo, próximo a um dos hospitais da cidade, porém caracteriza-se pelo fluxo moderado a ameno de veículos leves.



Figura 19 – Ponto de coleta 12 na área urbana de Lages-SC.

De modo geral, são frequentes os congestionamentos nas principais vias de fluxo do município durante os horários de pico. O volume de tráfego é considerado o principal fator associado ao aumento dos poluentes no ar. Por outro lado, fatores como temperatura, radiação solar, e velocidade dos ventos apresentam efeitos parciais (BERTACCINI; DUKIC; IGNACCOLO, 2012).

As emissões veiculares são o principal contribuinte para poluição atmosférica em áreas urbanas (SLEZAKOVA et al., 2013). Nesse sentido, a configuração do tráfego foi o um fator mais significativo na obtenção das concentrações dos poluentes em cada um dos pontos devido suas características e fluxo de veículos leves e/ou pesados. Pois, a localização dos pontos amostrados se deu pela presença de cruzamentos, semáforos e rotatórias. Essas uniões de tráfego são consideradas o grande problema das emissões, pois os veículos passam por oscilações de velocidade, com interrupções frequentes, e com isso a relação do nível de emissão é variável de acordo com a característica do fluxo de tráfego (GOKHALE, 2012).

3.2 Análise de correlação

A seguir está apresentada a análise de correlação entre os poluentes amostrados e as variáveis meteorológicas. As apresentadas na sequência ilustram graficamente a dispersão da relação entre poluente e temperatura ambiente e umidade relativa ambiente, dentro das duas perspectivas de avaliação, que são comparação entre pontos e entre horários de amostragem.

Na Figura 20, abaixo, está apresentada a relação entre o poluente CO₂ e as variáveis meteorológicas temperatura ambiente e umidade relativa ambiente. Nota-se que nas representações que levam em conta a os horários de amostragem, há uma tendência positiva na relação com a umidade ambiente e negativa com a temperatura ambiente. Isso indica que ao longo do dia, à medida que a umidade relativa ambiente diminuía e a temperatura aumentava as concentrações de CO₂ diminuía. Já nas relações por pontos não é possível observar nenhuma tendência de dispersão entre as variáveis.

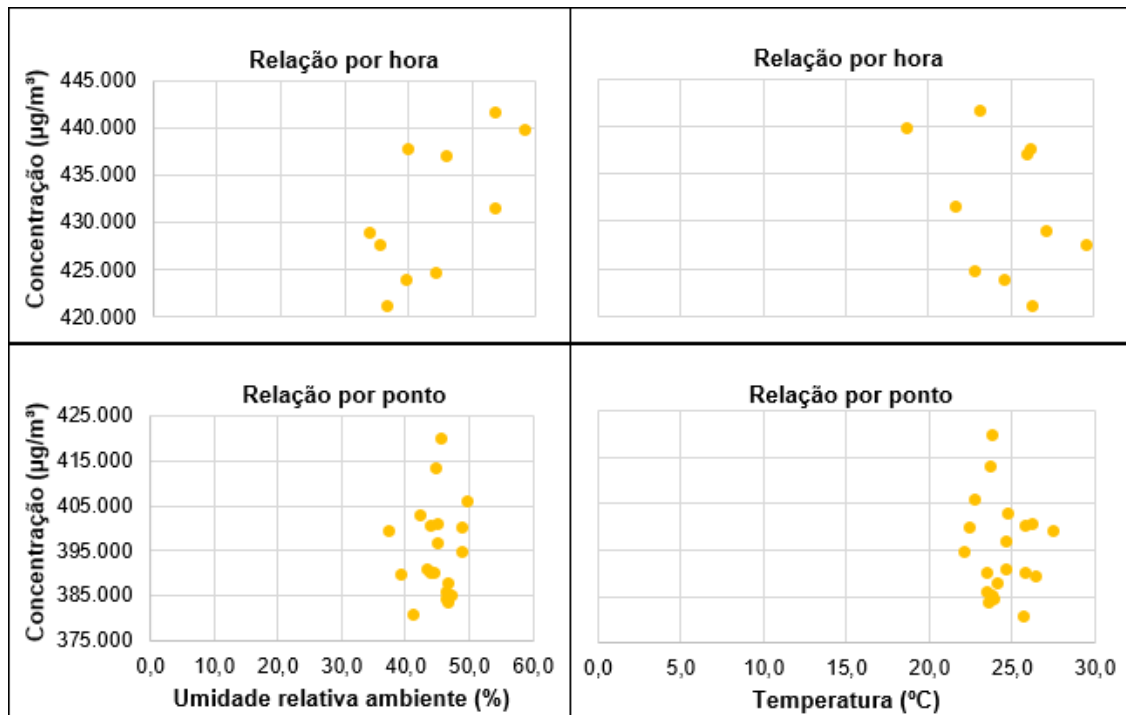


Figura 20 - Dispersão da concentração de CO₂ em relação a temperatura e umidade.

As correlações apontadas na Figura 21 entre o CH₄ e as variáveis meteorológicas são mais nítidas. Há duas relações positivas e duas negativas observadas. A partir disso, pode-se concluir que ao longo das horas do dia, quando a umidade estava mais alta e a temperatura mais baixa, as concentrações de CH₄ tendiam a aumentar. Por outro lado, na relação entre os pontos, a concentração aumentava à medida que a umidade relativa ambiente diminuía e a temperatura aumentava.

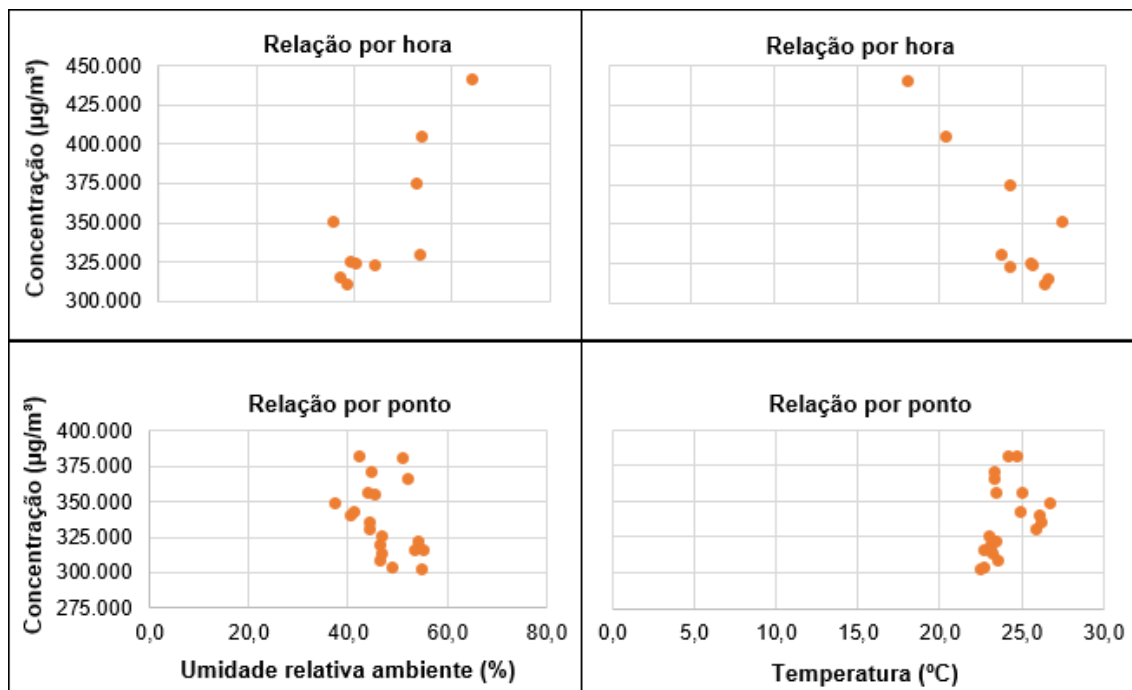


Figura 21 - Dispersão da concentração de CH₄ em relação a temperatura e umidade.

As figuras 22 e 23 apresentam as associações dos poluentes NO e NO₂. Ambos não apresentam nenhuma tendência significativa na relação com as variáveis meteorológicas avaliadas, ou seja, há uma maior dispersão na distribuição dos dados, que impossibilita uma análise mais concisa apenas com a representação gráfica.

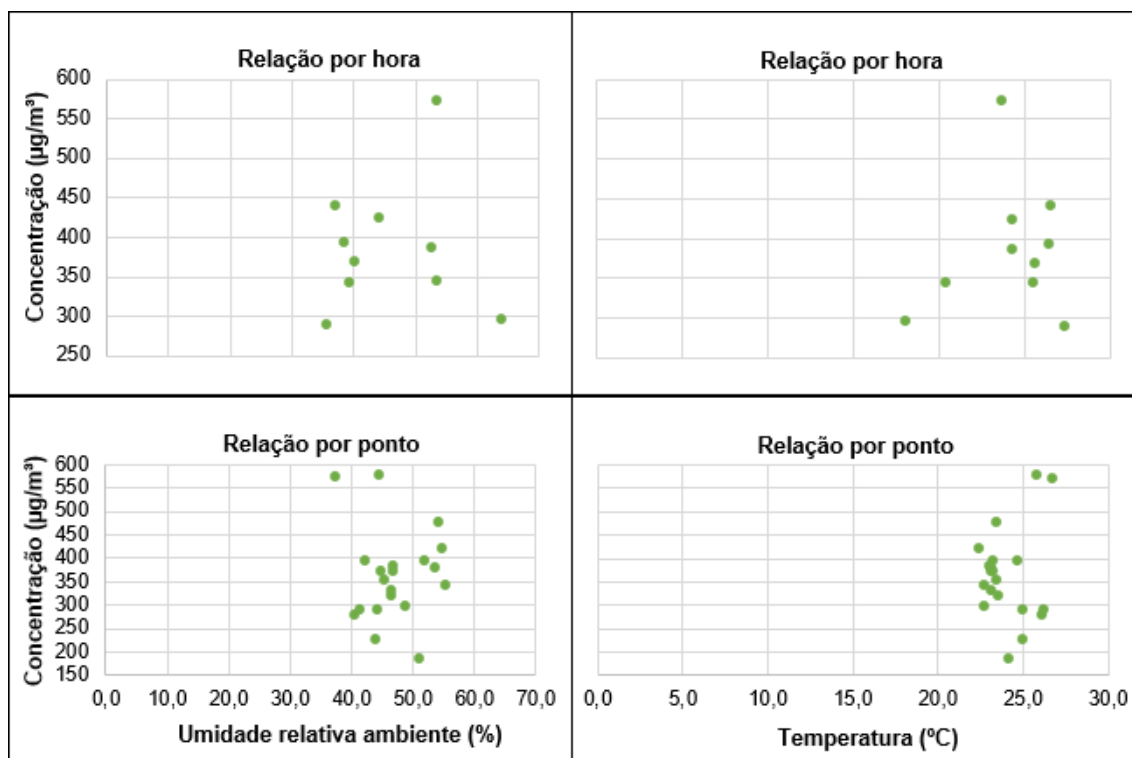


Figura 22 - Dispersão da concentração de NO em relação a temperatura e umidade.

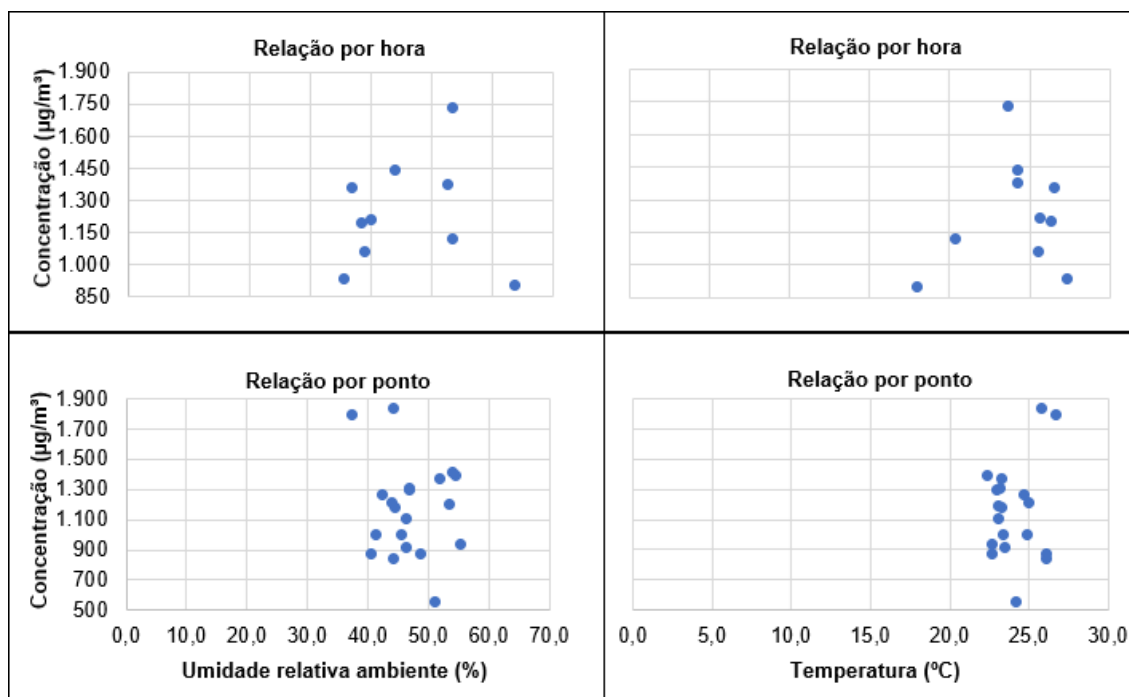


Figura 23 - Dispersão da concentração de NO em relação a temperatura e umidade.

Contudo, a aplicação do coeficiente de *Spearman* sugere uma conclusão a partir de um resultado numérico para as associações representadas anteriormente, os quais estão dispostos na Tabela 12.

Tabela 12 - Coeficiente de correlação de *Spearman* para cada relação entre poluente e temperatura e umidade.

Poluente	Por ponto		Por hora	
	T (°C)	U.R (%)	T (°C)	U.R (%)
CO ₂	-0,0345	-0,0210	-0,3818	0,6636
CH ₄	0,5338	-0,4932	-0,6121	0,6454
NO	-0,1646	0,2236	-0,0060	0,0454
NO ₂	-0,0684	0,0349	-0,0545	0,1181

A temperatura é uma variável meteorológica frequentemente associada a ocorrência de doenças causadas pela poluição atmosférica, como nos estudos de Han et al., 2015 e Tsangari et al., (2016). Ambos apresentam uma correlação entre o aumento na incidência de doenças decorrentes da má qualidade do ar, e o aumento da temperatura. No entanto, a população também parece ser sensível a temperaturas mais baixas, especialmente quando combinadas com o aumento dos níveis de precipitação. Além disso, a umidade parece desempenhar um papel importante, pois é conhecida por contribuir para a capacidade do corpo de se resfriar por meio da evaporação e da transpiração (TSANGARI et al., 2016)

Em condições climáticas de temperaturas mais baixas e menor volume de chuva há uma tendência a má qualidade do ar, ou seja, a concentração de poluentes atmosféricos tende a estar elevada em temperaturas mais baixas e ausência de chuva, como as condições climáticas observadas no outono e no inverno (MONTE; ALBUQUERQUE; REISEN, 2016).

Quanto mais próximo de 1 ou -1, maior é a relação entre uma variável e outra. Dessa forma, ocorreram quatro associações significativas, sendo três delas para o poluente CH₄. O maior coeficiente obtido foi de 0,6636, entre a umidade relativa ambiente e o CO₂, na relação por hora. Isso significa dizer que a umidade relativa ambiente e a concentração de CO₂ aumentaram simultaneamente. Bergeron e Strachan (2011) apontam uma relação entre fluxos de CO₂ associados à combustão e a temperatura, em que em regimes com baixas temperaturas há um aumento nos fluxos de CO₂, a medida em que há também um aumento na taxa de urbanização.

Essa mesma correlação positiva com a umidade relativa ambiente foi apontada para o poluente CH₄, com um coeficiente de 0,6454. No entanto, uma associação negativa foi identificada entre o CH₄ e a temperatura ambiente na relação por hora, representada pelo coeficiente -0,6121. Tal associação indica que a temperatura ambiente e a concentração de CH₄ comportam-se de maneiras opostas, à medida que uma diminui a outra aumenta. Cardoso et al., (2017), também encontraram essa relação, sendo que em condições de temperaturas mais baixas houve propensão a produção de CH₄, no entanto os autores apontam que não é possível explicar essa relação pela falta de outros estudos consistentes.

Os óxidos de nitrogênio são produzidos a partir da combustão por meio de mecanismos térmicos de NO sob condições de alta temperatura e ricas em oxigênio. Pois, em sua maior parte os motores veiculares emitem NO, que posteriormente serão oxidados a NO₂ (HUANG et al., 2018). Na análise de correlação apresentada não foi apontada associação entre a temperatura e nem a umidade com o NO₂.

Contudo, a temperatura é um elemento meteorológico que pode demonstrar pouca contribuição aos níveis de concentração de NO₂. Dessa forma, durante as estações quentes, especialmente no verão, as concentrações de NO₂ tendem a estarem mais baixas, e por outro lado, durante o inverno e o outono sua concentração média tende a aumentar, pois são observadas temperaturas mais baixas. Já a umidade pode apresentar uma relação positiva com o elemento NO₂, pois destaca-se

que valores mais elevados da umidade relativa ambiente tendem a elevar as concentrações de NO₂ (BERTACCINI; DUKIC; IGNACCOLO, 2012).

Deve-se levar em consideração fatores isolados relacionados à fonte de emissão, como proximidade, taxa de emissão, característica do tráfego, específicos do momento em que se realizava a amostragem, além do tipo de combustível utilizado, pois Gokhale (2012) afirma que este fator também influencia a taxa de emissão do veículo. Por isso, não é possível observar um padrão comportamental dos poluentes. Além de que, os equipamentos apresentam diferentes níveis de sensibilidade aos poluentes e diferentes intervalos numéricos de captação de dados.

3.3 Comparação com a legislação

Dentre os poluentes quantificados e analisados na área urbana do município de Lages apenas o NO₂ apresenta padrão de qualidade, de acordo com a Resolução CONAMA nº491/18, e conforme XAVIER et al., (2020), as legislações dos Estados Unidos e da União Europeia também não dispõem de padrões para os demais poluentes amostrados, apenas para o NO₂ e podem ser consideradas semelhantes, pois possuem valores padrão de concentração próximo ou até mesmo igual ao brasileiro.

Os valores utilizados como referência na legislação brasileira seguem os valores guia determinados pela Organização Mundial de Saúde em 2005, e correspondem ao Padrão Final (PF) de qualidade do ar (BRASIL, 2018). A Figura 24 ilustra as concentrações médias horárias de NO₂ comparadas aos valores médios horário e anual estabelecidos pela legislação, de 200 µg/m³ e 40 µg/m³ respectivamente.

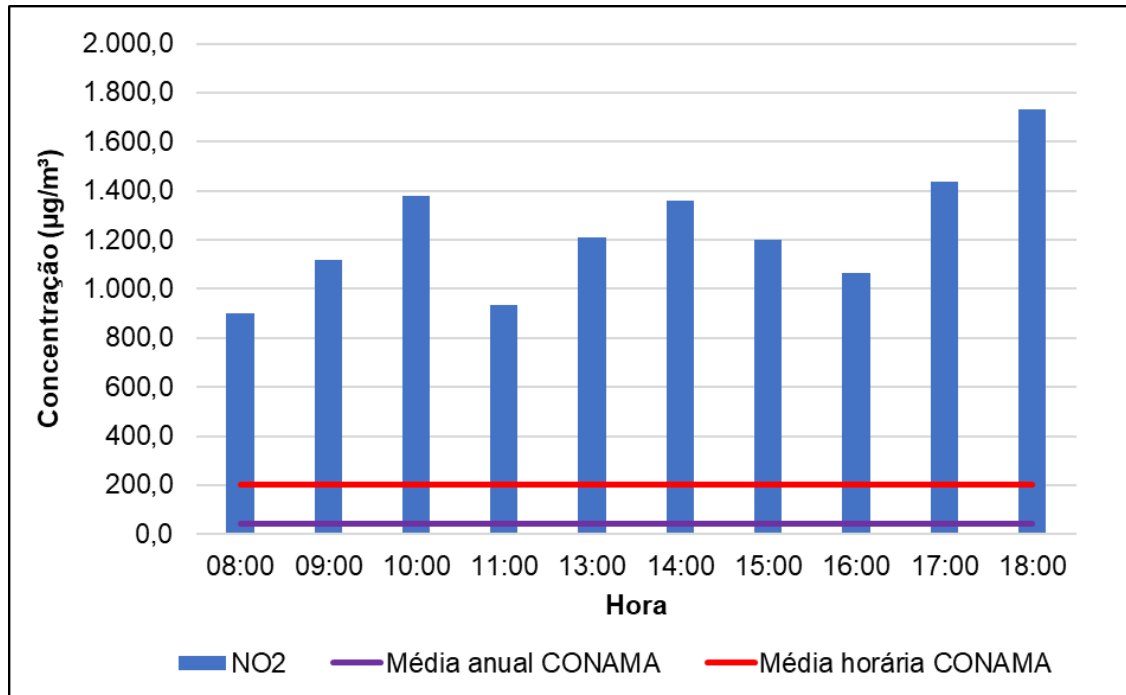


Figura 24 - Comparativo entre as concentrações médias de NO₂ por horário com a CONAMA n°491/18.

Pode-se observar que as médias horárias obtidas em Lages ultrapassam os limites de padrão final estabelecidos pelo CONAMA, sendo às 18:00 horas a maior média apresentada, de 1.731,37 µg/m³, que é aproximadamente quarenta e três vezes maior que a média anual, e oito vezes maior que a média horária. Mesmo a menor concentração média obtida, de 901,12 µg/m³ às 08:00 horas, é vinte e duas vezes maior que a média anual permitida pela legislação, e quatro vezes maior que a média horária.

Conforme Figura 25, nota-se que mesmo cenário apontado na análise de comparação entre as médias horárias e os padrões estabelecidos pela legislação ocorreu na comparação entre as médias obtidas em cada ponto de amostragem, ou seja, em todos os pontos os padrões estabelecidos pelo CONAMA foram superados.

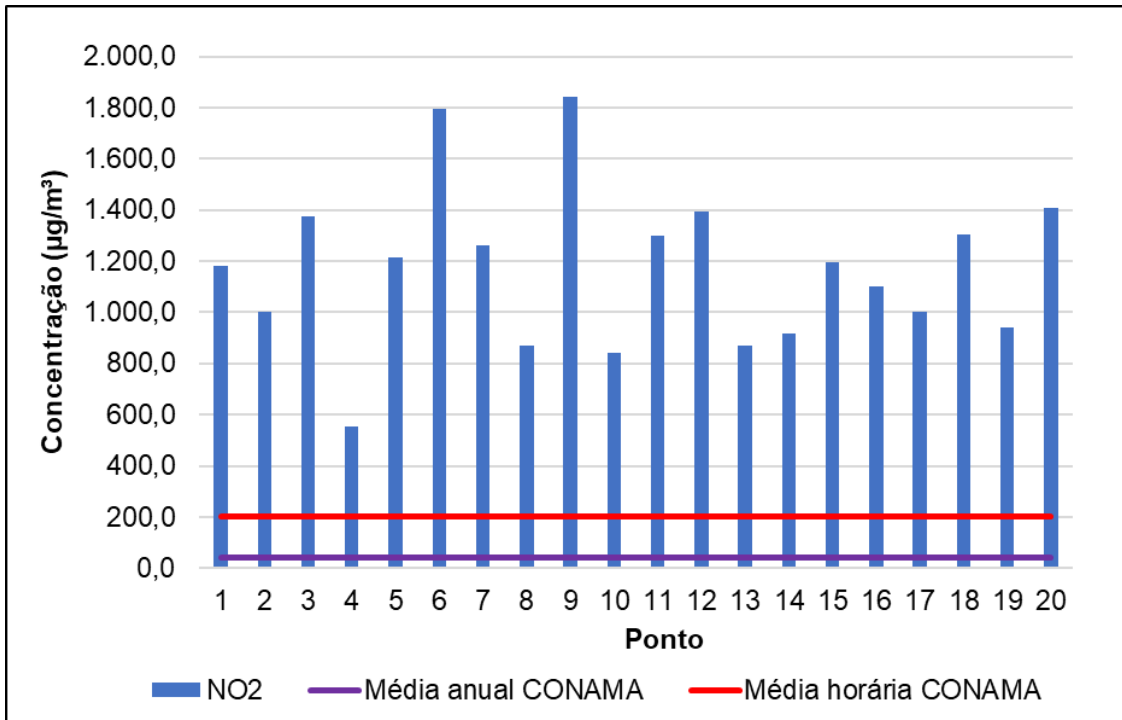


Figura 25 - Comparativo entre as concentrações médias de NO₂ por ponto com a CONAMA n°491/18.

No ponto 09 a concentração média registrada, de 1.840,15 µg/m³, ultrapassou a média anual do CONAMA em cerca de 4.500%, e a média horária em aproximadamente 820%. A menor média obtida se deu no ponto 04, em 556,15 µg/m³, mesmo em um valor consideravelmente mais baixo, esteve 178% acima da média horária e aproximadamente 1.250% acima da média anual, estabelecidas pela legislação vigente.

A Figura 26 ilustra as concentrações médias obtidas em cada estação do ano, comparadas aos padrões estabelecidos pela legislação vigente. Bem como nas análises anteriores, estes padrões foram ultrapassados.

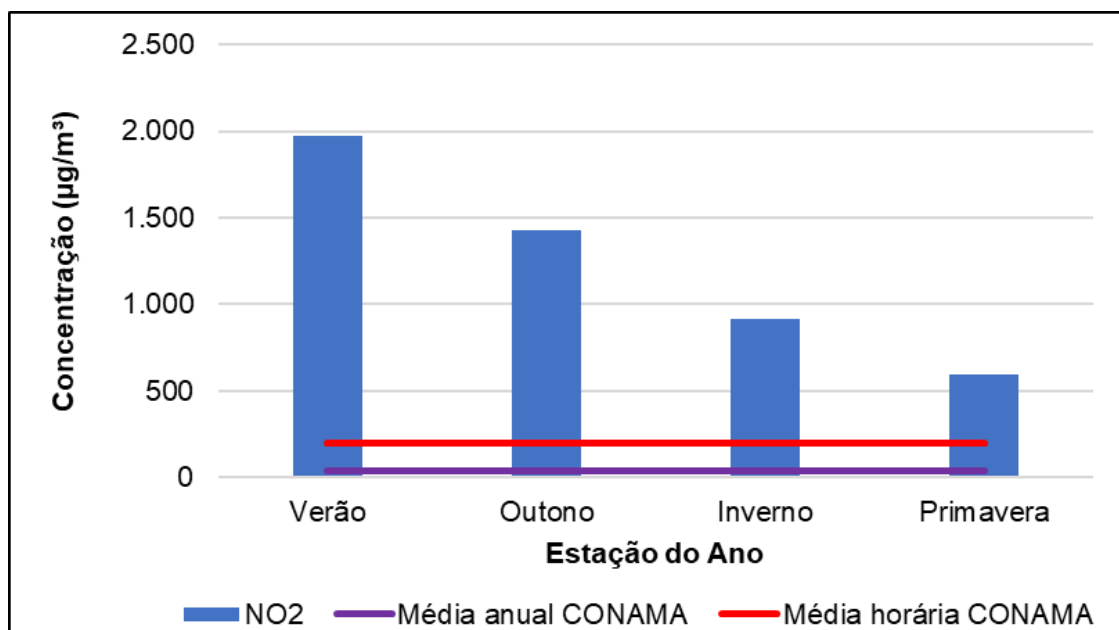


Figura 26 - Comparativo entre as concentrações médias de NO₂ por estação com a CONAMA nº491/18.

A primavera foi a estação em que a concentração média de NO₂ mais se aproximou dos valores estabelecidos pelo CONAMA. No entanto, a concentração de 617,25 µg/m³ é quase dezesseis vezes maior que a média anual e aproximadamente três vezes maior que a média horária padronizadas pela legislação. E o verão ultrapassou em cerca de 887% a média horária e 4.838% a média anual, apresentando a maior concentração média dentre as quatro estações, de 1.975,21 µg/m³.

A partir das médias finais para cada uma das estações pode-se classificar a qualidade do ar do município e indicar se as concentrações estão em nível de atenção, alerta ou emergência, conforma avaliação apresentada na Tabela 13.

Tabela 13 - Avaliação final da concentração de NO₂ de acordo com os parâmetros vigentes.

NO ₂	Valor médio obtido (µg/m ³)	Classificação qualidade do ar ⁽¹⁾	Nível ⁽²⁾
Verão	1.975,21	Péssima	Alerta
Outono	1.425,79	Péssima	Alerta
Inverno	915,64	Muito ruim	Atenção
Primavera	617,25	Muito ruim	Atenção
Final	1.201,18	Péssima	Alerta

⁽¹⁾ Índice de Qualidade do Ar da CETESB;

⁽²⁾ Resolução CONAMA nº 491/18.

A qualidade do ar se classificou como muito ruim durante o inverno e a primavera, pois esteve entre $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $1.130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e como péssima durante o outono e o inverno, por estar acima de $1.130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, de acordo com valores apontados pela CETESB. E os níveis indicados foram de atenção para o inverno e para a primavera, encontrando-se em concentração inferior a $1.130 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e de alerta para o verão e outono, pois a concentração apresentada foi inferior a $2.260 \mu\text{g}/\text{m}^3$, conforme estabelecido na resolução CONAMA em questão.

Estudos realizados por Oliveira et al., (2019), Ceratti et al., (2018), Xavier et al., (2018), Dos Santos et al., (2011) e Souza e Pavei (2010), também compararam os níveis de NO_2 com os padrões estabelecidos pela legislação, contudo, utilizaram como referência a Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990, que foi revogada pela resolução nº 491/18. Os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela CONAMA nº 003/90 eram classificados em primário e secundário, sendo o primário aqueles que quando ultrapassados podem causar danos à saúde da população, e o secundário padrões abaixo do limite em que se prevê qualquer efeito adverso ao bem-estar da população e o mínimo dano a fauna, flora, aos materiais e ao meio ambiente de forma geral (BRASIL, 1990).

O padrão de qualidade do ar instituído pela resolução nº 003/90, que apresentava a concentração de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por ano como padrão primário, e $320 \mu\text{g}/\text{m}^3$ por hora como padrão secundário, foi excedido apenas no estudo realizado por Xavier et al., (2018), o qual foi executado a partir de metodologia semelhante à do presente estudo e utilizou os mesmos equipamentos portáteis para amostragem de dados.

Os demais estudos abordados apresentaram os níveis de concentração de NO_2 inferiores aos padrões primário e secundário determinados pela legislação. Entretanto, foram realizados a partir de diferentes metodologias, como instalação de estação automática de monitoramento da qualidade do ar (CERATTI et al., 2018), Amostradores de Pequeno Volume (APV) (OLIVEIRA et al., 2019), simulação de dispersão de gases de acordo com dados da Instituto de Consultoria e Planejamento S/A (ICOPLAN) (DOS SANTOS et al., 2011), e análise de laudos técnicos de monitoramento da qualidade do ar (SOUZA; PAVEI, 2010).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir das análises apontadas no presente trabalho é possível afirmar que o município de Lages apresenta altos níveis de concentração de poluentes atmosféricos. Os poluentes atmosféricos NO, NO₂ e CO₂ apresentaram comportamento semelhante durante as estações do ano, demonstrando uma queda nas concentrações ao longo do ano. Sendo no verão as concentrações mais altas para NO e NO₂, e no outono para o CO₂, enquanto as mais baixas foram apontadas na primavera para os três poluentes mencionados. Em contrapartida, o CH₄ apresentou comportamento oposto, em que a maior concentração foi observada no outono e a menor no verão.

Na análise horária, que levou em consideração os horários em que as amostragens foram realizadas, as estações quentes apresentaram similaridade entre si no comportamento das concentrações dos poluentes. Bem como nas estações frias, em que se identificou um comportamento oposto as estações quentes, porém semelhantes entre si. Já a avaliação por ponto de amostragem, não apresentou nenhum padrão comportamental, o que leva a concluir que o principal fator de influência nas concentrações dos gases presentes no ar neste caso foram as características do tráfego veicular.

Os fatores meteorológicos temperatura ambiente e umidade relativa ambiente demonstraram associação apenas com os poluentes CH₄ e CO₂. No entanto, os resultados encontrados opõem-se a demais estudos levantados, os quais indicam um aumento nos níveis de poluentes, bem como a ocorrência de doenças originadas pela má qualidade do ar, em condições climáticas em que observa baixas temperaturas. Por outro lado, apesar de essa associação não ter sido identificada no estudo, altas temperaturas são apontadas favoráveis a diminuição das concentrações de NO₂.

Levando em consideração todas as perspectivas avaliadas para as concentrações de NO₂, seja sazonal, por ponto ou em função do horário de amostragem, os níveis de NO₂ ultrapassaram significativamente os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela legislação vigente. Isso indica que a saúde da população pode estar em risco, devido a exposição diária a esse poluente, dentre outros que não são encontrados dentro dos parâmetros da legislação.

Contudo, pode-se considerar a partir dos resultados obtidos, que no presente trabalho a maior interferência nas concentrações dos poluentes ocorreu em função do

tráfego veicular. Aponta-se que os fatores meteorológicos, bem como as condições climáticas definidas pela sazonalidade, tenham apresentado efeitos pouco significativos, pela divergência encontrada entre outros estudos. Não se descarta também alguma interseção dada pela metodologia aplicada e pelos equipamentos, que são apresentados como uma inovação no monitoramento de poluentes atmosféricos. Para uma melhor avaliação seria ideal, num próximo estudo, levar em conta características das fontes emissoras urbanas, como o número de veículos que trafegam o entorno e o tipo combustível utilizado.

REFERÊNCIAS

ABNT-ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Norma 10151: Acústica**. Medição e avaliação de níveis de pressão sonora em áreas habitadas - Aplicação de uso geral. Rio de Janeiro: 2019.

AMORIM, J. H.; VALENTE, J.; CASCÃO, P.; RODRIGUES, V.; PIMENTEL, C.; MIRANDA, A. I.; BORREGO, C. Pedestrian Exposure to Air Pollution in Cities: Modeling the Effect of Roadside Trees. **Advances in Meteorology**, 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/964904>.

BAYAT, R.; ASHRAFI, K.; MOTAGH, M. S.; HASSANVAND, M. S.; DAROUDI, R. FINK, G.; KÜNZLI, N. Health impact and related cost of ambient air pollution in Tehran. **Environmental Research**, v. 176, 2019.

BERGERON, O.; STRACHAN, I. B. CO₂ sources and sinks in urban and suburban areas of a northern mid-latitude city. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 1564-1573, 2011.

BERTACCINI, P.; DUKIC, V.; IGNACCOLO, R. Modeling the Short-Term Effect of Traffic and Meteorology on Air Pollution in Turin with Generalized Additive Models. **Advances in Meteorology**, 2012. DOI:10.1155/2012/609328.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. **Poluição do ar**. 2^a. ed. Curitiba: Moderna, 2010, 112 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA. Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial [da] União**, de 21 de novembro de 2018, Seção 1, p. 155-156.

BRUNT, H.; BARNES, J.; LONGHURST, G.; SCALLY, G.; HEYES, E. Local Air Quality Management policy and practice in the UK: The case for greater Public Health integration and engagement. **Environmental Science and Policy**, v. 58, p. 52-60, 2016.

CAMARA, V. F.; LISBOA, H. M.; HOINASKI, L. DAVID, P. C. Levantamento das emissões atmosféricas da indústria cerâmica vermelha no sul do estado de Santa Catarina, Brasil. **Cerâmica**, v. 67, p. 213-218, 2015.

CANADÁ. BW Technologies by Honeywell. **Guia de Referência Rápida**. Calgary, 2005.

CARDOSO, A. S.; BRITO, L. F.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; MORGADO, E. S.; BARBERO, R. P. KOSCHECK, J. F. W.; REIS, R. A.; RUGGIERI, A. C. Impact of Grazing Intensity and Seasons on Greenhouse Gas Emissions in Tropical Grassland. **Ecosystems**, v. 20, p. 845-859, 2017. DOI: 10.1007/s10021-016-0065-0.

CERATTI, A. M. ALVES, D. D. RABELO, F. L. OSÓRIO, D. M. M. Relação do monitoramento atmosférico de NO₂, CO e O₃ obtidos pela estação de monitoramento automático da qualidade do ar da universidade FEEVALE/RS com variáveis meteorológicas.

CETESB-Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do Ar: Poluentes**. Disponível em:< <https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>>. Acesso em: 10/02/2021.

DE FREITAS, C. U. JUNGER, W. LEON, A. P. GRIMALDI, R. SILVA, M. A. F. R. GOUVEIA, N. Poluição do ar em cidades brasileiras: selecionando indicadores de impacto na saúde para fins de vigilância. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, v. 22, n. 4, p. 445-454, jul./set. 2013.

DE MARCO, A. PROIETTI, C. ANAV, A. CIANCARELLA, L. D'ELIA, I. FARES, S. FORNASIER, M. F. FUSARO, L. GUALTIERI, M. MANES, F. MARCHETTO, A. MIRCEA, M. PAOLETTI, E. PIERSANTI, A. ROGORA, M. SALVATI, L. SALVATORI, E. SCREPANTI, S. VIALETTA, M. V. LEONARDI, C. Impacts of air pollution on human and ecosystem health, and implications for the National Emission Ceiling Directive: Insights from Italy. **Environment International**, v. 125, p. 320-333, 2019.

DETRAN-SC-DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DE SANTA CATARINA. **Frota de Veículos por Município (mensal)**. Disponível em:<http://consultas.detrannet.sc.gov.br/Estatistica/Veiculos/winVeiculos.asp?lst_municipio=8183&nome_munic=LAGES&lst_ano=0&lst_mes=0>. Acesso em: 21/05/2021.

DOS SANTOS, A. R.; VAREJÃO, A. S.; DA SILVA, K. G. Modelagem do impacto da ampliação da Avenida Fernando Ferrari (Vitória - ES) na qualidade do ar em sua redondeza. **Revista Sociedade & Natureza**, v. 23, n. 2, p. 249-262, 2011.

EPAGRI. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Banco de dados de variáveis ambientais de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 2020. 20p. (Epagri, Documentos, 310) - ISSN 2674-9521 (On-line).

ESTADOS UNIDOS. Eagle Series Portable Multi-Gas Detector. **Instruction Manual Eagle Series Portable Multi-Gas Detector**. Union City, ago. 2009.

ESTADOS UNIDOS. RAE Systems by Honeywell. **Guia do Usuário do MiniRAE 3000**. San Jose, ago. 2010.

FRANCO, J. F.; GIDHAGEN, L.; MORALES, R.; BEHRENTZ, E. Towards a better understanding of urban air quality management capabilities in Latin America. **Environmental Science and Policy**, v. 102, p. 43-53, 2019.

FEIJOO, A. M. L. C. *A pesquisa e a estatística na psicologia e na educação* [online]. Rio de Janeiro: Centro Edelstein de Pesquisas Sociais, 2010, 109p. ISBN: 978-85-7982-048-9. Disponível em: SciELO Books <<http://books.scielo.org>>. Acesso em: 10/04/2021.

FIESC. Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina. Santa Catarina Industrial. Florianópolis, 2014. Disponível em: <https://www2.fiescnet.com.br/web/pt/site_topo/pei/info/santa-catarina-industrial>. Acesso em: 10/04/2021.

GOKHALE, S. Impacts of traffic-floes on vehicular-exhaust emissions at traffic junctions. **Transportation Research Part D**, v. 17, p. 21-27, 2012.

HAM, M. H.; YI, H. J.; KIM, Y. SOO.; KIM, Y. SEO. Effect Of Seasonal and Monthly Variation in Weather and Air Pollution Factors on Stroke Incidence in Seoul, Korea. **Stroke**, v. 46, p. 927-935, 2015.

HUANG, Y.; YAM, T. S.; LEE, C. K. C.; ORGAN, B.; ZHOU, J. L.; SURAWSKI, C.; CHAN, E. F. C.; HONG, G. Tackling nitric oxide emissions from dominant diesel vehicle models using on-road remote sensing technology. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 1177-1185, 2018.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **População Estimada**. Brasília: 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/porcidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=4209300>>. Acesso em: 06/04/2021.

JANSSEN, S.; DUMONT, G.; FIERENS, F.; DEUTSCH, F.; MAIHEU, B.; CELIS, D.; TRIMPENEERS, E.; MENSINK, C. Land use to characterize spatial representativeness of air quality monitoring stations and its relevance for model validation. **Atmospheric Environment**, v. 59, p. 492-500, 2012.

KOTTEK, M. GRIESER, J. BECK, C. RUDOLF, B. RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Berlin, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

MMA-MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Compromisso pela Qualidade do Ar e Saúde Ambiental**. Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental. Brasília: 2009. Disponível em: <https://jornalismosocioambiental.files.wordpress.com/2015/09/compromisso-pela-qualidade-do-ar-e-sac3bade-ambiental.pdf>>. Acesso em: 05/04/2021.

MIOT, H. A. Análise de correlação em estudos clínicos experimentais. **Jornal Vascular Brasileiro**, v. 17, n. 4, p. 275-279, 2018.

MISKELL, G.; SALMOND, J.; LONGLEY, I.; DIRKS, K. N. A Novel Approach in Quantifying the Effect of Urban Design Features on Local-Scale Air Pollution in Central Urban Areas. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 9004-9011, 2015.

MONTE, E. Z.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; REISEN, V. A. Impactos das Variáveis Meteorológicas na Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 4(suppl.), 546-554, 2016.

MONTEIRO, M. A. Caracterização climática do estado de Santa Catarina: uma abordagem dos principais sistemas atmosféricos que atuam durante o ano. Geosul, Florianópolis, v.16, n.31, p 69-78, jan./jun. 2001.

NASCIMENTO, C.B. DEMETRIO, D. W. **Lages em Números**. SEBRAE/SC-Serviço De Apoio às Micro e Pequenas Empresas de Santa Catarina, Florianópolis, 2017, p. 126.

NISHANT, T.; PRASEED, K. M.; RATHNAKARAN, K.; KUMAR, M. K. S.; KRISHNA, R. R.; VALSARAJ, K. T. Atmospheric pollution ins a semi-urban, coastal region in India following festival seasons. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 295-306, 2012.

OLIVEIRA, M. L. M. et al. Avaliação de poluentes do ar em áreas de recreação urbana na cidade de Fortaleza. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 11, 2019.

PREFEITURA DE LAGES. Lages, Santa Catarina: o maior município do Estado em território e um próspero ambiente para negócios. Lages: 30/07/2019. Disponível em: <<https://www.lages.sc.gov.br/noticia-descricao/291/>>. Acesso em: 10/04/0/2021.

RAFAEL, S.; VICENTE, B.; RODRIGUES, V.; MIRANDA, A. I.; BORREGO, C.; LOPES, M. Impacts of green infrastructure on aerodynamic flow and air quality in Porto's urban area. **Atmospheric Environment**, v. 190, p. 317-330, 2018.

RIO GRANDE DO SUL. AKSO. **Manual de Instruções AK786 Medidor de CO2 com termo-higrômetro AK786-02-0817**. AKSO Produtos Eletrônicos Ltda. São Leopoldo, RS.

ROMERO-LANKAO, P.; QIN, H.; BORBOR-CORDOVA, M. Exploration of health risks related to air pollution and temperature in three Latin American cities. **Social Science & Medicine**, v. 83, p. 110-118, 2013.

SANTA CATARINA. Secretaria do Estado de Coordenação Geral e Planejamento-SEPLAN. **Atlas Escolar de Santa Catarina**. Florianópolis, 1986.

SEEG-SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES. **EMISSÕES POR MUNICÍPIO toneladas (t) de CO2e (GWP-AR5) | ano-base 2018**. Disponível em: <<http://plataforma.seeg.eco.br/cities/statistics>>. Acesso em: 03/05/2021.

SINGH, N. P.; GOKHALE, S. A method to estimate spatiotemporal air quality in an urban traffic corridor. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 458-467, 2015.

SKOULLOUDIS, A. N.; KASSOMENOS, P. Combining environment and health information systems for the assessment of atmospheric pollution on human health. **Science of the Total Environment**, v. 488-489, p. 362-368, 2014.

SLEZAKOVA, K.; CASTRO, D.; DELURE-MATOS, C.; ALVIM-FERRAZ, M. C.; MORAIS, S.; PEREIRA, M. C. Impact of vehicular traffic emissions on particulate-bound PAHs: Levels and associated health risks. **Atmospheric Research**, v. 127, p. 141-147, 2013.

SOCCOL, O. J. CARDOSO, C. O. MIQUELUTTI, D. J. Análise da precipitação mensal provável para o município de Lages, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 6, p. 569-574, 2010.

SOUZA, T. A. B. PAVEI, P. T. Avaliação da concentração dos principais poluentes atmosféricos monitorados na região sul do estado de Santa Catarina. **Tecnologia e Ambiente**, Criciúma, v. 16, 2010.

TSANGARI, H.; PASCHALIDOU, A. K.; KASSOMENOS, A. P. VARDOULAKIS, S.; HEAVISIDE, C.; GEORGIU, K. E.; YAMASAKI, E. N. Extreme weather and air pollution effects on cardiovascular and respiratory hospital admissions in Cyprus. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 247-253, 2016.

XAVIER, J. A. BECEGATO, V. A. BAUM, C. A. ROSINI, D. N. DALALIBERA, A. DUMINELLI, E. HENKES, J. A. FILHO, M. F. Avaliação da poluição do ar originada por veículos automotores na área urbana do município de Lages-SC. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 1, p. 149-182, jan./mar. 2019.

XAVIER, J. A. BECEGATO, V. A. ROSINI, D. N. SIMIONI, F. J. A consolidação de políticas públicas ambientais como uma ferramenta de controle e mitigação dos efeitos causados pela poluição atmosférica no Brasil e no Mundo. In: SILVA, H. C.. Engenharia sanitária e ambiental [recurso eletrônico]: tecnologias para a sustentabilidade 5. Ponta Grossa, PR: Atena, 2020, p. 1-14.

WHITEMAN, C. D.; HOCK, S. W.; HOREL, J. D.; CHARLAND, A. Relationship between particulate air pollution and meteorological variables in Utah's Salt Lake Valley. **Atmospheric Environment**, v. 94, p. 742-753, 2014.

CONSIDERAÇÕES FINAIS GERAIS

Pesquisas voltadas para essa temática são de suma importância para o conhecimento da qualidade do ar e auxílio nas tomadas de decisão e desenvolvimento de políticas públicas. A legislação brasileira conta com diversos instrumentos de comando e controle voltados para as emissões atmosféricas de origem antrópica. No entanto, existem lacunas no que diz respeito a fiscalização e monitoramento dessas emissões, pois não é possível realizar a verificação da eficiência da legislação aplicada, visto que a ausência de monitoramento torna inviável avaliar se foram alcançadas melhorias na qualidade do ar.

Diante do estudo realizado, constatou-se que a presença de vegetação pode ser determinante para a caracterização de alguns poluentes, como o CH₄ e o CO₂, pois são encontrados naturalmente na atmosfera em condições favoráveis à sua formação. Por outro lado, o NO e o NO₂ são poluentes exclusivamente emitidos por fontes de emissão antrópicas, especialmente pela queima de combustíveis fósseis. Ou seja, serão poluentes mais característicos das áreas urbanas.

De forma geral, o município de Lages apresenta elevados níveis dos poluentes NO, NO₂, CO₂ e CH₄ presentes na atmosfera durante todo o ano. As concentrações desses elementos apresentam-se variável em cada estação do ano, bem como durante as horas do dia e cada um dos pontos amostrados. Porém, na análise comparativa horária identificou-se similaridade na variação entre estações quentes e frias. Já a análise comparativa entre os pontos revelou que não há um padrão comportamental dos poluentes atmosféricos.

Dentre os fatores que podem influenciar as concentrações dos poluentes, foram apontados no estudo as fontes emissoras e os elementos meteorológicos. Algumas associações observadas demonstram que os elementos meteorológicos são capazes de acentuar ou atenuar os níveis dos poluentes presentes no ar, variando de acordo com as condições climáticas locais. Entretanto, as características do tráfego veicular, como os tipos de fluxo e veículo, podem ser considerados o principal fator de influência nas concentrações dos gases presentes na atmosfera do presente estudo.

Os poluentes CO e SO₂ não foram apresentados e discutidos por não apresentarem níveis de detecção durante amostragens, sendo elas apontadas como igual a zero no monitor do equipamento de medição. O que leva a conclusão de que

as concentrações encontradas na área urbana de Lages poderiam estar fora da faixa de mediação dos equipamentos utilizados.

Sendo assim, apesar de a legislação brasileira apresentar padrões de qualidade do ar para CO, SO₂ e NO₂, apenas o último pode ser comparado com os padrões estabelecidos pela CONAMA nº 491/18. Por sua vez, o NO₂ ultrapassou os limites mínimos apresentados pela resolução em questão em todas as perspectivas de análise realizadas.

Dessa forma, a saúde da população pode estar ameaçada pela poluição atmosférica, pois o NO₂ é frequentemente associado a ocorrência de doenças respiratórias e cardiovasculares. E além da saúde humana, o meio ambiente é fortemente ameaçado pelas altas concentrações de CO₂, o qual não dispõe de padrões de qualidade na legislação vigente brasileira, na americana e na europeia. Com isso, há uma necessidade na averiguação do cumprimento da legislação, a partir da fiscalização e do monitoramento da poluição atmosférica, a também nos elementos presentes, pois há compostos de extrema importância no que diz respeito à qualidade do ar, que, no entanto, foram excluídos do ordenamento jurídico.

Os resultados obtidos ainda apontam que os fatores meteorológicos, bem como as condições climáticas definidas pela sazonalidade, tenham apresentado efeitos pouco significativos, comparados a atuação das características de tráfego e de veículos durante as amostragens. Deve ser levada em consideração também a metodologia adotada, considerada uma inovação para amostragem e monitoramento de poluentes do ar, mas que também pode demonstrar limitações, pois cada equipamento possui propriedades individuais.

Por fim, recomenda-se estudos que possam aprimorar a metodologia utilizada e identificar possíveis lacunas, além de levar em conta características específicas das fontes emissoras. Pois a avaliação da qualidade do ar apresenta uma enorme complexidade em função dos diversos fatores capazes de influenciar as concentrações de poluentes, assim, deve ser avaliada num todo, e não isoladamente.

REFERÊNCIAS GERAIS

AFSAR, B.; AFSAR, R. E.; KANBAY, A.; COVIC, A.; ORTIZ, A.; KANBAY, M. Air pollution and kidney disease: review of current evidence. **Clinical Kidney Journal**, v. 12, n. 1, p. 19–32, 2019.

AMORIM, J.H.; RODRIGUES, V.; TAVARES, R.; VALENTE, J.; BORREGO, C. CDF modelling of the aerodynamic effect of trees on urban air pollution dispersion. **Science of the Total Environment**, v. 461-462, p. 541-551, 2013b.

AMORIM, J. H.; VALENTE, J.; CASCAÃO, P.; RODRIGUES, V.; PIMENTEL, C.; MIRANDA, A. I.; BORREGO, C. Pedestrian Exposure to Air Pollution in Cities: Modeling the Effect of Roadside Trees. **Advances in Meteorology**, 2013a. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/964904>.

BAYAT, R.; ASHRAFI, K.; MOTAGH, M. S.; HASSANVAND, M. S.; DAROUDI, R. FINK, G.; KÜNZLI, N. Health impact and related cost of ambient air pollution in Tehran. **Environmental Research**, v. 176, 2019.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. **Poluição do ar**. 2ª. ed. Curitiba: Moderna, 2010, 112 p.

BRUNT, H.; BARNES, J.; LONGHURST, G.; SCALLY, G.; HEYES, E. Local Air Quality Management policy and practice in the UK: The case for greater Public Health integration and engagement. **Environmental Science and Policy**, v. 58, p. 52-60, 2016.

CAMARA, V. F.; LISBOA, H. M.; HOINASKI, L. DAVID, P. C. Levantamento das emissões atmosféricas da indústria cerâmica vermelha no sul do estado de Santa Catarina, Brasil. **Cerâmica**, v. 67, p. 213-218, 2015.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 5ª. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2017, 230 p.

FRANCO, J. F.; GIDHAGEN, L.; MORALES, R.; BEHRENTZ, E. Towards a better understanding of urban air quality management capabilities in Latin America. **Environmental Science and Policy**, v. 102, p. 43-53, 2019.

GRANGE, S. K.; CARSLAW, D.C. Using meteorological normalization to detect interventions in air quality time series. **Science of the Total Environment**, v. 653, p. 578-588, 2019.

IAP-INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. **Fontes de Poluição Atmosférica**. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Paraná: 2020. Disponível em: < <http://www.iat.pr.gov.br/pagina-1415.html> >. Acesso em: 12/04/2021.

MIRAGLIA, S. G. K.; GOUVEIA, N. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, v.19, n. 10, p. 4141-4147, 2014.

MISKELL, G.; SALMOND, J.; LONGLEY, I.; DIRKS, K. N. A Novel Approach in Quantifying the Effect of Urban Design Features on Local-Scale Air Pollution in Central Urban Areas. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 9004-9011, 2015.

QI, X.; MEI, G.; CUOMO, S.; LIU, C.; XU, N. Data analysis and mining of the correlations between meteorological conditions and air quality: A case study in Beijing. **Internet of Things**, <https://doi.org/10.1016/j.iot.2019.100127>.

RAFAEL, S.; VICENTE, B.; RODRIGUES, V.; MIRANDA, A. I.; BORREGO, C.; LOPES, M. Impacts of green infrastructure on aerodynamic flow and air quality in Porto's urban area. **Atmospheric Environment**, v. 190, p. 317-330, 2018.

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

ROMERO-LANKAO, P.; QIN, H.; BORBOR-CORDOVA, M. Exploration of health risks related to air pollution and temperature in three Latin American cities. **Social Science & Medicine**, v. 83, p. 110-118, 2013.

SINGH, N. P.; GOKHALE, S. A method to estimate spatiotemporal air quality in an urban traffic corridor. **Science of the Total Environment**, v. 538, p. 458-467, 2015.

SKOULOUDIS, A. N.; KASSOMENOS, P. Combining environment and health information systems for the assessment of atmospheric pollution on human health. **Science of the Total Environment**, v. 488-489, p. 362-368, 2014.

TONG, C. H. M.; YIM, S. H. L.; ROTHENBERG, D.; WANG, C.; LIN, C. Y.; CHEN, Y. D.; LAU, N. C. Projecting the impacts of atmospheric conditions under climate change on air quality over the Pearls River Delta region. **Atmospheric Environment**, v. 193, p. 79-87, 2018.

YIN, S.; SHEN, Z.; ZHOU, P.; ZOU, X.; CHE, S.; WANG, W. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: An experimental approach in Shanghai, China. **Environment Pollution**, v. 159, p. 2155-2163, 2011.

APÊNDICES

APÊNDICE A – MÉDIAS OBTIDAS PARA POLUENTES E VARIÁVEIS METEOROLÓGICAS EM CADA ESTAÇÃO DO ANO POR PONTO

Tabela A 1 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante o verão.

Ponto	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³			°C	%
1	218.333,33	284,67	924,17	23,6	74,4
2	188.333,33	422,44	1.480,22	23,7	74,2
3	197.731,48	722,25	2.559,33	23,3	74,0
4	216.813,73	370,56	1.091,82	24,6	74,0
5	195.833,33	312,83	921,67	25,7	44,0
6	217.722,22	891,16	2.242,81	27,4	44,2
7	206.666,67	562,83	1.715,67	24,6	44,0
8	210.128,21	711,67	2.111,63	26,3	44,5
9	213.333,33	1.351,25	4.484,42	25,7	45,5
10	190.833,33	607,00	1.754,67	26,1	42,0
11	241.666,67	871,00	2.893,18	22,6	38,0
12	202.500,00	1.025,00	2.668,67	22,0	72,0
13	206.666,67	790,58	2.612,83	22,3	37,6
14	224.166,67	986,79	2.908,38	23,4	37,9
15	222.500,00	743,33	2.369,08	23,7	72,0
16	244.166,67	522,92	1.680,33	23,8	46,1
17	215.833,33	294,25	869,17	25,6	46,2
18	254.722,22	627,25	2.438,75	24,1	42,1
19	247.500,00	636,17	1.936,00	23,5	81,0
20	277.500,00	505,25	1.510,96	24,5	81,0

Tabela A 2 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante o outono.

Ponto	CO ₂	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³				°C	%
1	475.083,33	477.500,00	725,39	2.003,48	21,1	46,0
2	518.000,00	450.833,33	523,33	1.555,33	21,6	45,4
3	427.033,33	450.000,00	513,89	1.681,41	21,5	44,0
4	422.121,57	457.500,00	254,85	897,33	22,6	44,9
5	420.200,00	455.000,00	288,66	781,86	24,6	44,0
6	438.783,33	444.166,67	903,96	3.037,44	25,0	41,4
7	442.416,67	441.666,67	821,45	2.864,91	23,0	39,9
8	423.193,59	435.000,00	181,81	608,79	25,9	36,3
9	455.666,67	455.833,33	660,26	2.102,50	26,7	41,6
10	461.333,33	458.636,36	508,43	1.424,53	26,5	42,4
11	466.841,67	449.166,67	248,29	937,66	20,7	51,6
12	448.750,00	454.166,67	227,17	1.149,43	20,0	52,6
13	451.083,33	425.000,00	168,02	638,80	21,0	53,2
14	422.595,24	440.833,33	192,35	637,23	21,6	51,6
15	411.847,22	458.333,33	104,34	631,74	20,9	51,1
16	415.333,33	448.666,67	338,77	1.072,47	19,9	55,3
17	407.187,50	410.833,33	101,48	437,75	25,9	34,9
18	413.083,33	455.000,00	432,81	980,09	20,1	57,8
19	407.541,67	448.333,33	218,53	666,36	19,8	56,1
20	419.000,00	447.500,00	440,02	1.460,78	20,5	54,5

Tabela A 3 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante o inverno.

Ponto	CO ₂	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³				°C	%
1	443.555,56	526.666,67	354,08	1.359,03	23,0	44,9
2	420.555,56	526.666,67	434,70	813,25	22,7	47,9
3	425.740,20	550.000,00	295,88	963,34	23,0	43,3
4	433.370,30	570.000,00	16,34	75,60	25,3	40,0
5	430.939,68	510.000,00	190,29	2.726,00	26,8	39,0
6	429.283,57	486.666,67	175,12	724,81	28,9	31,3
7	443.566,93	600.000,00	194,50	465,60	25,2	38,1
8	427.777,78	496.666,67	75,06	389,64	26,0	36,2
9	421.631,64	400.000,00	298,89	750,77	25,7	40,3
10	419.128,19	423.333,33	53,39	190,62	26,6	44,5
11	431.228,09	383.333,33	421,08	1.242,79	19,6	51,2
12	422.084,23	380.000,00	325,07	1.058,61	19,3	51,3
13	427.083,33	370.000,00	59,06	204,47	21,6	47,4
14	416.583,33	350.000,00	106,85	96,98	23,1	42,0
15	429.250,00	370.000,00	397,21	1.050,10	20,5	52,8
16	425.931,77	350.000,00	186,00	613,05	22,5	44,3
17	420.554,70	450.000,00	750,00	2.613,59	21,5	47,5
18	433.690,08	370.000,00	270,49	714,12	23,0	42,7
19	422.916,67	383.333,33	389,67	424,34	22,6	42,8
20	450.833,33	370.000,00	286,23	1.041,28	24,0	39,7

Tabela A 4 - Média dos parâmetros avaliados em cada ponto de coleta durante a primavera.

Ponto	CO ₂	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³				°C	%
1	321.583,33	262.500,00	129,33	446,62	26,8	42,7
2	321.780,70	258.421,05	37,09	156,41	26,9	42,9
3	318.166,67	267.500,00	53,90	292,92	25,6	45,7
4	317.583,33	282.500,00	105,08	159,83	25,9	45,2
5	319.609,38	265.833,33	118,39	433,91	25,8	48,5
6	330.416,67	250.000,00	324,51	1.174,56	28,4	39,0
7	323.333,33	280.000,00	6,08	0,00	25,8	48,6
8	318.147,44	220.833,33	153,73	366,67	27,1	45,0
9	324.500,00	255.000,00	1,83	22,92	24,8	49,8
10	322.500,00	270.000,00	0,00	0,00	25,3	47,9
11	320.333,33	230.000,00	5,93	128,00	27,6	45,9
12	314.166,67	177.500,00	116,57	703,97	26,8	42,4
13	322.666,67	217.500,00	179,97	23,52	24,5	45,3
14	318.833,33	220.000,00	5,73	27,94	25,4	45,2
15	314.583,33	214.166,67	279,59	734,84	29,8	37,7
16	312.250,00	240.000,00	283,33	1.043,00	29,2	39,4
17	314.500,00	298.333,33	15,52	85,28	29,3	41,0
18	317.166,67	175.833,33	165,93	1.089,11	29,2	39,5
19	320.833,33	185.833,33	137,23	730,49	28,1	40,6
20	320.916,67	193.333,33	686,49	1.619,99	29,2	40,9

APÊNDICE B – MÉDIAS HORÁRIAS OBTIDAS PARA CADA POLUENTE EM CADA ESTAÇÃO DO ANO

Tabela B 1 - Média horária dos parâmetros avaliados durante o verão.

Hora	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³			°C	%
08:00	282.000,00	353,67	1.080,60	15,9	81,0
09:00	247.361,11	439,33	1.548,96	16,7	78,6
10:00	212.333,33	542,02	1.604,06	19,2	73,3
11:00	197.777,78	375,72	1.077,44	20,8	70,2
13:00	220.555,56	1.075,86	3.543,75	24,0	49,3
14:00	191.333,33	989,70	2.960,47	24,9	46,0
15:00	201.051,28	972,13	2.819,48	26,6	44,5
16:00	234.978,94	681,26	2.018,45	28,2	38,0
17:00	191.782,41	625,79	2.347,67	28,5	46,6
18:00	188.888,89	298,67	751,25	25,3	59,3

Tabela B 2 - Média horária dos parâmetros avaliados durante o outono.

Hora	CO ₂	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³				°C	%
08:00	444.702,02	583.939,39	326,59	1.107,88	16,0	67,2
09:00	444.333,33	531.111,11	558,61	1.632,69	19,6	58,1
10:00	460.703,70	473.333,33	586,15	2.057,24	26,2	42,1
11:00	417.329,67	441.125,54	213,81	673,39	28,8	40,8
13:00	457.244,90	420.476,19	229,89	799,05	26,3	41,4
14:00	440.947,62	390.000,00	131,87	439,52	21,8	34,6
15:00	419.372,59	387.185,19	164,10	513,25	23,7	36,3
16:00	423.914,95	382.500,00	340,71	1.376,38	21,6	42,1
17:00	425.095,24	389.523,81	585,42	1.729,24	20,8	47,6
18:00	444.583,33	394.166,67	1.297,46	3.929,30	21,5	59,5

Tabela B 3 - Média horária dos parâmetros avaliados durante o inverno.

Hora	CO ₂	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³				°C	%
08:00	446.106,19	553.333,33	419,25	1.237,88	16,9	56,5
09:00	430.116,04	526.666,67	288,65	886,21	18,4	59,3
10:00	424.173,60	503.333,33	268,08	1.196,81	22,1	52,4
11:00	432.444,44	486.666,67	164,35	522,53	29,7	32,2
13:00	420.680,61	410.000,00	176,09	500,59	28,6	31,8
14:00	420.231,90	381.666,67	67,53	349,82	27,2	31,9
15:00	421.747,62	360.000,00	88,95	207,67	27,9	32,0
16:00	423.113,82	360.000,00	179,68	382,03	25,0	34,3
17:00	422.800,00	376.666,67	478,73	1.627,91	23,1	39,2
18:00	450.500,00	370.000,00	693,98	2.244,91	24,7	42,2

Tabela B 4 - Média horária dos parâmetros avaliados durante a primavera.

Hora	CO ₂	CH ₄	NO	NO ₂	T	U.R
	µg/m ³				°C	%
08:00	428.809,52	346.666,67	90,85	178,11	23,1	50,4
09:00	420.285,71	316.190,48	96,47	407,04	26,7	42,9
10:00	426.384,84	311.428,57	152,98	654,29	29,6	42,8
11:00	433.111,11	281.111,11	407,06	1.463,49	30,0	33,8
13:00	435.444,44	248.888,89	0,00	4,50	23,6	46,7
14:00	425.777,78	301.666,67	578,56	1.683,30	32,4	34,8
15:00	422.640,35	300.043,86	351,52	1.255,16	27,3	41,2
16:00	424.761,90	325.714,29	176,50	474,18	27,2	41,9
17:00	426.500,00	335.000,00	11,98	52,44	24,5	45,6
18:00	430.083,33	370.000,00	1,72	0,00	23,3	58,7

