

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

,

Jonatan Chaves Rodrigues

**Modelagem de dispersão e estimativa de risco associado às emissões industriais de MP10
no município de Joinville/SC**

Florianópolis

2021

Jonatan Chaves Rodrigues

**Modelagem de dispersão e estimativa de risco associado às emissões industriais de MP10
no município de Joinville/SC**

Trabalho de Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.
Orientador: Prof, Dr. Leonardo Hoinaski

Florianópolis

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Rodrigues, Jonatan
Modelagem de dispersão e estimativa de risco associado
às emissões industriais de MP10 no município de Joinville/SC
/ Jonatan Rodrigues ; orientador, Leonardo Hoinaski, 2021.
90 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico,
Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental,
Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Poluição
atmosférica.. 3. Emissões industriais. 4. AERMOD. 5.
Qualidade do ar em Joinville. . I. Hoinaski, Leonardo .
II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Engenharia Sanitária e Ambiental. III. Título.

Jonatan Chaves Rodrigues

**Modelagem de dispersão e estimativa de risco associado às emissões industriais de MP10
no município de Joinville/SC**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Engenheiro Sanitarista e Ambiental” e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental

Florianópolis, 01 de fevereiro de 2021.

Prof Maria Elisa Magri, Dr^a.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Leonardo Hoinaski
Orientador
Instituição UFSC

Prof. Pedro Luiz Borges Chaffe, Dr.
Avaliador
Instituição UFSC

Prof. Rodrigo Mohedano, Dr.
Avaliador
Instituição UFSC

Este trabalho é dedicado a todos que contribuíram para minha formação acadêmica e humana, meus familiares, amigos e em especial aos meus pais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os professores do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, em especial ao professor, orientador, Leonardo Hoinaski, por todo apoio no desenvolvimento desse trabalho e pela parceria ao longo da graduação, por ser amigo, exemplo e inspiração para todos. Aos colegas do LCQAR, pela receptividade e pelo apoio no desenvolvimento deste estudo.

Agradeço aos amigos que acompanharam essa trajetória e viram de perto cada conquista sendo comemorada ao longo desses anos. Aos meus amigos do colégio, da turma 13.1, do atletismo e a todos que estiveram comigo nessa jornada.

Meu maior agradecimento à minha família, em especial aos meus pais, Nisete e Antonio, meus irmãos, Allyson, Djeslen e minhas avós, Nair e Vivair, por acreditarem em mim em todos os momentos, por me dar força, inspiração e ajuda, todos à sua maneira.

Sou grato também, à minha noiva, Ana Clara Cavalheiro, por estar comigo em todos os momentos e compartilhar esse sonho.

Por fim, agradeço a UFSC e a todos que contribuem para que essa seja uma das melhores universidades do país, por todo suporte, estrutura e auxílio nessa etapa da minha formação. Agradeço, de coração a todos que ao longo da minha vida contribuíram para o meu crescimento, profissional e pessoal, a cada professor, a cada amigo, a cada familiar, amo todos.

RESUMO

A poluição atmosférica é um grande problema global, que está vinculado a incidência de inúmeras doenças respiratórias e pode estar associado a industrialização em centros urbanos, sendo fundamental o desenvolvimento de metodologias de avaliação dos riscos à saúde da população. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto das emissões industriais de monóxido de carbono e material particulado na qualidade do ar do município de Joinville entre os anos de 2017 e 2019. Para tanto, o modelo computacional de dispersão de poluentes, AERMOD, foi utilizado. A abrangência e incidência de casos que excedem os padrões finais (PF) de qualidade do ar definidos na legislação CONAMA 491/2018 foram investigados. O método de Regressão de Poisson permitiu verificar o comportamento entre as variáveis independentes. A partir dessa relação foi calculado o Risco Relativo (RR) que uma pessoa tem de ser internada em função dos níveis de poluição. Foi considerada a base de dados do Sistema Nacional de Saúde (DataSUS), para as doenças do Capítulo X, Doenças do Aparelho Respiratório (J00-J99). Os resultados mostraram que o valor máximo das concentrações de MP10 para o tempo médio de 24h foi de $140\mu\text{g}/\text{m}^3$, superando o PF estabelecido pela legislação. Para o poluente CO não houve registro de violação do PF, e a máxima concentração estimada para o tempo de 8h foi de $257\mu\text{g}/\text{m}^3$. Aplicada a medida de controle, os eventos críticos diminuiriam em 93%. O grupo de doenças que apresentou o maior risco foram as Doenças Respiratórias para todas as idades, que indica que a cada aumento de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP10, as chances de alguém ser internado por uma doença respiratória aumentam em 17.6%. Referente ao grupo de Doenças Respiratórias para crianças menores do que 5 anos o RR foi de 11.7%. O maior RR foi encontrado para o Ponto 1, localizado no bairro Boa Vista. O estudo apontou, conforme esperado, que as piores localidades em relação a qualidade do ar estão próximas às fontes industriais e estimou o impacto na saúde da população correlacionado às concentrações estimadas. Levanta-se hipóteses que podem guiar futuras pesquisas acerca da temática e auxiliar na compreensão dos riscos ambientais a saúde humana no município de Joinville, reforçando o controle das emissões como importante ponto de atenção para as políticas públicas.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Emissões industriais. AERMOD. Qualidade do ar em Joinville.

ABSTRACT

Air pollution is seen as a global problem, which is linked to an effect of respiratory diseases and may be associated with industrialization in urban center, it is essential to develop methodologies for assessing the health risks of the population. The objective of this study was to evaluate the impact of industrial losses of CO and MP10, on the air quality of the city of Joinville between the years 2017 and 2019. For that, the computational model of dispersion of pollutants, AERMOD, was used. The scope and incidence of cases that exceed the final air quality standards (PF) defined in the CONAMA 491/2018 legislation were investigated. The Poisson regression method was used to verify the behavior between the independent variables. Based on this relationship, the Risk Relative (RR) that a person has to be hospitalized based on base levels was based. The database of the National Health System (DataSUS) was used for the diseases of Chapter X, Diseases of the Respiratory System (J00-J99). The limited results that the maximum value of the MP10 needs for the average time of 24h was $140\mu\text{g}/\text{m}^3$, exceeding the PF established by the legislation. For the pollutant CO there was no record of violation of the PF, and the maximum concentration estimated for the time of 8h was $257\mu\text{g}/\text{m}^3$. The measure of control of agreed events reduced by 93% was applied. The group of diseases that had the highest RR were Respiratory Diseases for all ages, with a calculated risk value of 17.6%, compared to Respiratory Diseases for children under 5 years of 11.7%. The largest RRs were found for Ponto 1, located in the Boa Vista neighborhood. The study pointed out, as expected, that the worst locations in relation to air quality are close to industrial sources and estimated the impact on the population's health correlated to the estimated concentrations. Hypotheses are raised that can guide future research on the subject and assist in the understanding of environmental risks to human health in the municipality of Joinville, reinforcing the control of emissions as an important point of attention for public policies.

Keywords: Air pollution. Industrial emissions. AERMOD. Air quality in Joinville.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização de Joinville: a) Localização no Estado. b) uso do solo. c) relevo. d) rosa dos ventos. e) Município de Joinville e domínio da modelagem.	32
Figura 2 - Sistema de Modelagem do Software AERMOD.	35
Figura 3 – Distribuição das emissões industriais de Joinville por setor.	36
Figura 4 – Emissões entre as indústrias de Joinville	36
Figura 5 - Pluma de dispersão de MP10 emitido por fontes industriais e identificação dos pontos de violação do PF, em um período de 24 horas.	47
Figura 6 - Pontos de Máximas concentrações de MP10 no município de Joinville.	50
Figura 7 - Plumas de dispersão de MP10 - 24h - Comparação dos cenários 1 e 2.	52
Figura 8 - Comparação do nº de violações do padrão final, para cada cenário.	54
Figura 9 - Gráfico <i>boxplot</i> da variabilidade da concentração média Anual de MP10 estimada pelo AERMOD para os pontos discretos P1, P2 e P3 no período de 2017 a 2019. Internações hospitalares, em número de ocorrências por mês registradas no sistema DATASUS, para o grupo de risco: doenças respiratórias para crianças de idade < 5 (R5) e doenças respiratórias para todas as idades (R) para os Pontos Discretos considerados do município de Joinville/SC	56
Figura 10 - Gráficos <i>scatterplot</i> de MP10 x Internações hospitalares para os pontos críticos.	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Estudos de Referência	26
Tabela 2 - Ranking das 10 cidades com maior quantidade de indústrias com potencial de emissão de poluentes atmosféricos em SC.....	33
Tabela 3 - Classificação das indústrias localizadas em Joinville de acordo com o CONSEMA 98/2017.....	34
Tabela 4 - Resultados dos parâmetros calculados.	39
Tabela 5 - Concentrações máximas simuladas para emissões industriais no cenário 1.	46
Tabela 6 - Número de violações do padrão de qualidade do ar.....	47
Tabela 7 - Comparação do número de violações do PF pela concentração de MP10.....	53
Tabela 8 - Cálculo do Risco Relativo (RR) para as variáveis de internação: Doenças Respiratórias em crianças até 5 anos em Joinville (R5); Doenças Respiratórias para todas as idades em Joinville (R).....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CO Monóxido de Carbono

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPTEC Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos

DCNT Doenças Crônicas Não Transmissíveis

EPA ORD Environmental Protection Agency Office of Research and Development

EP Erro Padrão

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

LCQAR Laboratório de Controle da Qualidade do Ar

MMA Ministério do Meio Ambiente

MP Material Particulado

MP10 Material Particulado com diâmetro entre 2.5 μ m e 10 μ m

MP2,5 Material Particulado com diâmetro menor que 2.5 μ m

NOAA/ESRL National Oceanic and Atmospheric Administration - Earth System Research Laboratory

NO_x Óxidos de Nitrogênio

NO₂ Dióxido de Nitrogênio

OMS Organização Mundial da Saúde

RR Risco Relativo

R05 Doenças respiratórias em crianças de idade < 5 anos

R Doenças respiratórias em pessoas de todas as idades

SO₂ Dióxido de Enxofre

So_x Óxidos de Enxofre

UNEP United Nations Environment Programme

USEPA United States Environmental Protection Agency

USGS Serviço Geológico dos Estados Unidos

UTM Universal Transversa de Mercator

VOCs Compostos Orgânicos Voláteis

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Perguntas científicas	17
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo Geral	17
2.2	Objetivos Específicos	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1	EMISSÕES INDUSTRIAIS	19
3.2	MODELAGEM AERMOD	22
3.3	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SAÚDE	28
3.4	LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	28
4	MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1	DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
4.2	MODELAGEM ATMOSFÉRICA COM AERMOD.....	34
4.2.1	Emissões Industriais	35
4.2.2	Processamento de Dados do AERMAP	37
4.2.3	Processamento de Dados do AERMET	38
4.2.4	Processamento do AERMOD	40
4.2.4.1	<i>Simulação para o primeiro cenário.....</i>	<i>40</i>
4.2.4.2	<i>Simulação para o segundo cenário</i>	<i>40</i>
4.3	DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE MP10 NOS PONTOS CRÍTICOS	41
4.4	DADOS DE SAÚDE DO DATASUS.....	42
4.5	ESTIMATIVA DO RISCO RELATIVO	43
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	45
5.1	ESTIMATIVA DO IMPACTO DAS EMISSÕES INDUSTRIAIS NA CIDADE DE JOINVILLE.....	45
5.1.1	Dispersão Material Particulado	45
5.1.2	Dispersão de monóxido de carbono	49

5.2	IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS CRÍTICOS.....	49
5.3	PROPOSTA DE MITIGAÇÃO DO IMPACTO NA QUALIDADE DO AR PELA ELEVÇÃO DA ALTURA DAS CHAMINÉS.....	51
5.4	RISCO RELATIVO ASSOCIADO AO MP10 NOS PONTOS CRÍTICOS DE JOINVILLE.....	54
6	CONCLUSÃO.....	61
7	RECOMENDAÇÕES.....	63
	REFERÊNCIAS.....	64
	ANEXO A – Função Gaussiana	71
	ANEXO B – Camada Limite Planetária.....	72
	APÊNDICE A – FONTES DE EMISSÃO	73
	APÊNDICE B – FONTES COM ALTERAÇÃO NA ALTURA DAS CHAMINÉS	74
	APÊNDICE C - Normais meteorológicas de temperatura, umidade e pressão	75
	APÊNDICE D – Mapa de uso e ocupação do solo do município de Joinville	76
	APÊNDICE E – Mapa hipsométrico do município de Joinville.....	77
	APÊNDICE F – Localização das fontes industriais	78
	APÊNDICE G – Máximas concentrações de MP10 para os cenários 1 e 2.....	79
	APÊNDICE H - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período de 1h.....	80
	APÊNDICE I - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período de 24h	81
	APÊNDICE J - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período anual.....	82
	APÊNDICE K - Ranking das 10 maiores concentrações de CO para o período de 8h	83
	APÊNDICE L -Pontos de máximas concentrações de MP10 para o tempo médio de 24h.....	84

APÊNDICE M - Pluma de dispersão de MP10 para o período de 1 hora.....	85
APÊNDICE N - Pluma de dispersão de MP10 para o período anual.....	86
APÊNDICE O - Pluma de dispersão de CO para o período de 8h	87
APÊNDICE P - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período de 1h, para o Cenário 2	88
APÊNDICE Q - Ranking das 10 maiores concentrações de CO para o período de 8h, para o Cenário 2	89
APÊNDICE R – Gráfico de distribuição em dois eixos verticais. Em azul a concentração de MP10. Em laranja as interações referentes a cada grupo de doença analisado, sendo eles: Doenças Respiratórias em crianças até 5 anos (R5); Doenças Respiratórias para todas as idades (R) em regiões críticas em relação a qualidade do ar no município de Joinville. São apresentados por pontos críticos: P1(a), P2 (b) e P3 (c).	90

1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos anos tem sido comum em regiões de crescente desenvolvimento, o comprometimento da saúde do ambiente e das pessoas, causado pela grande quantidade de poluentes emitidos por indústrias, veículos e fontes diversas de poluição. Atualmente, cerca de 90% da população mundial vive em lugares onde os níveis de qualidade do ar excedem os limites da Organização Mundial da Saúde (WHO, 2016). A poluição atmosférica é vista como um grande problema global e está vinculada a incidência de inúmeras doenças respiratórias (PATTO et al., 2016). Por causar a morte de mais de sete milhões de pessoas a cada ano, torna-se o maior risco à saúde ambiental do nosso tempo, o que evidencia a necessidade de investigar quais são suas principais fontes (UNEP, 2019).

A poluição do ar causada pelas indústrias é um tema relevante, aonde grandes organizações vêm nos alertando sobre os sérios riscos à saúde da população, de modo que todas as indústrias, grandes e pequenas, podem ser fontes significativas de uma ampla gama de poluentes atmosféricos (EEA, 2016). Deve-se ressaltar, o que se tem como um agravante, a capacidade de dispersão dos poluentes, onde a contaminação é percebida em níveis locais, regionais e globais, podendo também ser sentido em áreas vizinhas que nem sequer abrigam indústrias (BRAGA; HESPANHOL; CONEJO, 2002). Diversos estudos epidemiológicos têm-se voltado a explorar os efeitos de poluentes como Monóxido de Carbono e Material Particulado, que segundo a EPA (2020) podem estar relacionados a doenças como asma, bronquite e internações hospitalares resultantes de doenças respiratórias (WHO, 2014).

Sobre a importância do desenvolvimento de modelos para a avaliação dos impactos decorrentes das diversas emissões de poluentes, estudos como de Caputo, Gimenez e Schlamp (2003) apontam que estes constituem ferramentas úteis para assessorar estudos de minimização de riscos. Este trabalho é baseado na aplicação do modelo AERMOD Modeling System (AERMOD), software recomendado pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) que consiste em um modelo estacionário de análise de dispersão, como ferramenta para estimativa da concentração de poluentes (EPA, 2004). A modelagem de dispersão com AERMOD torna-se uma ferramenta fundamental na análise da qualidade do ar, fornecendo informações precisas referentes à concentração de poluentes e sua dispersão.

O AERMOD possibilita a identificação das piores regiões em relação a qualidade do ar na área de estudo, a partir da localização no tempo e espaço de episódios críticos, situação caracterizada pela presença de altas concentrações de poluentes na atmosfera em curto período

de tempo (BRASIL,2018). Para isso a concentração é comparada aos padrões de qualidade do ar que determinam legalmente os limites máximos permitidos de concentrações de determinados poluentes na atmosfera, apresentando-se atualmente como componentes importantes do planejamento e gestão de políticas ambientais (SILVA, 1997).

Algumas pesquisas recentes tem aplicado o AERMOD na identificação de dispersão de poluentes provenientes de uma larga quantia de fontes emissoras (Zou et al., 2010; Krishna et al., 2005), enquanto outros consideram fontes fixas específicas (Olafsdottir et al., 2014). Gibson et al. (2013), por exemplo, investigaram o comportamento de emissões de indústrias na região urbana de Nova Escócia no Canadá, enquanto que no Brasil, Santos et al., (2018) aplicaram a modelagem na avaliação de poluentes de diferentes fontes para a região urbana de Campina Grande, SP. Estudos ecológicos têm sido conduzidos para avaliação da poluição do ar na saúde populacional, em escalas municipais e regionais, onde metodologias como regressão de Poisson e correlações entre variáveis são largamente utilizadas (EBISU et al., 2019 SILVA et al., 2013; TADANO; UGAYA; FRANCO, 2009).

Um problema de pesquisa é que poucos artigos analisam a viabilidade de aplicação de alguma medida de controle, bem como poucos também consideram a avaliação do risco relativo às interações respiratórias a partir de concentrações estimadas por modelagens como o AERMOD. Visando apresentar uma metodologia de avaliação como alternativa aos centros urbanos que carecem de investimento e infraestrutura para estes estudos, este trabalho propõe apresentar como abordagem diferencial principal, uma avaliação em conjunto da dispersão dos poluentes atmosféricos e seu impacto na saúde humana. Avaliou-se o impacto das emissões industriais na qualidade do ar para o município de Joinville, um dos principais polos do setor industrial da região e com a maior concentração de indústrias per capita do Brasil (SEPUD, 2018), que, em contra partida, não possui uma rede de monitoramento da qualidade atmosférica em operação.

Para tanto são considerados dados reais baseados em inventários de emissão e uma medida de controle que consistiu na execução da modelagem a partir da elevação na altura das chaminés. Os valores de concentração estimados são comparados aos padrões de qualidade do ar recomendados pela Organização Mundial da Saúde, estabelecidos na Resolução CONAMA nº 491/2018. Foram avaliadas as regiões mais comprometidas do município identificando pontos críticos em relação a qualidade do ar e estimado o risco associado às interações respiratórias por exposição às concentrações de material particulado.

1.1 PERGUNTAS CIENTÍFICAS

1. Qual o impacto das emissões industriais e quais os pontos críticos em relação a qualidade do ar no município de Joinville?
2. A elevação da altura das chaminés causaria um menor impacto na qualidade do ar da região?
3. Qual a estimativa de risco relativo associado às internações por doenças respiratória em função da variabilidade de concentração de MP10 nos pontos críticos da área de estudo?

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o impacto das emissões industriais na qualidade do ar em Joinville/SC utilizando o modelo AERMOD.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Objetivo específico 1: Avaliar a magnitude dos impactos e identificar os pontos críticos em relação a qualidade do ar causados pelas emissões industriais em Joinville/SC.
2. Objetivo específico 2: Verificar se a elevação da altura das chaminés diminui o impacto na qualidade do ar do município.
3. Objetivo específico 3: Estimar o risco associado às internações hospitalares por doenças respiratórias, em função da exposição ao MP10 nos pontos críticos de Joinville.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Inicialmente, ressalta-se que a poluição atmosférica pode se apresentar como função de três elementos básicos identificáveis: a fonte dos poluentes, o transporte destes poluentes, e os receptores. Para que o impacto seja avaliado, portanto, estes três elementos devem ser compreendidos (SHEN, 1986).

O problema da poluição atmosférica é tratado, em cada país, por meio de leis e estudos, tendo como uma das ferramentas de avaliação os modelos de dispersão de poluentes usados pelas agências reguladoras, a fim de que se possa efetuar um controle da qualidade do ar. Nessa linha, se faz uma breve apresentação sobre a poluição atmosférica e, em seguida, descreve-se as emissões industriais, no sentido de identificá-las como uma grande fonte de contribuição para o aumento da poluição do ar no município de Joinville. Aborda-se ainda, os padrões de qualidade do ar estabelecidos nas resoluções normativas vigentes, e por fim, a revisão mostra a descrição do modelo AERMOD, a ser utilizado como ferramenta neste estudo, e os trabalhos de referência utilizados, que contemplam avaliação de risco relativo.

3.1 EMISSÕES INDUSTRIAIS

Em regiões de alto desenvolvimento urbano, a saúde do ambiente e das pessoas tem sido comprometida pelo grande volume de poluentes emitidos por chaminés industriais, veículos automotores e emissões fugitivas diversas. Lora (2002) destaca que o processo de industrialização e urbanização é um claro exemplo de influência na poluição ambiental, refletida na emissão de poluentes atmosféricos por empresas e veículos.

Segundo Relatório de Qualidade do Ar do Estado de São Paulo referente a 2018, a qualidade do ar é diretamente influenciada pela distribuição e intensidade das emissões de poluentes atmosféricos de origem veicular e industrial, de modo que as emissões veiculares desempenham um papel de destaque nos níveis de poluição do ar dos grandes centros urbanos, ao passo que as emissões industriais afetam significativamente a qualidade do ar em regiões mais específicas (CETESB, 2018).

O relatório da CETESB apresenta uma descrição das emissões relativas por tipo de fonte, apontando a contribuição dos processos industriais de 36,1% para NO_x, 10% para MP₁₀ e 83,3% para SO_x. Destaca-se neste estudo, que nos últimos anos as regiões metropolitanas tem se apresentado como áreas críticas em termos de poluição do ar e as

indústrias são contribuintes especialmente no que se refere às fontes fixas. Embora os problemas de qualidade do ar sejam principalmente em razão de emissões veiculares, para regiões específicas como Cubatão, no Estado de São Paulo, a qualidade do ar é determinada principalmente por fontes industriais (CETESB, 2018).

As indústrias estão entre as fontes de emissões atmosféricas de origem antropogênica e, constantemente, estão associadas ao processo de poluição do ar. É conhecido que as emissões industriais podem causar a degradação da qualidade do ar no entorno, e principalmente em locais próximos à fonte. No entanto, em algumas ocasiões, associar o impacto na qualidade do ar unicamente às emissões industriais é um equívoco, visto que existem outras fontes envolvidas. Por exemplo, embora as usinas de combustíveis fósseis sejam a principal fonte de poluição do ar industrial em muitos países, deve-se apontar que toda a indústria e muitas empresas, grandes e pequenas, podem ser fontes locais significativas de uma ampla gama de poluentes do ar. O uso de controles regulatórios e de planejamento ajudará a minimizar seus efeitos na qualidade do ar local (EEA, 2007).

A deterioração da qualidade do ar em áreas urbanas tem sido atribuída principalmente à rápida industrialização. Segundo Lateb et al. (2015) entre os poluentes gerados pelas industriais, os poluentes do ar são a maior causa de preocupação, devido a sua fácil dispersão e difícil retenção. No presente trabalho o foco se dará às fontes de poluição fixas, dentre as quais as indústrias são relevantes contribuintes. Por muitas vezes, a poluição atmosférica em grandes cidades industrializadas, está associada, principalmente a emissão de gases e material particulado, lançados pelas chaminés de indústrias químicas, siderúrgicas, fábricas de cimento e papel, termelétricas, refinarias de petróleo, queimadas e incineração de resíduos domésticos e industriais, responsáveis pela emissão de fumaça (BOÇON, 1998). As emissões industriais podem ser tratadas como fontes estacionárias, usualmente são classificadas em categorias através das quais, se podem calcular o potencial de poluição do ar por atividade industrial. Ressalta-se que devido à grande variedade entre as indústrias existem padrões de emissão diferenciados para cada uma delas (OLIVEIRA, 2009).

O setor industrial produz os bens e matérias-primas que usamos todos os dias, incluindo as emissões recorrentes de toda cadeia produtiva, desde a geração de energia, até as instalações de produção, a participação da indústria nos EUA em 2018 no total de emissões de gases contribuintes ao efeito estufa foi de 28,9%, tornando-o o maior contribuinte de gases de efeito estufa de qualquer setor, seguido de Transporte e Eletricidade (EPA, 2020).

No que se refere aos poluentes considerados neste estudo, destaca-se que um dos que exercem maior efeito sobre a saúde é o Material Particulado (MP), definido por Rodrigues et al. (2015) como uma mistura de componentes sólidos e líquidos que podem variar na composição, tamanho e de acordo com a fonte de emissão e condições meteorológicas presentes no ambiente. Estudos epidemiológicos no Brasil têm evidenciado associações de material particulado com a incidência de doenças. Pandya et al. (2002) ressaltam que os gases e partículas ultrafinas provenientes da queima de combustíveis, principalmente do diesel, são fatores responsáveis pela maior incidência de asma brônquica e outras doenças alérgicas em indivíduos. Gouveia et al. (2006), em seu estudo na cidade de São Paulo (SP), identificaram associação de material particulado inalável ao incremento de 4,6% nas internações por asma em crianças, de 4,3% por doença pulmonar obstrutiva crônica em idosos e de 1,5% por doença isquêmica do coração também em idosos. Analogamente, aos efeitos adversos para MP, Coelho (2007) destaca que o monóxido de carbono (CO) é capaz de inibir a troca de oxigênio do sangue com os tecidos vitais e, em concentrações elevadas, pode provocar a morte por envenenamento, afetando principalmente o sistema cardiovascular e nervoso. Outros autores como Martins et al. (2001) encontraram ainda, associação de monóxido de carbono com atendimentos por infecções de vias aéreas superiores em São Paulo (SP).

Segundo a CETESB (2017), as principais fontes de material particulado de 2,5 μ m a 10 μ m de diâmetro são a queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa vegetal, emissões de amônia na agricultura, emissões provenientes de vias não pavimentadas, e atividades de mineração. Nesse estudo foram quantificadas e distribuídas espacialmente apenas as indústrias de grande porte com potencial de emissão, encontradas no território de Joinville, com valores de emissão obtidos a partir do Inventário de Emissões Industriais de Santa Catarina – Ano Base 2019, que teve como base os dados disponibilizados pelo Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) e SDE.

3.2 MODELAGEM COM AERMOD

O problema da poluição atmosférica é tratado por meio de leis e estudos, tendo como uma das ferramentas de avaliação os modelos de dispersão de poluentes. Estes modelos desempenham um papel importante no fornecimento de informações mais eficientes para a gestão e planejamento da qualidade do ar, uma vez que são suficientemente capazes de ligar a causa da poluição com o efeito, para uma grande diversidade de cenários (SONAWANE; PATIL; SETHI, 2012; MOREIRA & TIRABASSI, 2004).

O AERMOD é o modelo a ser utilizado neste trabalho e apresenta a estrutura dos cálculos baseada em seu próprio manual, disponibilizado pela US-EPA (1995). É um modelo estacionário, aplicável para áreas urbanas e rurais, para terrenos planos ou complexos e múltiplas fontes, que incorpora a dispersão atmosférica em função da turbulência que ocorre na camada limite planetária (USEPA, 2004).

A modelagem da qualidade do ar é uma abordagem para prever a variação espacial e temporal dos poluentes atmosféricos (MOHAN et al. 2011), segundo a Sociedade Americana de Meteorologia/Meio Ambiente, o Modelo Regulatório da Agência de Proteção (AERMOD) é atualmente o modelo aceito pelas autoridades ambientais (AMOATEY et al. 2018b; USEPA 2009), usado em estudos de dispersão de curto alcance e com variedade de fontes de emissão (USEPA, 2005). O sistema é composto por dois pré-processadores incorporados ao software: o AERMET, que processa dados meteorológicos, e o AERMAP, que incorpora o modelo digital de elevação de terrenos complexos (VALLERO, 2008; ROBINS, 2000). Conforme citado anteriormente, o AERMOD é um modelo de pluma estacionária, e assume a cada hora as condições meteorológicas médias daquela hora, modelando as concentrações da mesma forma em todas as distâncias.

No que se refere às configurações que o modelo pode assumir, de acordo com o Manual do Usuário do AERMOD, ele pode simular múltiplas fontes, sendo elas pontuais, volumétricas ou área (USEPA, 2004b). A aplicação do modelo de dispersão recomendado pela USEPA tem sido amplamente utilizada pelo mundo, abordando diferentes cenários e características climáticas, considerando poluentes distintos e analisando fontes isoladas ou cluster industriais. O cluster industrial, segundo Altenburg & Meyer-Stamer (1999), é definido por uma aglomeração dimensionável de firmas em uma área delimitada espacialmente, que tem um perfil de especialização distinto e interagem por meio de relações

de produção, comércio e distribuição, e é um dos objetos de avaliação nos estudos considerados a seguir, que serviram de base para elaboração deste trabalho.

Conhecendo um pouco sobre a forma de aplicação do modelo, é fundamental contextualizar o seu amplo uso em estudos por todo o mundo. A utilização de modelagens atmosféricas vem se consolidando como excelente instrumento de previsão de eventos e avaliação de cenários reais, sendo constantemente abordado na literatura. Nesta etapa serão apresentados alguns artigos que realizam modelagem de dispersão a partir de indústrias, e avaliam as concentrações de poluentes para inúmeras regiões distintas.

No oriente médio, partindo inicialmente das referências que consideram cluster industriais, Krishna et al. (2005) e Afsaneh Afzali et al. (2017), aplicaram o AERMOD para avaliação de impactos na qualidade do ar para um aglomerado de fontes diversas. Afsaneh Afzali et al. (2017) previu a dispersão dos poluentes na região industrial de Johor, Malásia, considerando 45 fontes pontuais e aplicando a modelagem integrada de AERMOD-WRF, que consiste em um modelo numérico de simulação de condições meteorológicas variáveis. Para os poluentes considerados, SO₂, NO₂ e MP₁₀, foram encontradas as máximas concentrações de 36.2, 59.8 e 5.4 µg/m³ respectivamente, não superando os padrões nacionais no domínio da modelagem. Por outro lado, o segundo trabalho, na região de Hyderabad, Índia, analisou a distribuição da concentração de SO_x emitido por 38 fontes industriais, constatando que os níveis do poluente se encontravam dentro dos limites dos padrões nacionais, exceto na proximidade das indústrias. Em mais uma avaliação de dispersão de emissões industriais, Onofrio et al. (2011) investigaram o comportamento de emissões de indústrias de aço no noroeste da Itália, onde constatou que as concentrações eram abaixo do esperado, em comparação as estações de monitoramento, contudo, identificou a presença de novas fontes de poluentes que contribuíam para a má qualidade do ar na região.

No Brasil, diversos estudos com modelagem atmosférica também já foram desenvolvidos, na Região Metropolitana de Vitória, Espírito Santo, Santos et al. (2017) aponta que ocorrem grandes deposições de material particulado sedimentável em centros industriais, enquanto que Monticelli et al. (2019) avaliou a deposição de partículas em um ambiente urbano industrializado a partir de dois modelos de dispersão gaussiana AERMOD e CALPUFF em comparação com dados obtidos de campo, destacando a precisão da modelagem com AERMOD.

É comum identificar ainda, modelagens para indústrias específicas. Na região de Campina Grande, Paraíba, Cerqueira et al. (2018) simulou a dispersão dos poluentes CO,

NO_x, SO₂ e VOCs emitidos por 20 chaminés de uma usina termelétrica. Foram avaliadas as concentrações em função da legislação e identificada a ocorrência de eventos acima dos padrões primários estabelecidos para o período de 1h, apontando o número de casos e concluindo que as concentrações estimadas podem ter influência sobre a saúde da população, fauna e flora da região.

3.3 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SAÚDE

Recentes estudos têm avaliado os efeitos adversos da poluição do ar na saúde da população, incluindo internações hospitalares por doenças respiratórias, onde mostram que elevadas taxas de poluição aumentam as contagens de morbidade e mortalidade (SANTOS et al., (2018). Autores como Ostro et al. (2004) já apontaram que os impactos em decorrência dos níveis de Material Particulado sobre morbidade costumam ocorrer, predominantemente, em pessoas com antecedentes a doenças cardiovasculares e respiratórias, mas também têm respostas significativas sobre mortalidade infantil. Estes grupos populacionais também são citados por Rodrigues et al. (2015), incluindo crianças de até 5 anos e para Schraufnagel et al. (2018), as crianças são especialmente prejudicadas pela poluição do ar por razões ambientais e biológicas. Isso porque respiram mais ar por unidade de peso corporal e, portanto, inalam mais substâncias tóxicas por ele transportadas do que os adultos, expostos à mesma quantidade de poluição do ar. No que se refere a aplicação de modelagem de dispersão de poluentes, destaca-se o estudo realizado em Cuiabá em 2012, por Silva et al. (2013), que utilizou o modelo matemático de estimativa CCATT-BRAMS, e a Regressão de Poisson por modelos aditivos generalizados, onde foi evidenciada a influência de MP2.5 sobre a ocorrência de internações por doenças respiratórias em crianças < 5 anos. Em função do incremento de 10µg/m³ aos valores de concentrações, foi associado o Risco Relativo (RR) ao crescimento de 22% nos registros de internações hospitalares.

São muitas as pesquisas em torno da avaliação das dispersões de poluentes e concentrações máximas atingidas, de modo que muitas vezes busca-se identificar uma relação entre a qualidade do ar na região e efeito na saúde dos habitantes. Em um estudo mais recente, Mentese et al. (2020) averiguou ao longo de dois anos a relação entre índices de qualidade do ar e saúde respiratória em residentes de diferentes cidades da Turquia, onde a modelagem com AERMOD foi aplicada para estimativa das concentrações de SO₂, NO_x, CO e MP10. Concluiu-se que nas localidades onde os padrões nacionais de MP10 foram superados,

próximos aos polos industriais, ocorria a pior qualidade do ar, o que afetou a frequência de sintomas respiratórios dos participantes.

Para estudos envolvendo dados epidemiológicos e de poluição do ar costuma-se empregar como alternativa para a transformação dos dados, a aplicação de Modelos Lineares Generalizados (MLG). Estes modelos possuem famílias de distribuição do tipo normal, binomial e de Poisson (SCHMIDT C. M. C., 2003, apud TADANO Y. S., 2009). Para encontrar um coeficiente e uma equação que melhor descrevesse a distribuição dos dados foi aplicado o método de regressão de Poisson, comumente utilizado para avaliar a relação de uma ou mais variáveis explicativas com uma única variável resposta (MARTINS L.C., 2000, apud TADANO Y. S., 2009), podendo ser levadas em consideração todas as pessoas com uma determinada doença para o resultado final do estudo (TADANO; UGAYA; FRANCO, 2009).

A aplicação da regressão de Poisson foi usada com base na equação apresentada por McCullagh e Nelder (1989), onde são identificadas funções de ligações canônicas de algumas distribuições da família exponencial, de modo que, o modelo de Poisson considerado, é utilizado para avaliar dados não-negativos em forma de contagens, frequentemente encontrados em estudos epidemiológicos da poluição do ar.

Os trabalhos mostrados na Tabela 1 discorrem sobre as metodologias empregadas nos estudos de modelagem de dispersão da poluição atmosférica, e associação da exposição da população à diferentes poluentes, selecionados de modo a abordar os principais resultados em países de outros continentes, bem como sobre os poluentes mais criteriosos a saúde e análise entre faixas etárias. Ademais, serviram de referencial teórico para o desenvolvimento deste estudo, onde destaca as revistas publicadas, autores, datas e principais resultados.

Tabela 1- Estudos de Referência

Localidade	Referência	Principais conclusões
Nova Escócia, Canadá	GIBSON et al., (2013)	O modelo se mostrou adequado para a estimativa de concentrações mensais e anuais da região. Foram avaliados os Poluentes PM 2,5 e NO _x de modo que as concentrações em todo o domínio estão abaixo dos padrões nacionais.
Araucária, Paraná	BARBON et al., (2010)	Modelagem de dispersão das emissões atmosféricas pelas indústrias petroquímicas do município. Os valores foram comparados a uma estação de amostragem da qualidade do ar. Concluiu-se que os valores estimados foram superiores para CO e inferiores para MP, devido a não representação de fontes externas.
Johor Malásia	AFZALI et al., (2017)	Concluiu-se que na região ocorre uma considerável influência das emissões industriais, para SO ₂ , NO ₂ e PM ₁₀ . Os valores são coerentes com os observados em estação.
Vitória, Espírito Santo	FERREYRO et al., (2019)	Avaliou a precisão dos modelos AERMOD e CALPUFF na previsão do fluxo de deposição de partículas na região urbana de Vitória, ES, a partir de 361 fontes industriais. Concluiu que o AERMOD apresentou maior concordância com dados observados em estações de monitoramento e maior variação em função do tamanho das partículas.
Hyderabad, Índia	KRISHNA et al., (2005)	Aplicação do modelo ISCST3 a partir de 38 fontes pontuais. Foi examinada a distribuição espacial das concentrações de SO ₂ e constatado que os níveis de poluentes se encontravam abaixo dos limites em comparação aos Padrões de Qualidade Ambiental Nacional, exceto nas vizinhanças da área industrial.
Campina Grande, Paraíba	(SANTOS et al., 2018)	Simulação de dispersão de poluentes de uma indústria termelétrica. Concluiu-se a partir das concentrações encontradas, que o poluente NO _x apresentou concentrações acima dos padrões intermediários de qualidade do ar, indicando que estes podem afetar a saúde humana, fauna e flora.
Rússia	(BALTER et al., 2017)	Aplicação de metodologia baseado no modelo estatístico Monte Carlo (MC) considerando emissões intermitentes e irregulares juntamente ao AERMOD, para o cálculo de concentração e risco relativo na Federação Russa. Os autores apresentam um refinamento da definição de risco agudo de fontes intermitentes, e uma modelagem de variação da concentração e risco em função de parâmetros meteorológicos.
Cuiabá, Mato Grosso	(SILVA et al., 2013)	Os resultados mostraram a influência de MP _{2.5} nas hospitalizações por doenças respiratórias desencadeadas em crianças menores que 5 anos de idade, na região de estudo.

Califórnia, EUA	(EBISU et al., 2019)	Os resultados sugerem que exposições de curto prazo ao <i>MP2,5</i> e seus constituintes são mais prejudiciais do que exposições de outros poluentes. Foram encontradas evidências de que as crianças e idosos foram os grupos mais suscetíveis as exposições da poluição do ar, quando comparados com a população intermediária.
--------------------	-------------------------	---

Fonte: Elaborado pelo autor

Em relação a correlação dos poluentes atmosféricos à saúde da população, em Santa Catarina, de acordo com o Plano Estadual de Saúde 2020-2023, as doenças respiratórias crônicas representam, juntamente com as doenças do aparelho circulatório, neoplasias e diabetes Mellitus, os principais grupos de Doenças Crônicas Não Transmissíveis (DCNT), onde a taxa de mortalidade entre os adultos de 30 a 69 anos chegou a variar para as doenças respiratórias de 11,3 a 13,9 óbitos/100 mil habitantes (SANTA CATARINA, 2019). Aponta-se, nesse cenário, o estudo apresentado por EBISU et al. (2019), que buscaram explorar as associações específicas por idade entre exposição de curto prazo ao MP e internações hospitalares por morbidade cardiorrespiratória na Califórnia, neste estudo também, emissões veiculares e queima de biomassa foram associadas com internações hospitalares em oito locais diferentes do estado. Foi aplicada a regressão de série temporal de Poisson por idade conduzida para cada local, e as estimativas de risco à saúde foram combinadas para gerar associações por idade com admissões hospitalares relacionadas às doenças respiratórias. Os resultados sugerem que exposições de curto prazo a fontes de MP e seus constituintes são mais prejudiciais do que exposições a outros poluentes. Ainda, associações foram observadas para crianças e idosos, confirmando que esses grupos são mais suscetíveis às associações com MP, sobretudo os efeitos respiratórios foram mais aguçados nas crianças (EBISU et al., 2019).

Outro trabalho, performado em Santiago no Chile, buscou analisar a relação entre a exposição de curto prazo de partículas finas e sua incidência nas doenças cardiorrespiratórias por faixa etária. Foram desenvolvidos no estudo, modelos utilizando a regressão de Poisson com um Modelo Aditivo Generalizado e em seguida calculados os riscos relativos das morbidades. Os RR apontaram que não só os poluentes são responsáveis pelos riscos, mas a idade e qualidade de vida da população podem definir suas suscetibilidades ao adoecimento e óbito. O estudo demonstrou que a população de crianças e a idosa foi a mais afetada ao risco relativo de morbidade respiratórias, e podem ser mais vulneráveis aos efeitos adversos da poluição do ar ambiente na saúde, onde sugere-se que poluição do ar pode ser um importante precursor para hospitalizações devido a doenças respiratórias (PINO-CORTÉS et al., 2020).

Finalmente, pela revisão bibliográfica realizada, observou-se que os estudos sobre poluição do ar são divididos em estudos da dispersão dos poluentes atmosféricos e estudos do impacto da poluição atmosférica na saúde humana, sendo encontradas diversas variações dentro destas duas abordagens. A partir do pressuposto, nota-se que muitos deles consideram as regiões com cluster industrial como importantes cenários de análise da qualidade do ar, estimam concentrações e comparam aos padrões estabelecidos, utilizam de dados obtidos em campo, inventários ou simulados, e apontam a necessidade de dar suporte aos órgãos reguladores para controle da poluição atmosférica. Contudo, identificou-se que nestes estudos não foram apresentadas medidas de controle que promovam diminuição dos impactos na qualidade do ar, nem foram considerados cenários com variação de características da fonte.

Deste modo, com este embasamento, o presente trabalho apresenta em comum aos demais estudos citados, a estimativa das concentrações dos poluentes CO e MP, provenientes das indústrias localizadas na região urbana de Joinville, onde as taxas de emissão tratam de dados reais obtidos a partir do Inventário de Emissões industriais de Santa Catarina – Ano Base 2019. Busca-se, avaliar a estimativa da pluma de dispersão e concentração dos poluentes, considerar a implementação de uma medida de controle estrutural, baseada na elevação da altura das chaminés e estimar o risco relativo associado às internações respiratórias a partir dos valores de concentração de MP10 modelados com AERMOD.

3.4 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Visando à redução da concentração de poluentes potencialmente prejudiciais à saúde humana e degradação do meio ambiente, os padrões de qualidade do ar determinam legalmente os limites máximos permitidos de concentrações de determinados poluentes na atmosfera, apresentando-se atualmente como componentes importantes do planejamento e gestão de políticas ambientais (SILVA, 1997). O questionamento a respeito do cumprimento da legislação ambiental CONAMA 491/2018 - Conselho Nacional do Meio Ambiente fez parte do impulso para a realização do presente trabalho.

Em 1989 foi criado o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar (PRONAR), através da Resolução CONAMA nº 5 de 1989, representando um grande avanço na preservação ambiental. O programa tinha como objetivo limitar os níveis de emissão de poluentes, adotar padrões de qualidade do ar em âmbito nacional, gerenciar o licenciamento de fontes de poluição, criar um inventário nacional, gerir políticas, desenvolver a área de

poluição atmosférica no país, monitorar a qualidade do ar e, por fim, promover ações de curto, médio e longo prazo (NORONHA, 2010).

No ano de 1990, foi instituída pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) a Resolução CONAMA nº 3, que em conjunto com o PRONAR, estabeleceu os padrões nacionais de qualidade do ar e atribuiu a todos os Estados o monitoramento da qualidade do ar, e preconizou níveis para elaboração do Plano de Emergência para Episódios Críticos de Poluição do Ar (SILVA, 1997). No ano de 2006, por sua vez, a resolução nº436 induziu uma revolução tecnológica no Brasil, sendo uma das medidas de maior impacto ambiental que o CONAMA aprovou nos últimos anos, trazendo uma profunda mudança tecnológica ao nosso parque industrial e diminuindo de forma expressiva as emissões das indústrias instaladas ou com pedido de licença de instalação anteriores a janeiro de 2007. A Resolução restringiu as emissões de poluentes de treze dos principais setores da indústria nacional, determinando limites de emissão dos principais poluentes e com prazos fixos para a implementação das mudanças nestas indústrias que, por serem as mais antigas, são justamente as que se localizam dentro das áreas urbanas mais consolidadas (BRASIL, s.d.).

No ano de 2018, a Resolução CONAMA nº 3 publicada em 1990 foi revogada, em substituição pela Resolução CONAMA nº 491/2018. Esta legislação vigente apresenta os padrões de qualidade divididos em etapas. A primeira compreende aos Padrões Intermediários (PI-1), que são os valores menos restritivos, os quais entraram em vigor com a publicação da resolução, as etapas seguintes dizem respeito aos Padrões de Qualidade do Ar Intermediários e Final (PI-2, PI-3 e PF) que devem ser adotados em forma sequencial, levando em consideração os Planos de Controle de Emissões Atmosféricas e os Relatórios de Avaliação da Qualidade do Ar elaborados pelos órgãos estaduais do meio ambiente. Segundo a resolução, o padrão de qualidade do ar é um dos instrumentos de gestão de qualidade atmosférica, determinado como valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, e está associado a um intervalo de tempo de exposição para que o meio ambiente e a saúde humana sejam preservados.

A dificuldade em atender os padrões estabelecidos pode apresentar-se em consequência da falta da disseminação de informações sobre como a redução da poluição beneficiará a população, da diversidade de fontes de poluição existente, da carência de gestões empresariais sustentáveis e do ambiente político não efetivo na implantação de medidas de controle da qualidade do ar. Por este motivo, informações provenientes de inventários de

emissões e o uso de modelos de dispersão de poluentes são fundamentais para o gerenciamento de medidas de controle da qualidade do ar.

O Quadro 1 a seguir apresenta os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 491/2018, norma de referência deste trabalho.

Quadro 1 – Concentrações máximas permitidas pela resolução CONAMA 491/2018.

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PI-1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PI-1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PF ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Ppm
Material Particulado – MP10	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual	40	35	30	20	-
Material Particulado – MP2,5	24 horas	60	50	37	25	-
	Anual	20	17	15	10	-
Dióxido de Enxofre – SO ₂	24 horas	125	50	30	20	-
	Anual	40	30	20	-	-
Dióxido de Nitrogênio – NO ₂	1 hora	260	240	220	200	-
	Anual	60	50	45	40	-
Ozônio – O ₃	8 horas ³	140	130	120	100	-
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual	40	35	30	20	-
Monóxido de Carbono - CO	8 horas	-	-	-	-	9
Partículas Totais em Suspensão	24 horas	-	-	-	240	-
- PTS	Anual	-	-	-	80	-
Chumbo – Pb	Anual	-	-	-	0,5	-

Fonte: Resolução CONAMA 491 (2018).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia do presente trabalho constitui-se do estudo de dispersão dos poluentes MP10 e CO, provenientes de fontes industriais localizadas no município de Joinville, em Santa Catarina, a partir do software AERMOD. Para avaliação dos impactos foi realizada a modelagem baseada em dados industriais reais obtidos em inventário. Considerou-se um segundo cenário, onde se atribuiu uma elevação da altura das chaminés e, posteriormente, foi estimado o risco relativo associado às internações hospitalares por exposição ao MP10 nos pontos críticos do município. As etapas foram divididas em fases, apresentadas a seguir:

1. Descrição da área de estudo;
2. Caracterização das fontes;
3. Modelagem com o AERMOD;
 - a. Emissões industriais;
 - b. Dados meteorológicos;
 - c. Dados de topografia e definição de receptores;
 - d. Simulação Cenário 1 e 2;
4. Avaliação do Risco Relativo.

Na primeira fase buscou-se apresentar a região, justificando a escolha do município como objeto de estudo, em função, principalmente, do grande desenvolvimento do setor industrial que a localidade apresenta. Na segunda, se fez a caracterização das fontes emissoras, classificando-as por categoria de atividade. Posteriormente, na aplicação prática do AERMOD, se fez o levantamento dos dados de emissão, identificação poluentes, a obtenção dos dados meteorológicos, de terreno, a definição dos receptores e execução dos pré-processadores, assim como a manipulação dessas informações e as entradas no modelo.

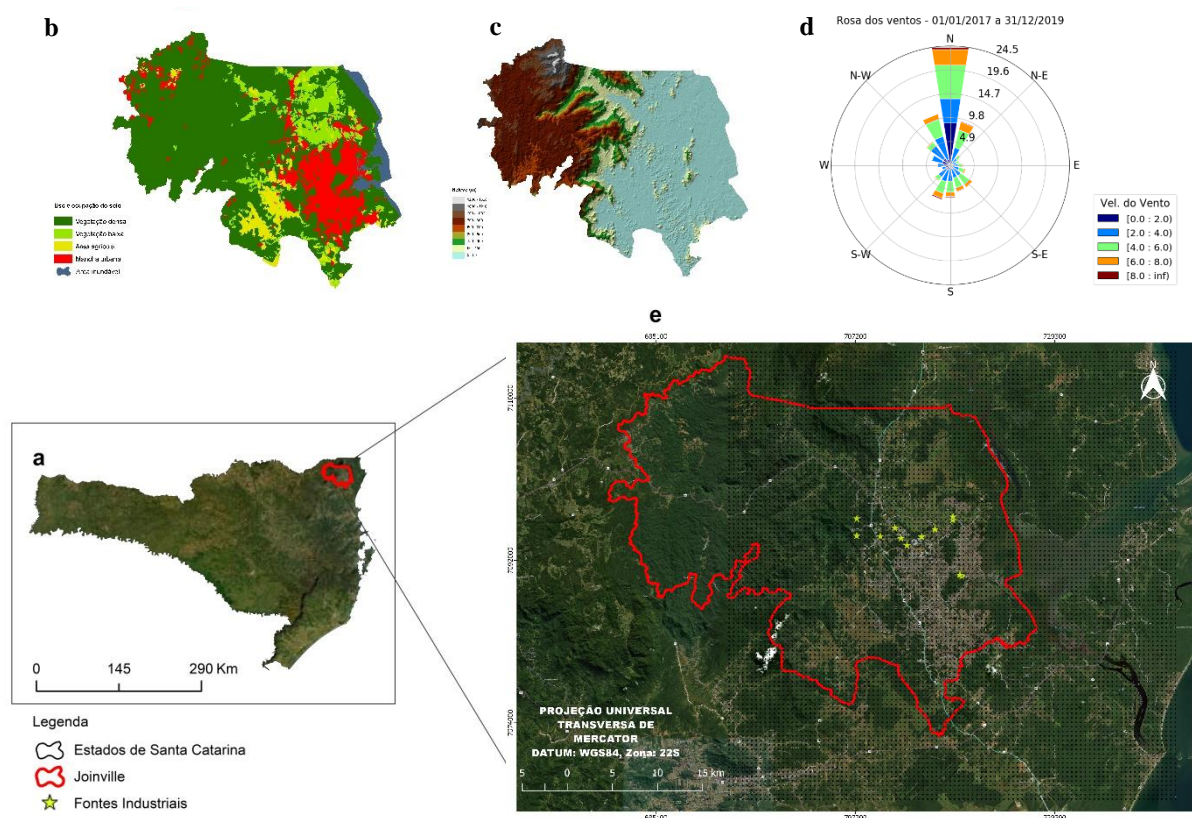
Finalmente, realizou-se a modelagem computacional, a partir da qual foi possível extrair os resultados do software, gerar figuras representativas das plumas, analisar os outputs de concentração em função do espaço e do tempo, analisar e interpretar os resultados e gerar conclusões a partir das emissões industriais estudadas. A seguir, fez-se a análise dos pontos críticos em relação à qualidade do ar na região e as devidas alterações dos dados de entrada do AERMOD a fim de considerar uma elevação na altura das chaminés existentes, simulando um segundo cenário. A etapa quatro, por sua vez, apresenta a estimativa do risco relativo associado às internações hospitalares por doenças respiratórias, em função da exposição às

concentrações de MP10 estimadas pelo AERMOD nas regiões dos pontos críticos identificados.

4.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Joinville, está situado na região nordeste de Santa Catarina, possui uma área territorial de 1.127,946 km², população estimada de 597.658 habitantes, sendo o mais populoso do estado e destaca-se como grande polo de influência industrial catarinense (IBGE, 2020). O domínio de modelagem, com área de 50 x 50 km, foi escolhido em função da disposição das principais indústrias da região e está centrado nas coordenadas 718189, 7090552 (UTM). A Figura 1 apresenta a localização do município no estado, a área de modelagem com a distribuição das fontes industriais, bem como o uso e ocupação do solo, o relevo e a rosa dos ventos característica da região.

Figura 1 – Mapa de localização de Joinville: a) Localização no Estado. b) uso do solo. c) relevo. d) rosa dos ventos. e) Município de Joinville e domínio da modelagem.



Fonte: Elaborado pelo autor

Joinville destaca-se como uma das cidades com maior número de indústrias com potencial de emissão de poluentes atmosféricos em Santa Catarina. Atualmente, com registro de 25 indústrias de grande porte, fica atrás somente de Criciúma conforme apresentado na Tabela 2, o que pode representar um grande impacto negativo a qualidade do ar em escala local e aos municípios localizados no seu entorno (LCQAR, 2020a).

Tabela 2 - Ranking das 10 cidades com maior quantidade de indústrias com potencial de emissão de poluentes atmosféricos em SC

Mesorregião	Nº de indústrias
Criciúma	28
Joinville	25
Chapécó	19
Lages	17
Xanxerê	14
Jaraguá do Sul	14
Concórdia	14
Rio do Sul	13
Içara	13
Itajaí	12

Fonte: Adaptado de (LCQAR, 2020a)

Para o levantamento das indústrias com potencial de emissão na região de estudo, se teve como base o Inventário de Emissões industriais de Santa Catarina – Ano Base 2019, elaborado pelo LCQAR/UFSC, bem como os dados disponibilizados pelo Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) e SDE referentes às taxas de emissão. Segundo LCQAR, (2020a) não existe um padrão nas metodologias de quali/quantificações nos laudos de emissão protocolados no IMA e é comum que algumas informações importantes não sejam encontradas nos laudos de emissão, o que dificulta a compilação dos dados característicos de todas as indústrias. Para essa análise foram consideradas 11 indústrias presentes no perímetro urbano de Joinville, visto que até o presente momento foi possível levantar apenas uma parcela dos dados disponibilizados, relativos ao cluster industrial presente na região.

As fontes de emissão consideradas neste trabalho são fontes estacionárias e estão agrupadas, segundo classificação da atividade do CONSEMA 98/2017, em indústria mecânica, indústria metalúrgica e atividades diversas, conforme a Tabela 3.

Tabela 3 – Classificação das indústrias localizadas em Joinville de acordo com o CONSEMA 98/2017

RAZÃO SOCIAL	Código CONSEMA	Classificação da Atividade CONSEMA 98/2017
SCHULZ COMPRESSORES S.A.	12.10.00	INDÚSTRIA MECÂNICA
INDÚSTRIAS VITORIA LTDA	12.10.00	INDÚSTRIA MECÂNICA
FÁBIO PERINI S.A. INDÚSTRIA E COMÉRCIO DE MÁQUINAS	12.10.00	INDÚSTRIA MECÂNICA
PIRAMIDE - INDÚSTRIA METALÚRGICA LTDA	11.0.10	INDÚSTRIA METALÚRGICA
TUPY S/A	11.00.10	INDÚSTRIA METALÚRGICA
JOFUND S/A - FREMAX	11.00.10	INDÚSTRIA METALÚRGICA
IRCE IND. DE CONDUTORES ELÉTRICOS LTDA	11.11.12	INDÚSTRIA METALÚRGICA
TUIUTI METAIS NOBRES E ASSESSORIA LTDA – EPP	11.11.05	INDÚSTRIA METALÚRGICA
COPPER INDÚSTRIA E COMÉRCIO DE VERGALHÕES EIRELI	11.11.02	INDÚSTRIA METALÚRGICA
DOHLER S.A. - ATERRO INDUSTRIAL	71.60.03	ATIVIDADES DIVERSAS
PREVER SERVIÇOS PÓSTUMOS DE JOINVILLE LTDA ME	71.90.02	ATIVIDADES DIVERSAS

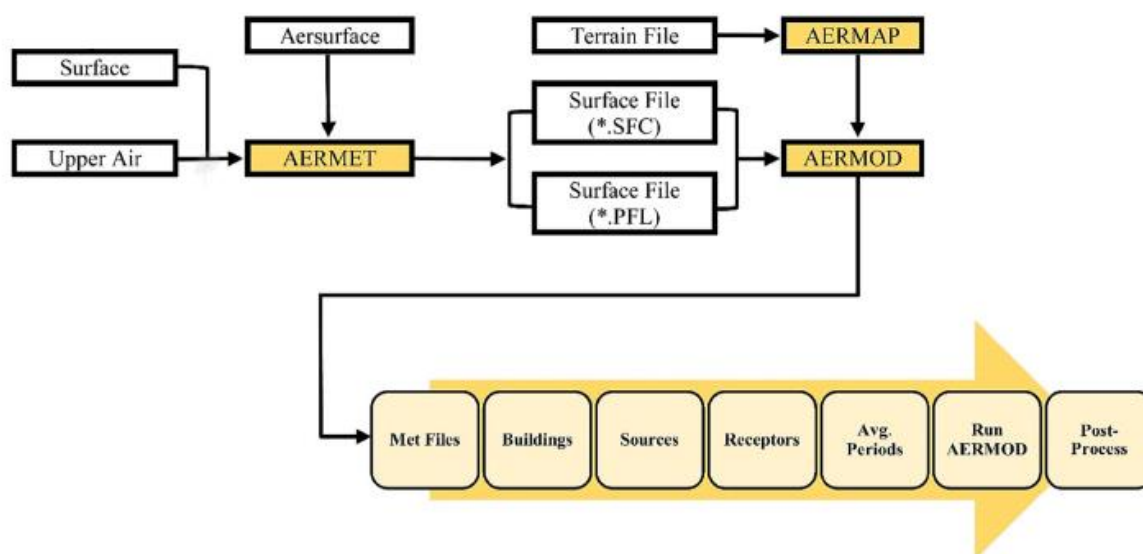
Fonte: Elaborado pelo autor

4.2 MODELAGEM ATMOSFÉRICA COM AERMOD

A aplicação da modelagem consistiu inicialmente no levantamento dos dados de emissões industriais, obtenção dos dados meteorológicos e informações do terreno da área de estudo. A partir disso, o fluxo da metodologia se deu pela criação do arquivo AERMOD.INP, execução do pré-processador AERMAP, execução do AERMET e finalmente, com os dados na formatação requerida, a execução do AERMOD. Por fim, foram analisados os arquivos de saída, referentes às concentrações estimadas em cada local e tempo, e os arquivos mínimos para elaborar a pluma de dispersão. A seguir é apresentado o detalhamento de cada fase.

A Figura 2 abaixo foi elaborada a partir da explicação contida na Descrição de Formulação do Modelo (US EPA, 2004a), e apresenta resumidamente o fluxo de dados do AERMOD. Destaca-se, que os arquivos Surface e Upper Air, são dados de entrada do AERMET, e os arquivos de terreno, Modelo Digital de Elevação, que compõe o AERMAP, juntamente ao AERMOD.INP, correspondem aos dados mínimos para execução do modelo.

Figura 2 - Sistema de Modelagem do Software AERMOD.



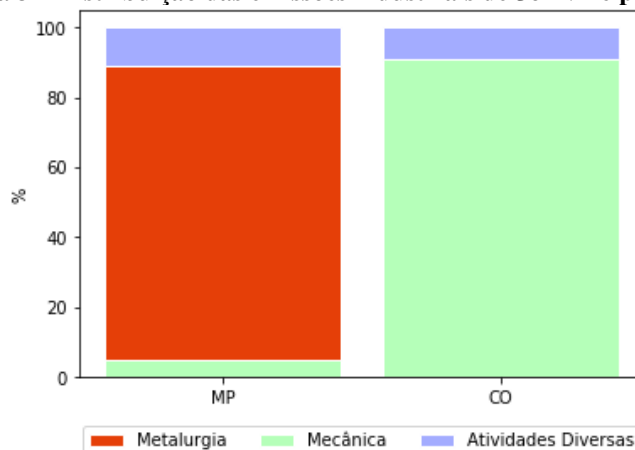
Fonte: Adaptado de Lakes Environmental (2017)

4.2.1 Emissões Industriais

A inclusão das fontes e suas emissões é feita sem uso de pré-processadores e ocorre diretamente através do arquivo AERMOD.INP. Nesta etapa os dados característicos da fonte foram adicionados a uma tabela do *excel*, onde foi declarada a posição das fontes, nome, tipo de fonte, altura, temperatura, velocidade, diâmetro, e as taxas de emissão de cada poluente. Em seguida utilizou-se o MATLAB para transformação das informações contidas no *excel* em arquivo de entrada do modelo AERMOD.INP.

No Apêndice A, apresenta-se a tabela com informações características das fontes emissoras utilizadas para elaboração do AERMOD.INP, primeiro arquivo de entrada da modelagem. A inserção destes dados corresponde às informações mínimas necessárias para elaboração deste arquivo, que contém as condições de entrada da modelagem. Neste dado inicial é possível definir a configuração do AERMOD, que pode variar em função do objetivo do estudo, em função da análise de deposição úmida ou seca, ou ainda se pode definir quais *outputs*, tempos de média e período de modelagem deseja-se que o software apresente como resultado. Para este trabalho foi utilizada a configuração padrão do modelo.

Figura 3 – Distribuição das emissões industriais de Joinville por setor.

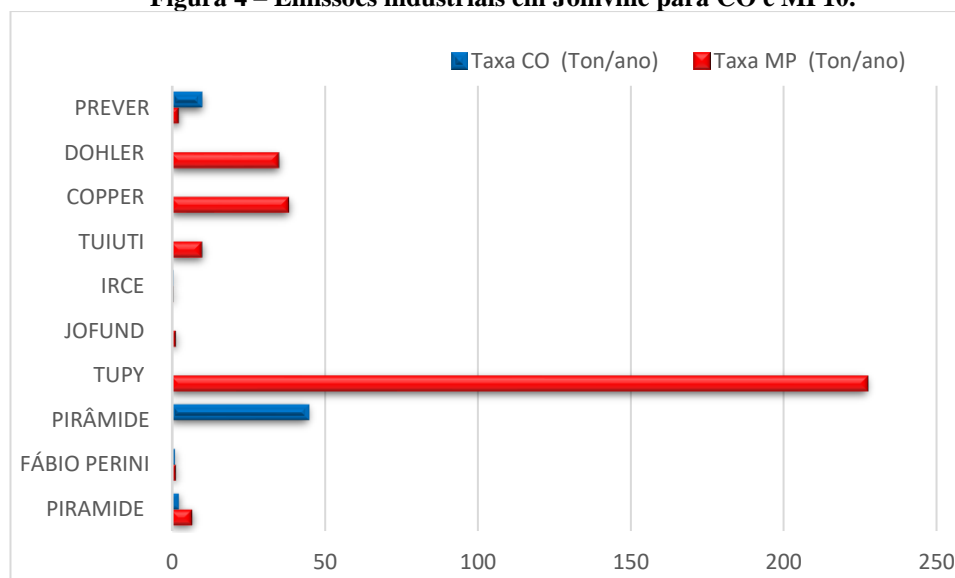


Fonte: Elaborado pelo autor

A partir dos dados de emissão utilizados, identifica-se em uma análise preliminar da Figura 3, que as atividades que apresentam maior contribuição do poluente monóxido de carbono (CO) são do segmento da indústria mecânica, e, por outro lado, que a metalurgia se destaca pela emissão de material particulado (MP10), responsável por aproximadamente 85% na geração deste poluente.

É possível verificar o destaque na emissão de MP10 que a indústria metalúrgica Tupy S/A representa com 227 ton/ano, enquanto que as indústrias mecânicas Schulz Compressores e Indústrias Vitória demonstram altas taxas de CO com valores de até 46.04 ton/ano. A Figura 4 mostra a proporção de contribuição de cada indústria para os poluentes MP10 e CO.

Figura 4 – Emissões industriais em Joinville para CO e MP10.



Fonte: Elaborado pelo autor

Conforme apresentado, considerou-se as emissões de material particulado e monóxido de carbono. Por tratarem de informações reais, ocorre que até o momento foi possível tomar como objeto de estudo os citados poluentes, os levantamentos foram baseados nos dados disponibilizados pelo Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) e SDE compilados a partir do Inventário de Emissões Industriais de Santa Catarina – Ano Base 2019.

4.2.2 Processamento de Dados do AERMAP

Este pré-processador é responsável pelas informações de terreno criando uma grade cartesiana regular dos receptores e considera a influência da topografia. O AERMAP, a partir do modelo digital de elevação, MDE, calcula a altura do terreno associada à localização de cada receptor, cria grades de receptores, fornecendo localização, altura em relação ao nível do mar e a escala de altura específica do receptor.

A grade de receptores neste estudo teve a dimensão definida de 50 x 50 km, seguindo o recomendado por Caputo et al (2003), que aponta que para pequenas distâncias, relativas a algumas dezenas de quilômetros, as alterações nos parâmetros atmosféricos podem ser negligenciadas e a condição de escoamento permanente pode ser assumida. Para esta definição de domínio o espaçamento entre cada receptor foi de 500 metros, estimando-se uma totalidade de 10.000 receptores e centrado nas coordenadas 688642 e 7070056 (UTM). A grade cartesiana dos receptores está representada na Figura 1.e, bem como a localização das fontes indústrias. Nota-se que na zona urbana tida como domínio da modelagem encontram-se baixas altitudes, menores do que 50 metros, enquanto que a porção a oeste desta área é altamente influenciada pela presença da serra Dona Francisca, com elevações acima dos 800 metros, o que pode influenciar a dispersão da pluma de contaminantes. O mapa detalhado do relevo é apresentado no APÊNDICE E.

O AERMAP requer como dado de entrada: a localização dos receptores e um arquivo com as informações de terreno. Os dados de elevação com resolução espacial de 30 metros foram obtidos na plataforma da USGS, correspondente ao modelo digital de elevação da Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM). Os arquivos MDE, do tipo *.tiff*, foram inseridos no arquivo AERMAP.INP, foi definida a coordenada central do domínio da modelagem, ancoramento, e definiu-se a altura média dos receptores (flagpole) como 1,5 metros. Executou-se o pré-processador AERMAP, obtendo-se como saída, arquivos no formato

RECEPT.ROU, que contém as informações de localização e elevação de cada fonte e receptor, sendo um arquivo base para execução do AERMOD.

4.2.3 Processamento de Dados do AERMET

O processador meteorológico, AERMET, necessita inicialmente de duas bases de dados: dados meteorológicos provenientes de estações meteorológicas (observações de superfície) e sondagem de aeroporto (ar superior). Estes componentes de entrada referem-se as condições de contorno características da região e servem para o cálculo de parâmetros como turbulência, comprimento de Monin-Obukhov, fluxo de calor e altura da camada limite.

Os arquivos de superfície utilizados são referentes à estação meteorológica situada no aeroporto de Florianópolis, correspondentes à três anos consecutivos 2017, 2018 e 2019, devido a indisponibilidade dessas informações para o aeroporto do município de estudo. Estes dados, em formato METAR, código SBFL, foram obtidos na plataforma do site do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC), do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em vista da ausência de dados disponíveis para a estação de Joinville na plataforma do site do CPTEC, código SBJV.

Os dados fornecidos pelo CPTEC contêm informações de direção do vento (graus), velocidade do vento (m/s), altura da base das nuvens (m), cobertura de nuvens (%), pressão (hPa), temperatura do ar (°C), temperatura do ponto de orvalho (°C) e visibilidade horizontal (m) e outras características da superfície para cada hora em todo período do estudo.

Já os dados de sondagem (upper air data) foram fornecidos pelo Banco de Dados de Rádio Sondagem da National Oceanic and Atmospheric Administration - Earth System Research Laboratory (NOAA/ESRL), também através da estação localizada no aeroporto de Florianópolis, código 83899. Posteriormente, os dados meteorológicos levantados foram manipulados para um formato compatível com a entrada no processador AERMET.

A partir dos dados meteorológicos consolidados de 2017 a 2019, procedeu-se conversão para o formato SAMSOM com o auxílio do MATLAB. Foi possível analisar estatisticamente os dados meteorológicos de superfície da região de estudo, obtendo-se médias mensais características para cada ano, que estão apresentadas no Apêndice C. Elaborou-se a rosa dos ventos (Figura 1.d) a partir da qual verifica-se a ocorrência de ventos principalmente na direção norte com intensidade variando de 4 a 8 m/s predominantemente.

A execução do ARMET ocorre em três estágios que correspondem inicialmente à extração e análise da qualidade dos dados, o estágio dois faz a união da base gerada na etapa um, e finalmente no terceiro são inseridos dados de propriedades do terreno para que o pré-processador execute a interpolação das informações e gere as características da superfície.

O terceiro estágio visa calcular parâmetros da atmosfera como a turbulência e nesta etapa foram necessários os seguintes dados de entrada: albedo, razão de Bowen e rugosidade da região em estudo. Para a caracterização do solo utilizou-se uma imagem de satélite de alta resolução obtida na plataforma da USGS, a partir da qual gerou-se o mapa de uso e ocupação do solo apresentado na Figura 1.b, a partir do software ARCGIS. Para a setorização, fez-se uma análise detalhada do uso do solo em uma circunferência de 5 km de raio a partir do centro do domínio da modelagem, foram delimitadas áreas de água, floresta e urbanização presentes dentro de cada área definida pela circunferência. O mapa detalhado de uso e ocupação do solo é apresentado no Apêndice D.

Assumiu-se para os cálculos, valores correspondentes as quatro estações do ano, dado o período de três anos da modelagem, onde as informações de albedo, razão de Bowen e rugosidade foram calculadas a partir de uma média ponderada do uso característico de cada um dos quadrantes definidos. A Tabela 4 mostra os resultados dos parâmetros avaliados.

Tabela 4 - Parâmetros calculados.

Estação do Ano	Setor	Albedo	Razão de Bowen	Rugosidade
Verão	1	0.146	0.705	0.910
	2	0.151	0.824	1.066
	3	0.153	0.864	1.051
	4	0.151	0.816	0.962
Outono	1	0.162	0.745	0.810
	2	0.166	0.868	0.956
	3	0.169	0.898	0.966
	4	0.168	0.844	0.892
Inverno	1	0.357	0.470	0.750
	2	0.383	0.500	0.890
	3	0.375	0.500	0.915
	4	0.359	0.484	0.850
Primavera	1	0.144	0.399	0.850
	2	0.151	0.456	1
	3	0.153	0.466	1
	4	0.151	0.440	0.920

Fonte: Elaborado pelo autor

4.2.4 Processamento do AERMOD

4.2.4.1 Simulação para o primeiro cenário

A execução do AERMOD foi então realizada a partir dos resultados obtidos no pré-processamento do AERMAP e AERMET e do arquivo AERMOD.INP, correspondente as características das fontes e definição dos arquivos de saída do modelo. Os principais *outputs* da modelagem utilizados para elaborar os resultados foram os arquivos em formato RANKFILE, PLOTFILE e MAXFILE.

Os arquivos RANKFILE foram utilizados para a avaliação da magnitude dos impactos causados pelas emissões, através do ranking dos valores de concentração. Para visualização da dispersão da pluma de contaminantes, utilizou-se dos arquivos PLOTFILE, a partir do qual foi possível através do software QGIS, gerar as figuras representativas de distribuição de MP10 e CO, em cada ponto da área de estudo. Não obstante, foram usados os MAXFILE para elaboração da tabela dos pontos onde ocorreram as maiores concentração dos poluentes, este arquivo fornece as coordenadas das localidades onde os eventos críticos superaram o PF de qualidade do ar nacional. Os dados foram agrupados com auxílio do PYTHON a fim de identificar a frequência de ocorrência de eventos críticos no mesmo par de coordenadas, período em que ocorre e localizar o respectivo bairro onde se tem a pior condição de qualidade do ar na região.

4.2.4.2 Simulação para o segundo cenário

A modelagem para o segundo cenário consistiu na execução do AERMOD considerando uma alteração das características das fontes emissoras, a fim de identificar se as concentrações estimadas apresentam menores valores em comparação a condição inicial. Parte-se do princípio de que ocorre uma melhor dispersão dos poluentes emitidos por chaminés altas, o que pode levar a uma melhor diluição no ar e, portanto, menores concentrações locais de poluentes.

A altura da chaminé corresponde a uma das principais características das fontes emissoras juntamente à localização da fonte, quantidade de poluente emitido, temperatura e velocidade de saída dos gases. A avaliação das concentrações a partir das fontes mais elevadas, é aplicada a partir do pressuposto de que esta representa uma medida de controle

viável às condições industriais atuais e não acarreta alteração na taxa de atividade do empreendimento. Segundo *Himmelman* apud KAWANO, (2000) uma chaminé mais alta representa uma característica da fonte emissora favorável a dispersão de poluentes na atmosfera, portanto presume-se que a sobre-elevação da altura geométrica da chaminé aumente a altura efetiva da chaminé, na qual assume-se o início da dispersão. Contudo, destaca-se que a altura efetiva, que considera a sobre-elevação da pluma, tem como função outros parâmetros, sobretudo a estabilidade atmosférica (WARK et al., 1997).

A modificação na altura das chaminés foi realizada a partir do arquivo *excel* de entrada do AERMOD.INP, onde considerou-se uma elevação de 10 metros para cada uma das chaminés, o que implicou na criação de um novo arquivo AERMOD.INP. Posteriormente, executou-se a modelagem com os mesmos arquivos obtidos dos pré-processadores AERMET e AERMAP, mesmo período de modelagem e demais condições de entrada do AERMOD. Os dados de outputs gerados de maneira análoga ao primeiro cenário, foram tratados com auxílio do PYTHON, onde obteve-se o ranqueamento das concentrações e identificou-se a frequência da incidência de eventos críticos que superam os padrões nacionais de qualidade do ar, em comparação ao primeiro cenário, ademais, foram geradas as plumas de dispersão de poluentes para visualização da abrangência dos contaminantes. A tabela com as informações características de cada fonte fixa, considerando a elevação na altura das chaminés, correspondente ao cenário 2 da modelagem, encontra-se no Apêndice B.

4.3 DADOS DE CONCENTRAÇÃO DE MP NOS PONTOS CRÍTICOS

As concentrações de MP10 foram obtidas da modelagem com AERMOD, baseado na simulação para pontos discretos identificados na etapa anterior deste trabalho. A estimativa considerou os dados de emissão industrial do município de Joinville, baseado no inventário de emissões do Laboratório de Controle e Qualidade do Ar (LCQAR, 2020a). Após a identificação dos Pontos Críticos em relação a qualidade do ar na área de estudo, suas respectivas coordenadas foram utilizadas para uma nova execução do AERMOD, entretanto, com objetivo de estimar as concentrações para cada hora ao longo dos anos de 2017 a 2019, nesta simulação não se considerou uma grade de receptores, mas sim pontos específicos (discretos), dentro do domínio da modelagem.

Foram considerados três pontos, o Ponto 1 (719143, 7090056 UTM), Ponto 2 (718243, 7090756 UTM) e Ponto 3 (718643, 7091389 UTM), para os quais estimou-se a

concentração de Material Particulado, partindo do pressuposto de que nesta localidade houve o registro do maior número de violações do PF, ao longo dos três anos.

4.4 DADOS DE SAÚDE DO DATASUS

Os dados de internações hospitalares por doenças respiratórias foram obtidos através do sistema informatizado do SUS (TABNET/DataSUS) onde foram selecionados os registros para pessoas residentes nos bairros Boa Vista, Iriú e Comasa. O agrupamento foi feito a partir do Código de Endereço Postal (CEP) da população atendida, baseado nos pontos críticos localizados no município de Joinville, a fim de avaliar o Risco Relativo associado as internações hospitalares por exposição ao MP10 nos bairros citados. As regiões críticas que serão consideradas para análise do risco são bairros nos quais estão inseridos os pontos críticos identificados a partir da Modelagem com AERMOD.

Os dados de internações hospitalares foram segmentados, a partir do grupo de doenças enquadrado na Classificação Internacional de Doenças (CID), que leva em conta o perfil epidemiológico relacionado à poluição do ar, concentrando-se nas doenças respiratórias (OSTRO et al., 2004; RODRIGUES et al., 2015). As doenças selecionadas foram as do Capítulo X, Doenças do Aparelho Respiratório (J00-J99), onde optou-se pela separação por faixa etária a fim de verificar as parcelas mais representativa nos registros do DataSUS: em crianças até 5 anos (R5) e Internações por doenças respiratórias para todas as idades (R). Os dados foram extraídos do DATASUS para o ano de 2017, 2018 e 2019 (BRASIL,2020) e estão agrupados conforme apresentado abaixo:

- Internações por doenças respiratórias em crianças até 5 anos nos bairros críticos de Joinville (R5).
- Internações por doenças respiratórias para todas as idades nos bairros críticos de Joinville (R);

Para consideração dos indicadores de registros de internações não foi considerado a densidade populacional de cada ponto identificado e não são usados dados relativos de uma média populacional, este trabalho considerou dados brutos mensais de internações hospitalares baseado no sistema informatizado do SUS (TABNET/DataSUS).

4.5 ESTIMATIVA DO RISCO RELATIVO

Nesta etapa avaliou-se o risco associado as internações por doenças respiratórias para a população exposta (crianças e todas as idades) ao poluente MP10 nos pontos críticos, localizados no município de Joinville. Os dados analisados foram séries temporais que associam a média de concentração de MP10 com a morbidade por doenças respiratórias.

Para encontrar um coeficiente e uma equação que melhor descrevesse a distribuição dos dados foi aplicado o método de regressão de Poisson com base na equação apresentada por McCullagh e Nelder (1989), frequentemente encontrados em estudos epidemiológicos da poluição do ar. Para o modelo foi considerada como variável descritiva o MP10. Os valores de β indicam a intensidade da relação entre os dados. O modelo de regressão para encontrar o coeficiente de Poisson (β), pode ser descrito pela equação 1 dada por McCullagh e Nelder (1989).

$$\ln(u) = \beta x^T \quad (1)$$

Onde β representa o coeficiente da equação a ser estimado, x^T representa as variáveis explicativas que neste estudo são os dados de Concentração de MP10, e μ é a variável resposta, representada pelos dados de internações hospitalares. Para encontrar o coeficiente beta para cada variável, foi utilizada a função *glmfit*, no software MATLAB.

Para a regressão de Poisson, a partir do cálculo do β , é possível calcular o Risco Relativo (RR), que é uma maneira de relacionar os níveis de concentração de poluição atmosférica com complicações causadas na saúde da população e pode representar o quanto a população está exposta a um determinado poluente. Este fator irá indicar o risco que uma pessoa tem de ser internada por doenças do sistema respiratório quando é exposta a diferentes níveis de poluição.

O cálculo realizado a partir da equação proposta por Ostro (2004), indica o quanto o risco aumenta, em porcentagem, quando a concentração de MP10 aumenta em $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e pode ser estimado pela Equação 2.

$$RR = \left[\frac{X_0 + 1}{X + 1} \right]^\beta \quad (2)$$

Na equação, β representa o coeficiente de Poisson para a regressão, X_0 é a concentração média de poluente (MP10) medida no período de estudo e X é uma concentração padrão, neste caso adotada como $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, indicando o caso mais restritivo, que representa a variação da concentração considerada. Assim, o RR representa a porcentagem de aumento de risco quando a concentração do determinado poluente aumenta em $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A concentração média de MP10 encontrada durante o período do estudo foi a concentração média entre 2017 a 2019, (X_0), com valores de $19,29 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $14,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $14,60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para os Pontos 1, 2 e 3 respectivamente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 ESTIMATIVA DO IMPACTO DAS EMISSÕES INDUSTRIAIS NA CIDADE DE JOINVILLE

Para a estimativa do impacto das emissões industriais é fundamental analisar a magnitude das concentrações, a abrangência da dispersão dos poluentes, assim como avaliar a frequência das violações do padrão final de qualidade do ar apresentados na CONAMA 491/2018. Este item busca apresentar os resultados das simulações de dispersão dos poluentes material particulado (MP10) e monóxido de carbono (CO) para a região urbana do município de Joinville, com o uso do modelo AERMOD.

Segundo a legislação, estão definidos como episódios críticos de poluição do ar, a ocorrência de altas concentrações de poluentes na atmosfera em um curto período de tempo, resultantes do acontecimento de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos mesmos. Para identificação destes cenários, as estimativas de concentrações foram obtidas para os tempos de média de 1h, 8h, 24h e para o período anual. Inicialmente, são apresentados os resultados das estimativas, e, a seguir, verificam-se os valores encontrados para um segundo cenário, onde se considera a elevação da altura das chaminés.

5.1.1 Dispersão Material Particulado

A máxima concentração estimada para o poluente MP10 no tempo de média de 24 horas foi de $140.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o que representa uma violação do padrão final de qualidade do ar estabelecido pela resolução CONAMA 491/2018 de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para o tempo de média anual o valor verificado foi de $19.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que está abaixo da legislação para médias anuais, no valor de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mas ainda assim corresponde a aproximadamente 96% do PF.

Para verificação da magnitude dos efeitos da poluição na região, utilizou-se o ranqueamento das máximas concentrações verificadas para todos os receptores do domínio da modelagem. Foi estimada uma concentração máxima de $257 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para 8h, referente ao monóxido de carbono, que não excede o PF e está de acordo com a legislação nacional, que estabelece valores guia definidos pela Organização Mundial da Saúde – OMS em 2005.

Tabela 5 - Concentrações máximas simuladas para emissões industriais no cenário 1.

Poluente	Concentrações máximas simuladas						
	Média 1h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Data	Média 8h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Data	Média 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Data	Média Anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
MP10	2225.00	4/7/2019	371.00	4/7/2019	140.05	26/03/2019	19.31
CO	1430.73	10/1/2018	257.00	10/4/2018	100.87	19/02/2018	11.06

Fonte: Elaborado pelo autor

Verifica-se, a partir das máximas concentrações apresentadas na Tabela 5 acima, a data de ocorrência dos eventos, onde destaca-se que para o poluente MP10 os maiores registros foram entre os meses de março e julho de 2019, enquanto que para CO se deram nos meses iniciais do ano de 2018. A recorrência dos eventos extremos identificados nestas datas, a partir do ranqueamento das concentrações, em conjunto às normais meteorológicas de temperatura, umidade e pressão, presentes no Apêndice C, inicialmente podem apontar alguma tendência em relação às condições que propiciam as máximas concentrações, porém, somente uma análise aprofundada, com análises por estações do ano e inclusão de um maior número de parâmetros, pode conduzir o estudo a concluir a pior condição de dispersão de poluentes na região.

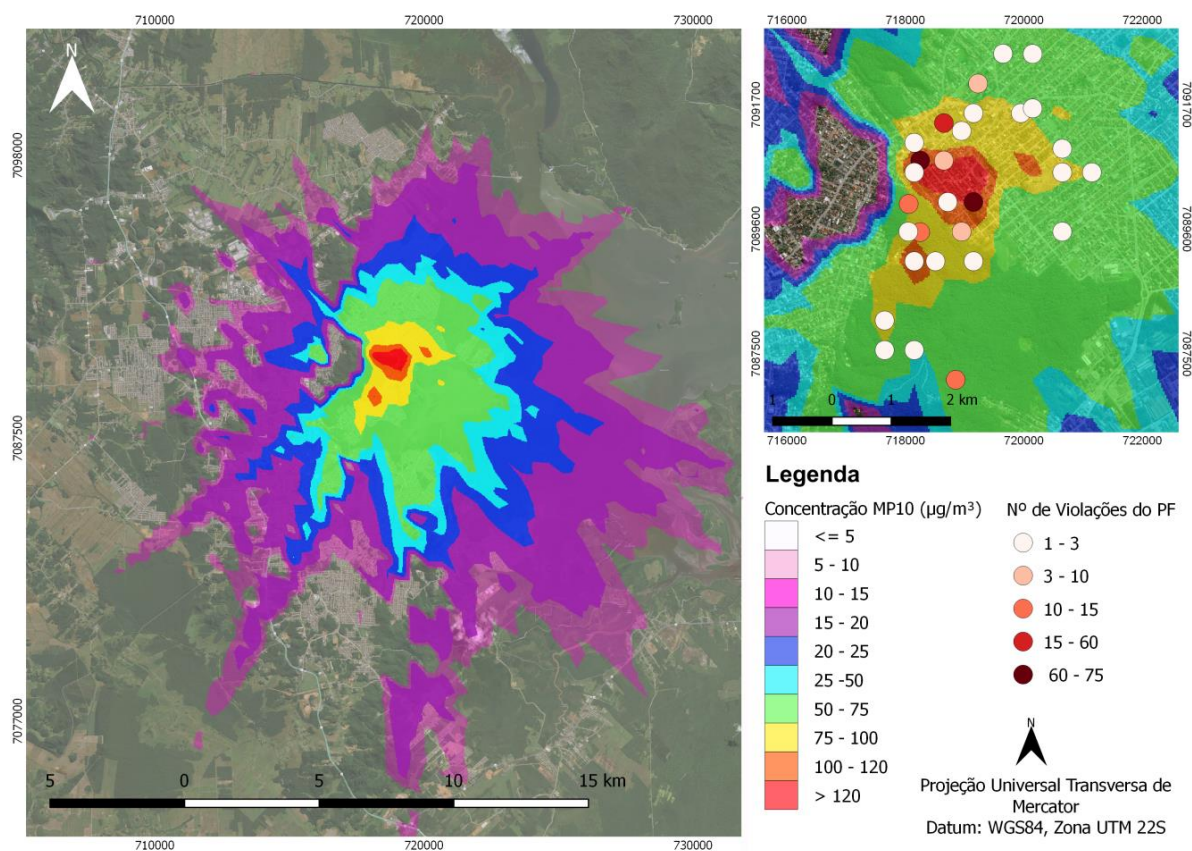
Partindo da identificação de condições de extrapolação do PF, fundamentou-se a avaliação das ocorrências dos eventos críticos, a frequência que ocorrem, data e localidade. A Tabela 6 apresenta o número de violações dos padrões de qualidade do ar nacional para MP10 no período de 24h, obtido a partir das máximas concentrações estimadas no AERMOD para todos os receptores. Observa-se a ocorrência de uma única superação para o padrão intermediário (PI) de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto que para o padrão final (PF) foram registradas 293 violações. Tendo em vista que a legislação vigente não apresenta parâmetros comparativos para os tempos de média de 1h e 8h (Tabela 2), bem como não houve superação dos limites para o período anual, este estudo é focado na avaliação das concentrações no tempo médio de 24h. As tabelas com ranqueamento nas demais médias horárias, bem como as plumas de dispersão para eventual consulta, podem ser visualizadas no Apêndice.

Tabela 6 - Número de violações do padrão nacional de qualidade do ar		
Padrões de qualidade do ar	Concentrações Máximas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Número de violações no
PI - 1	120	1
PI - 2	100	8
PI - 3	75	44
Padrão Final	50	293

Fonte: Elaborado pelo autor

Os resultados obtidos foram georreferenciados, de modo que é possível espacializar os resultados, verificando a área de abrangência do contaminante. A partir da simulação das concentrações foi possível gerar a pluma de dispersão apresentada abaixo (Figura 5), característica do poluente MP10. Para tanto, foi solicitado como saída do modelo uma tabela com todas as maiores concentrações, em cada receptor. Com este resultado foram feitos mapas pela interpolação das isoconcentrações em cada ponto através do software QGIS.

Figura 5 - Pluma de dispersão de MP10 emitido por fontes industriais e identificação dos pontos de violação do PF, em um período de 24 horas.



Fonte: Elaborado pelo autor

Para elaboração da escala da pluma de dispersão, considerou-se os valores estabelecidos como limite na legislação e valores equivalentes de 50 a 10% do padrão final para melhor visualização da distribuição espacial de material particulado. É possível identificar que a partir das isoconcentrações de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, pluma em verde, ocorre extrapolação do padrão final, de modo que a região em vermelho representa a região mais comprometida, onde os valores estimados não seguem nenhum padrão de qualidade do ar.

A visualização espacial da dispersão dos poluentes permite identificar que a região mais afetada está localizada nas proximidades das fontes poluidoras, principalmente nas redondezas da indústria Tupy. A pluma de dispersão chega a atingir 18,5 km de distância na direção sul, sendo o ponto mais afastado do ponto central do domínio da modelagem, registrando ocorrências de concentrações acima de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no bairro Itinga, localizado no limite do município de Joinville com Araquari.

A região comprometida com concentrações acima do padrão corresponde a 58.6 km^2 e abrangem os bairros Boa Vista, Comasa, Espinheiros, Iririú, Jardim Iririú e Adhemar Garcia. Na Figura 5 nota-se ainda a distribuição pontual das maiores concentrações, que serão discutidos a seguir na análise dos pontos críticos.

É extremamente importante pontuar, em relação as concentrações para outros tempos de média, que embora não sejam identificados valores excedentes ao padrão final para o período anual, nem mesmo seja apresentado parâmetro comparativo na norma nacional para demais médias horarias, ainda assim não se pode ignorar a incidência de elevadas concentrações nesses locais que apresentam zonas urbanas com grande número de circulação de pessoas. O poluente material particulado é constituído por uma série de poluentes, composto por poeira, fumaça e todo tipo de material, que podem permanecer suspensos na atmosfera devido ao seu pequeno tamanho. De acordo com a CETESB (2001), o tamanho dessas partículas está diretamente associado ao seu potencial de causar problemas, que comprometem a qualidade de vida da população, prejudicam o meio ambiente e podem acarretar problemas respiratórios, irritações diversas além de comprometer a fauna e flora. A exposição contínua a esses poluentes, conforme apresentado, pode acarretar um grande risco à saúde da população residente da região.

5.1.2 Dispersão de monóxido de carbono

Para o poluente monóxido de carbono foi identificado que a dispersão dos poluentes não apresentou concentrações acima do PF da resolução CONAMA 491/2018. Segundo a legislação, para avaliação deste poluente, o padrão final de concentração equivalente à máxima média móvel obtida no dia deve ser menor do que 9ppm, o que corresponde a $10343.00\mu\text{g}/\text{m}^3$ com base na massa molecular do monóxido de carbono (21.8). Contudo, pode-se notar conforme apresentado na Tabela 5 acima, que a concentração máxima estimada é de $257.00\mu\text{g}/\text{m}^3$, no tempo de média referenciado na norma (8h), o que não caracteriza violação do padrão e corresponde a aproximadamente 2.5% do PF. A pluma de dispersão para visualização da abrangência de CO, bem como a tabela com as maiores concentrações estão presentes no Apêndice.

Pode-se concluir, portanto, que em virtude dos poucos dados reais disponíveis referentes à emissão de CO nessa localidade, não se pode avaliar quantitativamente estas emissões. Os valores máximos de concentração encontrados não superaram os valores de máxima média móvel obtida no dia, conforme estabelecido na legislação. Contudo, é fundamental considerar que embora as emissões industriais sejam contribuintes para acúmulo de poluentes na atmosfera, a emissão de monóxido de carbono é proveniente principalmente de outras fontes. Segundo o Inventário de Emissões Industriais de Santa Catarina, (2017) as emissões por veículos e queimas de biomassa são muito superiores ao somatório das taxas de emissões das indústrias levantadas até o momento para CO, com valores na faixa de 126 [10^3 ton/ano] para veiculares e 524.8 [10^3 ton/ano] proveniente de queimadas.

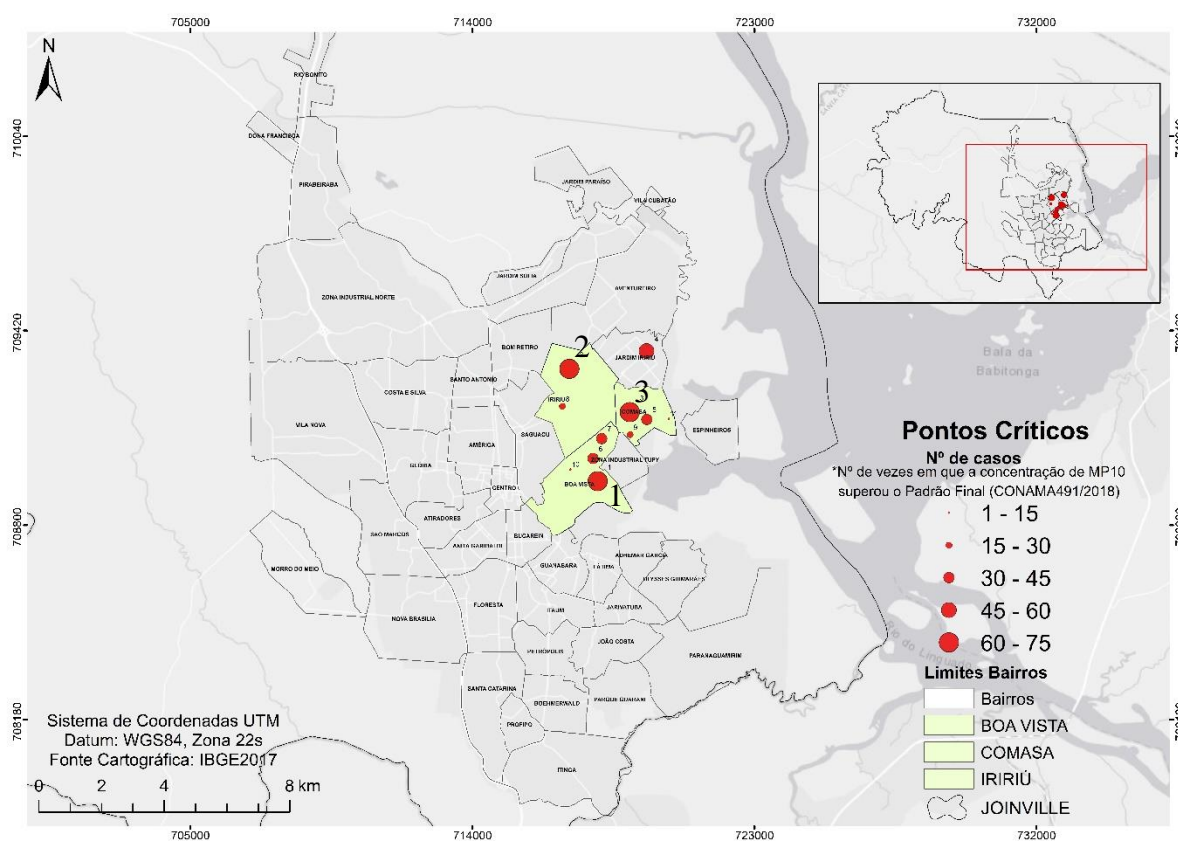
5.2 IDENTIFICAÇÃO DOS PONTOS CRÍTICOS

Foram identificados três pontos críticos em relação a qualidade do ar no domínio da modelagem, em função do número de violações do Padrão Final de qualidade do ar estabelecido pela resolução. Os pontos críticos correspondem as localidades que apresentaram a maior frequência de eventos críticos, em relação a concentração de MP10, e estão localizados no centro da pluma de dispersão conforme apresentado na figura 5. Visto que o PF de MP10 não permite que o valor de referência seja ultrapassado, avaliar o número de eventos excedentes torna-se imprescindível, a fim de evidenciar as regiões que apresentam a pior condição de qualidade do ar em Joinville.

Os pontos de violação estão apresentados na Figura 6, categorizados de acordo com o número de eventos críticos. Ao todo foram identificados 12 pontos críticos, com variação do nº de casos de 2 a 75, conforme a Tabela apresentada no APÊNDICE L.

Os pares de coordenadas para os quais foram registradas as maiores incidências têm suas coordenadas centradas nos bairros Boa Vista (Ponto 1), Iriiriu (Ponto 2) e Comasa (Ponto 3), que foram definidos neste estudo regiões de pior condições de qualidade do ar, e podem ser visualizadas na Figura 6. Estes bairros localizam-se nas proximidades das fontes poluidoras consideradas na modelagem e próximas a Zona Industrial 2, região com elevada concentração de indústrias, característica do cluster industrial (SEPUD, 2018). Considerando a densidade populacional dos bairros identificados, o Ponto 3, bairro Comasa possui a maior ocupação com 7.981 hab/km², o Ponto 2 no bairro Iriiriu 3.970 hab/km² enquanto que no Boa Vista 3.428 hab/km² (SEPUD, 2018). Essa distribuição é inversamente proporcional ao número de eventos críticos e ao número de casos de internações por doenças do grupo considerado, no entanto os indicadores de morbidade apresentam relação com a proximidade das industriais e área relativa de cada bairro.

Figura 6 - Pontos de Máximas concentrações de MP10 no município de Joinville



A partir da identificação dos três principais pontos críticos, estes foram tratados como pontos discretos, ou seja, realizou-se uma nova simulação com o software AERMOD, considerando as coordenadas do Ponto 1, 2 e 3, a fim de analisar a variabilidade temporal das concentrações nestes pontos específicos. Como resultado, análise de pontos discretos permite a obtenção dos dados de concentração de MP10 para todas as horas, em todo o intervalo de aplicação da modelagem, nos três pontos críticos, possibilitando avaliar o risco relativo associado à essas regiões.

Estes pontos, portanto, representam regiões nas quais foram estimados os maiores valores de concentração de MP10 e podem estar infringindo os valores estabelecidos na legislação nacional. Pode-se destacar ainda, o que evidencia a inconformidade dos valores registrados nesta modelagem, principalmente nestes pontos, com o que vem sendo apresentado como limites legais de poluentes presentes na atmosfera em outras regiões do mundo. A União Europeia apresenta o parâmetro de permissividade, referente ao número de casos de excedentes ao ano de MP10, no tempo médio de 24h, como sendo de 35 ocorrências, União Europeia (2008), o que não é observado nas estimativas desse estudo, estando em desacordo à essa recomendação, para pelo menos três pontos da área de estudo.

5.3 PROPOSTA DE MITIGAÇÃO DO IMPACTO NA QUALIDADE DO AR PELA ELEVÇÃO DA ALTURA DAS CHAMINÉS

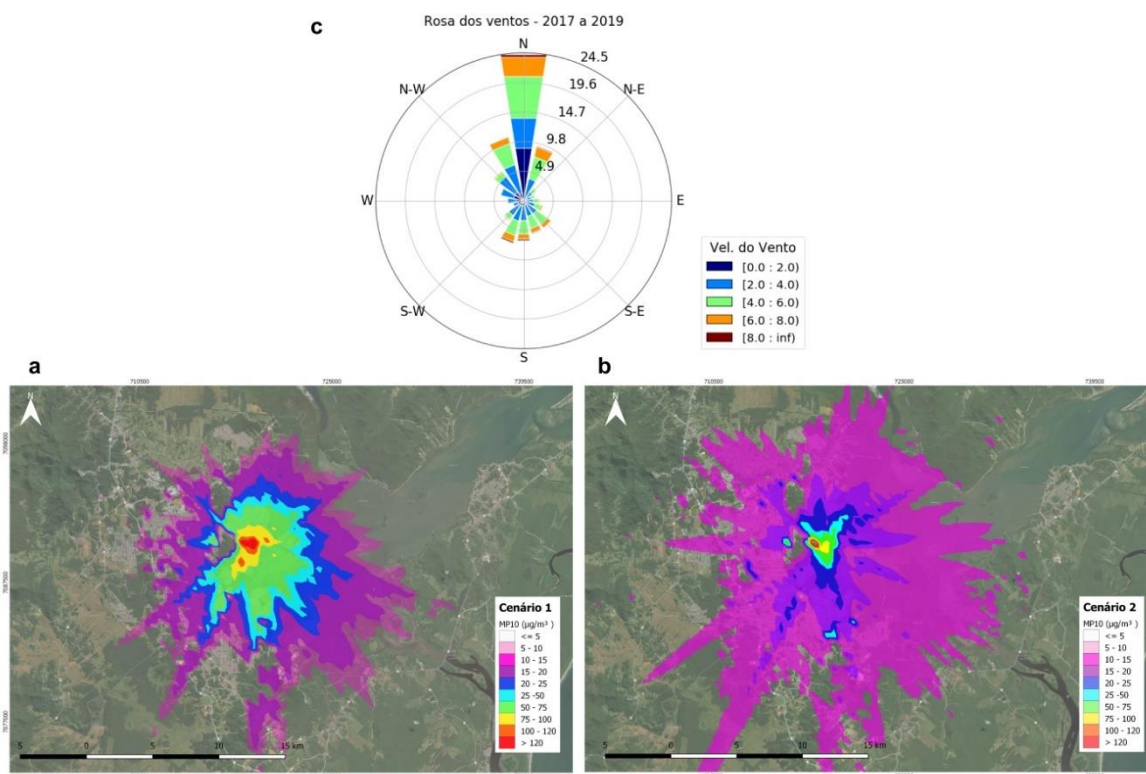
A condição atual apresentada, a partir das emissões das indústrias localizadas no município de Joinville no cenário 1, considera as alturas reais das chaminés obtidas para cada um dos empreendimentos. Neste segundo cenário, entretanto, tem-se como objetivo avaliar quais as consequências na dispersão e concentração dos poluentes, de uma medida estrutural de baixa complexidade, especificamente, a elevação de 10 metros na altura das chaminés.

A Figura 7 contém a dispersão de MP10 para o tempo médio de 24h para os dois cenários. Nota-se que as regiões comprometidas, que apresentam concentrações acima do padrão final de qualidade do ar nacional, diminuem principalmente na faixa de 50 a 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 75 a 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Para Figura 7.b, segundo cenário, verificou-se através do cálculo da área das plumas pelo software QGIS, que em função do aumento da altura das chaminés a dispersão dos poluentes teve uma área de abrangência total maior do que para o primeiro cenário, equivalente a 75,0 km^2 , que significa um aumento de 56% em relação a primeira simulação.

Sendo assim, a pluma atinge pontos mais distantes, porém com uma concentração bem abaixo daquelas encontradas nas regiões vizinhas às fontes, abaixo do PF, na faixa dos $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

A Figura 7c, representativa das velocidades e direções dos ventos, auxilia a interpretação da pluma de dispersão e avalia a influência do vento em relação ao deslocamento dos poluentes. A rosa dos ventos apresenta as maiores intensidades e ocorrências na direção norte, principalmente com velocidades acima de $4\text{m}/\text{s}$, como consequência tem-se nessa direção, no cenário 2, o aumento do alcance da pluma em função da elevação da chaminé. Nota-se também uma maior dispersão, com um aumento de 6km na pluma na direção norte, chegando a superar o limite municipal. Contudo, é relevante apontar, que ambas as plumas não apresentam grande tendência de deslocamento em uma única direção e pode se observar uma dispersão bastante homogênea em todas as direções. A variação de da dispersão está principalmente atribuída às condições meteorológicas e em função das características da intensidade e direção do vento, assim como do relevo, influenciado principalmente pela presença da Serra Dona Francisca a Oeste do município, que possui altitudes mais acentuadas, conforme apresentado na Figura 1c, representativa da hipsometria do município.

Figura 7 - Plumras de dispersão de MP10 - 24h - Comparação dos cenários 1 e 2.



Fonte: Elaborado pelo autor

Além da visualização da dispersão do poluente, é essencial verificar se a proposta de mitigação pela elevação da altura das chaminés diminui o impacto na qualidade do ar causado na região, principalmente avaliando a magnitude das concentrações e frequência de eventos de violação do PF. Verificou-se através das estimativas para o segundo cenário, que ocorre diminuição das máximas registradas para o tempo médio de 24 horas, equivalente a aproximadamente 40% dos valores de concentração de MP10 para a primeira simulação. Houve uma redução da estimativa do valor máximo de $140.05\mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP10 para $75\mu\text{g}/\text{m}^3$. A tabela contendo o ranqueamento das estimativas das 10 maiores concentrações calculadas para os dois cenários pode ser visualizada no APÊNDICE I.

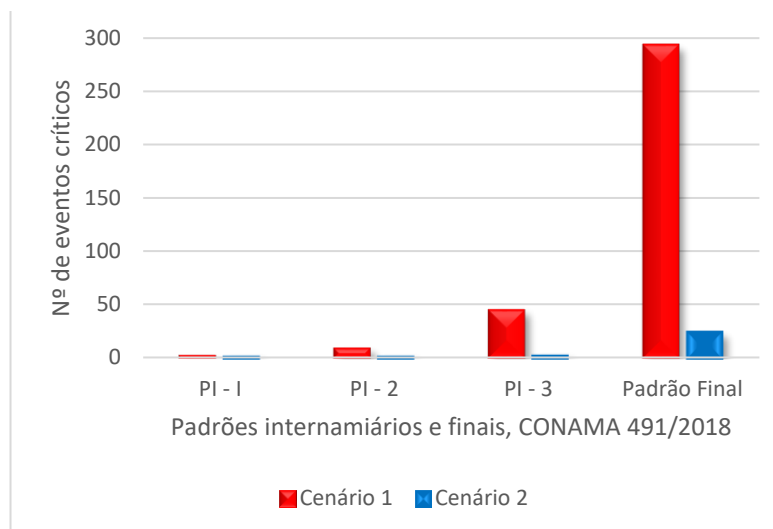
Com relação ao número de violações, a Tabela 7 a seguir aponta a diminuição estimada no número de casos críticos registrados na segunda simulação. Enquanto tinha-se a ocorrência de 293 violações do PF no primeiro cenário, após a elevação da chaminé esse valor reduziu para 23, o que corresponde a uma diminuição de 92% no número de eventos críticos. Para os padrões intermediários a diminuição também ocorre de maneira relevante, a Figura 8 permite à visualização comparativa da redução do nº de eventos críticos, simulados no segundo cenário, em comparação a condição real dos dados de entrada da modelagem.

Tabela 7 - Comparação do número de violações do PF pela concentração de MP10.

Padrões de qualidade do ar	Concentrações Máximas Permitidas ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Número de violações no primeiro cenário	Número de violações no segundo cenário
PI - 1	120	1	1
PI - 2	100	8	1
PI - 3	75	44	2
Padrão Final	50	293	23

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 8 - Comparação do nº de violações do padrão final para cada cenário.



Fonte: Elaborado pelo autor

5.4 RISCO RELATIVO ASSOCIADO AO MP10 NOS PONTOS CRÍTICOS DE JOINVILLE

Inicialmente foram geradas as médias anuais de concentração de MP10 com base nos pontos críticos verificados na área de estudo. Foram gerados gráficos a partir das estimativas de concentração dos pontos discretos, pelo AERMOD, a fim de visualizar a distribuição da variável ao longo do período de estudo.

São apresentados os valores para Ponto 1, Ponto 2 e Ponto 3 na Figura 9 abaixo, onde os dados foram considerados como médias anuais para os anos de 2017, 2018 e 2019. O AERMOD na análise de pontos específicos, fornece dados a cada hora que podem ser tratados para diferentes períodos e neste trabalho foram agrupados como médias ao longo dos anos. É possível verificar que as medianas das concentrações estimadas não superam os limites de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para MP10 recomendados pela OMS ao longo dos anos avaliados, apresentando valores parecidos no período, variando na faixa de 10 a $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De maneira geral a distribuição das médias apresentou maiores valores para o Ponto 1, com estimativas individuais ultrapassando os $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no ano de 2017 e 2019. Para os Pontos 2 e 3 não é possível observar grande variabilidade nas médias de concentração ao longo dos três anos, ainda assim, o Ponto 3 apresenta uma distribuição da concentração média com valores superiores ao Ponto 2.

É relevante destacar que a distribuição das concentrações ao longo do tempo, sofrem interferências de fatores climáticos como temperatura, pressão e umidade, que não foram avaliados detalhadamente nesta pesquisa, mas são considerados pela modelagem para estimativa da pluma de dispersão e concentração de poluente em toda área de estudo.

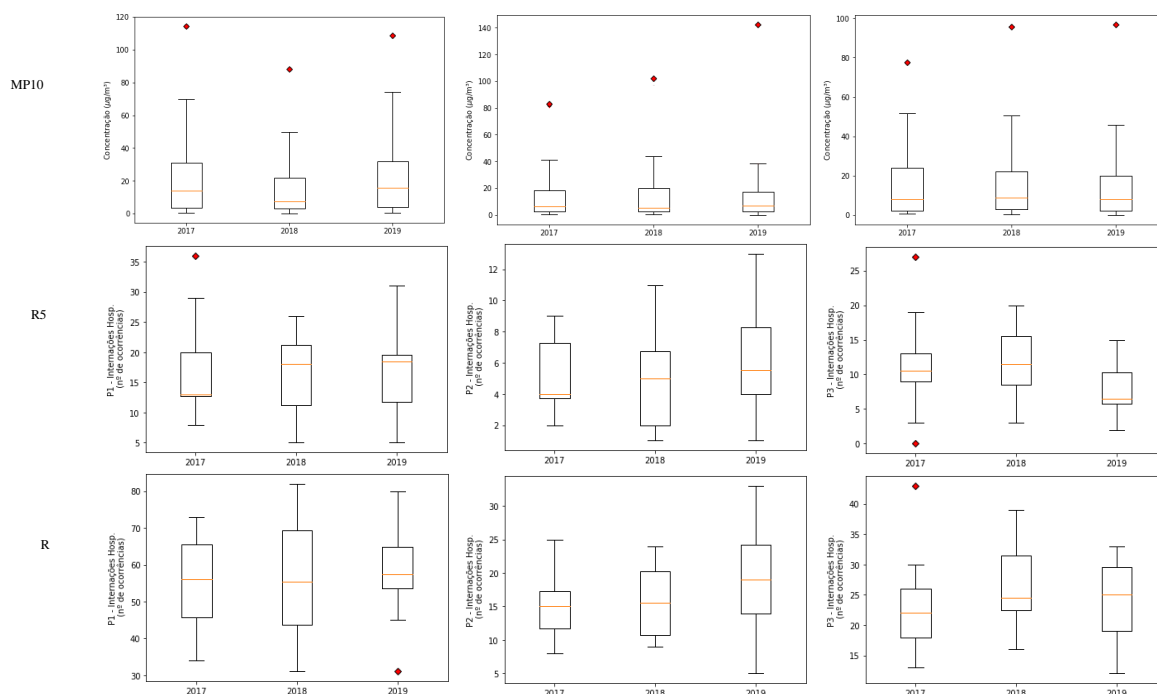
A fim de apresentar a distribuição dos dados de internações hospitalares registrados no Sistema DataSUS para o período da modelagem, em cada localidade identificada a partir dos pontos críticos, também foram elaborados os gráficos do tipo *boxplot*, que representam a variabilidade mensal dos registros de internações, para os grupos de risco R5 e R.

Analogamente aos gráficos de distribuição das concentrações, nota-se que as ocorrências de internações hospitalares por doenças respiratórias são maiores para o Ponto 1, para todas as variáveis. Não é possível identificar um comportamento padrão de crescimento ao longo dos anos para o grupo R5, contudo, para a categoria de todas as idades R, nota-se que a incidência de internações apresenta uma leve tendência de aumento ao longo dos anos.

Para o Ponto 1, localidade identificada com maior incidência de violação do PF e maiores estimativas de concentração de MP10, destaca-se no ano de 2019, os maiores registros de internações, ou seja, na localidade de maior concentração do poluente, se tem um maior número de internações hospitalares. Observou-se para o grupo de doenças respiratórias em crianças de até 5 anos (R5) a maior média, de 19 internações ao mês, enquanto que para a categoria de todas as idades (R) registros médios de até 58 internações. O *boxplot* mostra que para o Ponto 2, por outro lado, tem-se uma diminuição das internações hospitalares para ambos os grupos, o que está de acordo com a distribuição das concentrações médias de MP10 neste ponto, apresentadas anteriormente, para o qual se tem os valores ligeiramente menores, o que pode indicar uma relação de menor concentração e menor incidência de internações.

Ainda, é importante destacar que embora não se note um padrão nítido que associa as concentrações de MP10 ao número de internações, ao longo dos anos, é possível confirmar a hipótese de que a região que apresentou as maiores estimativas de poluente, Ponto 1, também registrou o maior número de internações hospitalares para ambos os grupos R5 e R.

Figura 9 - Gráfico *boxplot* da variabilidade da concentração média Anual de MP10 estimada pelo AERMOD para os pontos discretos P1, P2 e P3 no período de 2017 a 2019. Internações hospitalares, em número de ocorrências por mês registradas no sistema DATASUS, para o grupo de risco: doenças respiratórias para crianças de idade < 5 (R5) e doenças respiratórias para todas as idades (R) para os Pontos Discretos considerados do município de Joinville/SC:



Fonte: DataSUS (2019), elaborado pelo autor.

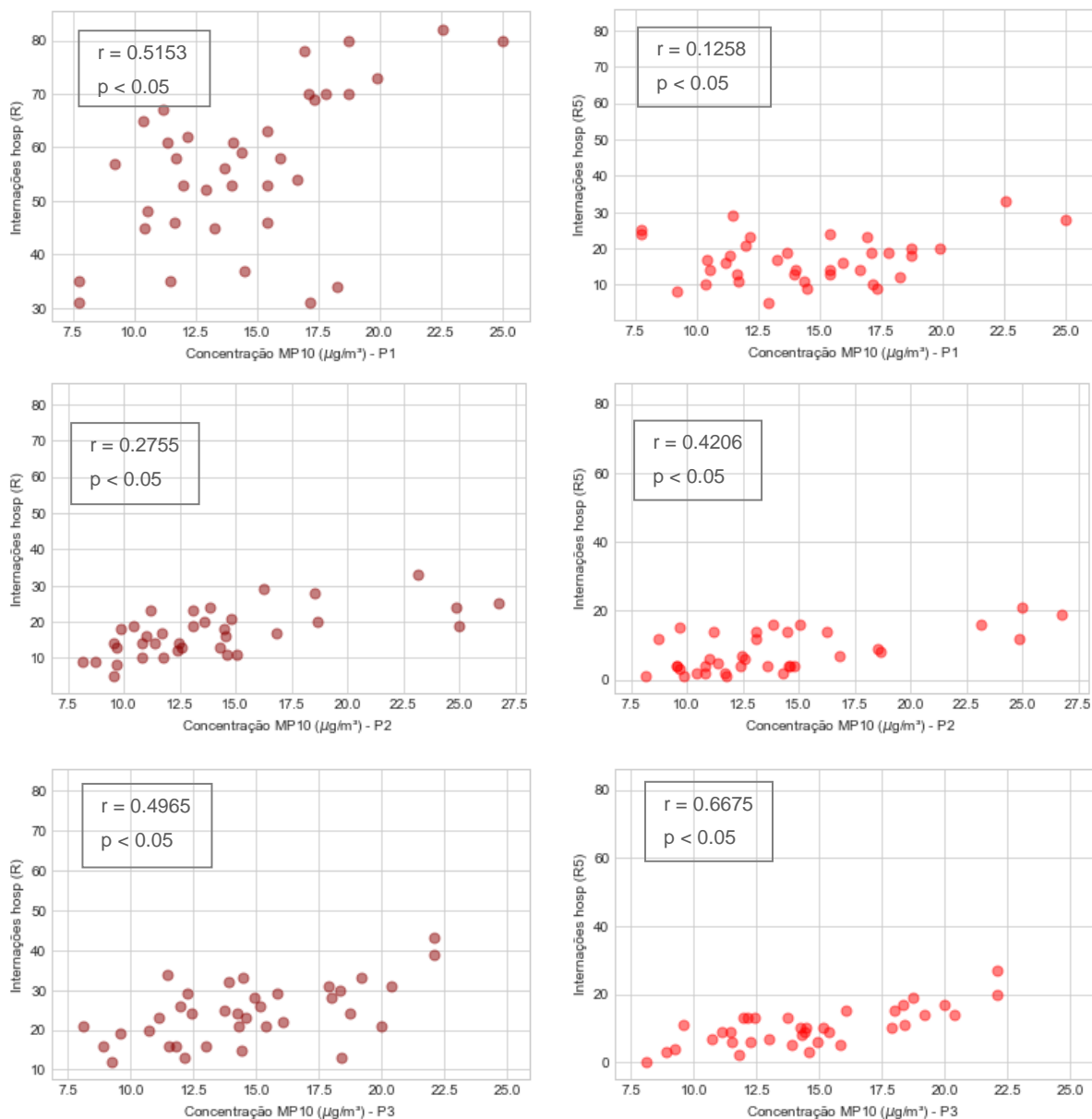
A Figura 10 apresenta o gráfico de dispersão das variáveis, associando a concentração de MP10 em cada ponto crítico com as internações hospitalares para cada grupo de idade considerado. É possível verificar a partir do gráfico *scatterplot* o comportamento das variáveis ao longo dos três anos para cada ponto, onde se observa que quando a concentração de MP10 aumenta, as internações também aumentam. Este aumento não ocorre necessariamente em mesma escala, nem ao mesmo tempo, mas nota-se que o Ponto 1, com as maiores médias mensais e maior número de eventos críticos, apresenta também o mais elevado registro de internações hospitalares para ambos os grupos R5 e R. A partir do gráfico de dispersão, que correlaciona as variáveis de uma forma mais direta, se observa que quando a concentração de MP10 aumenta, as internações também aumentam, esse gráfico permite então identificar uma possível relação entre as variáveis pelo perfil de reta que pode ser notado, onde se pode dizer que as variáveis são positivamente correlacionadas. Pra esses resultados foram verificados um p-valor menor que a significância estatística de 5% e o valor de r, o coeficiente de Pearson, também avaliado, assume apenas valores entre -1 e 1 e quanto maior for seu valor absoluto, mais forte é a relação entre as variáveis, e a partir desses

diagramas o que se conclui de maneira geral é que ocorre uma relação positiva moderada entre concentração e número de internações.

No gráfico de internações por Doenças respiratórias para todas as idades (R) do Ponto 1 é possível observar uma relação de maior intensidade entre as variáveis, de modo que quando a concentração de MP10 aumenta, as internações também aumentam, e essa tendência pode ser visualizada de maneira mais suave nos demais pontos. O gráfico de dispersão possibilita a identificação de uma possível relação entre as variáveis e pelo perfil de reta que pode ser notado, pode-se dizer que as variáveis são positivamente correlacionadas. Para o gráfico referente ao Ponto 2 é razoável notar a possibilidade de um possível atraso (*lag*) na ocorrência das internações em função da variação da concentração, fato que pode ser melhor visualizado nos gráficos de distribuição em dois eixos verticais presentes no APÊNDICE R. Destaca-se que essa variabilidade apresentada não ocorre necessariamente em uma escala proporcional e ainda que a oscilação dos dados sofre interferência externa, que também pode ser explicado pela influência de fatores climáticos sobre as variáveis estudadas.

Para encontrar um coeficiente e uma equação que melhor descrevesse a distribuição dos dados, foi aplicado o método de regressão de Poisson e posteriormente calculado o risco relativo associado às concentrações de MP10 nos pontos críticos de Joinville. Para o modelo foi considerada como variável descritiva o MP10 e a partir dos dados das concentrações e internações, pôde então ser aplicada a regressão linear para avaliar a relação entre as variáveis, de modo que os valores de β indicam a intensidade da relação entre os dados.

Figura 10 - Gráficos *scatterplot* de MP10 x Internações hospitalares para os pontos críticos.



Fonte: DataSUS (2019), elaborado pelo autor.

A Tabela 8 apresenta a variável β do modelo de regressão de Poisson e o respectivo erro padrão - EP associado para cada grupo de risco analisado. Percebe-se que os erros associados apresentam valores médios semelhantes para ambos os grupos e Pontos Críticos considerados, com valor máximo de 0.02878 para o Ponto 1, relativo ao grupo R. O comportamento do erro de maneira semelhante, sem discrepância em anos específicos, pode ser justificado devido a disponibilidade de dados de internações e à possibilidade de estimar as concentrações, através do AERMOD, ao longo dos três anos de estudo.

De modo geral, em relação a variável β obteve-se os maiores valores referentes às Doenças Respiratórias para todas as idades (R), com valor médio de 0.32087, o que pode indicar que entre as internações hospitalares para este grupo e as concentrações de MP10 existe uma melhor relação. O que se verifica nessa análise também, é que as internações aparentam ter uma influência maior sobre o comportamento do beta do que as concentrações de MP10, pois a existência de maior registro de internações hospitalares para este grupo, acarretou em um crescimento da variável beta (β). Destaca-se ainda que os menores valores de beta foram calculados para o Ponto Crítico 1, e os maiores para o Ponto Crítico 3, o que está de acordo aos gráficos apresentados na Figura 10 acima, onde nota-se que para o Ponto 3, o comportamento das linhas de distribuição de concentração e internações hospitalares apresentam maior semelhança. Não foram identificados valores negativos de β que pode vezes indica relação inversa entre as variáveis. Contudo, é importante frisar que outros fatores podem influenciar no coeficiente, entre eles outros poluentes e também condições meteorológicas, que neste estudo não foram considerados profundamente.

Uma vez calculado o beta da regressão linear, é então obtido o risco relativo associado às concentrações de MP10 para cada Ponto Crítico, conforme recomendado por Bart Ostro (2004). As concentrações médias no período (X0) foram de 19.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 14.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 14.60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para os Pontos 1, 2 e 3 respectivamente. A concentração padrão utilizada foi de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, considerando o cenário ideal e mais restritivo, conforme dito anteriormente. Os resultados são apresentados na Tabela 8, onde nota-se que o Risco Relativo descreve o mesmo comportamento da variável beta da regressão linear, apresentando maiores valores para ao grupo R, e com maior Risco Relativo identificado para o Ponto 1, seguido do Ponto 3, o Ponto 2 apresenta o menor valor para ambos os grupos verificados.

Tabela 8 - Cálculo do Risco Relativo (RR) para as variáveis de internação: Doenças Respiratórias em crianças até 5 anos em Joinville (R5); Doenças Respiratórias para todas as idades em Joinville (R).

Risco Relativo associado às Internações Hospitalares – 2017 a 2019							
Doenças respiratórias em crianças até 5 anos (R5)				Doenças respiratórias para todas as idades (R)			
Ponto	RR	β	EP	Ponto	RR	β	EP
1	1.117	0.18075	0.01909	1	1.176	0.26778	0.02878
2	1.085	0.24728	0.01461	2	1.120	0.34215	0.0072
3	1.098	0.26477	0.00902	3	1.132	0.35569	0.01303

Elaborado pelo autor.

Pela tabela identifica-se que o risco é maior quando associado às internações para o grupo R. Analisando as doenças respiratórias para todas as idades, o resultado é de que a cada aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de MP10, as chances de alguém ser internado com uma doença respiratória aumentam em 17.6%, na região onde o Ponto 1 está localizado, no bairro Boa Vista. Esta tendência se repete para todos os grupos de idade e pontos analisados, para o grupo R5, por sua vez, o maior RR é de 11,7% correspondente a mesma variação padrão na concentração de MP10 na região do Ponto 1.

Referente ao resultado da estimativa do risco para o segundo cenário, ao substituir as concentrações do primeiro cenário pelas médias com a medida de controle (X0), de $9.98 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $7.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $6.78 \mu\text{g}/\text{m}^3$, foram encontrados valores de risco relativo iguais a um (RR=1) para o ponto crítico 1, ou ainda, menores do que um (RR<1) para os demais pontos avaliados, sendo o maior registro de 1.00034 para o grupo R no Ponto 1 e o menor de 0.765 também para o grupo R no Ponto 3. Os valores de beta (β) foram maiores do que no primeiro cenário, chegando a 0.772 para o menor risco calculado, β apresentou significância estatística ($p < 0,05$) em todos os casos. Os valores de RR iguais ou menores do que um entre os grupos de comparação, Segundo Wagner e Callegari-Jacques (1998), podem indicar que não há associação entre o fator de estudo e o risco do resultado, ou ainda, para RR<1 que o fator de associação teria uma ação protetora, e não constitui um risco à saúde. Logo, ao substituir as concentrações do primeiro cenário pelas médias estimadas pelo AERMOD, a partir da elevação da altura das chaminés, ocorre um menor impacto na qualidade do ar e sucessivamente uma menor associação com as internações hospitalares por doenças respiratórias em todos os pontos críticos avaliados.

6 CONCLUSÃO

Neste trabalho foi analisado o impacto das emissões industriais e identificados os pontos críticos em relação a qualidade do ar no município de Joinville/SC, a partir do software AERMOD, em comparação a Resolução CONAMA 491/2018. Foi realizada uma simulação considerando a aplicação de uma medida de controle, baseada na elevação da altura das chaminés, e estimado o risco relativo associado às internações hospitalares por doenças respiratórias, em função da exposição ao MP10. Nos pontos críticos identificados pela modelagem, foi aplicada a regressão dos dados de concentração e internações, onde foi escolhido o modelo de regressão de Poisson, e o RR calculado conforme Ostro (2004). A partir deste estudo foi possível observar que, de fato, para o ponto no qual estimou-se os maiores valores de concentração de poluente, e foi identificada a maior incidência de violações do PF, ocorre também o maior Risco Relativo associado a internações hospitalares por doenças respiratórias, devido a exposição ao Material Particulado, independente do grupo de idade da população considerada.

Os resultados mostraram que existe impacto na qualidade do ar do município devido às emissões industriais, com estimativa do valor máximo das concentrações de MP10 para o tempo de média de 24h de 140.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ com a ocorrência de 293 eventos críticos, superando o padrão final estabelecido pela legislação. Os pontos críticos foram identificados, centradas nos bairros Boa Vista, Iririú e Comasa. Estas regiões identificadas com a pior qualidade do ar, encontram-se na proximidade das principais indústrias do município, o que confirma a hipótese de que a dispersão não é suficiente para cumprir a legislação, e ocorre nas proximidades do cluster industrial da cidade de Joinville.

A aplicação desta união entre dispersão atmosférica e risco à saúde, abordado neste trabalho, possibilita que estudos de impacto da poluição atmosférica na saúde, em regiões onde não existem dados de monitoramento da qualidade do ar, sejam aplicados. Sabe-se que as estações de monitoramento são responsáveis pelo conhecimento da qualidade do ar, e, contudo, os equipamentos de medição são caros e requerem grandes estruturas (Jacomino et al., 2009), o que reflete a realidade de diversos municípios catarinenses. Os resultados confirmam as hipóteses de que ocorre uma melhor dispersão dos poluentes emitidos por chaminés altas, o que leva a uma melhor diluição no ar e, portanto, menores concentrações locais de poluentes. Isso, no entanto, fez com que a poluição se dispersasse mais amplamente, à poluição atmosférica transfronteiriça. A avaliação do impacto permitiu avaliar que inúmeras

vezes se estimou concentrações acima dos padrões nacionais de qualidade do ar, o que pode apresentar sérios riscos a população, no que se refere à exposição a essas grandes cargas de poluentes, mesmo em curto intervalo de tempo, visto que não é possível apontar quais consequências podem ser desencadeadas na saúde humana e ambiente da região. As cidades mais industrializadas, além de serem precursoras de impactos negativos localmente, podem impactar significativamente os municípios no seu entorno.

No município de Joinville o monitoramento público da qualidade do ar é inexistente, e sabe-se pouco sobre a qualidade do ar e as possíveis influências para a população. De qualquer forma, é possível determinar que o material particulado por si só pode possuir uma influência negativa sobre a saúde da população de Joinville. A metodologia apresentada pode ser aprimorada para planejamento urbano, na elaboração do plano diretor municipal e empregada para planejamento de rede de monitoramento da qualidade do ar.

Este trabalho faz parte do projeto "AVALIAÇÃO DO IMPACTO DAS EMISSÕES VEICULARES, QUEIMADAS, INDUSTRIAIS E NATURAIS NA QUALIDADE DO AR EM SANTA CATARINA " contemplado no Edital de Demanda Espontânea da Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC). O projeto conta com o apoio da Diretoria de Mudanças Climáticas (DMUC) da Secretaria do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS) do Estado de Santa Catarina. Neste cenário, o trabalho tem como objetivo avaliar a relação entre a concentração de MP10 na atmosfera e os indicadores de saúde relacionados à qualidade do ar no município de Joinville/SC.

7 RECOMENDAÇÕES

Recomenda-se, desse modo, uma maior atenção dos tomadores de decisão em relação a qualidade do ar de Joinville, principalmente no que se refere a aprimorar o levantamento de dados relativos às fontes industriais, e principalmente no que se refere à disponibilidade de dados meteorológicos específicos da região. O presente estudo utilizou como variável da poluição do ar as taxas de emissões industriais, contudo é fundamental o aprimoramento da metodologia para inclusão de emissões veiculares e queimadas, por representarem grande influência sobre as concentrações nos centros urbanos. Tal fonte, considerada neste estudo pode ter apresentado o resultado subestimado.

Não foi mensurado de maneira multivariada o impacto das emissões atmosféricas, número de indústrias e variáveis socioeconômicas na saúde humana. É fundamental a aplicação da modelagem selecionando demais grupos de risco, a serem variados em função do tipo de poluente, ou diferentes grupos de doenças a serem enquadrados, como doenças cardiovasculares, ou ainda apenas os grupos de idade acima dos 60 anos. Destaca-se ainda que o método das correlações e regressão pode apresentar suas limitações, sendo recomendado o envolvimento de outras metodologias de associação de variáveis e estimativa de risco.

REFERÊNCIAS

(EEA)- JACKSON, A. V. Sources of air pollution. **Handbook of Atmospheric Science: Principles and Applications**, p. 124–155, 2007.

_____. **AERMOD**: Description of model formulation. 2004a. Disponível em: <http://www3.epa.gov/scram001/7thconf/AERMOD/AERMOD_mfd.pdf >. Acesso em 10 ago. 2020.

_____. **Users guide for the AMS/EPA regulatory model: AERMOD**. 2004b. Disponível em: < http://www3.epa.gov/scram001/7thconf/AERMOD/AERMOD_mfd.pdf >. Acesso em 10 ago. 2020.

ALTENBURG, T. & MEYER-STAMER, J. **How to Promote Clusters: Policy Experiences from Latin America**. World Development Vol.27, n.9, p.1693-1713, 1999.

Amoatey, P., Omidvarborna, H., Affum, H. A. and Baawain, M. (2018b). **Performance of AERMOD and CALPUFF models on SO₂ and NO₂ emissions for future health risk assessment in Tema Metropolis**. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 1–15.

BAAWAIN, M., AI-MAMUN, A., OMIDVARBORNA, H., & AL-JABRI, A. (2017). **Assessment of hydrogen sulfide emission from a sewage treatment plant using AERMOD**. Environmental Monitoring and Assessment, 189(6), 263.

Balter, B., Faminskaya, M. Irregularly emitting air pollution sources: acute health risk assessment using AERMOD and the Monte Carlo approach to emission rate. Air Qual Atmos Health 10, 401–409 (2017). <https://doi.org/10.1007/s11869-016-0428-x>.

BOÇON, F. T. **Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na microescala atmosférica**, p. 2 - 3, Florianópolis, 1998.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall, 2002, 305 p

BRASIL. CONAMA. Resolução CONAMA nº 491/2018, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre qualidade do ar. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 21 nov. 2018a. Seção 1, p. 155-156. Disponível em: Acesso em: jan.2020.

BRASIL. Lei N. 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**.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Qualidade do Ar. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar>.

CAPUTO, M.; GIMÉNEZ, M.; SCHLAMP, M. Intercomparison of atmospheric dispersion models. Atmospheric Environment, v. 37, n. 18, p. 2435–2449, 2003.

CARVALHO, V. S. B. **Metodologia da qualidade do ar no que tange as concentrações de Ozônio e dos Óxidos de Nitrogênio na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. 2006. 134f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

CETESB. **Qualidade do ar no estado de São Paulo 2016**. São Paulo, 2017. 201 p. (Série relatórios). Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: maio 2020.

CONAMA (2006), **Resolução CONAMA no 382, Estabelece os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas**. – Data da legislação: 26/12/2006.

DALY, A.; ZANETTI, P. **An introduction to air pollution** – definitions, classifications and history. The Arab School for Science and Technology (ASST), The EnviroComp Institute, 2007. Disponível em: < <http://www.envirocomp.org/books/chapters/1aap.pdf>>. Acesso em: 28 set. 2020.

DALY, A.; ZANETTI, P. **An introduction to air pollution - definitions, classifications and history**. The Arab School for Science and Technology (ASST), The EnviroComp Institute, 2007. Disponível em: <http://www.envirocomp.org/books/chapters/1aap.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2020.

DERISIO, José C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. São Paulo: Editora de Textos, 2012.

EBISU, K. et al. **Age-specific seasonal associations between acute exposure to PM2.5 sources and cardiorespiratory hospital admissions in California**. *Atmospheric Environment*, v. 218, n. April, p. 117029, 2019.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Criteria Air Pollutants**. United States Environmental Protection Agency. Disponível em: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants>. Acesso em: 18 set. 2020d

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA). **Air pollutants and global effects 2016**. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/2599XXX/page009.html>>. Acesso em: 27 mai. 2020.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA). **Sources of air pollution 2016**. Disponível em: < <http://www.eea.europa.eu/publications/2599XXX/page010.html>>. Acesso em: 27 mai. 2020.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY (EEA). **The European Environment, State of Outlook: Air Pollution**. 2010. 42p. Disponível em: HIMMELMAN, Willian. *Air Quality Control*. Lambton College Of Applied Arts and Technology. Sarnia, Canadá. 1993.

HOGAN, D. J. **Indicadores sociodemográficos de sustentabilidade**. In: ORMEIRO, A. R. (Org.). *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. São Paulo: Unicamp, 2004.

LCQAR. Laboratório de Controle da Qualidade do Ar. Emissões Industriais no Estado de Santa Catarina - Ano Base 2019. Florianópolis: Sn, 2020a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Sinopse do censo demográfico 2016. Disponível em: < <http://www.censo2010.ibge.gov.br/> >. Acesso em: 10 mai. 2020.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE (IEMA). **Primeiro Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. 2014. Disponível em: http://www.forumclima.pr.gov.br/arquivos/File/Rosana/Diagnostico_Qualidade_do_Ar_Versao_Final_Std.pdf. Acesso em: 11 set. 2020.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER – IARC. **Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths**. Lyon: WHO, 2013.

Krishna, T. R., Reddy, M., Reddy, R. and Singh, R. (2005). **Impact of an industrial complex on the ambient air quality: Case study using a dispersion model**. Atmospheric Environment. 39, 5395–5407.

Lakes Environmental (2017). AERMOD Gaussian plume air dispersion model. Lakes Environmental.

LISBOA H. M. e KAWANO M. Controle da Poluição atmosférica. Cap. IV monitoramento de poluentes Atmosféricos. dez 2007. Disponível em: Acesso em: 11 jan. 2021

LISBOA, Henrique de M. **Controle da poluição atmosférica. Fontes de poluição atmosférica**. Canadá, Montreal, dez. 2007.

LORA, Electo Eduardo Silva. Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2002. v. 1. 481 p.

MARQUES, Leonardo da Cunha. **Modelagem Atmosférica da Dispersão de Poluentes Atmosféricos em Indústria Siderúrgica no Ceará**. 2017. 2017 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/29090/3/2017_dis_lcmarques.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020.

MCCULLAGH, P.; NELDER, J.A. Generalized linear models. Second edition. Florida, USA: Chapman & Hall, 1989. 511p.

Mohan, M., Bhati, S., Sreenivas, A., & Marrapu, P. (2011). **Performance evaluation of AERMOD and ADMS-urban for total suspended particulate matter concentrations in megacity Delhi**. Aerosol and Air Quality Research, 11(7), 883– 894.

MOREIRA, D e TIRABASSI, T. **Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para gestão ambiental**. Ambiente & Sociedade, vol. VII, n. 2, jul/dez 2004.

MOREIRA, Gregori de Arruda. **Método para Obtenção da Altura da Camada Limite Planetária a Partir de Dados de LIDAR**. 2013. 154 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais, Autarquia Associada A Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013. Disponível em: <http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Gregori%20de%20Arruda%20Moreira_M.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020.

Olafsdottir, S., Gardarsson, S. and Andradottir, H. (2014). **Spatial distribution of hydrogen sulfide from two geothermal power plants in complex terrain**. Atmospheric Environment. 82, 60–70.

OLIVEIRA, A. L. **Apostila de Química Ambiental**. Suzano, SP, 2009.

Onofrio, M., Spataro, R. and Botta, S. (2011). The role of a steel plant in north-west Italy to the local air concentrations of PCDD/Fs. Chemosphere. 82, 708–717.

OSTRO, B., et al. Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of diseases series, n. 5, p. 1 – 54, 2004.

PARLIAMENT, T. H. E. E. (EC). **DIRECTIVE 2008/50/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL. 2008**. Disponível em: <https://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>. Acesso em: 10 out. 2020.

PATTO, N.V.; NASCIMENTO, L.F.C.; MANTOVANI, K.C.C.; VIEIRA, L.C.P.F. **Exposure to fine particulate matter and hospital admissions due to pneumonia**: Effects on the number of hospital admissions and its costs. Revista da Associação Médica Brasileira, v. 62, n. 4, 2016, p. 342-6.

PEREIRA JÚNIOR, J. S. **Legislação brasileira sobre poluição do ar**. Biblioteca Digital da Câmara dos Deputados. p. 3-11, 2007.

PINO-CORTÉS, E. et al. Effect of socioeconomic status on the relationship between shortterm exposure to PM2.5 and cardiorespiratory mortality and morbidity in a megacity: the case of Santiago de Chile. Air Quality, Atmosphere and Health, v. 13, n. 5, p. 509–517, 2020.

ROBINS, A. **Comparison of ADMS and PRIME**. 8 p, 2000. Disponível em: http://www.cerc.co.uk/environmental-CERC_ADMS3_PRIME_building_modules.pdf. Acesso em: 20 nov. 2020.

RODRIGUES, Cristina Guimarães et al. 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, [S. l.], v. 32, n. 3, p. 489– 509, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-3098201500000029>.

Rudolf de Noronha. **Evolução da Regulamentação de Emissões Atmosféricas de Poluentes no Brasil**. Brasil, 2010. Color.

Santos UP, Terra-Filho M, Lin CA, Pereira LA, Vieira TC, Saldiva PH, et al. Cardiac arrhythmia emergency room visits and environmental air pollution in Sao Paulo, Brazil. *J Epidemiol Community Health* 2008; 62: 267–272, doi: 10.1136/jech.2006.058123.

SCHRAUFNAGEL, Dean E. et al. Air Pollution and Noncommunicable Diseases: A Review by the Forum of International Respiratory Societies' Environmental Committee, Part 1: The Damaging Effects of Air Pollution. *Chest*, [S. l.], v. 155, n. 2, p. 409–416, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chest.2018.10.042>

Secretaria de Planejamento Urbano e Desenvolvimento Sustentável - SEPUD. *Cidade em Dados: Promoção Econômica*. Joinville; 2018.

SHEN, Thomas T. **Assessment of air pollution impact**. *Atmospheric Environment*, v. 20, n. 10, p. 2039-2045, 1986.

Silva AM, Mattos IE, Ignotti E, Hacon Sde S. Particulate matter originating from biomass burning and respiratory. *Rev Saúde Pública* 2013; 47: 345–352, doi: 10.1590/S0034-8910.2013047004410.

SILVA, Solange Teles da. **A proteção da qualidade do ar**. 1997. Disponível em: <<https://jus.com.br/artigos/1696/a-protecao-da-qualidade-do-ar>>. Acesso em: 12 set. 2020.

SONAWANE, N.V.; PATIL, R.S.; SETHI, V. (2012). **Health benefit modelling and optimization of vehicular pollution control strategies**. *Atmospheric Environmental*, v. 60, p. 193-201.

TADANO, Y. S., *Análise do Impacto de MP na Saúde Populacional: Estudo de Caso em Araucária, PR, 2007*, Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 119p.

TADANO, Y. S., et al., Método de regressão de Poisson: metodologia para avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional. *Ambiente e Sociedade*, v. 12, n. 2, p. 241-255, 2009.

TADANO, Yara de Souza; UGAYA, Cássia Maria Lie; FRANCO, Admilson Teixeira. Método de regressão de Poisson: metodologia para avaliação do impacto da poluição atmosférica na saúde populacional. *Ambiente & Sociedade*, [S. l.], v. 12, n. 2, p. 241–255, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1414-753x2009000200003>.

The United Nations Environment Programme (Org.). **UN Environment Annual Report 2017**. 2018. Disponível em: <https://www.unenvironment.org/resources/un-environment-annual-report-2017>. Acesso em: 30 nov. 2020.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. **Emerging issues in our global environment**. Air Pollution: world's worst environmental health risk. UNEP Year book. p. 42 - 47. 2014.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – **UNEP. Putting the Environment At the Heart of People’ S Lives.** p. 44, 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - OFFICE OF RESEARCH AND DEVELOPMENT. **User’s guide for RLINE Model v. 1.2: a research line source model for near-surface releases.** 33 p, 2013. Disponível em: [https://www.cmascenter.org/rline/ documentation/1.2/RLINE_UserGuide_11-13-2013.pdf](https://www.cmascenter.org/rline/documentation/1.2/RLINE_UserGuide_11-13-2013.pdf). Acesso em 20 nov. 2020.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – **USEPA. Greenhouse Gas Emissions.** Disponível em: <<https://www.epa.gov/ghgemissions/sources-greenhouse-gas-emissions>>. Acesso em: 20 de julho de 2020.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Compilation of Air Pollutant Emission Factors: Stationary Point and Area Sources.** 2. ed. Estados Unidos: Epa, 1995. 26 p. Disponível em: <https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/toc_kwrtd.pdf>. Acesso em: 10 out. 2020.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2009). **Technology Transfer Network Support Center for regulatory atmospheric modeling.** Disponível em: <http://www.epa.gov/scram001/>.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2004) Users guide for the AMS/EPA regulatory model – AERMOD. EPA-454/B-03-001.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2005). **Revision to the Guideline on Air Quality Models: adoption of a preferred general proposes (flat and complex terrain) dispersion model and other revisions; final rule (federal register).** Vol. 70, No. 215, November 9, 2005

VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution.** Durham, North Carolina: Elsevier Inc, 2008.

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

WAGNER, M.B.; CALLEGARI-JACQUES, S.M. Medidas de associação em estudos epidemiológicos: risco relativo e odds ratio. *Jornal de Pediatria*, 74:247-251, 1998.

WARK, Kenneth; WARNER, Cecil F.; e DAVIS, Wayne T. – *Air Pollution: its origin and control.* Edit. Addison-Wesley, Terceira Edição. Capítulo IV Dispersion of pollutants in the atmosphere.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air pollution levels rising in many of the world’s poorest cities.** Disponível em: <<https://www.who.int/newsroom/detail/12-05-2016-air-pollution-levels-rising-in-many-of-the-world-s-poorest-cities>>. Acesso em: 10 mai.2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Air Quality Guidelines Global Update 2005.** 2005. ed. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2006. Disponível em: <http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf?ua=1>. Acesso em: 20 mai. 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Ambient air pollution**. Disponível em: <<https://www.who.int/health-topics/air-pollution>>. Acesso em: 25 maio. 2020.

Zou, B., Wilson, J., Zhan, F., Zeng, Y. and Wu, K. (2011). **Spatial-temporal variations in regional ambient sulfur dioxide concentration and source-contribution analysis: A dispersion modeling approach**. Atmospheric Environment. 45, 4977–4985.

ANEXO A – Função Gaussiana

O AERMOD é um sistema de modelagem que considera em seus cálculos de dispersão do ar, os conceitos de turbulência, escala, e também considera as influências da topografia. Em condições estáveis de dispersão a pluma é representada por uma função gaussiana, tanto para a dispersão horizontal quanto vertical dos poluentes (USEPA, 2019).

Os modelos gaussianos assumem que a dispersão dos poluentes ocorre ao redor do eixo da pluma de acordo com a distribuição normal Gaussiana, que se assemelha a um sino e é conhecida como “Curva de Gauss”. A diluição da pluma de poluentes ocorre na direção x, a favor do vento, onde a pluma é diluída pelo vento; na direção y, perpendicular ao vento, a pluma é diluída por movimentos convectivos de ar; e, na direção z, vertical, em que a pluma se dilui por movimentos aleatórios de massas de ar. Na direção z a pluma se propaga em função da delimitação do solo e por inversões de temperatura, o que impede a elevação da pluma até altitudes elevadas (MARQUES, 2017).

Desse modo, para representação da diluição da pluma, divide-se a equação gaussiana em três partes, cada parte representa a diluição nos eixos supracitados (x, y, z) conforme a equação abaixo:

$$\bar{c} = C_x \varphi_y \varphi_z \quad (1)$$

onde C_x , φ_y e φ_z são os parâmetros de diluição em cada um dos eixos, conforme apresentado nas fórmulas a seguir.

$$C_x = \frac{Q}{\bar{u}} \quad (2)$$

onde:

Q é a taxa de emissão (mg/s);

\bar{u} é a velocidade média do vento (m/s).

$$\varphi_y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_y} \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \quad (3)$$

onde:

y é a distância lateral do eixo da pluma (m);

σ_y é um parâmetro de propagação na direção horizontal (m).

$$\varphi_z = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_z} \left\{ \exp\left[-\frac{(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (4)$$

onde:

z é a altura acima da superfície (m);

σ_z é um parâmetro de propagação na direção vertical (m);

h é a altura efetiva da fonte (m) e é a soma da altura da chaminé com a elevação da pluma.

Por fim, combinando as equações acima se obtém a equação gaussiana da pluma.

$$C(x, y, z, H) = \left(\frac{Q_s}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}}\right) \cdot \left\{ \exp\left[-\frac{1(z-h)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{1(z+h)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \quad (5)$$

Destaca-se que o modelo analisa e avalia a dispersão dos poluentes em função das condições da atmosfera, para condições estáveis (Stable Boundary Layer – SBL) ocorre maior turbulência e a dispersão ocorre de forma mais intensa assumindo que nessas condições a distribuição das concentrações é gaussiana tanto na vertical quanto na horizontal. Contudo, em condições atmosféricas instáveis, a distribuição horizontal também é gaussiana, no entanto, a distribuição vertical é descrita em função da densidade de probabilidade bi-gaussiana.

ANEXO B – Camada Limite Planetária

A camada limite planetária (CLP) é a região situada na baixa troposfera e está sujeita a maiores variações em função das condições meteorológicas e do terreno. Está localizada próxima a superfície terrestre, onde o movimento dos ventos na atmosfera sofre grande interferência da superfície. Segundo Moreira (2013) a altura da camada limite é influenciada, principalmente, pela atividade convectiva, distribuição de aerossóis e formação de nuvens, as quais ocorrem através de mecanismos de transferência turbulenta. A camada limite tende a ser mais fina em regiões de alta pressão, onde a dissipação do ar e o movimento divergente a movem dos níveis mais altos para altitudes menores. Em regiões de baixa pressão, movimentos ascendentes transportam o ar para altitudes altas, distante do solo. O modelo AERMOD estima os parâmetros de perfil vertical e as forças atuantes que são responsáveis pela altura da camada limite, através de seu pré-processador AERMET.

APÊNDICE A – FONTES DE EMISSÃO

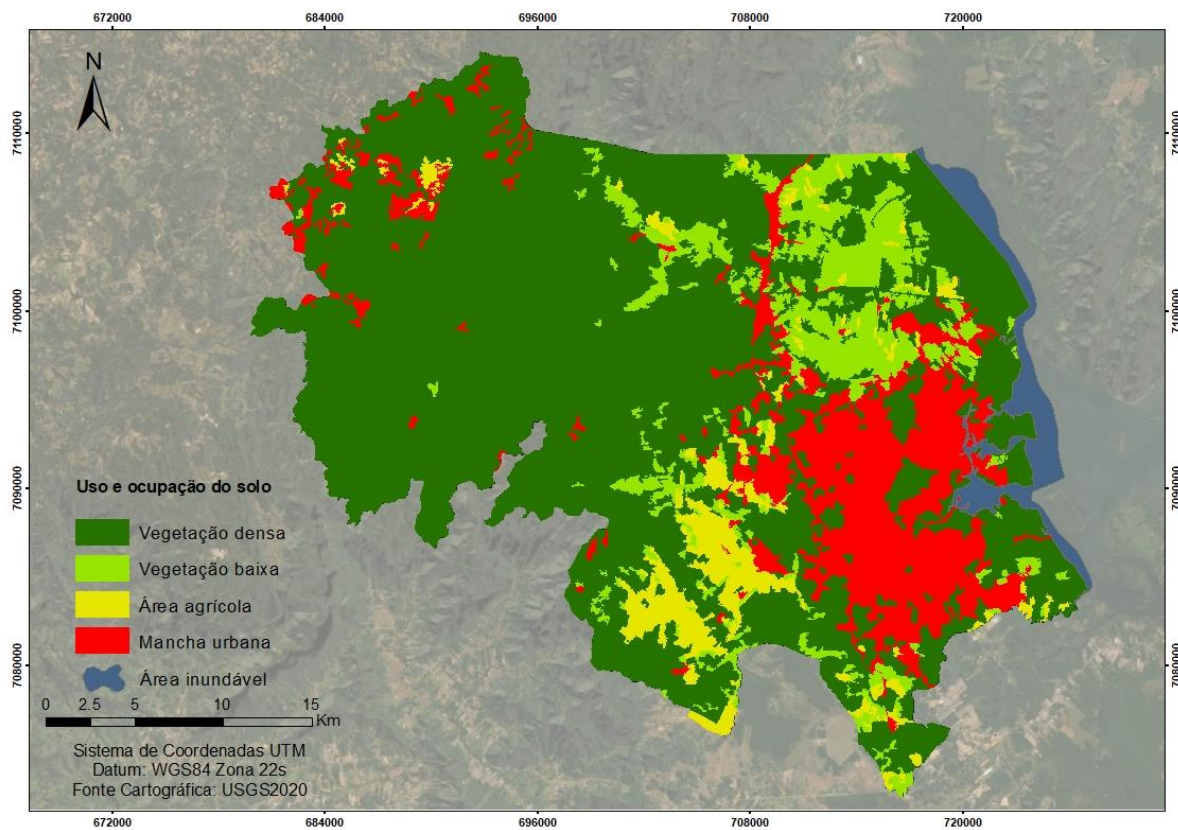
Fonte	Tipo	Lat	Long	Altitude	Altura	T(°C)	Velocidade	Diâmetro	Taxa MP10	Taxa CO
PREVER	POINT	717982	7096485	3	3.7	902.6	1	0.5	0	0
SCHULZ1	POINT	712236	7094447	3	18	311	8.1	0.6	0.008	0
SCHULZ2	POINT	712236	7094447	3	12.5	295	8.3	0.74	0.017	0.406
SCHULZ3	POINT	712236	7094447	3	12.7	308	5.4	0.3	0	0.001
SCHULZ4	POINT	712236	7094447	3	13	294	8.9	0.14	0	0.001
SCHULZ5	POINT	712236	7094447	3	4.2	295	13	0.82	0	0.031
JOFUND	POINT	707340	7096620	3	13.5	290	8.5	0.6	0.031	0
PIRÂM D 1	POINT	716005	7095434	3	20	303.5	19.35	1	0.01	0.057
PIRÂM D 2	POINT	716005	7095434	3	20	306.5	1	1	0.009	0
PERIN	POINT	714542	7094606	3	10	306	9.33	0.72	0.028	0.008
IRCE	POINT	707327	7094731	3	20	601.5	1	1	0	0
TUPY 1	POINT	718720	7090456	8	20	293	1	1	0.019	0
TUPY 2	POINT	718859	7090526	8	20	293	1	1	0.061	0
TUPY 3	POINT	718870	7090528	8	20	293	1	1	0.139	0
TUPY 4	POINT	718903	7090547	8	20	293	1	1	0.242	0
TUPY 5	POINT	718910	7090556	8	20	293	1	1	0.208	0
TUPY 6	POINT	718984	7090478	8	20	293	1	1	0.425	0
TUPY 7	POINT	718992	7090453	8	20	293	1	1	0.117	0
TUPY 8	POINT	719009	7090383	8	20	293	1	1	0.053	0
TUPY 9	POINT	718963	7090278	8	20	293	1	1	1.489	0
TUPY 10	POINT	718976	7090264	8	20	293	1	1	2.833	0
TUPY 11	POINT	718821	7090396	8	20	293	1	1	0.161	0
TUPY 12	POINT	718794	7090390	8	20	293	1	1	1.378	0
TUIUTI	POINT	718007	7096816	3	20	293	1	1	0	0
COOPER 1	POINT	711561	7095594	3	10	310.2	21.3	0.5	0.044	0
COOPER 2	POINT	711561	7095594	3	10	312.25	22.85	0.5	0.038	0
COOPER 3	POINT	711561	7095594	3	10	310.2	22.2	0.5	0.033	0
VITÓRIA 1	POINT	712906	7093649	3	5.5	302	1	0.6	0	0.133
VITÓRIA 2	POINT	712906	7093649	3	3.5	291	1	0.5	0	0.219
VITÓRIA 3	POINT	712906	7093649	3	5.5	296	1	0.6	0	0.406
VITÓRIA 4	POINT	712906	7093649	3	5.5	294	1	0.6	0	0.614
DOHLER 1	POINT	709944	7094651	3	20	293	1	1	0	0
DOHLER 2	POINT	709944	7094651	3	20	293	1	1	0	0
DOHLER 3	POINT	709944	7094651	3	20	293	1	1	0	0

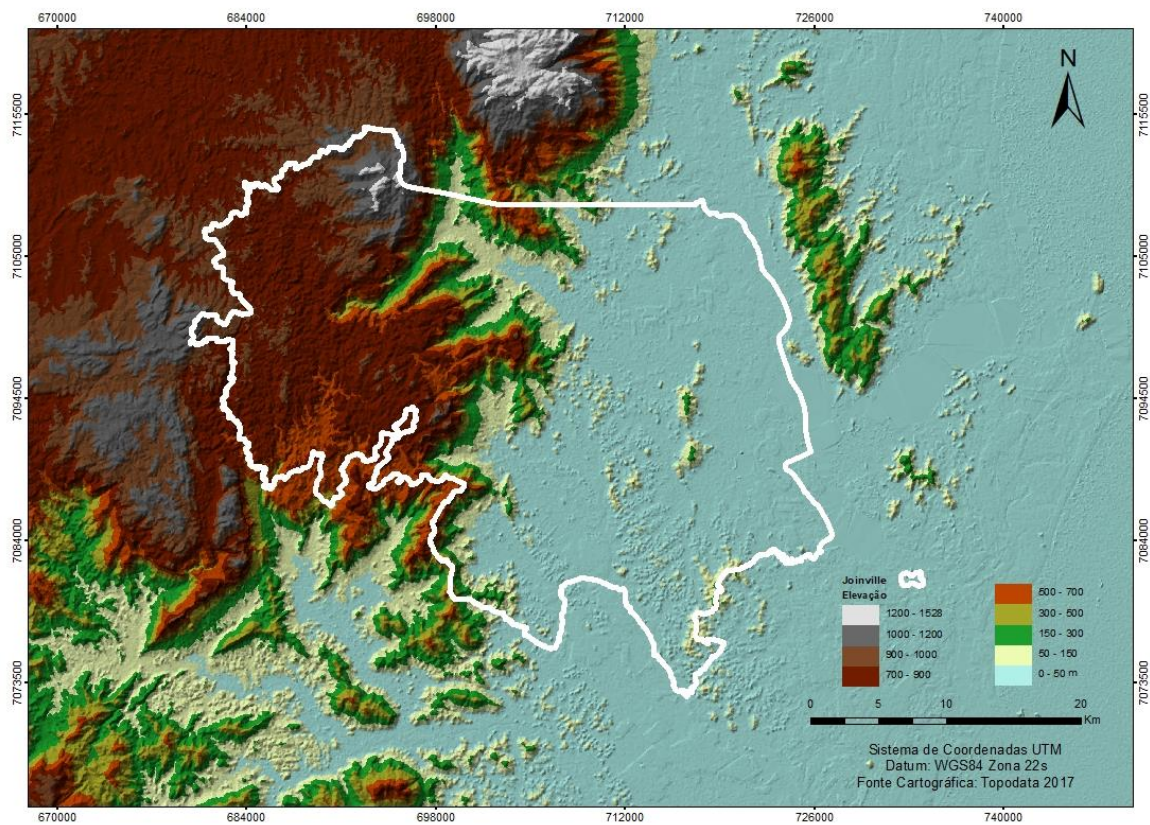
Fonte: Adaptado de IMA; SDE (2020)

APÊNDICE B – FONTES COM ALTERAÇÃO NA ALTURA DAS CHAMINÉS

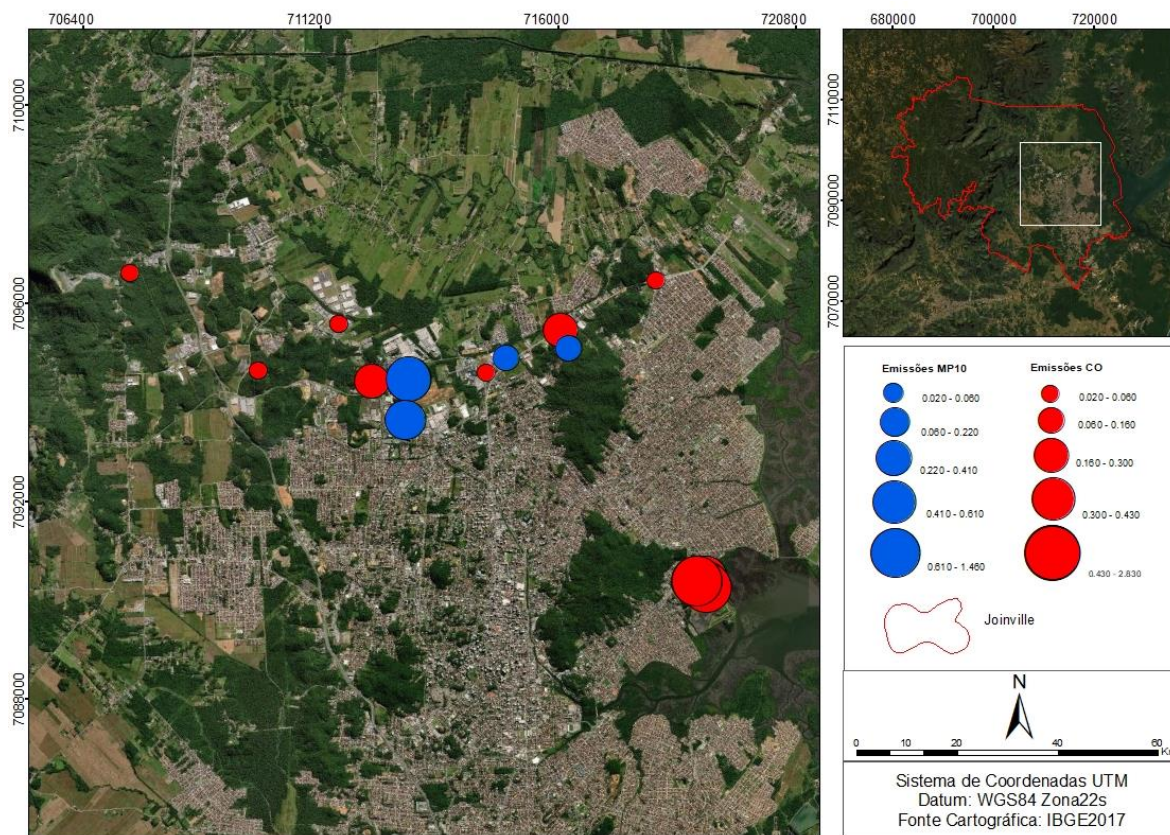
Fonte	Tipo	Lat	Long	Altitude	Altura	T(°C)	Velocidade	Diâmetro	Taxa MP10	Taxa CO
PREVER	POINT	717982	7096485	3	13.7	902.6	1	0.5	0	0
SCHULZ1	POINT	712236	7094447	3	28	311	8.1	0.6	0.008	0
SCHULZ2	POINT	712236	7094447	3	22.5	295	8.3	0.74	0.017	0.406
SCHULZ3	POINT	712236	7094447	3	22.7	308	5.4	0.3	0	0.001
SCHULZ4	POINT	712236	7094447	3	23	294	8.9	0.14	0	0.001
SCHULZ5	POINT	712236	7094447	3	14.2	295	13	0.82	0	0.031
JOFUND	POINT	707340	7096620	3	23.5	290	8.5	0.6	0.031	0
PIRÂM D 1	POINT	716005	7095434	3	30	303.5	19.35	1	0.01	0.057
PIRÂM D 2	POINT	716005	7095434	3	30	306.5	1	1	0.009	0
PERIN	POINT	714542	7094606	3	20	306	9.33	0.72	0.028	0.008
IRCE	POINT	707327	7094731	3	30	601.5	1	1	0	0
TUPY 1	POINT	718720	7090456	8	30	293	1	1	0.019	0
TUPY 2	POINT	718859	7090526	8	30	293	1	1	0.061	0
TUPY 3	POINT	718870	7090528	8	30	293	1	1	0.139	0
TUPY 4	POINT	718903	7090547	8	30	293	1	1	0.242	0
TUPY 5	POINT	718910	7090556	8	30	293	1	1	0.208	0
TUPY 6	POINT	718984	7090478	8	30	293	1	1	0.425	0
TUPY 7	POINT	718992	7090453	8	30	293	1	1	0.117	0
TUPY 8	POINT	719009	7090383	8	30	293	1	1	0.053	0
TUPY 9	POINT	718963	7090278	8	30	293	1	1	1.489	0
TUPY 10	POINT	718976	7090264	8	30	293	1	1	2.833	0
TUPY 11	POINT	718821	7090396	8	30	293	1	1	0.161	0
TUPY 12	POINT	718794	7090390	8	30	293	1	1	1.378	0
TUIUTI	POINT	718007	7096816	3	30	293	1	1	0	0
COOPER 1	POINT	711561	7095594	3	20	310.2	21.3	0.5	0.044	0
COOPER 2	POINT	711561	7095594	3	20	312.25	22.85	0.5	0.038	0
COOPER 3	POINT	711561	7095594	3	20	310.2	22.2	0.5	0.033	0
VITÓRIA 1	POINT	712906	7093649	3	15.5	302	1	0.6	0	0.133
VITÓRIA 2	POINT	712906	7093649	3	13.5	291	1	0.5	0	0.219
VITÓRIA 3	POINT	712906	7093649	3	15.5	296	1	0.6	0	0.406
VITÓRIA 4	POINT	712906	7093649	3	15.5	294	1	0.6	0	0.614
DOHLER 1	POINT	709944	7094651	3	30	293	1	1	0	0
DOHLER 2	POINT	709944	7094651	3	30	293	1	1	0	0
DOHLER 3	POINT	709944	7094651	3	30	293	1	1	0	0

Fonte: Adaptado de IMA; SDE (2020)

APÊNDICE D – Mapa de uso e ocupação do solo do município de Joinville

APÊNDICE E – Mapa hipsométrico do município de Joinville

APÊNDICE F – Localização das fontes industriais



APÊNDICE G – Máximas concentrações de MP10 para os cenários 1 e 2

Ranking CENÁRIO 1	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PF- 24H	Ranking CENÁRIO 2	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Final de qualidade do ar 24H
1	140.05	50	1	75	50
2	113.72	50	2	66	50
3	112.58	50	3	64	50
4	107.01	50	4	62	50
5	104.55	50	5	62	50
6	103.21	50	6	60	50
7	102.36	50	7	59	50
8	100.31	50	8	58	50
9	99.91	50	9	58	50
10	98.3	50	10	58	50

Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE H - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período de 1h

RANK	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Final de qualidade do ar 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	2225	50
2	773	50
3	691	50
4	626	50
5	602	50
6	601	50
7	583	50
8	582	50
9	570	50
10	558	50

Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE I - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período de 24h

Rank	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão final de qualidade do ar 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	140.05	50
2	113.72	50
3	112.58	50
4	107.01	50
5	104.55	50
6	103.21	50
7	102.36	50
8	100.31	50
9	99.91	50
10	98.30	50

Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE J - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período anual

RANK	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão final de qualidade do ar Anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	17.50	20
2	15.20	20
3	13.21	20
4	11.97	20
5	11.85	20
6	10.67	20
7	9.24	20
8	8.46	20
9	7.97	20
10	7.05	20

Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE K - Ranking das 10 maiores concentrações de CO para o período de 8h

RANK	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Final de qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	257	10343
2	241	10343
3	232	10343
4	227	10343
5	216	10343
6	214	10343
7	213	10343
8	198	10343
9	192	10343
10	187	10343

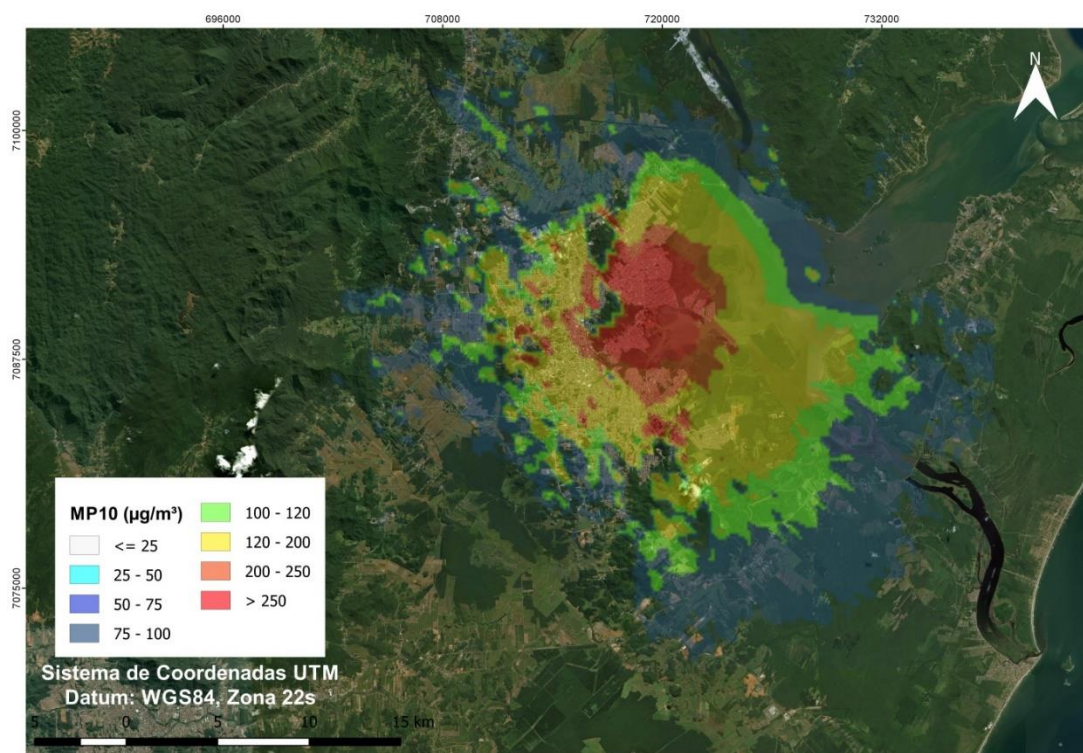
Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE L -Pontos de máximas concentrações de MP10 para o tempo médio de 24h

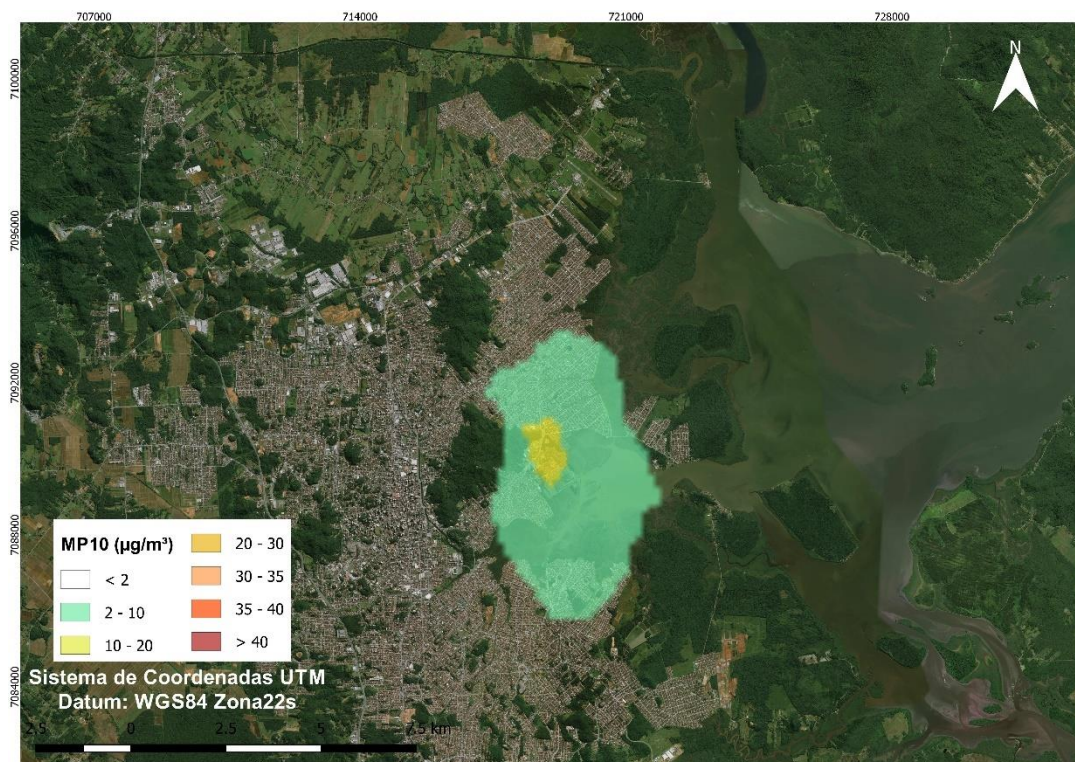
Coordenada X	Coordenada Y	Nº de Eventos Críticos
719143	7090056	75
718243	7090756	74
718643	7091389	55
718243	7089548	18
718843	7087056	15
718049	7090023	14
718643	7090756	12
718943	7089556	9
719221	7092056	8
718143	7089056	6
718143	7091056	5
719143	7089056	2

Fonte: Elaborado pelo autor

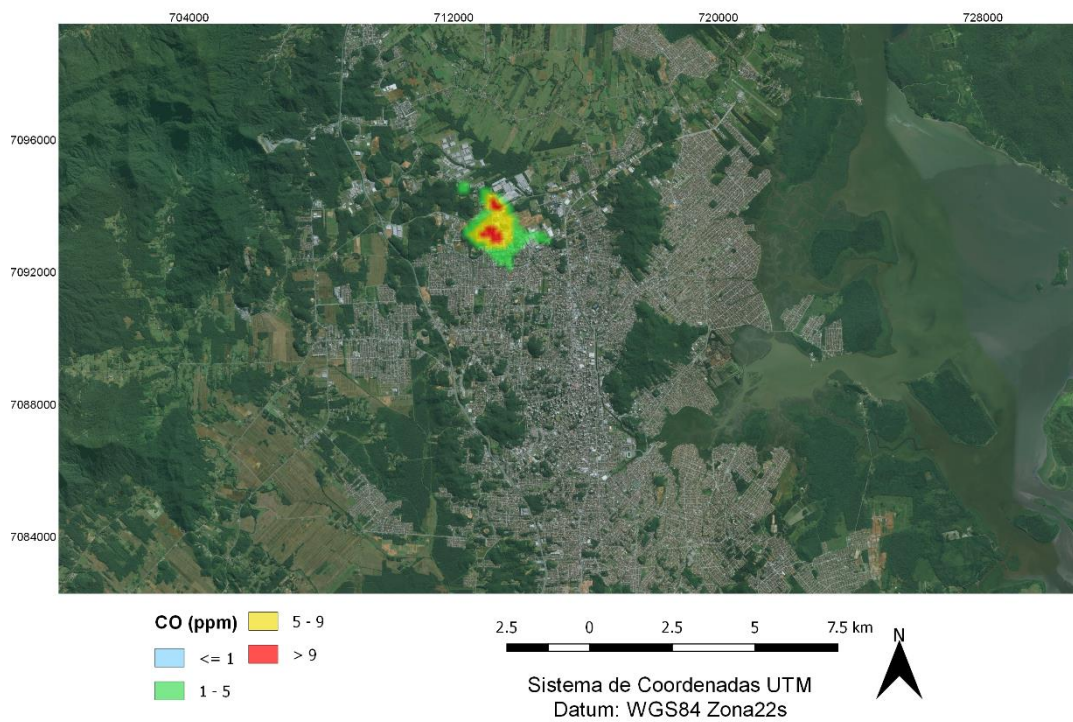
APÊNDICE M - Pluma de dispersão de MP10 para o período de 1 hora



APÊNDICE N - Pluma de dispersão de MP10 para o período anual



APÊNDICE O - Pluma de dispersão de CO para o período de 8h



**APÊNDICE P - Ranking das 10 maiores concentrações de MP10 para o período de 1h,
para o Cenário 2**

RANK	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Final de Qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	1098	50
2	834	50
3	684	50
4	642	50
5	632	50
6	618	50
7	608	50
8	605	50
9	585	50
10	585	50

Fonte: Elaborado pelo autor.

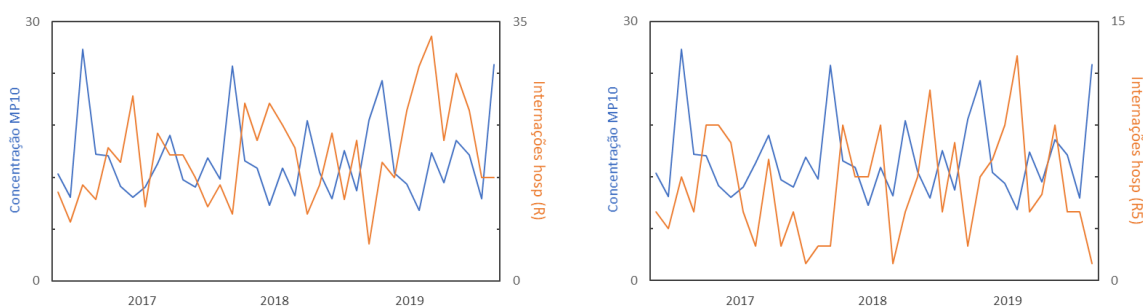
**APÊNDICE Q - Ranking das 10 maiores concentrações de CO para o período de 8h,
para o Cenário 2**

RANK	Concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Padrão Final de Qualidade do ar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
1	150	10343
2	127	10343
3	120	10343
4	112	10343
5	109	10343
6	103	10343
7	96	10343
8	87	10343
9	87	10343
10	85	10343

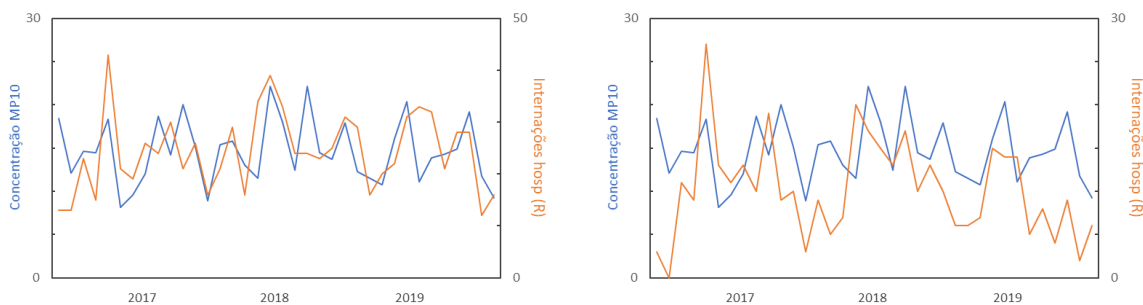
Fonte: Elaborado pelo autor.

APÊNDICE R – Gráfico de distribuição em dois eixos verticais. Em azul a concentração de MP10. Em laranja as internações referentes a cada grupo de doença analisado, sendo eles: Doenças Respiratórias em crianças até 5 anos (R5); Doenças Respiratórias para todas as idades (R) em regiões críticas em relação a qualidade do ar no município de Joinville. São apresentados por pontos críticos: P1(a), P2 (b) e P3 (c).

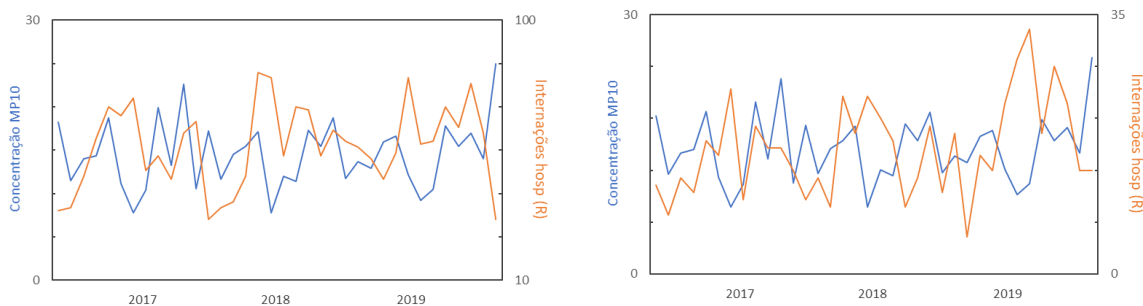
(a)



(b)



(c)



Fonte: Elaborado pelo autor