



**LUCAS COELHO VICTÓRIA**

**INFLUÊNCIA DAS FONTES FIXAS NO MATERIAL  
PARTICULADO DA REGIÃO METROPOLITANA DE BELO  
HORIZONTE**

**LAVRAS-MG  
2021**

**LUCAS COELHO VICTÓRIA**

**INFLUÊNCIA DAS FONTES FIXAS NO MATERIAL PARTICULADO DA REGIÃO  
METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE E AS DIFERENÇAS NA PROPORÇÃO  
DE PARTÍCULAS FINAS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Engenharia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. Marcelo Vieira da Silva Filho  
Orientador

**LAVRAS-MG  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Victória, Lucas Coelho.

Influência das fontes fixas no material particulado da região metropolitana de Belo Horizonte e as diferenças na proporção de partículas finas / Lucas Coelho Victória. - 2021.

65 p. : il.

Orientador(a): Marcelo Vieira da Silva Filho.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Estudo de dispersão atmosférica (EDA). 2. Poluição atmosférica. 3. AERMOD. I. Silva Filho, Marcelo Vieira da. II. Título.

**LUCAS COELHO VICTÓRIA**

**INFLUÊNCIA DAS FONTES FIXAS NO MATERIAL PARTICULADO DA REGIÃO  
METROPOLITANA DE BELO HORIZONTE**

**INFLUENCE OF INDUSTRIAL SOURCES ON PARTICULATE MATERIAL IN THE  
METROPOLITAN REGION OF BELO HORIZONTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Engenharia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 28 de outubro de 2021.

Dr. Marcelo Vieira da Silva Filho	UFLA
Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira	UFLA
Dr. Rizzieri Pedruzzi	UFMG
Dra. Regina Maura da Miranda	USP



Prof. Dr. Marcelo Vieira da Silva Filho  
Orientador

**LAVRAS-MG  
2021**

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer todos os que passaram pelo meu caminho durante essa fase difícil. Principalmente: Minha família, os mais próximos, os um pouco mais distantes, os amigos especiais; Minha namorada; Meus companheiros de UFLA, o pessoal do curso, da empresa júnior, os trabalhadores do LEMAF, os jovens cientistas do NEPUAI, a turma da pós-graduação e todos os que dividiram o mesmo tempo e espaço comigo nessa magnífica instituição de ensino; Meus amigos de convivência, os meninos da República Joseph, os agregados do Cafofo, a galera do climb e a turma das repúblicas na Afonso Pena. Também agradeço todo os servidores e funcionários que trabalham na UFLA, especialmente os envolvidos no curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e no Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

## RESUMO

A poluição atmosférica de causa antrópica se tornou um dos maiores fatores de risco considerável para a saúde humana. A Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), faz o monitoramento da qualidade do ar por meio de uma rede de estações automáticas, porém, sua disposição no estado de Minas Gerais ainda é deficiente. Portanto, os estudos de dispersão de poluentes atmosféricos são fundamentais para avaliar os impactos na qualidade do ar de uma determinada região. Essa e pesquisa teve por objetivo, avaliar a contribuição industrial na concentração de material particulado ( $MP_{10}$ ) na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), a partir do modelo matemático AERMOD, e também gerar razões de proporcionalidades de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  para diferentes locais da RMBH. O modelo de dispersão utilizado é baseado na curva gaussiana e é recomendado pela agência de proteção ambiental norte-americana e, seus pré-processadores, foram empregados para cálculo das variáveis meteorológicas e topográficas. Para o estudo de proporcionalidade das partículas finas foram acessados os dados de 12 estações de monitoramento de qualidade do ar da FEAM e, com o auxílio da linguagem de programação R, foram calculadas as regressões lineares que equivalem numericamente às razões  $MP_{2,5}/MP_{10}$ . A estação com maior valor de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  foi a localizada próxima à Delegacia Amazonas em Belo Horizonte, e o menor valor foi encontrado na estação Célvia, em São José da Lapa, que também teve a menor influência das fontes indústria, em Betim. Esse estudo demonstrou a metodologia complexa de operação de um modelo de dispersão atmosférica, e também proporcionou constatações sobre a cobertura deficiente dos dados de qualidade do ar no estado de Minas Gerais.

Palavras-chave: Estudo de dispersão atmosférica (EDA). Poluição atmosférica. Aerossóis. AERMOD.

## ABSTRACT

Human-caused air pollution has become one of the greatest considerable risk factors for human health. The State Environmental Foundation (FEAM) monitors air quality through a network of automatic stations, however, its provision in the state of Minas Gerais is still deficient. Therefore, studies on the dispersion of atmospheric pollutants are essential to assess the impacts on air quality in a given region. This research aimed to evaluate the industrial contribution in the concentration of particulate matter (PM<sub>10</sub>) in the Metropolitan Region of Belo Horizonte (MRBH), from the AERMOD mathematical model, and also to generate proportionality ratios of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> for different MRBH locations. The dispersion model used is based on the Gaussian curve and is recommended by the North American Environmental Protection Agency, and its preprocessors were used to calculate meteorological and topographical variables. For the study of fine particle proportionality, data from 12 FEAM air quality monitoring stations were accessed and, with the aid of the R programming language, linear regressions that numerically equivalent to the MP<sub>2.5</sub>/MP<sub>10</sub> ratios were calculated. The station with the highest PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> value was located close to the Amazonas Police Station in Belo Horizonte, and the lowest value was found at the Célvia station, in São José da Lapa, which also had the least influence from industrial sources, in Betim. This study demonstrated the complex methodology of operating an atmospheric dispersion model, and also provided insights into the poor coverage of air quality data in the state of Minas Gerais.

Keywords: Atmospheric dispersion study (EDA). Atmospheric pollution. aerosols. AERMOD.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ciclo diário da Camada Limite Planetária.....	23
Figura 2 - Ilustração esquemática do sistema de coordenadas utilizado em um modelo Gaussiano tradicional. ....	30
Figura 3 - Organograma da metodologia empregada no modelo AERMOD.....	31
Figura 4 - Mapa da área de interesse com a localização das estações da rede de monitoramento da qualidade do ar da GESAR/FEAM.....	35
Figura 5 – Gráfico de dispersão das concentrações horárias de MP <sub>10</sub> e MP <sub>2,5</sub> com os modelos de regressão linear traçados, considerando MP <sub>10</sub> como variável independente e MP <sub>2,5</sub> a variável dependente, para toda série de dados disponíveis da estação DAM (2015 a 2018) e o coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> ). ....	46
Figura 6 - Gráfico de dispersão das concentrações horárias de MP <sub>10</sub> e MP <sub>2,5</sub> com os modelos de regressão linear traçados, considerando MP <sub>10</sub> como variável independente e MP <sub>2,5</sub> a variável dependente, para toda série de dados disponíveis da estação EFG (2015 a 2017) e coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> ). ....	46
Figura 7 - Média geral da razão das concentrações horárias MP <sub>2,5</sub> /MP <sub>10</sub> medidas entre 2015 e 2018, para 12 estações de monitoramento da qualidade do ar da FEAM na RMBH.....	47
Figura 8 - Modelagem da dispersão de MP <sub>10</sub> de fontes industriais para os meses de junho e julho de 2018. ....	51
Figura 9 - Comparação dos valores Normalizados das concentrações de MP <sub>10</sub> obtidas pelo AERMOD, para o período de junho e julho/2018, com as medidas nas estações da FEAM, dos municípios de BH, Betim e Contagem. ....	54
Figura 10 - Comparação dos valores Normalizados das concentrações de MP <sub>10</sub> obtidas pelo AERMOD com as medidas nas estações da FEAM, com os valores Normalizados, dos municípios de Ibirité e da única estação de São José da Lapa com dados em 2018. ....	55

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões de Qualidade do Ar segundo a Res. CONAMA 491/2018, sendo três padrões intermediários (PI) e um padrão final (PF), cuja concentração equivale à recomendada no relatório da OMS de 2005.....	16
Tabela 2 - Lista dos parâmetros de superfície calculados pelo pré-processador meteorológico AERMET (.sfc) .....	32
Tabela 3 - Lista de parâmetros do perfil da atmosfera calculado pelo pré-processador meteorológico AERMET (.pfl). .....	33
Tabela 4 - Estações de monitoramento de qualidade do ar e variáveis meteorológicas pertencentes à FEAM utilizadas no trabalho.....	36
Tabela 5 - Estatística descritiva dos conjuntos gerais de dados por estação, com o número de dados, sua representatividade (%), média, mediana, desvio padrão, mínima e máxima concentração horária ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) encontrada para os dois poluentes. ....	42
Tabela 6 - Resultados da Regressão Linear da concentração de MP <sub>2,5</sub> em função da concentração de MP <sub>10</sub> , desconsiderando o coeficiente linear ( $\beta_0 = 0$ ), calculada para os diferentes anos e o conjunto geral (todos) os dados. ....	44
Tabela 7 - Valores da razão MP <sub>2,5</sub> /MP <sub>10</sub> encontrados em outros estudos .....	49
Tabela 8 - Representatividade das concentrações diárias médias de MP <sub>10</sub> modeladas.....	52

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>11</b>
<b>1.1</b>	<b>OBJETIVOS .....</b>	<b>13</b>
<b>1.1.1</b>	<b>Objetivos gerais.....</b>	<b>13</b>
<b>1.1.2</b>	<b>Objetivos específicos .....</b>	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>14</b>
<b>2.1</b>	<b>Poluição atmosférica.....</b>	<b>14</b>
<b>2.2</b>	<b>Legislação brasileira.....</b>	<b>15</b>
<b>2.3</b>	<b>Material particulado.....</b>	<b>18</b>
<b>2.4</b>	<b>Efeitos do MP na saúde pública .....</b>	<b>19</b>
<b>2.5</b>	<b>Proporção entre partículas finas e inaláveis (MP<sub>2,5</sub> /MP<sub>10</sub>) .....</b>	<b>19</b>
<b>2.6</b>	<b>Dispersão dos poluentes na atmosfera .....</b>	<b>20</b>
<b>2.7</b>	<b>Camada Limite Planetária (CLP) .....</b>	<b>22</b>
<b>2.8</b>	<b>Turbulência .....</b>	<b>23</b>
<b>2.9</b>	<b>Atributos micrometeorológicos .....</b>	<b>24</b>
<b>2.9.1</b>	<b>Radiação solar.....</b>	<b>24</b>
<b>2.9.2</b>	<b>Fluxo de calor sensível (H).....</b>	<b>25</b>
<b>2.9.3</b>	<b>Gradiente vertical de temperatura (dT/dZ).....</b>	<b>25</b>
<b>2.9.4</b>	<b>Velocidade de fricção (u*) e comprimento de Monin-Obukhov (L) .....</b>	<b>26</b>
<b>2.10</b>	<b>Atributos de superfície .....</b>	<b>28</b>
<b>2.11</b>	<b>Modelos de dispersão de poluentes .....</b>	<b>29</b>
<b>2.12</b>	<b>AERMOD .....</b>	<b>30</b>
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>34</b>
<b>3.1</b>	<b>Descrição da área de estudo.....</b>	<b>34</b>
<b>3.2</b>	<b>Regressão linear e a razão entre as frações do material particulado</b>	<b>35</b>
<b>3.2.1</b>	<b>Aquisição e manipulação dos dados de MP.....</b>	<b>35</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Estatística descritiva .....</b>	<b>36</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Regressão linear .....</b>	<b>Erro! Indicador não definido.</b>
<b>3.3</b>	<b>Modelagem da dispersão de poluentes emitidos por fontes industriais.....</b>	<b>37</b>
<b>3.3.1</b>	<b>Dados meteorológicos: execução AERMET .....</b>	<b>38</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Dados topográficos: execução AERMAP .....</b>	<b>39</b>
<b>3.3.3</b>	<b>Levantamento das fontes poluidoras: execução AERMOD .....</b>	<b>39</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>41</b>

<b>4.1</b>	<b>MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> na RMBH: estatística descritiva.....</b>	<b>41</b>
<b>4.2</b>	<b>Regressão linear: razão MP<sub>2,5</sub>/MP<sub>10</sub>.....</b>	<b>43</b>
<b>4.3</b>	<b>Modelagem da dispersão de poluente de fontes industriais.....</b>	<b>49</b>
<b>4.4</b>	<b>Participação das fontes industriais na concentração de MP<sub>10</sub>.....</b>	<b>52</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>55</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>57</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica pode ser entendida como o conjunto de gases e partículas de aerossóis, e partículas sólidas e líquidas suspensas na atmosfera, que podem causar efeitos danosos aos ecossistemas e à saúde humana (SEINFELD; PANDIS, 2016). No meio ambiente, a poluição influencia tanto pela deposição seca, quanto pela deposição úmida (chuva ácida), podendo causar danos materiais, eutrofização de massas de água e acidificação do solo (DUAN *et al.*, 2016; ZHAN *et al.*, 2017; PEREIRA; FORNARO; VIEIRA-FILHO, 2021), podendo também, afetar a população. Pesquisas epidemiológicas indicam que, a poluição atmosférica está associada ao aumento de mortes e internações hospitalares, principalmente devido a doenças respiratórias e cardiovasculares (FREITAS *et al.*, 2013; DAPPER; SPOHR; ZANINI, 2016; GOUVEIA *et al.*, 2019). Também se estima que cerca de 7 milhões de mortes prematuras por ano ocorram devido à exposição a poluentes atmosféricos, configurando assim, um dos maiores riscos ambientais para a saúde, mundialmente (WHO, 2016).

Devido a frequência de ocorrência e os riscos associados à exposição, os principais poluentes do ar são: Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Enxofre e Nitrogênio (SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub>), Ozônio troposférico (O<sub>3</sub>) e o material particulado (MP) (SEINFELD; PANDIS, 2016). O MP é composto por partículas sólidas ou líquidas, de tamanho e composição química variada de acordo com sua fonte de origem (VALLERO, 2014). Destaca-se o MP, pois possui uma associação com consequências adversas à saúde humana e ambiental (GBD, 2015 RISK FACTORS COLLABORATORS, 2016; POPE III *et al.*, 2019; POPE *et al.*, 2020). Os Órgãos órgãos internacionais, como a Organização Mundial da Saúde (*World Health Organization* – WHO) e a agência de proteção ambiental dos EUA (*U. S. Environmental Protection Agency* – US EPA) estabelecem recomendações de valores máximos de concentração para os poluentes (WHO, 2021; US EPA, 2021). Porém, existem evidências relacionando riscos à população com as concentrações encontradas comumente em países desenvolvidos. Tanto a poluição como a reação dos indivíduos, variam, portanto, a existência de um padrão internacional não garante a proteção total da saúde das pessoas (WHO, 2016).

O controle da poluição atmosférica é realizado por meio de uma rede de monitoramento da qualidade do ar. Essa rede é um instrumento útil para a segurança da saúde humana e do ambiente, mas por motivos de caráter econômico, o número de pontos de medida de uma rede é limitado. O monitoramento da qualidade do ar em âmbito nacional é precário, pode-se considerar que somente 7 unidades federativas realizam o monitoramento contínuo (ISS, 2019).

Pela legislação nacional, para monitoramento dos padrões de qualidade referentes ao MP, são monitoradas partículas totais em suspensão (PTS), partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{10}$ ), partículas finas com diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$ ) (MMA, 2018)

No estado de Minas Gerais (MG), a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) opera uma rede constituída com 32 estações automáticas, instaladas com monitores de MP, analisadores de gases, sensores meteorológicos e sistema de aquisição e transmissão dos dados. Dessas estações, mais de um terço (13), estão localizadas na região metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) (ISS, 2019).

Sabendo da deficiência do monitoramento da qualidade do ar, da dificuldade e custo oneroso para a expansão da rede de monitoramento, surge como alternativa a utilização de modelos de dispersão atmosféricos. A modelagem da dispersão atmosférica possibilita a realização de simulações e previsões das concentrações de poluentes em locais onde não há o monitoramento (BARBON; GOMES, 2010). Esses modelos executam um papel importante no planejamento da gestão da qualidade do ar, pois fornecem informações capazes de ligar a causa da poluição com o efeito decorrente, para uma grande diversidade de cenários (SONAWANE; PATIL; SETHI, 2012).

Apesar de suas limitações, os Modelos Gaussianos têm sido implementados satisfatoriamente em ambientes urbanos, estradas, ambientes rurais (HEIST *et al.*, 2013; HADLOCON *et al.*, 2015; KHANAKI; AHMADI; MARYAM, 2017). Atualmente, o modelo aprovado para fins regulatórios pela US EPA, a Agência de Proteção Ambiental norte-americana é um modelo de dispersão gaussiano denominado AERMOD (US EPA, 2021).

Sabendo da necessidade de aplicar tecnologias cada vez mais eficientes, e com o intuito de buscar respostas sobre as fontes e comportamento do MP em uma grande metrópole, esse estudo concilia dados do modelo de dispersão atmosférica AERMOD, e dados coletados *in situ*, com o objetivo de avaliar a contribuição industrial na concentração de material particulado ( $\text{MP}_{10}$ ) na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH).

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivos gerais**

Esse estudo teve por objetivo avaliar a contribuição industrial na concentração de material particulado ( $MP_{10}$ ) na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), entre os anos de 2015 a 2018, a partir do modelo de dispersão atmosférica AERMOD e; gerar as razões de proporcionalidades de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  para diferentes locais da RMBH, a fim de avaliar quais fatores influenciam nas medições de MP das estações de monitoramento de qualidade do ar.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- i. Avaliar os dados das concentrações de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  e sua variabilidade dentro da RMBH;
- ii. A partir de regressões lineares, gerar modelos capazes de estimar as concentrações de material particulado fino, com base nas concentrações do material particulado grosso;
- iii. Simular, pelo emprego do AERMOD e do inventário de fontes fixas, a contribuição industrial na concentração de  $MP_{10}$  em diferentes municípios da RMBH.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Poluição atmosférica

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 491 de 19 de novembro de 2018 (CONAMA, 2018), define poluente atmosférico como qualquer forma de matéria que em quantidade, concentração, tempo ou outras características, possa tornar o ar prejudicial à saúde, inconveniente ao bem-estar público, ou possibilite danos aos materiais e ao meio ambiente de forma geral.

As fontes de poluição do ar podem ser classificadas, também de forma geral, como fontes naturais e antropogênicas. A poluição de origem natural é resultado de processos ambientais sem intervenção humana, tais como as emissões de partículas e gases de um vulcão em atividade, as emissões de compostos orgânicos voláteis (COVs) pela vegetação e de diversos poluentes em caso de incêndios, as emissões provenientes da decomposição de animais e plantas. A poluição atmosférica de origem antropogênica está relacionada às atividades desenvolvidas pelo ser humano, como queima de combustíveis, processos químicos, operações industriais e agrícolas, e na geração de energia elétrica (SEINFELD; PANDIS, 2016).

Uma vez na atmosfera, os poluentes podem ser divididos em duas classes: primários e secundários (BRAGA *et al.*, 2001). Os primários são aqueles lançados em sua forma final diretamente na atmosfera, como o Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>), os Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e o Monóxido de Carbono (CO). Os secundários são aqueles que se formam a partir de reações químicas com outras moléculas presentes no ar, como por exemplo, o Ácido Sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), formado a partir do Dióxido de Enxofre, cujo efeito colateral está relacionado com sua possibilidade de acidificar a deposição atmosférica. Outro poluente secundário destacado é o Ozônio (O<sub>3</sub>), formado em altitudes troposféricas devido à presença de poluentes precursores (NO<sub>x</sub>, Hidrocarbonetos, COVs) e da incidência da luz solar, que fornece energia para a quebra das moléculas (VALLERO, 2014).

Os poluentes atmosféricos podem ser classificados de acordo com seu estado de agregação, como sólidos, líquidos ou gasosos. A composição química também é passível de uso para a diferenciação dos poluentes, que pode ser orgânica ou inorgânica, permitindo assim, estudos mais detalhados sobre sua formação (KAWASHIMA, 2015). Percebe-se que a poluição atmosférica apresenta alta variabilidade, na escala temporal e espacial, facilitando a padronização e o estabelecimento de critérios, pela medição sistemática da qualidade do ar,

restrita a um número de poluentes, definidos em razão de sua importância e dos recursos disponíveis para seu acompanhamento (WHO, 2005).

## **2.2 Legislação brasileira**

A regulamentação da poluição do ar tem enfatizado a avaliação das fontes antropogênicas, pois o conhecimento sobre os processos responsáveis pela emissão de poluentes na atmosfera, permite mais possibilidades de intervenções. Possibilitando assim, a tomada de medidas. Esta regulamentação possibilita a tomada de medidas para impedir ou minimizar a formação e liberação dos poluentes. Nesse sentido, os caminhos pelos quais os poluentes são gerados e emitidos devem ser monitorados, bem como a qualidade do ar ambiente, que está sujeito a sinergia das fontes de uma área, de maneira a contribuir com medidas de prevenção e controle da poluição (SANTOS, 2018).

A gestão da qualidade do ar no Brasil teve seu início por meio da Portaria nº 231 de 17 de abril de 1976 do extinto Ministério do Meio Ambiente (IBAMA, 1976). Passados alguns anos, os padrões de qualidade do ar foram previstos pela Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981 - Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) (BRASIL, 1981), que, juntamente com as Resoluções nº 005 de 15 de junho de 1989 (CONAMA, 1989) e 003 de 28 de julho de 1990 (CONAMA, 1990), constituíram o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR) (BRASIL, 1981).

Mais recentemente, dando enfoque às emissões industriais, surgiram instrumentos importantes para a execução do PRONAR estabelecidos através das Resoluções nº 382 de dezembro de 2006 (CONAMA, 2006) e nº 436 de 22 de dezembro de 2011 (CONAMA, 2011), que são complementares, e estabelecem os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas. Na esfera estadual de Minas Gerais, existe ainda a Deliberação Normativa do Conselho Estadual de Política Ambiental nº 187 de 19 de setembro de 2013 (COPAM, 2013), que possui objetivos semelhantes aos das resoluções nacionais supracitadas. Estas normas criaram diretrizes para o gerenciamento das fontes fixas, segundo suas tipologias industriais, delimitando também concentrações máximas de emissão (SANTOS, 2018).

Assim, foram estabelecidas novas diretrizes dos padrões de qualidade do ar, fazendo também uma atualização nas definições dos poluentes, instaurando novos limites, seguindo as recomendações internacionais da Organização Mundial da Saúde (OMS). Destaque para a entrada do material particulado fino (MP<sub>2,5</sub>) como poluente a ser monitorado obrigatoriamente,

e o Chumbo, que deverá ser medido em alguns casos especiais. Os valores de concentração máximos para cada etapa de implantação dos padrões de qualidade do ar estão ilustrados na Tabela 1. A razão da escolha desses parâmetros como indicadores de qualidade do ar está ligada à sua maior frequência de ocorrência e aos efeitos adversos que causam ao meio ambiente e à saúde humana (MENDES, 2018).

Em função da mudança recente na legislação, atualmente se consideram como referências os valores de concentração atribuídos ao Padrão Intermediário 1 (PI-1). Padrão esse que estabelece uma concentração de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o  $\text{MP}_{10}$  e  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para o  $\text{MP}_{2,5}$ .

Tabela 1- Padrões de Qualidade do Ar segundo a Res. CONAMA 491/2018, sendo três padrões intermediários (PI) e um padrão final (PF), cuja concentração equivale à recomendada no relatório da OMS de 2005.

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1	PI-2	PI-3	PF
		µg/m <sup>3</sup>			µg/m <sup>3</sup>
Material Particulado - MP <sub>10</sub>	24 horas	120	100	75	50
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20
Material Particulado - MP <sub>2,5</sub>	24 horas	60	50	37	25
	Anual <sup>1</sup>	20	17	15	10
Dióxido de Enxofre - SO <sub>2</sub>	24 horas	125	50	30	20
	Anual <sup>1</sup>	40	30	20	-
Dióxido de Nitrogênio - NO <sub>2</sub>	1 hora <sup>2</sup>	260	240	220	200
	Anual <sup>1</sup>	60	50	45	40
Ozônio - O <sub>3</sub>	8 horas <sup>3</sup>	140	130	120	100
Fumaça	24 horas	120	100	75	50
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20
Monóxido de Carbono - CO	8 horas <sup>3</sup>	-	-	-	9 <sup>5</sup>
Partículas Totais em Suspensão - PTS	24 horas	-	-	-	240
	Anual <sup>4</sup>	-	-	-	80
Chumbo - Pb <sup>6</sup>	Anual <sup>1</sup>	-	-	-	0,5

1 - média aritmética anual; 2 - média horária; 3 - máxima média móvel obtida no dia; 4 - média geométrica anual; 5- medido em ppm; 6 - medido nas partículas totais em suspensão

Fonte: CONAMA (2018).

### 2.3 Material particulado

O material particulado (MP), também conhecido como aerossol, é constituído por partículas sólidas e/ou líquidas em suspensão no ar que se respira. Essas partículas podem ser emitidas diretamente pelas fontes de poluição (partículas primárias) ou formadas na atmosfera por processos de conversão gás-partícula (partículas secundárias) (SEINFELD; PANDIS, 2016).

A composição e o tamanho das partículas do MP dependem das fontes de emissão e dos processos físico-químicos que ocorrem na atmosfera. Embora o MP possa ser classificado de várias maneiras, seu diâmetro aerodinâmico tem sido o principal critério, pois afeta tanto o seu tempo de vida na atmosfera, quanto suas propriedades físicas e químicas (SILVA FILHO, 2015) e seu alcance no sistema respiratório. Com dimensões podendo variar de 0,002 a 100,0  $\mu\text{m}$ , o tamanho das partículas está diretamente ligado ao seu potencial de causar problemas à saúde. As partículas com diâmetro entre 2,5 a 10,0  $\mu\text{m}$ , geralmente atingem o trato respiratório superior, porém, as partículas com diâmetro menor que 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{MP}_{2,5}$ ), podem atingir os alvéolos pulmonares (ESWORTHY, 2013; KIM; KABIR; KABIR, 2015).

O MP pode ser emitido por fontes naturais (queimadas, erupções, transporte de poeira) e também por fontes antrópicas, pois é um resíduo de processos de combustão, tanto em veículos automotores, quanto em processos industriais. As partículas de maior diâmetro ( $\text{PM}_{10}$  e  $\text{MP}_{10}$ ) são geralmente mais associadas a processos naturais do que as partículas finas ( $\text{MP}_{2,5}$ ) (VALLERO, 2014; SEINFELD; PANDIS, 2016), o que condiz com os resultados de estudos que as caracterizaram. Em seis capitais brasileiras foram demonstrados pela alta presença de fuligem, que as emissões de partículas finas são majoritariamente emitidas por veículos pesados movidos a diesel (ANDRADE *et al.*, 2012; DE MIRANDA *et al.*, 2012).

Nos estudos de Pacheco *et al.* (2017), que compararam as duas maiores regiões metropolitanas brasileiras, que são as regiões que cercam as capitais de São Paulo e Rio de Janeiro, a RMBH apresentou menores concentrações médias anuais para  $\text{MP}_{10}$  e  $\text{MP}_{2,5}$ . Porém, o estudo apontou que, em 2012, a concentração média anual de ambos os poluentes ultrapassou os limites recomendados pela WHO.

## 2.4 Efeitos do MP na saúde pública

A exposição à poluição atmosférica está entre os maiores riscos para a saúde, mundialmente (GBD 2016). Estima-se que até o ano de 2050, os riscos dessa exposição superem as mortes ocorridas devido ao saneamento básico precário e pela malária (OECD, 2012 apud FAJERSZTAJN *et al.*, 2017).

O Organização Mundial da Saúde (WHO) estima que 3,7 milhões de mortes prematuras possam ser associadas com o MP<sub>10</sub>. Analisando os dados de diversas cidades europeias, a OMS ainda relata que um aumento de 10 µg m<sup>-3</sup> na concentração de MP<sub>10</sub> foi associado ao aparecimento de sintomas relacionados as doenças respiratórias, como dificuldade de andar e tosse, em pessoas já debilitadas por asma ou obstrução pulmonar crônica (KARAKATSANI *et al.*, 2012). Avaliando uma série temporal de 10 anos de dados de São Paulo, Pinheiro *et al.* (2014) constataram que esse mesmo valor de aumento na concentração do MP<sub>10</sub> está relacionado positivamente com a mortalidade por doenças respiratórias e cardiovasculares em indivíduos adultos.

A exposição ao material particulado fino MP<sub>2,5</sub> tem um fator variável de contribuição à morbidade e mortalidade cardiovascular, com efeitos mais perceptíveis quando avaliados longos prazos de exposição (BROOK *et al.*, 2010). Em seu estudo realizado em uma das principais cidades australianas, Browne *et al.* (2015) associaram 430 mortes prematuras, mais centenas de admissões hospitalares, em um ano, devido à exposição ao MP<sub>2,5</sub>. Concentrações acima do padrão sugerido pela EPA para material particulado fino (15 µg m<sup>-3</sup>), estão associados com um incremento de 19% no risco de nascimentos prematuros, com agravante se essa exposição ocorrer no terceiro trimestre de gestação (DEF FRANCO *et al.*, 2016).

## 2.5 Proporção entre partículas finas e inaláveis (MP<sub>2,5</sub> /MP<sub>10</sub>)

Como os poluentes MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> apresentam caracterização química variada, e estão associados a diferentes origens, o estudo da razão dessas frações do material particulado pode providenciar informações importantes, pois permite analisar as possíveis fontes que estão influenciando a saúde da população de uma determinada área (SPERANZA *et al.*, 2014).

As razões mais altas de MP<sub>2,5</sub> /MP<sub>10</sub> estão associadas a uma maior influência de fontes antropogênicas na poluição atmosférica, enquanto menos razões indicam uma presença acentuada de partículas grossas, que, por sua vez, estão mais associadas a fontes naturais

(SUGIMOTO *et al.*, 2016). Alguns autores sugerem que a razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  pode ser usada para caracterizar os processos atmosféricos subjacentes de um ambiente sob análise (CHU; HUANG; LIN, 2015; XU *et al.*, 2017).

Segundo a OMS, a fração de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  é de 0,5 em áreas urbanas de países em desenvolvimento (WHO, 2005). Em seu estudo no norte do Paraná, Beal (2015) encontrou a razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  em média de 0,3 para as cidades de Londrina e Maringá, concluindo que o transporte e os processos de emissão de poluentes são característicos de áreas urbanas em desenvolvimento.

Em um estudo realizado em Santos, SP, foi constatado que as partículas finas representam em média 40% das partículas inaláveis. Porém, em alguns dias específicos, onde houve aumento do  $MP_{10}$  a uma concentração acima de  $20 \mu g m^{-3}$ , a relação  $MP_{2,5}/MP_{10}$  é sempre menor que 0,4. Isso indica uma participação mais significativa de fontes de partículas na faixa de 2,5 a 10  $\mu m$ , que geralmente têm sua emissão associada a processos mecânicos, como a transferência de grãos, ressuspensão do solo (desgaste de pavimento) (CETESB, 2015).

Analisando ambas as frações de material particulado em ambiente interno e externo ao mercado municipal de São Carlos, SP, foi encontrada razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  média de 0,71 para o MP interno e 0,75 para o MP externo, indicando grande participação do material particulado fino no total. Vale a pena ressaltar, que a área de coleta deste estudo foi no centro da cidade, um ponto com alta circulação de veículos (SILVA, 2015).

As altas concentrações de  $MP_{2,5}$  recebem maior atenção devido às características desse poluente, que devido ao menor diâmetro podem permanecer mais tempo em suspensão e estão associados mais drasticamente a efeitos danosos sobre a saúde (DOMINICI; GREENSTONE; SUNSTEIN, 2014; ANDREÃO *et al.*, 2020). Fazendo com que altas razões de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  indiquem situações potencialmente mais prejudiciais. No entanto, Xu *et al.* (2017), ressaltam que as aplicações da razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  precisam de evidências que considerem a variação espaço temporal desse valor. Como o comportamento na atmosfera dos poluentes difere, é importante acompanhar as condições atmosféricas que os influenciam.

## 2.6 Dispersão dos poluentes na atmosfera

A dispersão é a propagação de um composto em um fluido. Nas diferentes matrizes ambientais (ar, água) onde podem ser despejados os poluentes, a dispersão é resultado da combinação dos processos de advecção e difusão. A advecção é relacionada ao movimento do

fluido e suas moléculas, e a difusão promove o transporte do composto devido a uma diferença de concentração no meio, mesmo na ausência de movimento no fluido. Em condições atmosféricas, o processo de difusão ocorre concomitantemente com a movimentação das massas de ar, portanto, o processo de dispersão principal pode ser considerado como dispersão turbulenta (ANDREÃO; GALVÃO; FERONI, 2016; RODRIGUES, 2016).

A equação diferencial que descreve o transporte de poluentes é obtida a partir do conceito de conservação de massa em um meio isotrópico, a qual se atribui o nome de equação advecção-dispersão (FISCHER *et al*, 1979) (EQUAÇÃO 1).

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \left[ \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right] - \left[ u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} \right] + R(C, t) + S(x, y, z, t) \quad (1)$$

Em que,

C: concentração da espécie química considerada [M L<sup>-3</sup>];

u, v e w: componente da velocidade segundo as direções x, y e z [L T<sup>-1</sup>];

D: coeficiente de difusão molecular da espécie [L<sup>2</sup> T<sup>-1</sup>];

R: taxa de geração da espécie devido a reações químicas [M L<sup>3</sup> T<sup>-1</sup>];

S: taxa de extinção do poluente no volume de controle [M L<sup>3</sup> T<sup>-1</sup>];

x, y, z = distância ao longo do respectivo eixo coordenado [L].

Ao lado esquerdo da Equação 1, está o termo que se refere à variação da concentração da espécie química (poluente) no tempo. Ao lado direito, a primeira parcela é referente aos processos difusivos; a segunda parcela representa a quantidade de poluente que sai do volume de controle devido à advecção. Os últimos dois termos referem-se às reações químicas que podem ocorrer no volume para geração e extinção do poluente no volume de controle. A concentração de poluentes em uma determinada região é influenciada pelas características das fontes de emissão (velocidade e temperatura do gás de saída, altura e diâmetro da chaminé), pelo uso e ocupação da superfície, juntamente com seu relevo topográfico. Há de se destacar o papel importante das condições atmosféricas, que também são fatores que vão reger a dispersão desses poluentes. As condições atmosféricas, por sua vez, dependem de variáveis meteorológicas, como a velocidade e direção dos ventos, temperatura e umidade, inversões térmicas e estabilidade atmosférica (SEINFELD; PANDIS, 2016). Para que se possa diluir

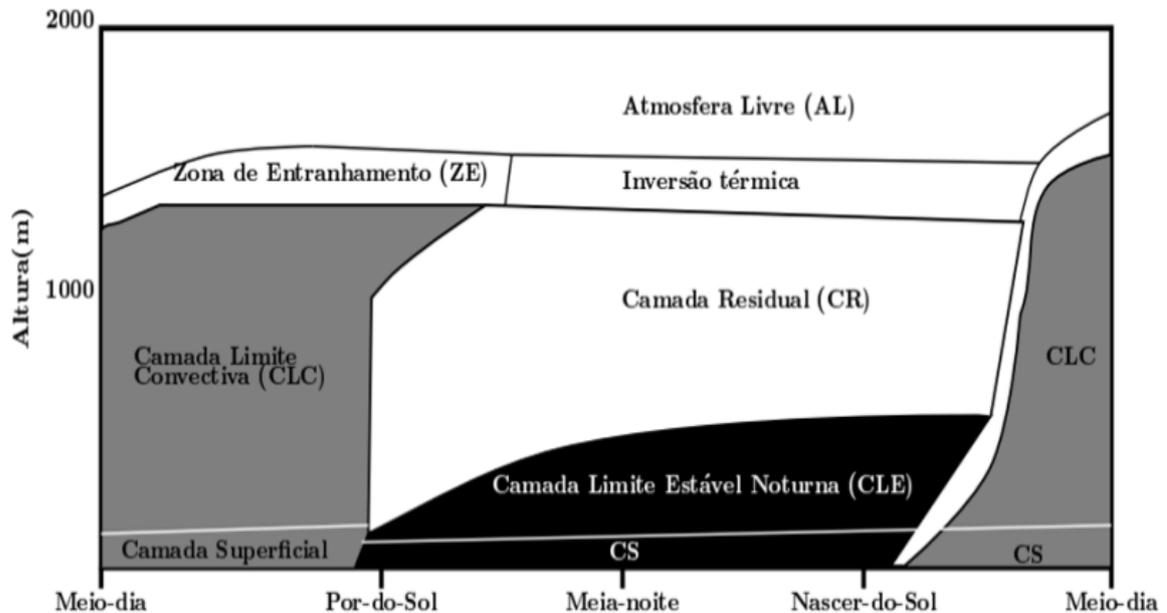
efetivamente os poluentes, é necessário que as condições favoráveis se estendam por um volume da atmosfera. A porção da atmosfera que comanda os processos de dispersão é a mais baixa, que sofre influência por ser próxima da superfície terrestre.

## **2.7 Camada Limite Planetária (CLP)**

A porção da atmosfera que governa o transporte e dispersão de poluentes recebe o nome de Camada Limite Planetária (CLP), a qual representa o domínio de influência da superfície terrestre sobre o campo de vento atmosférico. As propriedades físicas e térmicas da superfície, junto com a dinâmica e a termodinâmica da camada inferior da atmosfera, determinam a altura e estrutura da CLP (STULL, 1991).

Os movimentos turbulentos gerados por forçantes mecânicas e térmicas tornam a altura da CLP variável ao longo do ciclo diário. Durante o dia, quando a superfície é aquecida pelo Sol, ocorre uma transferência de calor desta para o interior da atmosfera mais fria, onde a predominância de turbulência é térmica, formando a Camada Limite Convectiva (CLC), com amplitudes de 100 até 3000 m. Durante a noite, quando a terra esfria mais rapidamente do que a atmosfera, existe uma transferência de calor no sentido inverso e a turbulência é predominantemente mecânica. Nesse caso forma-se a Camada Limite Estável (CLE), ou noturna, com altura variando de 10 até 300 m. Acima da CLP está a Atmosfera Livre (AL). A diferença fundamental entre a CLP e a AL é que, em geral, o escoamento na primeira é turbulento, enquanto que, na segunda, é laminar (SILVA, 2015; STULL, 1991). O ciclo diário da CLP está apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Ciclo diário da Camada Limite Planetária



Fonte: Adaptado de Stull (1991).

A CLP é formada por três componentes principais: a já citada CBL, também conhecida como Camada de Mistura, que se forma durante o dia apresentando grande turbulência; a Camada Residual (CR), menos turbulenta e; a Camada Limite Estável (CLE), que apresenta a menor turbulência. A turbulência promove maior mistura atmosférica, conseqüentemente, a dispersão é favorecida (GODISH, 2003).

## 2.8 Turbulência

A turbulência é a movimentação do ar de maneira irregular com rápidas alterações de velocidade e direção, acompanhada por correntes ascendentes e descendentes (GODISH, 2008). O regime de escoamento altamente irregular do ar é considerado como turbulência, sendo resultado direto dos efeitos térmicos (movimentos convectivos) e mecânicos (cisalhamento do vento horizontal). Zannetti (1990) afirma que a turbulência na CLP é o principal fator na dispersão vertical dos poluentes.

Como se pode perceber, a estimativa da turbulência mecânica proposta por Benkley e Schulman (1979), leva somente em consideração a velocidade do vento (EQUAÇÃO 2). Por outro lado, a turbulência térmica envolve mais fatores, sendo descrita por Zanetti (1990) pela Equação 3.

$$Turb_{mec} = 125 u \quad (2)$$

$$Turb_{ter} = \sqrt[2]{\frac{2 H (t - t_0)}{Cp \rho (\gamma_d - \gamma)}} \quad (3)$$

Em que:

$u$ = Velocidade do vento na altura de referência ( $m s^{-1}$ );

$t$ = Hora do dia (h);

$t_0$ = Horário do nascer do sol (6h);

$Cp$ = Calor específico do ar ( $J kg^{-1} K^{-1}$ );

$H$ = Fluxo de calor sensível ( $W m^{-2}$ );

$\rho$  = Densidade do ar ( $kg m^{-3}$ );

$\gamma_d$ = gradiente adiabática do ar seco;

$\gamma$ = gradiente adiabática do ar.

## 2.9 Atributos micrometeorológicos

### 2.9.1 Radiação solar

Em dias ensolarados, sem muitas nuvens, principalmente nas horas mais quentes, a turbulência térmica será a maior componente da CLP. A radiação solar é um componente importante no estudo da dispersão atmosférica, pois é dela que provém a energia que permite a ascensão das camadas mais baixas da atmosfera. A radiação pode ser aproximada e medida de diversas maneiras, devido às aplicações, destacam-se:

- i. A Radiação Solar Global ( $R_g$ ) é o somatório da radiação que atinge o solo, seja esta direta ou difusa. A radiação solar quando chega na atmosfera é tida como perpendicular ao solo, porém parte da radiação solar é espalhada por gases e partículas ao entrar na atmosfera, essa parte ainda vai chegar ao solo de forma difusa.  $R_s$  representa toda a radiação, aquela que atingiu o solo sem sofrer desvios, juntamente com a que foi desviada de seu caminho original e atingiu o solo (FUNARI; TARIFA, 2017) A radiação líquida ( $R_n$ ) é o resultado do balanço radioativo, ou seja, é a soma do saldo radioativo da energia que entra na atmosfera (em ondas longas) com o saldo da energia que é refletida (ondas curtas). Pode ser entendida como a diferença da energia que o Sol emitiu

e a energia que a superfície reflete. Este balanço tem grande importância devido sua aplicação ambiental, já que é desse saldo energético que se aquece o solo e o ar na sua proximidade (FUNARI; TARIFA, 2017).

### 2.9.2 Fluxo de calor sensível (H)

O fluxo de calor sensível é uma variável importante na determinação da CLP, pois é pelo fluxo de calor que a superfície reflete a radiação, permitindo que as camadas de ar mais próximas se aquecem, gerando um gradiente de temperatura que provoca sua ascensão. O fluxo de calor por sua vez depende da radiação líquida ( $R_n$ ) e da umidade presente na superfície, representada pela Razão de Bowen ( $B_o$ ), dada pela Equação 4 (EPA VICTORIA, 2013).

$$H = \frac{0,9 R_n}{\left(1 + \frac{1}{B_o}\right)} \quad (4)$$

Segundo Stull (1991), o ciclo diário da camada limite atmosférica é altamente variável. Durante o dia, a atmosfera é aquecida pelo fluxo calor sensível da superfície do solo. Esse atributo é definido como a transferência de calor sensível por unidade de tempo e área, ocorrendo quando há uma diferença entre a temperatura de superfície e a temperatura do ar.

### 2.9.3 Gradiente vertical de temperatura (dT/dZ)

A taxa de variação observada na temperatura pelas camadas atmosféricas (dT/dZ) é designada por gradiente vertical da temperatura. Em situações normais, devido a diminuição da pressão e menor influência do calor da superfície, se pressupõe um decaimento vertical da temperatura, quando o contrário ocorre é qualificado como inversão (ARYA, 2001).

Para o estudo do comportamento da atmosfera, imagina-se a ascensão de uma parcela de ar sem a troca de energia com os arredores (processo adiabático), como a pressão atmosférica diminui com a altitude, a energia interna do sistema vai diminuir, provocando uma diminuição da temperatura dessa parcela. Em uma situação ideal, em que a umidade da atmosfera é zero, a taxa de decaimento da temperatura depende somente do calor específico do ar, chamada de gradiente adiabática do ar seco e equivale a  $9,8 \text{ }^\circ\text{C.km}^{-1}$  (OKE, 1987).

O conhecimento dessa variação de temperatura é crucial na análise de estabilidade da atmosfera. Comparando o gradiente vertical de temperatura com a taxa de variação da

temperatura, num processo adiabático sem umidade, pode-se fazer afirmações sobre o regime de escoamento da atmosfera. Quando o gradiente de uma determinada situação é mais acentuado que o gradiente adiabático seco, considera-se o regime como turbulento. Caso os gradientes sejam equivalentes, o regime é considerado neutro. Quando o gradiente de uma situação é menor que o gradiente adiabático seco, o regime de escoamento é considerado estável (OKE, 1987; ZANNETTI, 1990; ARYA, 2001).

#### **2.9.4 Velocidade de fricção ( $u^*$ ) e comprimento de Monin-Obukhov (L)**

Nomeada conforme os sobrenomes dos cientistas que a elaboraram, a Teoria de Similaridade de Monin-Obukhov apresenta a hipótese de similaridade para fluxos verticais turbulentos sobre superfícies homogêneas. Aplicada usualmente na camada superficial, essa teoria também considera a estratificação térmica da atmosfera próxima ao solo (MOREIRA; MORAES, 2008).

A aplicação da teoria permite que se chegue a um parâmetro de escala, denominado Comprimento de Monin-Obukhov (L), que, fisicamente, representa a altura na qual a turbulência produzida por forças térmicas e mecânicas são iguais. Além da espessura da camada superficial, L estima sua estabilidade, considerando como principal fonte de geração de turbulência os efeitos das tensões de cisalhamento proveniente do gradiente de velocidade do vento, denominada velocidade de fricção ( $u^*$ ) (SEINFELD; PANDIS, 2016).

Para se obter o valor de  $u^*$  é necessário um processo iterativo, no qual se atribui inicialmente zero para os termos  $\psi$  na. A taxa de variação observada na temperatura pelas camadas atmosféricas ( $dT/dZ$ ) é designada por gradiente vertical da temperatura. Em situações normais, devido à diminuição da pressão e menor influência do calor da superfície, se pressupões um decaimento vertical da temperatura, quando o contrário ocorre é qualificado como inversão (ARYA, 2001).

Para o estudo do comportamento da atmosfera, imagina-se a ascensão de uma parcela de ar sem a troca de energia com os arredores (processo adiabático), como a pressão atmosférica diminui com a altitude, a energia interna do sistema vai diminuir, provocando uma diminuição da temperatura dessa parcela. Em uma situação ideal, em que a umidade da atmosfera é zero, a taxa de decaimento da temperatura depende somente do calor específico do ar, chamada de gradiente adiabática do ar seco e equivale a  $9,8 \text{ }^\circ\text{C.km}^{-1}$  (OKE, 1987).

A Equação 5, proposta por Victória (2003), estima um valor inicial para  $u^*$ . Este valor inicial é aplicado em (6), que informa um valor inicial para  $L$ . O valor inicial de  $L$  é utilizado nas Equações 7 e 8, que entram na definição dos termos  $\psi$  (EQUAÇÕES 9 e 10). Assim pode-se considerar os termos  $\psi$ . A taxa de variação observada na temperatura pelas camadas atmosféricas ( $dT/dZ$ ) é designada por gradiente vertical da temperatura. Em situações normais, devido a diminuição da pressão e menor influência do calor da superfície, se pressupões um decaimento vertical da temperatura, quando o contrário ocorre, é qualificado como inversão (ARYA, 2001).

Para o estudo do comportamento da atmosfera, imagina-se a ascensão de uma parcela de ar sem a troca de energia com os arredores (processo adiabático), como a pressão atmosférica diminui com a altitude, a energia interna do sistema vai diminuir, provocando uma diminuição da temperatura dessa parcela. Em uma situação ideal, em que a umidade da atmosfera é zero, a taxa de decaimento da temperatura depende somente do calor específico do ar, chamada de gradiente adiabática do ar seco e equivale a  $9,8 \text{ }^\circ\text{C.km}^{-1}$  (OKE, 1987).

Na Equação 5 obtém-se um valor de  $u^*$  mais preciso. A iteração converge quando consecutivos valores de  $L$  difiram em 1% ou menos.

$$u^* = \frac{k \cdot u}{\ln\left(\frac{Z_{ref}}{Z_0}\right) - \psi\left(\frac{Z_{ref}}{L}\right) + \psi\left(\frac{Z_0}{L}\right)} \quad (5)$$

$$L = -\frac{\rho \cdot Cp \cdot T \cdot (u^*)^3}{k \cdot g \cdot H} \quad (6)$$

$$\mu = \sqrt[4]{\left(1 - \frac{16Z_{ref}}{L}\right)} \quad (7)$$

$$\mu_0 = \sqrt[4]{\left(1 - \frac{16Z_0}{L}\right)} \quad (8)$$

$$\psi\left(\frac{Z_{ref}}{L}\right) = 2 \ln\left(\frac{1+\mu}{2}\right) + \ln\left(\frac{1+\mu^2}{2}\right) - 2 \tan^{-1}(\mu) + \frac{\pi}{2} \quad (9)$$

$$\psi\left(\frac{Z_0}{L}\right) = 2 \ln\left(\frac{1+\mu_0}{2}\right) + \ln\left(\frac{1+\mu_0^2}{2}\right) - 2 \tan^{-1}(\mu_0) + \frac{\pi}{2} \quad (10)$$

Em que:

$u^*$  = Velocidade de fricção ( $m s^{-1}$ );

$L$ = Comprimento de Monin-Obukhov (m);

$k$ = Constante de Von Karman (0,4);

$u$ = Velocidade do vento de referência ( $m s^{-1}$ );

$Z_{ref}$ = Altura de referência (10 m);

$Z_0$ = Rugosidade superficial (m);

$C_p$ = Calor específico do ar ( $1006 J kg^{-1} K^{-1}$ );

$g$ = Aceleração da gravidade ( $m s^{-2}$ );

$T$ = Temperatura (K);

$H$ = Fluxo de calor sensível ( $W m^{-2}$ );

$\rho$ = Densidade do ar ( $1.225 kg m^{-3}$ ).

## 2.10 Atributos de superfície

Para que se possa compreender melhor as equações anteriores, bem como outros fatores que afetam a atmosfera, serão descritos a seguir os parâmetros de superfície utilizados neste estudo.

- i. Comprimento de Rugosidade ( $Z_0$ ): corresponde a uma altura em que uma variável meteorológica qualquer, como velocidade do vento, temperatura ou umidade, é extrapolada para um valor de superfície por meio de uma relação logarítmica, e assim, descreve a força com que a superfície atua absorvendo os impactos mecânicos. A estimativa de  $Z_0$  é realizada por meio de dados de perfis verticais do vento e extrapolada para a altura em que o vento é nulo (BRUTSAERT; STRICKER, 1979; ARYA, 2001). Em estudos micrometeorológicos são assumidos diferentes valores de  $Z_0$  dependendo da ocupação da superfície e da estação do ano, esses valores podem ser encontrados na literatura, devendo sempre levar em consideração as características locais da área modelada.
- ii. Albedo: é a razão da radiação solar que é refletida pela radiação que incide em uma superfície, representa a capacidade das superfícies refletirem a radiação incidente sobre elas. Esse parâmetro depende das características da superfície e das condições hídricas que se encontra, pois quando úmida, grande parte da energia absorvida é usada para secar a superfície. O albedo é uma medida adimensional que varia também segundo as

características da superfície, quando claras, como a areia e a neve, são reflexivas e estão associadas a um alto valor de albedo, enquanto superfícies escuras como o asfalto e a vegetação, possuem absorvância maior que sua refletância e o albedo é menor (FERREIRA, 2006).

- iii. Razão de Bowen (Bo): representa a relação entre os fluxos de calor sensível (H) e o de calor latente de uma superfície (BOWEN, 1926). Essa variável reflete a importância da concentração do vapor d'água nos fluxos turbulentos atmosféricos, pois o calor latente é proporcional à taxa de evaporação da superfície para o ar. Valores altos indicam superfícies secas, como solo exposto em regiões semiáridas, já áreas vegetadas apresentam valores abaixo de 1 (AMS, 2021).

## 2.11 Modelos de dispersão de poluentes

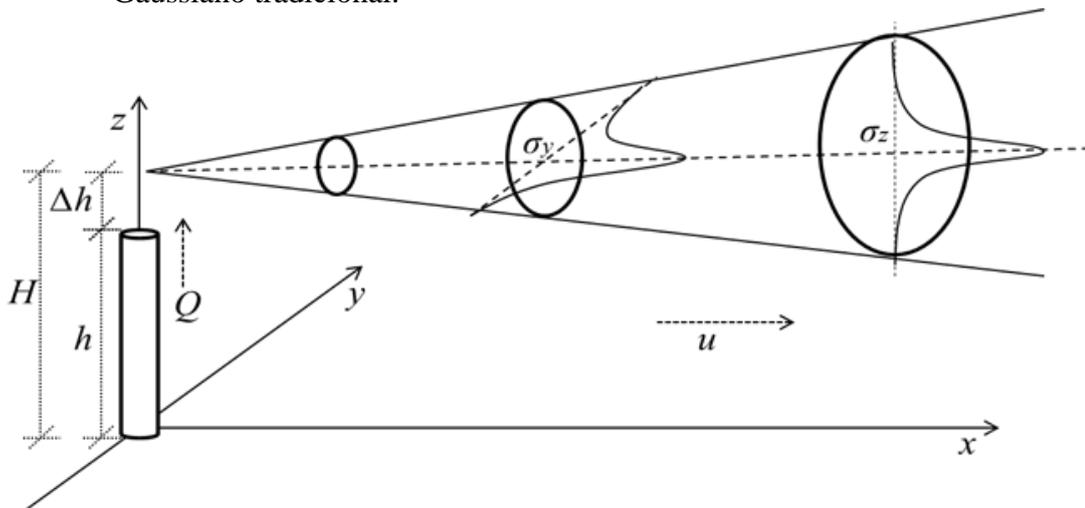
Os modelos de dispersão atmosférica de poluentes se baseiam na descrição matemática dos processos da dinâmica atmosférica, seguindo a evolução espacial e temporal dos poluentes provenientes de fontes referenciadas. O funcionamento dos modelos é geralmente complexo, pois estes realizam uma grande quantidade de cálculos, por esse motivo, desenvolveu-se uma série de algoritmos matemáticos para executá-los. Os modelos de dispersão atmosférica variam em grau de complexidade, porém, a maioria dos modelos de dispersão de plumas, é baseada na teoria estatística de Gauss (MARTINS; FORTES; LESSA, 2015). Intitulados como modelos Gaussianos, assumem que a concentração no sentido vertical e horizontal pode ser representada por uma curva de distribuição normal (Gaussiana), para isso, consideram que a turbulência atmosférica é tanto estacionária como homogênea (US EPA, 2004).

Um modelo de dispersão de poluentes atmosférico pode ser entendido como a descrição matemática dos processos de difusão turbulenta e transporte que ocorrem na atmosfera. Programadas em uma plataforma digital, as equações que estimam o transporte, dispersão e transformação dos poluentes na atmosfera, formam uma poderosa ferramenta, pois permite realizar simulações e previsões das concentrações de um determinado poluente em um local não atendido pela rede de monitoramento da qualidade do ar (HOINASKI, 2015; SEINFELD; PANDIS, 2016).

Existem diferentes tipos de modelos de dispersão atmosférica, variando em grau de complexidade. Um dos tipos de modelos mais antigos, mas ainda utilizado atualmente para dispersão de plumas de poluentes primários, baseia-se na teoria estatística de Gauss (DA

SILVA *et al.*, 2014; MARTINS; FORTES; LESSA, 2015). A Figura 2 ilustra como os modelos Gaussianos tratam a dispersão dos poluentes a partir de uma fonte pontual fixa, sendo  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$  as dispersões lateral e vertical em relação ao eixo central da pluma, funções da distância na direção do vento e condições atmosféricas, seguindo uma curva de distribuição Gaussiana.

Figura 2 - Ilustração esquemática do sistema de coordenadas utilizado em um modelo Gaussiano tradicional.



Fonte: Adaptado de Hoinaski (2015).

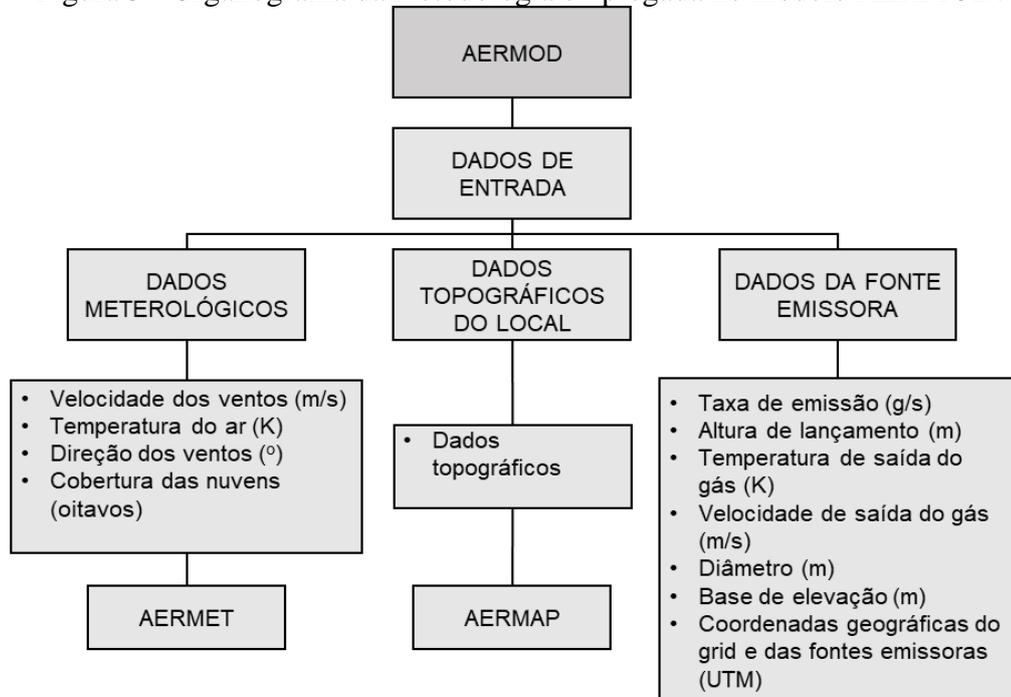
A seleção do modelo dispersão atmosférica para um determinado estudo depende do tipo de poluente emitido, da complexidade da fonte emissora e da topografia da área (CERQUEIRA, 2018). A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (US EPA) aprova alguns modelos de dispersão, e os tem usado para aplicações regulatórias e de monitoramento dos poluentes do ar, sendo o mais comum, o AERMOD (US EPA, 2004).

## 2.12 AERMOD

Com sua nomenclatura completa o *American Meteorological Society/ Environmental Protection Agency Regulatory Model*, o AERMOD utiliza-se de um modelo de distribuição Gaussiano, que por definição pressupõe condições meteorológicas estacionárias. O modelo é composto de módulos integrados que alimentam o módulo principal. Seus principais módulos são o AERMAP, que processa dados de topografia, e o módulo AERMET cuja função é processar dados meteorológicos. Sendo assim, executando o AERMOD com as devidas informações da emissão e utilizando as saídas calculadas nos pré-processadores, estima-se a

concentração do poluente ao nível do solo dos locais referenciados como receptores. Na Figura 3 está ilustrada a metodologia de funcionamento do modelo (IRENO, 2017; SOUZA, 2014).

Figura 3 - Organograma da metodologia empregada no modelo AERMOD.



Fonte: Adaptado de Ireño (2017).

O AERMET, desenvolvido pela US EPA, é o processador meteorológico, responsável pelo cálculo dos parâmetros da CLP e de os colocar em formatos específicos (.sfc e .pfl) para a modelagem no AERMOD. O AERMET pode processar três tipos de dados: observações horárias de superfície, que são coletados por estações meteorológicas automáticas; dados do perfilamento da atmosfera (sondagem atmosférica ou radiossondagem), coletadas por aeroportos e; dados de modelos de meso escala, como por exemplo o *Weather Research and Forecasting (WRF)*. Os dados podem estar em diferentes formatos, estando mais adaptados aos formatos dos sistemas de coleta ou projetos de monitoramento atmosférico norte-americanos. A operação do AERMET requer que sejam processados em três etapas separadamente, sendo que o primeiro estágio extrai os arquivos com dados de superfície e da sondagem atmosférica dos seus específicos formatos, em que a qualidade da série histórica dos dados é verificada nesse estágio. O segundo estágio combina e agrupa as duas fontes em um arquivo único, que é dividido em blocos de 24h de dados. Este arquivo é processado no terceiro estágio, que divide as informações em dois formatos específicos, um relativo aos de superfície chamado *surface* (.sfc) e o outro relativo ao dados do perfil da atmosfera referido como *profile* (.pfl) (U.S. EPA,

2004). As Tabelas 2 e 3 trazem os parâmetros calculados na ordem que são apresentados nos arquivos. sfc e .pfl, respectivamente.

Tabela 2 - Lista dos parâmetros de superfície calculados pelo pré-processador meteorológico AERMET (.sfc)

<b>Posição</b>	<b>Parâmetro</b>
1-3	Ano; Mês; Dia
4	Dia Juliano
5	Hora (1 a 24)
6	H – Fluxo de calor sensível (W/m <sup>2</sup> )
7	u* – Velocidade de fricção (m/s <sup>1</sup> )
8	W* – Velocidade convectiva (m/s)
9	dT/dZ – Gradiente vertical de temperatura potencial (K/m)
10	Turb ter – Altura da turbulência térmica (m)
11	Turb mec – Altura da turbulência mecânica (m)
12	L – Comprimento de Monin-Obukhov (m)
13	Z <sub>0</sub> – Rugosidade superficial (m)
14	Bo – Razão de Bowen
15	Albedo
16	u – velocidade do vento à altura de referência do vento (m/s)
17	Direção escalar do vento (°)
18	Altura de referência dos itens 16 e 17 (10 m)
19	Temperatura de referência (K)
20	Altura de referência do item 19 (10 m)
21	Código de Precipitação
22	Precipitação (mm/h)
23	Umidade Relativa (%)
24	Pressão da superfície (hPa)
25	Cobertura de nuvens (%)

Fonte: Adaptado de US EPA (2021)

Tabela 3 - Lista de parâmetros do perfil da atmosfera calculado pelo pré-processador meteorológico AERMET (.pfl).

<b>Posição</b>	<b>Parâmetro</b>
1-3	Ano; Mês; Dia
4	Hora (1 a 24)
5	Altura da medição (m)
6	Flag (1 se for a maior altura medida e 0 as demais)
7	Direção escalar do vento (°)
8	u - Velocidade do vento à altura de referência do vento (m/s)
9	Temperatura de referência (°C)
10	Desvio padrão da direção escalar do vento (°)
11	Desvio padrão da velocidade convectiva (m/s)

Fonte: Adaptado de US EPA (2021).

O AERMAP é o pré-processador que calcula as informações do relevo da área de estudo cujo dados de entrada são: modelos digitais de elevação (MDE); informações referentes ao domínio da modelagem, como o limite da área de estudo e onde estarão as fontes e receptores. O AERMAP produz um arquivo de saída que informa ao processador AERMOD dados de elevação da fonte e dos receptores (US EPA, 2018).

O AERMOD é aplicável tanto para áreas urbanas como rurais, e suas parametrizações podem considerar características para terrenos planos ou complexos. Apesar do AERMOD ser recomendado para fontes pontuais, também pode considerar múltiplas fontes de emissão diferentes, como fontes móveis ou veiculares (MARTINS; FORTES; LESSA, 2015), emissões de uma área (MATAACCHIERA *et al.*, 2019) e emissões em linha (HADLOCON *et al.*, 2015).

O modelo AERMOD apresentou um grande avanço em comparação aos demais modelos regulatórios existentes na época de seu lançamento, pois trouxe avanços na formulação da dispersão de poluentes na CBL (CIMORELLI *et al.*, 2005; PERRY *et al.*, 2005). Isso ocorre pela capacidade do AERMOD em caracterizar a camada limite atmosférica, construindo perfis verticais de variáveis meteorológicas com base em medições e extrapolações de medições usando relações de similaridade. Atualmente, o AERMOD é sistema de modelagem aprovado pela US EPA para aplicações de conformidades regulamentares, sendo recomendado para ponderar impactos de campo de até 50 km de uma fonte emissora (US EPA, 2021).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição da área de estudo

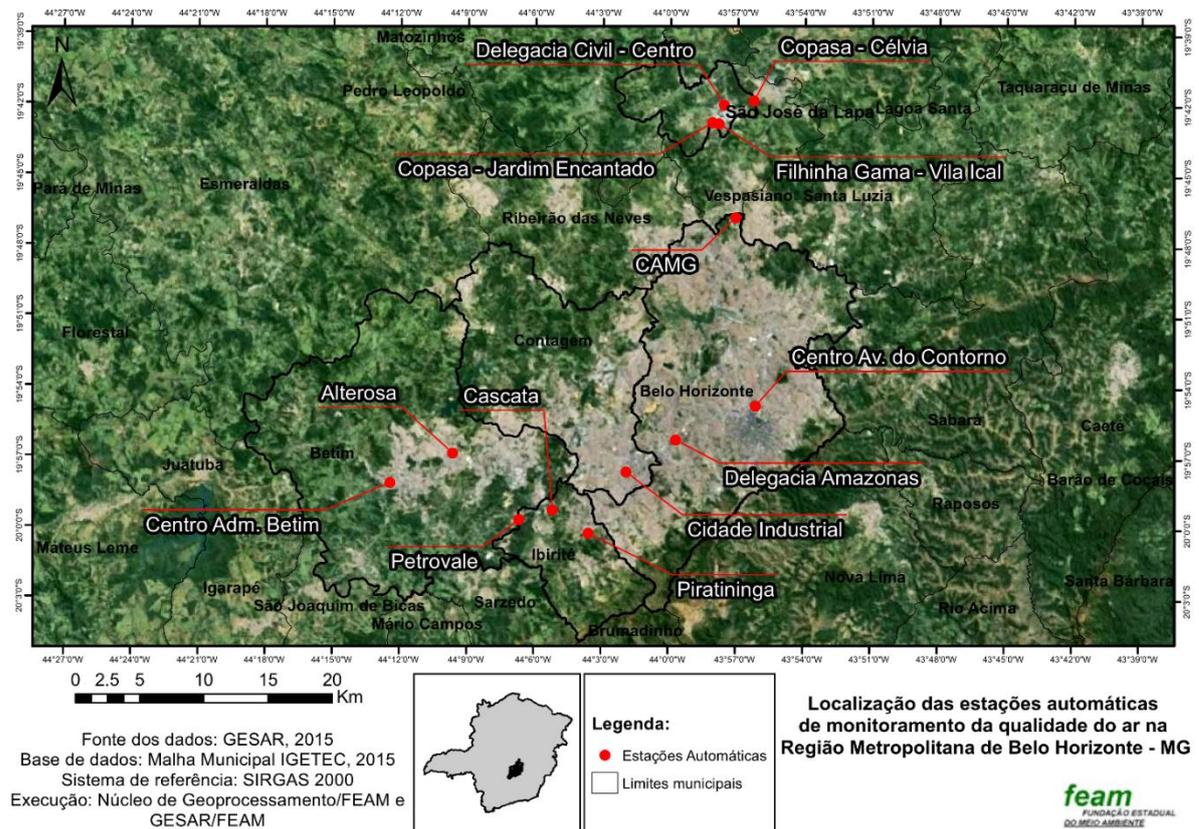
A área de interesse do presente trabalho está contida na RMBH. Para o estudo da participação das partículas finas no material particulado, foram utilizados dados de livre acesso de todas as estações meteorológicas contidas nessa região. Já para o estudo de dispersão atmosférica, foi dado foco sobre o eixo central da RMBH, que compreende os municípios de Belo Horizonte, Betim e Contagem, os principais em termos de população e PIB. Estes três municípios adjacentes somam uma área de 870 km<sup>2</sup>, e totalizam cerca de 3,6 milhões de habitantes, o que representa 60% da população da RMBH (IBGE, 2019). Além dessa área central, também existem estações de monitoramento da concentração de MP em Ibirité e São José da Lapa, municípios menores, com cerca de 180 mil e 24 mil habitantes, respectivamente. Traz um mapa elaborado pela Gerência de Monitoramento da Qualidade do Ar e Emissões (GESAR), órgão responsável pela rede de monitoramento da qualidade do ar, que destaca a localização das estações que coletam os dados das variáveis meteorológicas e de concentração dos poluentes atmosféricos, que definem a situação da qualidade do ar na RMBH.

O IBGE estima que na RMBH, os três principais municípios detenham uma frota de mais de 2,6 milhões de veículos, sendo o município de Belo Horizonte, por si, só responsável por mais de 2 milhões. Tida como a capital com menor número de habitantes por veículos, Belo Horizonte também detém o quarto maior PIB do país e um IDH de 0,81 (IBGE, 2010). A região central da capital é contornada pelo Anel Rodoviário, que interliga as principais rodovias federais que cruzam a região, BR-381, BR-040 e BR-262, sendo assim, Belo Horizonte concentra o maior fluxo de veículos da RMBH (SILVA FILHO, 2015).

Além dos municípios centrais, foram analisados os dados das estações de dois municípios com características diferentes. Um deles é Ibirité, que nos últimos anos vem refletindo de maneira intensa o processo de ocupação urbana da RMBH. Até 1970, menos de 20% da população de Ibirité vivia em áreas urbanas e o setor primário era o principal ator da economia. Atualmente as regiões industriais de RMBH e Contagem exercem um forte poder de polarização, atraindo novos moradores para o município, que apresenta 98% de urbanização. Já o outro município coberto pela rede de monitoramento está localizado ao Norte da RMBH, que é São José da Lapa, que se emancipou de Vespasiano em 1992. Seu desenvolvimento

econômico se deve à exploração das pedreiras e, desde os anos 40, da produção de cal ( UFMG, 2012).

Figura 4 - Mapa da área de interesse com a localização das estações da rede de monitoramento da qualidade do ar da GESAR/FEAM.



Fonte: FEAM (2015).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen é Cwa (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente), sendo janeiro o mês mais quente, e julho o mais frio. Notam-se duas estações principais, a chuvosa (outubro a março) e a seca (abril a setembro), totalizando 1463,7 mm de precipitação anual (REBOITA *et al.*, 2015; MENDES, 2018).

## 3.2 Regressão linear e a razão entre as frações do material particulado

### 3.2.1 Aquisição e manipulação dos dados de MP

Para elucidar melhor a poluição atmosférica e suas heterogeneidades nos diferentes municípios da área de interesse, foram empregados os dados de todas as estações da rede de

monitoramento de qualidade do ar que estão contidas na RMBH, disponíveis no site da FEAM (<http://www.feam.br/qualidade-do-ar/dados>). Foram analisadas as séries dos anos de 2015 a 2018, de doze estações. A Tabela 4 traz a relação das estações utilizadas nesse estudo, bem como a localização e sua respectiva sigla de referência. As séries das estações da FEAM, empregadas neste estudo, são as de concentrações horárias das duas frações de material particulado estudadas (MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>).

Tabela 4 - Estações de monitoramento de qualidade do ar e variáveis meteorológicas pertencentes à FEAM utilizadas no trabalho.

<b>Cidade</b>	<b>Estação</b>	<b>Sigla</b>	<b>Longitude (X)</b>	<b>Latitude (Y)</b>
Belo Horizonte	Centro – Av. Contorno	AVC	611386,9 m E	7797750,7 m S
Belo Horizonte	Delegacia Amazonas	DAM	605188,4 m E	7795123,3 m S
Betim	Alterosa	ALT	587810,9 m E	7794103,4 m S
Betim	Centro Administrativo	CAD	582947,0 m E	7791766,1 m S
Betim	Petrovale	PET	592987,1 m E	7788889,0 m S
Contagem	Cidade Industrial	CIN	601143,4 m E	7791916,3 m S
Ibirité	Cascata	CAS	595587,0 m E	7789631,9 m S
Ibirité	Piratininga	PIR	598362,1 m E	7787803,9 m S
São José da Lapa	Célvia	CEL	612135,0 m E	7822683,0 m S
São José da Lapa	Centro – Delegacia	CDE	608835,0 m E	7821193,0 m S
São José da Lapa	E.M. Filhinha Gama	EFG	608577,3 m E	7820130,4 m S
São José da Lapa	Jardim Encantado	JDE	608089,0 m E	7819543,0 m S

Fonte: Do autor (2021).

### 3.2.2 Estatística descritiva

Para se ter uma noção dos conjuntos de dados de cada estação, foi feita uma tabela de Estatística Descritiva para os dados de concentração horária de MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> de cada estação. Empregando a linguagem R e do pacote *psych* foram contabilizados o número de dados, a completude da série histórica (%), média, mediana, desvio padrão, mínimo e máximo valor para as concentrações horárias de ambos os poluentes (R CORE TEAM, 2008).

### 3.2.3 Regressão linear

Nessa análise, foram obtidas e empregadas as concentrações de MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> da rede de monitoramento de qualidade do ar da FEAM para os anos de 2015, 2016, 2017 e 2018 para as doze estações supracitadas. A partir dos dados das concentrações foram feitas regressões lineares entre as duas frações do MP legisladas, a variável resposta (dependente) considerada foi a concentração de MP<sub>2,5</sub> e a concentração de MP<sub>10</sub> variável explanatória (independente). Inicialmente as regressões foram calculadas de duas maneiras, conforme as formulações gerais (EQUAÇÕES 12 e 13) (WEISBERG, 2005).

$$E(Y | X = x) = \beta_0 + \beta_1 x \quad (12)$$

$$E(Y | X = x) = \beta_1 x \quad (13)$$

A primeira formulação considerou dois parâmetros associando as concentrações dos poluentes, um coeficiente angular ( $\beta_1$ ) e um coeficiente linear ( $\beta_0$ ), este último representa uma concentração de fundo do MP<sub>2,5</sub>. A outra, considera somente o coeficiente angular, forçando a linha de tendência a passar pela origem dos eixos de concentração. No comparativo das regressões lineares com os conjuntos de dados mais abrangentes, percebeu-se que o coeficiente de determinação é sempre maior quando se desconsidera o coeficiente linear ( $\beta_0 = 0$ ). Devido a isso, a maior possibilidade de comparação com os resultados de outros estudos, foi dado ênfase à forma simplificada de relação entre as variáveis, descrita pela Formulação 13. Também foram calculados os coeficientes de determinação  $R^2$  para todas as estações todos os anos.

### 3.3 Modelagem da dispersão de poluentes emitidos por fontes industriais

A modelagem de dispersão de MP<sub>10</sub> de fontes industriais foi feita utilizando o AERMOD, em sua versão 21112, disponibilizada pela US EPA na parte de suporte para modelagem atmosférica para fins regulatórios (SCRAM - *Support Center for Regulatory Atmospheric Modeling*). Para a correta execução do modelo foram utilizados os pré-processadores AERMET (v21112) e AERMAP (v18081), também disponibilizados nessa plataforma (US EPA, 2021).

Devido à disponibilidade dos dados necessários ao modelo, foi escolhido um período mais curto para se estudar quais áreas são mais afetadas pelas fontes industriais, junho e julho de 2018. A seguir serão apresentadas as fontes dos dados e a ordem de execução dos pré-processadores necessários até a execução do AERMOD.

### 3.3.1 Dados meteorológicos: execução AERMET

O pré-processador meteorológico AERMET precisa de dois tipos de informações: dados de superfície e perfil da atmosfera. Os dados de superfície são mais simples de adquirir, pois são coletados por estações meteorológicas. O perfil da atmosfera precisa de uma radiossondagem para ser caracterizado, operação realizada principalmente por aeroportos. Essas duas entradas são utilizadas para o cálculo de parâmetros como a altura das camadas de turbulência, comprimento de Monin-Obukhov, fluxo de calor e altura da camada limite planetária.

Neste projeto, o arquivo de entrada com as informações da superfície foi composto pela união de dados da Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica (REDEMET) com o Banco de Dados Meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (BDMEP/INMET). Essas duas fontes foram acessadas, sendo a estação da Pampulha referenciada para o *download* em ambas as plataformas. Após os *downloads*, os arquivos passaram por um processo de união, e este produto foi elaborado em formato SAMSON, através da linguagem de programação R (R CORE TEAM, 2008).

Para compor a entrada sobre o perfil da atmosfera foram utilizados dados do aeroporto de Confins, obtidos no site da Agência Nacional de Administração Oceânica e Atmosférica Norte Americana (NOAA - <https://ruc.noaa.gov/raobs/>). As variáveis utilizadas do banco de dados foram: pressão (mbar), altura (m), temperatura (°C), direção do vento (°) e velocidade do vento ( $\text{m s}^{-1}$ ).

### 3.3.2 Dados topográficos: execução AERMAP

Para considerar os efeitos do relevo na dispersão atmosférica, foi utilizado o pré-processador AERMAP. Esta ferramenta, a partir de um modelo digital de elevação (MDE), cria uma grade de receptores sobre a área de estudo, calculando a altura do terreno associada à localização de cada ponto receptor, altura em relação ao nível do mar e a escala de altura específica dos receptores.

Nesse trabalho, a grade estabelecida tem 35 x 50 km, com espaçamento de 500 m totalizando 7000 receptores, que cobrem os três municípios centrais da RMBH. Foram necessárias quatro imagens para cobrir a área por completo, disponibilizadas no formato *.tiff* pela plataforma do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Os MDE's são provenientes da Missão Topográfica Radar Shuttle (SRTM) e têm resolução espacial de 30 m. Os 4 arquivos referentes aos MDE's foram referenciados no arquivo de controle do AERMAP (AERMAP.INP)

Ao executar o pré-processador, obtém-se como saída um arquivo no formato RECEPTOR.ROU, que contém as informações de localização e elevação de cada receptor, este arquivo depois será utilizado como uma das bases para execução do AERMOD.

### 3.3.3 Levantamento das fontes poluidoras: execução AERMOD

Para execução do módulo principal da modelagem foi elaborado um arquivo de controle chamado AERMOD.INP, no qual são referenciados os arquivos gerados pelos pré-processadores, que servirão de entrada no aplicativo, informações das fontes e as configurações da modelagem.

Do relatório emitido FEAM (2003), relativos às fontes industriais, empregou-se neste trabalho as seguintes informações: posicionamento da fonte poluidora (coordenadas geográficas), taxa de emissão do MP<sub>10</sub> (mg s<sup>-1</sup>), diâmetro e altura da chaminé (m), temperatura de saída da emissão (°C) (ECOSOFT; FEAM; FIAT, 2003). A velocidade de saída da emissão foi calculada em função da vazão informada e do diâmetro da chaminé.

Excluindo as fontes com emissões nulas de MP<sub>10</sub>, restaram para a modelagem 53 fontes de Belo Horizonte, 183 de Betim e 143 de Contagem, totalizando 379 fontes fixas emissoras de material particulado (ECOSOFT; FEAM; FIAT, 2003). A inclusão das fontes e das suas emissões foi feita diretamente no arquivo de controle do modelo (AERMOD.INP). A cada fonte

poluidora atribuiu-se um nome, que depois foi referenciado para descrever suas características. As informações intrínsecas das fontes, foram definidas por duas palavras-chave, SRCLOCATION e SRCPARAM, que definiram as características da localização e da emissão de cada fonte.

Para a obtenção de um resultado passível de visualização sobre a região de interesse, foi utilizado o comando PLOTFILE, que calcula a maior concentração diária para cada ponto do grid receptor. Com o arquivo de saída desse comando foi possível a criação de um ponto com a informação da maior concentração modelada naquele par de coordenadas.

O mapa da dispersão modelada de  $MP_{10}$  na RMBH em 2018 (em  $\mu\text{g m}^{-3}$ ) foi elaborado no software ArcGIS, versão 10.8.1 (ESRI, 2018). Os receptores do grid tiveram suas concentrações extrapoladas para a área ao seu redor, compondo assim, as concentrações contínuas sobre a área de estudo. Para tal, empregou-se como interpolador a técnica do Inverso da Distância à Potência (IDW).

Para uma comparação das simulações para cada estação de coleta de dados, foi modelada a concentração sobre as coordenadas específicas de qualidade do ar. Essa saída do AERMOD é acionada pela palavra-chave POSTFILE, que pode trazer uma análise das concentrações em diferentes tempos de média, sobre um único ponto para um período de estudo. Os dados de concentração modelados sobre as estações foram comparados com os dados coletados pelas mesmas.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> na RMBH: estatística descritiva**

Os resultados da estatística descritiva para as concentrações horárias de MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> da série histórica (todos os anos) de cada estação podem ser observados nas Tabelas 5 e 6. Os dados de material particulado não possuem uma disponibilidade padronizada para as diferentes estações. Sendo assim, algumas estações apresentam maior disponibilidade de concentrações de MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub>. No geral os dados de MP<sub>2,5</sub> apresentam mais falhas, isso se deve ao fato da fração fina só ter sido contemplada na recente atualização da legislação, que adicionou limites de concentração de MP<sub>2,5</sub> nos padrões de qualidade do ar em 2018 (CONAMA, 2018). Por ser legislado a mais tempo, e existir um maior número de estações que fazem seu monitoramento, o MP<sub>10</sub> é citado como poluente que melhor reflete a exposição da população à poluição atmosférica (FEAM, 2015; 2016; 2017; 2018).

Tabela 5 - Estatística descritiva dos conjuntos gerais de dados por estação, com o número de dados, sua representatividade (%), média, mediana, desvio padrão, mínima e máxima concentração horária ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ) encontrada para os dois poluentes.

<b>Estação</b>	<b>pol</b>	<b>n</b>	<b>%n</b>	<b>média</b>	<b>mediana</b>	<b>s</b>	<b>min</b>	<b>max</b>
<b>AVC</b>	MP <sub>10</sub>	25620	73%	23,4	19,8	16,1	0,1	141
	MP <sub>2,5</sub>	21360	61%	11,0	10,0	6,9	1	89
<b>DAM</b>	MP <sub>10</sub>	27343	78%	25,9	22,0	17,7	1	264
	MP <sub>2,5</sub>	21537	61%	12,3	10,0	9,1	-1	96
<b>ALT</b>	MP <sub>10</sub>	30010	86%	39,5	33,0	26,8	0,1	321
	MP <sub>2,5</sub>	20112	57%	18,9	17,0	13,1	1	921
<b>ADM</b>	MP <sub>10</sub>	29748	85%	37,1	26,8	35,1	0,1	572
	MP <sub>2,5</sub>	21327	61%	15,2	11,0	14,4	1	202
<b>PET</b>	MP <sub>10</sub>	31492	90%	29,2	24,3	19,3	0,1	236
	MP <sub>2,5</sub>	17489	50%	13,4	11,0	9,9	0	102
<b>CIN</b>	MP <sub>10</sub>	25043	71%	41,6	38,0	17,8	1	224
	MP <sub>2,5</sub>	21648	62%	18,8	17,0	9,2	1	133
<b>CAS</b>	MP <sub>10</sub>	30871	88%	34,8	29,2	23,9	0,1	266
	MP <sub>2,5</sub>	22006	63%	10,9	9,0	8,0	0,1	101
<b>PIR</b>	MP <sub>10</sub>	33849	97%	31,0	25,9	22,9	0,1	573
	MP <sub>2,5</sub>	23569	67%	9,6	8,0	6,5	1	133
<b>CEL</b>	MP <sub>10</sub>	26570	76%	24,5	20,0	19,8	1	776
	MP <sub>2,5</sub>	24526	70%	10,2	8,0	11,0	0,1	716
<b>CDE</b>	MP <sub>10</sub>	20965	60%	64,9	55,0	40,0	1	823
	MP <sub>2,5</sub>	0	0%	-	-	-	-	-
<b>ESC</b>	MP <sub>10</sub>	18041	51%	46,8	37,0	36,1	1	567
	MP <sub>2,5</sub>	16069	46%	13,4	12,0	8,2	1	114
<b>JDE</b>	MP <sub>10</sub>	19677	56%	43,8	36,0	31,2	1	726
	MP <sub>2,5</sub>	19508	56%	19,3	17	15,2	1	570

Fonte: Do autor (2021).

O município com menor cobertura dos dados foi o de São José da Lapa, com duas estações (EFG e JDE), não possui dados de MP<sub>2,5</sub> no ano de 2018 e a estação CDE não possuía nenhum dado de concentração para MP<sub>2,5</sub>. A única estação do município com cobertura razoável das concentrações horárias de MP<sub>10</sub> e MP<sub>2,5</sub> foi a CEL.

O município para o qual se teve menos falhas nos dados de MP<sub>10</sub> foi Ibitité, porém, nenhuma das duas estações (CAS e PIR) chega a ter 70% das medições horárias de

concentração de  $MP_{2,5}$ . As estações de Belo Horizonte (AVC e DAM) apresentaram, relativamente, boa completude dos dados, apesar da estação AVC não apresentar nenhuma medição de  $MP_{10}$  em 2015.

As três maiores médias de concentração horária de  $MP_{10}$  foram das estações CDE, ESC e JDE, respectivamente, todas em São José da Lapa. Ao comparar as medianas, a única modificação fica a cargo da estação CIN, que possui o segundo maior valor, atrás da CDE e seguida das estações ESC e JDE.

Ao comparar os valores centrais de  $MP_{2,5}$  não se percebe tanta concordância. A maior média de concentração horária de  $MP_{2,5}$  foi da estação JDE, a segunda e a terceira maior diferem em apenas  $0,1 \mu\text{g m}^{-3}$ , pertencentes à ALT e CIN. Portanto, apesar da menor diferença entre as médias de  $MP_{2,5}$ , não se percebe um padrão municipal. Os maiores valores das medianas de concentração horária de  $MP_{2,5}$  segue quase a mesma ordem do  $MP_{10}$ , com exceção da estação CDE que não apresenta medições para  $MP_{2,5}$ .

#### 4.2 Regressão linear: razão $MP_{2,5}/MP_{10}$

O modo de regressão utilizado nesse trabalho, não utilizou coeficientes lineares ( $\beta_0 = 0$ ), de forma que o coeficiente angular ( $\beta_1$ ) é numericamente igual a razão das concentrações de  $MP_{2,5}/MP_{10}$ . O resultado das regressões lineares está apresentado na Tabela 6, que traz os coeficientes angulares e de determinação ( $R^2$ ), calculados por ano, e também para o conjunto geral dos dados de cada estação de monitoramento de qualidade do ar da FEAM. Ao executar as regressões lineares, foi perceptível que para todas as estações e anos, o coeficiente de determinação  $R^2$  foi maior quando se desconsiderava o intercepto, ou seja, quando se considerava o coeficiente linear do modelo igual a zero. Soma-se a este fato, a facilidade de interpretação dos resultados quando se considera somente o coeficiente angular ( $\beta_1$ ) no modelo, que equivale à relação direta entre a variável independente e a dependente.

A falta de uma variável, em toda a série, torna inviável o cálculo da regressão linear para esses conjuntos de dados. A estação que apresentou o menor  $\beta_1$  foi a EFG, ou seja, a estação que apresentam a menor participação do  $MP_{2,5}$  na concentração de  $MP_{10}$ , traz esse cálculo baseado em uma série de dados 25% menor que as outras.

Tabela 6 - Resultados da Regressão Linear da concentração de MP<sub>2,5</sub> em função da concentração de MP<sub>10</sub>, desconsiderando o coeficiente linear ( $\beta_0 = 0$ ), calculada para os diferentes anos e o conjunto geral (todos) os dados.

Cidade	Estação	2015		2016		2017		2018		Geral	
		Coef. ( $\beta_1$ )	R <sup>2</sup>								
BH	AVC	--	--	0,54	0,38	0,38	0,81	0,31	0,83	0,38	0,80
BH	DAM	0,37	0,87	0,51	0,91	0,38	0,82	0,50	0,91	0,44	0,87
Betim	ALT	0,33	0,79	0,33	0,78	0,44	0,81	0,51	0,85	0,39	0,78
Betim	CAD	0,36	0,81	0,35	0,79	0,36	0,77	0,44	0,81	0,37	0,79
Betim	PET	0,27	0,73	0,36	0,77	0,40	0,77	0,46	0,80	0,40	0,77
Contagem	CIN	0,35	0,93	0,41	0,93	0,42	0,88	0,49	0,94	0,42	0,91
Ibirité	CAS	0,22	0,72	0,21	0,79	0,27	0,78	0,35	0,81	0,26	0,77
Ibirité	PIR	0,41	0,83	0,19	0,70	0,25	0,79	0,29	0,78	0,23	0,73
S. J. da Lapa	CEL	0,51	0,81	0,38	0,81	0,40	0,81	0,36	0,81	0,41	0,79
S. J. da Lapa	EFG	0,17	0,68	0,19	0,73	0,24	0,76	--	--	0,22	0,73
S. J. da Lapa	JDE	0,44	0,80	0,39	0,74	0,31	0,82	--	--	0,37	0,77

Obs.: Todas as regressões obtiveram valores de  $p < 0,001$

Fonte: Do autor (2021).

As Figuras 5 e 6 apresentam os gráficos de dispersão dos dados das estações com os resultados mais extremos encontrados na regressão linear. Os gráficos trazem no eixo X a variável independente ( $MP_{10}$ ) e em seu eixo Y a variável resposta ( $MP_{2,5}$ ). O próprio formato do desenho formado pelos pontos pode ser usado como indicativo do comportamento da relação entre as variáveis, porém, nesse trabalho, adicionou-se a linha de tendência gerada pelo modelo de regressão linear.

A Figura 5 traz a representação gráfica da dispersão das concentrações de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  na estação DAM, a que obteve os maiores valores de  $\beta_1$ , para toda a série de dados disponíveis. Em contrapartida, a Figura 6 traz o gráfico de dispersão dos dados de concentração das frações do MP da estação EFG, que teve os menores valores de  $\beta_1$  para o período todo, que, no caso dessa estação, vai de 2015 a 2017. Em ambas as figuras, estão impressas as fórmulas geradas a partir das regressões lineares entre  $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$  das duas formas possíveis, considerando o coeficiente linear e considerando somente o coeficiente angular ( $\beta_0=0$ ), como demonstrado nas Equações 12 e 13, respectivamente.

O coeficiente de determinação ( $R^2$ ), que pode ser expresso em termos de porcentagem, indica o quanto da variância da variável dependente pode ser explicada pela variável independente (WEISBERG, 2005). Nas Figuras 5 e 6 percebe-se os valores de  $R^2$  maiores para os modelos gerados pelas regressões que consideravam  $\beta_0=0$ , isso significa que os modelos estão melhor ajustados dessa forma. Destaque para a estação EFG (FIGURA 7) cujo valor do  $R^2$  foi mais que o dobro ao se considerar somente  $\beta_1$  na regressão.

Pela comparação da Figura 5 com a Figura 6, percebe-se diferenças nos grupos de dados que podem ser atribuídas a características inerentes aos municípios onde se encontram as estações, a primeira retratando Belo Horizonte e a segunda São José da Lapa. A estação DAM situa-se próxima a uma via arterial, em uma região de Belo Horizonte caracterizada por intenso fluxo de veículos automóveis leves e ônibus, além da linha de trem ferroviário, sendo exposta predominantemente à poluição de origem veicular (FEAM, 2015; 2016; 2017; 2018). A estação EFG também está inserida dentro de uma cidade, mas São José da Lapa tem cerca de 25 mil habitantes, porte totalmente diferente de Belo Horizonte. O próprio histórico do monitoramento nesse município indica a principal fonte de poluição que influencia na estação, uma vez que as estações de São José da Lapa foram instaladas devido à presença de empresas que fazem exploração de minério e fabricação de cal.

Figura 5 - Gráfico de dispersão das concentrações horárias de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  com os modelos de regressão linear traçados, considerando  $MP_{10}$  como variável independente e  $MP_{2,5}$  a variável dependente, para toda série de dados disponíveis da estação DAM (2015 a 2018) e o coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

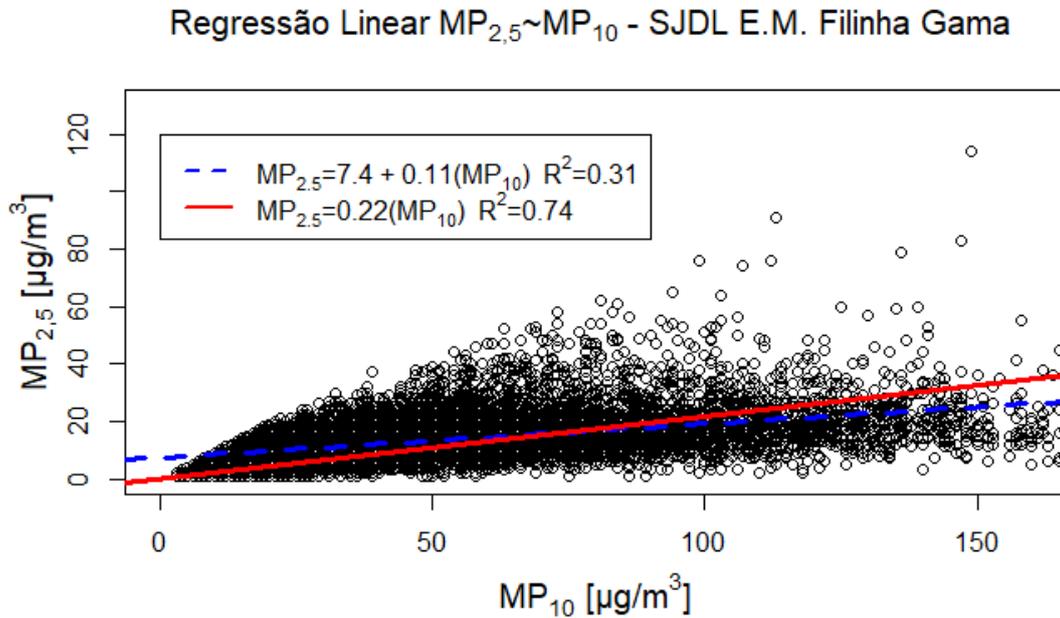
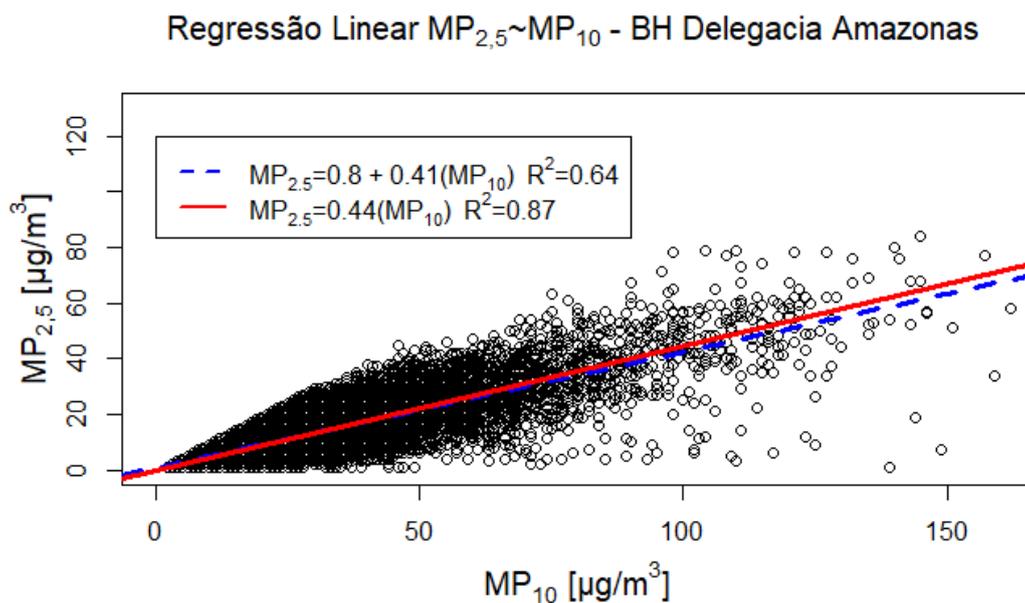


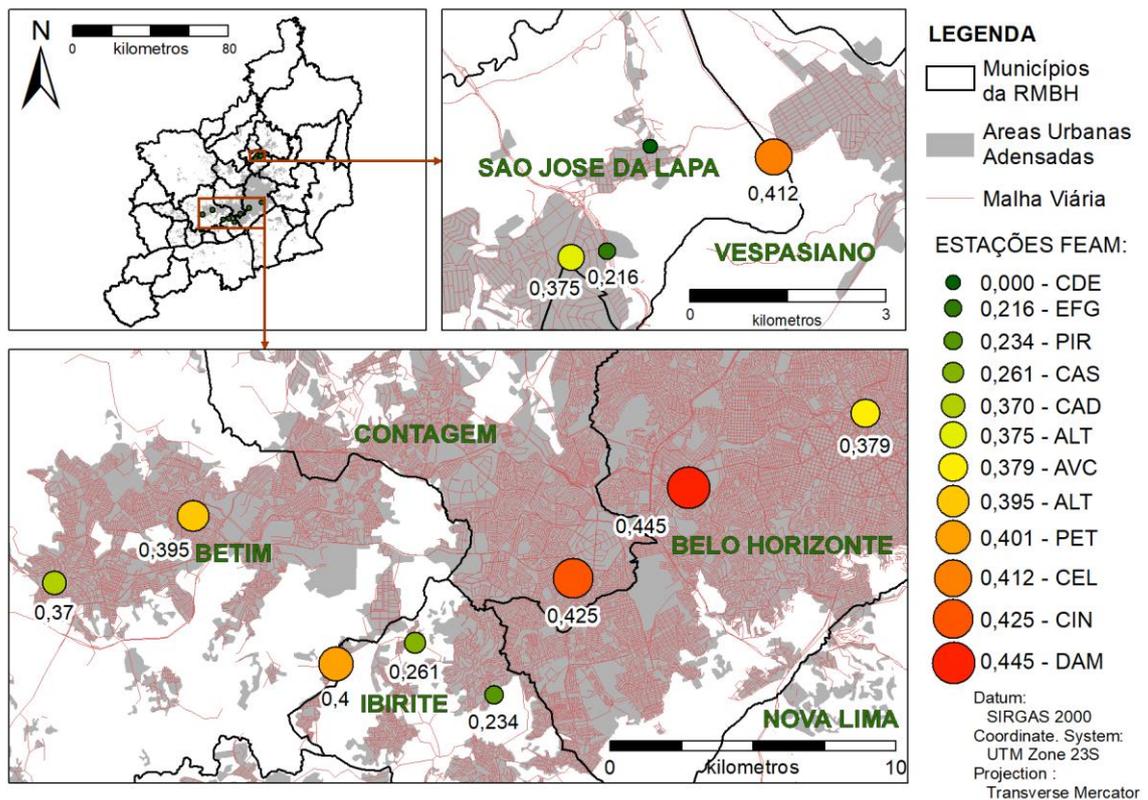
Figura 6 - Gráfico de dispersão das concentrações horárias de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  com os modelos de regressão linear traçados, considerando  $MP_{10}$  como variável independente e  $MP_{2,5}$  a variável dependente, para toda série de dados disponíveis da estação EFG (2015 a 2017) e coeficiente de determinação ( $R^2$ ).



Os eixos dos gráficos tiveram seus limites padronizados para facilitar a comparação, porém, percebe-se que a Figura 6 apresenta diversas concentrações de  $MP_{10}$  maiores que  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A Figura 57 apresenta maiores concentrações de  $MP_{2,5}$ , como se pode notar pela presença de pontos mais elevados. Por conseguinte, a participação das partículas finas ( $MP_{2,5}/MP_{10}$ ) é maior na estação DAM (Figura 5) do que na EFG (Figura 6).

Para entender melhor o comportamento da relação entre as frações do MP na RMBH, é necessário levar em consideração a localização das diferentes estações de monitoramento da qualidade do ar. A Figura 7 apresenta a distribuição espacial na RMBH, das razões de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  em círculos de tamanhos proporcionais aos seus valores numéricos, as cores também estão em escala, sendo as menores razões verdes e as maiores vermelhas.

Figura 7 - Média geral da razão das concentrações horárias  $MP_{2,5}/MP_{10}$  medidas entre 2015 e 2018, para 12 estações de monitoramento da qualidade do ar da FEAM na RMBH.



Fonte: Do autor (2021).

Os conjuntos de dados das estações de um mesmo município apresentaram variabilidade considerável. Mesmo estações próximas como as de São José da Lapa, apresentam diferenças consideráveis na participação das partículas menores que 2,5 micrômetros. A distância entre as estações Alterosa (ALT) e a localizada na Escola Municipal Filhinha Gama (EFG) é inferior a

1 km em linha reta, mesmo assim, as razões apresentam uma diferença de 73% entre suas razões de  $MP_{2,5}/MP_{10}$ . A outra estação de São José da Lapa que apresenta dados para os dois poluentes é denominada Célvia (CEL), cuja razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  média calculada foi 0,412. Esse valor mais elevado que o das outras estações do município, se deve provavelmente a sua localização à leste, em uma área industrial, próxima à divisa com Vespasiano.

Avaliando a emissão de material particulado, por fontes fixas em Belo Horizonte, Santos *et al.* (2019) estimaram a emissão de 234 toneladas por ano de partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente menor que 50 micrômetros, essa fração de partículas é contemplada na legislação como Partículas Totais em Suspensão (PTS) (MMA, 2018). Nesse estudo, a composição das PTS foi majoritariamente de partículas inaláveis, sendo que o  $MP_{10}$  correspondeu a 96% e o  $MP_{2,5}$  a 88% das concentrações. Essa grande participação de partículas menores foi atribuída aos sistemas de combustão das indústrias e seus mecanismos de controle, que são desenhados para reter as partículas maiores.

De acordo com Andreão, Albuquerque e Kumar (2018), as concentrações de  $MP_{2,5}$  durante 2013 e 2014 em Belo Horizonte ultrapassavam o padrão de concentração anual estabelecidos pela OMS de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

A análise da relação entre  $MP_{2,5}$  e  $MP_{10}$  é de grande interesse pois permite uma percepção das fontes de emissão de material particulado, além de permitir aferir as concentrações do material particulado fino, cujo monitoramento é mais escasso (ZHOU *et al.*, 2014). Utilizando análises retrospectivas das razões de  $MP_{2,5}/MP_{10}$  e  $MP_{2,5}/PTS$  de diferentes localidades, Yu e Wang (2010) concluíram que foi possível obter boas estimativas da faixa de concentração do  $MP_{2,5}$  em uma metrópole asiática. Como a fração mais fina do MP entrou recentemente na legislação brasileira, não se tem longas séries de dados desse poluente em território nacional.

Uma forma de identificar quais fontes mais contribuem para a deterioração da qualidade do ar é monitorar as concentrações de poluentes específicos, como o material particulado. Estudos prévios que analisaram a composição química do material particulado, não apontaram as fontes industriais como as maiores influenciadoras na RMBH (SANTOS, 2018).

Comparando a poluição atmosférica em grandes cidades brasileiras, comprovou-se a influência relevante da atividade de mineração na RMBH, pela análise da composição do MP. O  $MP_{2,5}$  coletado na capital de MG apresentou em sua composição altas concentrações de silício (Si), cálcio (Ca), manganês (Mn) e ferro (Fe) (ANDRADE *et al.*, 2012; DE MIRANDA *et al.*, 2012).

Estudando a concentração de material particulado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), Godoy *et al.* (2018) associaram a razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  com a movimentação de caminhões e solo, devido a obras civis que aconteciam próximas aos locais de monitoramento da qualidade do ar. Santanna *et al.*, (2016) concluíram que a queima de biomassa na época seca representa a maior fonte de  $MP_{10}$  e  $MP_{2,5}$  em sua área de estudo no Cerrado do norte do estado de Minas Gerais.

Fazendo uma média simples entre os valores das razões das concentrações  $MP_{2,5}/MP_{10}$  para as diferentes estações chega-se aos seguintes valores para cada município: BH = 0,41; Betim = 0,38; Ibirité = 0,25; São José da Lapa = 0,33. A Tabela 7 traz os valores da razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  encontradas em outros estudos.

Tabela 7 - Valores da razão  $MP_{2,5}/MP_{10}$  encontrados em outros estudos.

<b>Autor</b>	<b>Local</b>	<b>Razão</b>
Beal, 2015	Londrina e Maringá - PR	0,3
CETESB, 2015	Santos - SP	0,4
OMS, 2005	Países em Desenvolvimento	0,5
Silva, 2012	São Carlos - SP	0,7
Xu <i>et al.</i> , 2017	Wuham – China	0,62

Fonte: Do autor (2021).

### 4.3 Modelagem da dispersão de poluente de fontes industriais

A modelagem de dispersão dos poluentes das fontes industriais, para os meses de junho e julho de 2018, teve seu pior cenário, apresentando três áreas de poluição bem marcantes. Com concentrações médias diárias que ultrapassam todos os padrões de qualidade do ar, da nova legislação (CONAMA, 2018). As manchas vermelhas na Figura 8 indicam locais onde foi projetada uma concentração maior que  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , percebe-se que todas estão próximas de mais de uma fonte de emissão.

Das três áreas sob maior influência de fontes industriais, a maior fica à oeste da área urbanizada de Betim, influenciando uma área sem adensamento urbano, que possui um fragmento de vegetação. Outra região de Betim apresentou uma tendência de concentrações maiores que  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , e possibilidade de ultrapassagens do padrão atual em alguns pontos, sobre os bairros: Amarante, Conjunto Habitacional Alves Pedrosa, Jardim Alterosa, Nova Baden, Paulo Camilo, Distrito Industrial, Paulo Camilo e Santa Cruz. Apesar de atingir vários bairros, essa área não é central ao município, a abrangência está aumentada devido ao exagero

da modelagem de pior cenário. Porém, existe outra área crítica, que influencia tanto Contagem quanto a capital do estado.

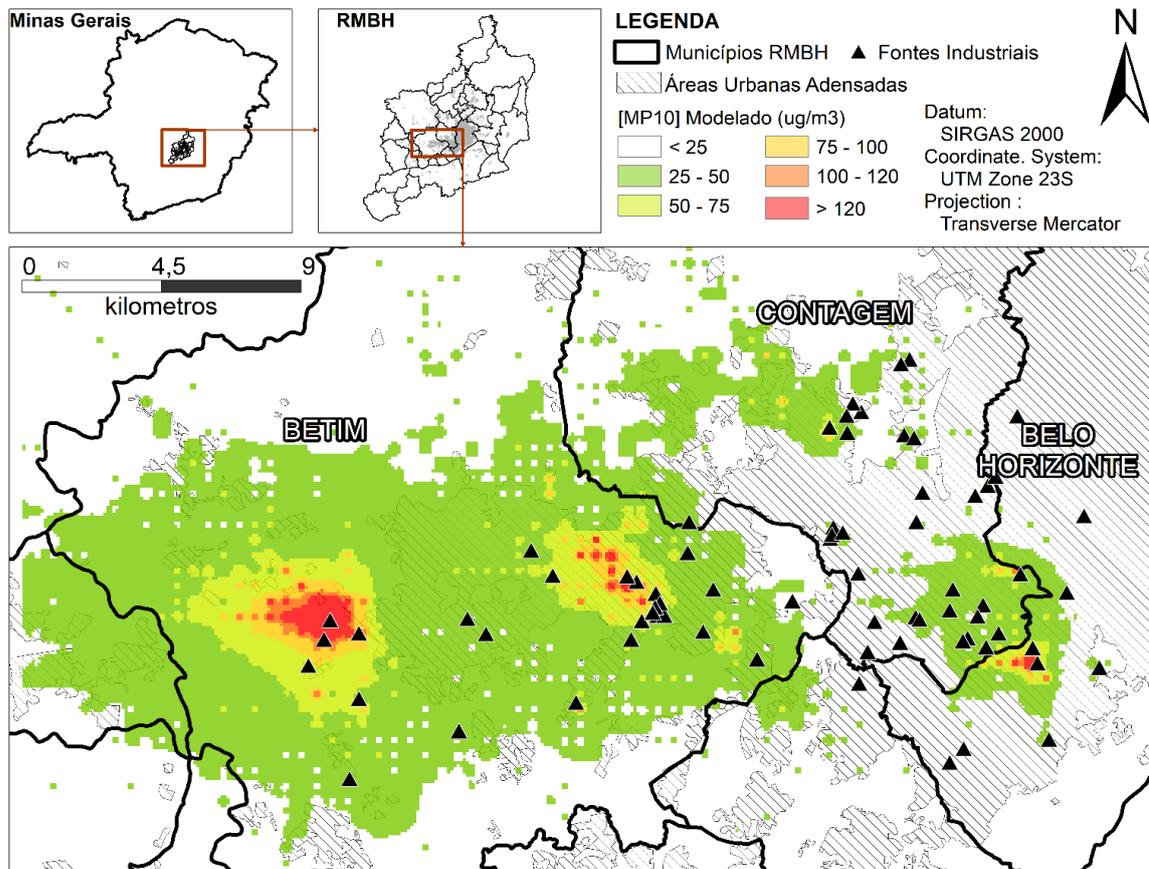
No sudoeste de Contagem existe um complexo industrial, que por ser próximo à divisa, influencia concentrações acima de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em Belo Horizonte. Localizada ao sudoeste de Belo Horizonte, a região do Barreiro faz limite com os municípios de Contagem, Ibirité, Brumadinho, e Nova Lima. Com o avanço da cidade, essa região tornou-se um polo que integra Belo Horizonte a municípios vizinhos, onde coexistem cerca de 300 mil habitantes com uma intensa atividade industrial e comercial. As áreas de maior concentração de poluição atmosférica estão sobre o Bairro das Indústrias, e dois bairros residenciais, Barreiro e Marta Margarida, limítrofes à Contagem (PMBH, 2021).

Toda a região que circunda a Cidade Industrial, em Contagem, está dentro de uma área com potencial para apresentar concentrações próximas a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , advindas de fontes industriais. Essas regiões com uma vertente econômica voltada para atividade industrial são as mais passíveis a problemas relacionados à má qualidade do ar, pois são influenciadas pelas fontes fixas e móveis de poluição atmosférica.

O problema da poluição atmosférica em Betim é mais acentuado, considerando a área do município. Os dados de emissão trazidos no inventário de emissões da RMBH de 2003 indicam que este seria um dos municípios com maior emissão de fontes fixas por  $\text{km}^2$  que se tem registro no Brasil. Belo Horizonte emite cerca de 1 tonelada de MP por  $\text{km}^2$  em um ano, Contagem emite 3,6, e Betim 6,1 toneladas (SANTOS, 2018).

Num estudo comparando os efeitos da poluição do ar, realizado em crianças de 6 a 8 anos, residentes nos municípios de Betim e Belo Horizonte, os resultados apontaram maior prevalência de asma e rinite alérgica nas crianças moradoras em Betim, onde os índices de contaminação do ar são os mais elevados da região metropolitana (RADICCHI *et al.*, 2007) (FIGURA 8).

Figura 8 - Modelagem da dispersão de  $MP_{10}$  de fontes industriais para os meses de junho e julho de 2018.



Fonte: Do autor (2021).

Uma dificuldade nos estudos de dispersão atmosférica no Brasil, é o fato de grande parte dos estados e municípios, inclusive capitais, não possuírem inventários de emissões, é agravado pela falta de atualização dos existentes. Diversos são os casos onde o único inventário existente para determinada região ou área urbana, já não apresentar mais representatividade, devido à desatualização dos dados (SANTOS, 2018). No caso desse estudo, houve uma atualização do inventário de emissões na RMBH em 2018, que traz uma atualização das fontes para o ano de 2015, porém essa atualização não trouxe todos os dados necessários à execução da modelagem (FEAM; GESAR; PETROBAS, 2018). Portanto esse estudo tem uma limitação na parte de caracterização das fontes para uma modelagem mais atualizada.

#### 4.4 Participação das fontes industriais na concentração de MP<sub>10</sub>

Com a dispersão atmosférica do MP<sub>10</sub> modelada pelo AERMOD, pode-se perceber quais locais estão mais sujeitos à influência de fontes industriais. Esses locais estão mais sujeitos a episódios de alta concentração de poluentes, principalmente quando considerada a sinergia das fontes móveis presentes na RMBH.

Para uma investigação mais detalhada da influência do MP de fontes industriais na composição desse poluente na RMBH, comparou-se a dispersão sobre as estações de qualidade do ar da FEAM. Utilizando uma opção do AERMOD, foram simuladas as concentrações médias diárias de MP<sub>10</sub> para junho e julho de 2018, sobre receptores pontuais, cujas coordenadas equivalem às das estações que medem a concentração de MP<sub>10</sub>. Na Tabela 8 a média das concentrações diárias de MP<sub>10</sub> modeladas pelo AERMOD é comparada com a médias das concentrações diárias, medidas para cada estação de monitoramento de qualidade do ar da FEAM, cujos dados de 2018 estavam disponíveis.

Tabela 8 - Representatividade das concentrações diárias médias de MP<sub>10</sub> modeladas.

<b>Estação FEAM</b>	<b>[MP<sub>10</sub>] diária média medida</b>	<b>[MP<sub>10</sub>] diária média modelada</b>	<b>Representatividade [MP<sub>10</sub>] modelada</b>
AVC	39.80	1.03	2.59%
DAM	24.48	1.57	6.41%
ALT	47.51	24.40	51.35%
CAD	53.83	7.24	13.46%
PET	34.07	3.12	9.17%
CIN	47.18	17.42	36.92%
CAS	38.85	3.18	8.18%
PIR	33.27	1.03	3.11%
CEL	34.95	0.49	1.40%

Fonte: Do autor (2021).

Como algumas estações de São José da Lapa (CDE, EFG, JDE) não continham dados para o período modelado, ficaram sem essa análise de representatividade.

A estação ALT, localizada no bairro de Alterosa em Betim, foi a que apresentou maior representatividade dos dados de concentração modelados. Isso indica a forte participação das fontes industriais, cujas emissões são responsáveis por mais da metade das concentrações de MP<sub>10</sub> medidas na região. A segunda estação cujas concentrações de MP<sub>10</sub> modeladas são mais relevantes, em comparação com as concentrações de MP<sub>10</sub> medidas, é a localizada na Cidade Industrial, em Contagem. As concentrações de MP<sub>10</sub>, emitidas por fontes industriais que foram

modeladas sobre a estação CIN, equivalem a aproximadamente 37% das concentrações medidas. Em ambos os casos, a característica primordial dessas estações é a localização em áreas altamente industrializadas.

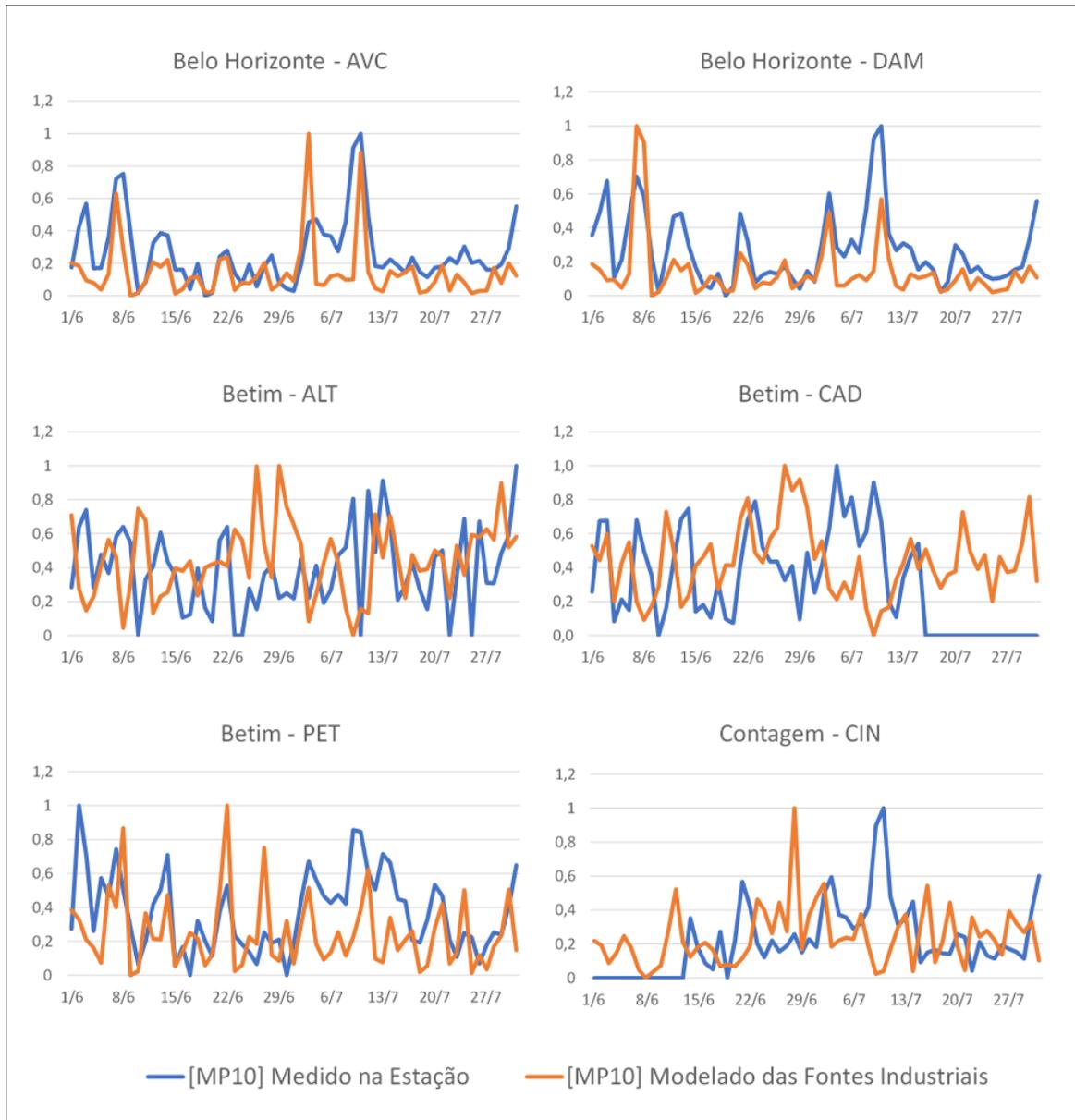
Fazendo o monitoramento e análise das fontes de  $MP_{2,5}$  na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, entre junho 2012 e julho 2013, associou-se 6,4% da concentração das partículas finas na região de Duque de Caxias às fontes industriais. Outros locais monitorados no mesmo estudo não apresentaram essa tipologia de fonte como relevante (GODOY *et al.*, 2018).

As Figuras 9 e 10 demonstram as concentrações modeladas às medidas pelas estações de monitoramento para o período de junho e julho de 2018. Para melhor comparação, as grandezas das concentrações foram normalizadas em função dos valores máximos e mínimos de cada conjunto de dados.

A Figura 9 mostra a comparação das modelagens de dispersão com os dados das estações localizadas no eixo central da RMBH. Percebe-se um bom encaixe das curvas para as estações de Belo Horizonte, o que indica que a modelagem apresentou um resultado condizente com o comportamento do  $MP_{10}$  durante o período de estudo. Este resultado visivelmente melhor para a capital do estado, é devido à proximidade com a fonte de dados meteorológicos, que foram extraídos da estação do INMET localizada na Pampulha, que fica dentro da área urbana de BH.

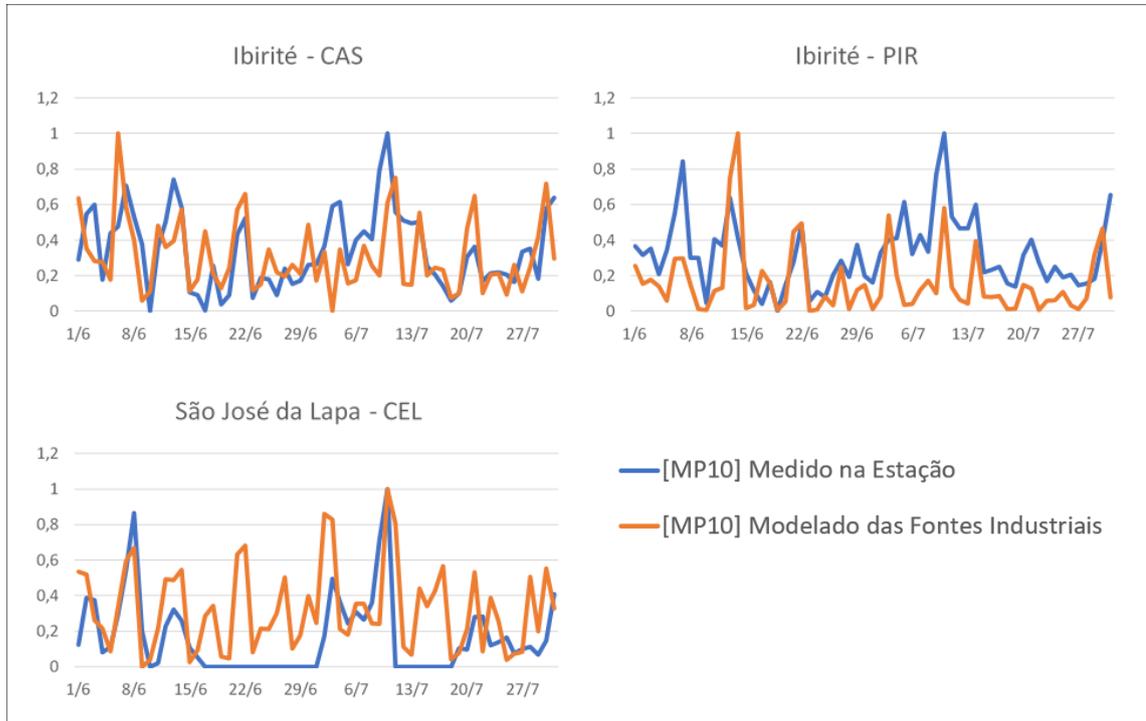
A Figura 10 apresenta a comparação das modelagens de dispersão com os dados das estações das cidades menores da RMBH estudadas. O município de São José da Lapa teve sua análise prejudicada, isso porque três estações do município não apresentavam dados de  $MP_{10}$  para o período da modelagem. A única estação desse município contemplada nessa análise apresenta uma falha de duas semanas na série histórica dos dados. Em contrapartida, o município de Ibitaré pôde ser analisado de forma bem completa, pois suas duas estações não apresentavam falhas no período modelado. É notável a sincronia da oscilação das curvas nos gráficos (FIGURAS 9 e 10) para as estações CAS e PIR, indicando que as concentrações de  $MP_{10}$  modeladas apresentaram resultados condizentes com as concentrações de  $MP_{10}$  medidas nestas estações. Esse resultado positivo em Ibitaré é provavelmente devido à localização das estações, mas também pode indicar como as fontes industriais afetam a oscilação da poluição no município.

Figura 9 - Comparação dos valores Normalizados das concentrações de  $MP_{10}$  obtidas pelo AERMOD, para o período de junho e julho/2018, com as medidas nas estações da FEAM, dos municípios de BH, Betim e Contagem.



Fonte: Do autor (2021).

Figura 10 - Comparação dos valores Normalizados das concentrações de MP10 obtidas pelo AERMOD com as medidas nas estações da FEAM, com os valores Normalizados, dos municípios de Ibirité e da única estação de São José da Lapa com dados em 2018.



Fonte: Do autor (2021).

## 5 CONCLUSÃO

O cálculo das razões  $MP_{2,5}/MP_{10}$  através da regressão linear se mostrou eficiente, principalmente quando desconsiderado o coeficiente linear. Os coeficientes de determinação ( $R^2$ ) obtiveram valor médio de 79% quando considerados os conjuntos totais de dados para cada estação. A representatividade da poluição proveniente de fontes fixas, na concentração total de  $MP_{10}$  medida pelas estações da FEAM, varia de 1,4% (São José da Lapa – Célvia) até 51% (Betim – Alterosa).

A distribuição geográfica dos valores das razões  $MP_{2,5}/MP_{10}$  não teve um padrão claro, indicando a necessidade de estudos com séries de dados maiores e mais informações sobre a área circundante de cada estação. A separação dos dados por estação do ano também pode especificar mais essas análises. A versão gratuita do AERMOD demandou muito tempo e se mostrou de difícil realização das análises. Em compensação, os resultados demonstraram-se satisfatórios.

## REFERÊNCIAS

- AMS, A. M. S. **Bowen ratio**. Disponível em: [https://glossary.ametsoc.org/wiki/Bowen\\_ratio](https://glossary.ametsoc.org/wiki/Bowen_ratio). Acesso em: 21 jul. 2021.
- ANDRADE, M. de F.; DE MIRANDA, R. M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; DE ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 5, n. 1, p. 79–88, 2012.
- ANDREÃO, W. L.; ALBUQUERQUE, T. T. A.; KUMAR, P. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. **Atmospheric Environment**, v. 194, p. 71–81, 2018.
- ANDREÃO, W. L.; GALVÃO, E. S.; FERONI, R. C. Avaliação da representatividade do parâmetro de dispersão vertical no cálculo da concentração de um contaminante integrada lateralmente. p. 90–94, 2016.
- ANDREÃO, W. L.; PINTO, J. A.; PEDRUZZI, R.; KUMAR, P.; ALBUQUERQUE, T. T. de A. Quantifying the impact of particle matter on mortality and hospitalizations in four Brazilian metropolitan areas. **Journal of Environmental Management**, v. 270, n. January, 2020.
- ARYA, S. P. **Introduction to Micrometeorology**. Second Edi ed. Ra: Academic Press, 2001.
- BARBON, A.; GOMES, J. Simulação das emissões atmosféricas sobre o município de Araucária com uso do modelo AERMOD. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 15, n. 2, p. 129–140, 2010.
- BEAL, A. **Avaliação inorgânica de material particulado atmosférico inalável na região norte do Paraná**. 2015. 151 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.
- BENKLEY, W.; SCHULMAN, LLOYD. Exponent Estimating Hourly Mixing Depths from Historical Meteorological. **Journal of Applied Meteorology**, v. 18. n. 6, p. 772-780, June. 1979.
- BOWEN, I. S. The ratio of heat losses by conduction and by evaporation from any water surface. **Physical Review Serial 2**, New York, v. 27, p. 779-787, 1926.
- BRAGA, A. *et al.* Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, v. 51, p. 58-71, 2001.
- BRASIL. Presidência da República. Casa Civil. Subchefia para Assuntos Jurídicos. **Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). Acesso em: 21 jan. 2021.
- \_\_\_\_\_. **Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. PRONAR. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm). Acesso em: 10 jan. 201.

BROOK, R. D.; RAJAGOPALAN, S.; POPE, C. A.; BROOK, J. R.; BHATNAGAR, A.; DIEZ-ROUX, A. V.; HOLGUIN, F.; HONG, Y.; LUEPKER, R. V.; MITTLEMAN, M. A.; PETERS, A.; SISCOVICK, D.; SMITH, S. C.; WHITSEL, L.; KAUFMAN, J. D. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. **Circulation**, v. 121, n. 21, p. 2331–2378, 2010.

BROWNE, M.A. Linking effects of anthropogenic debris to ecological impacts. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1807, May. 2015.

BRUTSAERT, W.; STRICKER, H. An advection-aridity approach to estimate actual regional evapotranspiration. **Water Resources Research**, v.15, n. 2, p. 193-511, April. 1979.

CERQUEIRA, J. dos S. **Consequências do funcionamento da Usina Termelétrica Borborema S.A. para a região metropolitana de Campina Grande-PB**. 2018. 277 p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil, 2018.

CHU, H. J.; HUANG, B.; LIN, C. Y. Modeling the spatio-temporal heterogeneity in the PM10-PM2.5 relationship. **Atmospheric Environment**, v. 102, n. 1, p. 176–182, 2015.

CIMORELLI, A. J.; PERRY, S. G.; VENKATRAM, A.; WEIL, J. C.; PAINE, R. J.; WILSON, R. B.; LEE, R. F.; PETERS, W. D.; BRODE, R. W. AERMOD: A dispersion model for industrial source applications. Part I: General model formulation and boundary layer characterization. **Journal of Applied Meteorology**, v. 44, n. 5, p. 682–693, 2005.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Nº 491 de 19 de novembro de 2018**. Disponível em: [https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603). Acesso em: 21 jan. 2021.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 436 de 22 de dezembro de 2011**. Disponível em: [https://www.normasbrasil.com.br/norma/resolucao-436-2011\\_114141.html](https://www.normasbrasil.com.br/norma/resolucao-436-2011_114141.html). Acesso em: 10 dez. 2020.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 382, de 26 de dezembro de 2006**. Disponível em: <https://www.confor.com.br/aplicacao/resolucao-n-382-conama>. Acesso em: 10 dez. 2020.

\_\_\_\_\_. **Resolução Nº 003, de 28 de junho de 1990**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0003-280690.PDF>. Acesso em: 12 jan. 2021.

\_\_\_\_\_. **Resolução Nº 005, de 15 de junho de 1989**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0005-150689.PDF>. Acesso em: 20 jan. 2021.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Qualidade do ar no estado de São Paulo**. 2014. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/>. Acesso em: 12 jan. 2021.

COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Nº 187 de 19 de setembro de 2013**. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=258656>. Acesso em: 12 jan. 2021.

DA SILVA, M. S.; DA CUNHA, B. Da.; PIMENTEL, L. C. G.; GUERRERO, J. S. P.; VICENTINI, P. C. MODELOS REGULATÓRIOS AERMOD E CALPUFF E MONITORAMENTO PRÓXIMO ÀS FONTES DE EMISSÃO DA BACIA AÉREA III - RMRJ. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 29, n. 2, p. 281–298, 2014.

DAPPER, S. N.; SPOHR, C.; ZANINI, R. R. Poluição do ar como fator de risco para a saúde: Uma revisão sistemática no estado de São Paulo. **Estudos Avancados**, v. 30, n. 86, p. 83–97, 2016.

DE MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. de F.; FORNARO, A.; ASTOLFO, R.; DE ANDRE, P. A.; SALDIVA, P. Urban air pollution: A representative survey of PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere and Health**, v. 5, n. 1, p. 63–77, 2012.

DEFRANCO, E.; MORAVEC, W.; XU, F.; HALL, E.; HOSSAIN, M.; HAYNES, E. N.; MUGLIA, L.; CHEN, A. Exposure to airborne particulate matter during pregnancy is associated with preterm birth: A population-based cohort study. **Environmental Health: A Global Access Science Source**, v. 15, n. 1, p. 1–8, 2016.

DOMINICI, F.; GREENSTONE, M.; SUNSTEIN, C. R. **Particulate Matter Matters**, v. 344, p. 257–259, April. 2014.

DUAN, L.; CHEN, X.; MA, X.; ZHAO, B.; LARSSSEN, T.; WANG, S.; YE, Z. Atmospheric S and N deposition relates to increasing riverine transport of S and N in southwest China: Implications for soil acidification. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 1191–1199, 2016.

ECOSOFT. FEAM. FIAT. **Inventário de fontes emissoras de poluentes atmosféricos, estudo de dispersão atmosférica e projeto de rede otimizada de monitoramento atmosférico para a Região Metropolitana de Belo Horizonte eixo Belo Horizonte - Contagem - Betim**, 2003.

EPA VICTORIA. Environmental Protection Authority of Victoria. **Construction of input meteorological data files for EPA Victoria's regulatory air pollution model (AERMOD)**. Publication 1550, p. 17, 2013.

ESRI DEMOGRAPHICS. **Software ArcGIS, versão 10.8.1. 2018**. Disponível em: <https://support.esri.com/pt-br/products/more-products/data-and-location-services/esri-demographics/2018>. Acesso em: dez. 2020.

ESWORTHY, R. Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard. **Air Quality Observation in the U.S.: Systems, Needs, and Standards**, 2013. p. 157–208.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes veiculares anos base 2015, 2016, 2017, 2018**. Disponível em: <http://www.feam.br/component/content/article/15/1401-mapas-estacoes-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar>. Acesso em: 10 jan. 2021.

FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes veiculares ano base 2019**. Disponível em: <http://www.feam.br/component/content/article/15/1401-mapas-estacoes-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar>. Acesso em: 10 jan. 2021.

FERREIRA, A. G. **Meteorologia Prática**. São Paulo: Oficina de texto, 2006.

FREITAS, C. U. de; JUNGER, W.; LEON, A. P. de; GRIMALDI, R.; SILVA, M. A. F. R.; GOUVEIA, N. Poluição do ar em cidades brasileiras: selecionando indicadores de impacto na saúde para fins de vigilância. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v. 22, n. 3, p. 445–454, 2013.

FUNARI, F. L.; TARIFA, J. R. Sunshine, global radiation and net radiation in Brazil. **Revista do Instituto Geologico**, v. 38, n. 2, p. 49–83, 2017.

FAJERSZTAJN, L.; SALDIVA, P.; PEREIRA, L.A.A.; LEITE, V. F.; BUEHLER, A. M. Short-term effects of fine particulate matter pollution on daily health events in Latin America: a systematic review and meta-analysis. **International Journal of Public Health**, v. 62, p. 729–738, 2017.

FISCHER, H. B. **Mixing in Inland and Coastal Water**, Academic Press, Inc, 1979.

GBD. **Risk Factors Collaborators, 2015**. Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. **The Lancet**, v. 388, n. 10053, p. 1659–1724, 2016.

GODISH, T. **Air Quality**. 4 ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003.

GODOY, M. L. D. P.; ALMEIDA, A. C.; TONIETTO, G. B.; GODOY, J. M. Fine and coarse aerosol at Rio de Janeiro prior to the olympic games: Chemical composition and source apportionment. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, n. 3, p. 499–508, 2018.

GOUVEIA, N.; LEON, A. P. de; JUNGER, W.; LINS, J. de F.; FREITAS, C. U. de. Poluição do ar e impactos na saúde na Região Metropolitana de Belo Horizonte – Minas Gerais. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 24, n. 10, p. 3773–3782, 2019.

HADLOCON, L. S.; ZHAO, L. Y.; BOHRER, G.; KENNY, W.; GARRITY, S. R.; WANG, J.; WYSLOUZIL, B.; UPADHYAY, J. Modeling of particulate matter dispersion from a poultry facility using AERMOD. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 65, n. 2, p. 206–217, 2015.

HEIST, D.; ISAKOV, V.; PERRY, S.; SNYDER, M.; VENKATRAM, A.; HOOD, C.; STOCKER, J.; CARRUTHERS, D.; ARUNACHALAM, S.; OWEN, R. C. Estimating near-road pollutant dispersion: A model inter-comparison. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 25, p. 93–105, 2013.

HOINASKI, L. **Parametrização de coeficientes de dispersão lateral em modelos de qualidade do ar para previsões em tempos de média curtos**. 2015. 148 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **PIB e IDH de Belo Horizonte**. 2010. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 12 jan. 2021.

\_\_\_\_\_. **População RMBH, censo 2019**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 12 jan. 2021.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Portaria 231, de 27 de abril de 1976**. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=91682>. Acesso em: 21 jan. 2021.

IRENO, P. K. M. **Modelagem da Dispersão de Material Particulado para Avaliação da Qualidade do Ar do Município de São José da Lapa/MG**. 2017. 51 p. Monografia. (Especialização em Geoprocessamento) - Universidade Federal de Minas Gerais, 2017.

ISS. Instituto Saúde e Sustentabilidade. **Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. 2019. p. 20.

KARAKATSANI, A.; ANALITIS, A.; PERIFANOU, D.; AYRES, J. G.; HARRISON, R. M.; KOTRONAROU, A.; KAVOURAS, I. G.; PEKKANEN, J.; HÄMERI, K.; KOS, G. P.; DE HARTOG, J. J.; HOEK, G.; KATSOUYANNI, K. Particulate matter air pollution and respiratory symptoms in individuals having either asthma or chronic obstructive pulmonary disease: A European multicentre panel study. **Environmental Health: A Global Access Science Source**, v. 11, n. 1, p. 1–16, 2012.

KAWASHIMA, A. B. Desenvolvimento de um inventário de emissões atmosféricas por fontes fixas para o Brasil. 2015. 104 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

KHANAKI, S.; AHMADI, M.; MARYAM, F. Simulation of Particulate Matter Dispersion Using AERMOD (A Case Study: Kerman Cement Factory). **World Journal of Environmental Biosciences**, v. 6, p. 1–9, 2017.

KIM, K. H.; KABIR, E.; KABIR, S. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment International**, v. 74, p. 136–143, 2015.

MARTINS, E. M.; FORTES, J. D. N.; LESSA, R. de A. Modelagem de Dispersão de Poluentes Atmosféricos: Avaliação de Modelos de Dispersão de Poluentes Emitidos por Veículos. **Revista Internacional de Ciências**, v. 5, n. 1, p. 2–19, 2015.

MATACCHIERA, F.; MANES, C.; BEAVEN, R. P.; REES-WHITE, T. C.; BOANO, F.; MØNSTER, J.; SCHEUTZ, C. AERMOD as a Gaussian dispersion model for planning tracer gas dispersion tests for landfill methane emission quantification. **Waste Management**, v. 87, p. 924–936, 2019.

MENDES, L. M. M. C. **Diagnóstico da qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte, MG**. 2018. 93 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2018

MOREIRA, D. M.; MORAES, M. R. De. Meteorologia e Poluição Atmosférica. **Ambiente & Sociedade**, v. XI, n. 1, p. 1–13, 2008.

OKE, T. R. **Boundary Layer Climates**. 2nd. ed. [s.l.] Routledge, 1987.

PACHECO, M. T.; PARMIGIANI, M. M. M.; ANDRADE, M. de F.; MORAWSKA, L.; KUMAR, P. A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. **Journal of Transport and Health**, v. 4, p. 53–72, 2017.

PEREIRA, J. N.; FORNARO, A.; VIEIRA-FILHO, M. Atmospheric deposition chemistry in a Brazilian rural area: alkaline species behavior and agricultural inputs. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 18, p. 23448–23458, 2021.

PERRY, S. G.; CIMORELLI, A. J.; PAINE, R. J.; BRODE, R. W.; WEIL, J. C.; VENKATRAM, A.; WILSON, R. B.; LEE, R. F.; PETERS, W. D. AERMOD: A Dispersion model for industrial source applications. Part II: Model performance against 17 field study databases. **Journal of Applied Meteorology**, v. 44, n. 5, p. 694–708, maio 2005.

PINHEIRO, S. de L. L. de A.; SALDIVA, P. H. N.; SCHWARTZ, J.; ZANOBETTI, A. Isolated and synergistic effects of PM10 and average temperature on cardiovascular and respiratory mortality. **Revista de Saude Publica**, v. 48, n. 6, p. 881–888, 2014.

POPE, C. A.; COLEMAN, N.; POND, Z. A.; BURNETT, R. T. Fine particulate air pollution and human mortality : 25 + years of cohort studies. **Environmental Research**, v. 183, n. p. 108-924, 2020.

POPE III, C. A.; LEFLER, J. S.; EZZATI, M.; HIGBEE, J. D.; MARSHALL, J. D.; KIM, S.; BECHLE, M.; GILLIAT, K. S.; VERNON, S. E.; ROBINSON, A. L.; BURNETT, R. T. Mortality Risk and Fine Particulate Air Pollution in a Large, Representative Cohort of U. S. Adults **Environmental Health Perspectives**, v. 127, n. 7, p. 1–9, 2019.

PMBH. Prefeitura de Belo Horizonte. **Avanço dos municípios vizinhos**. 2021.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria: Foundation for Statistical Computing, 2008. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 08 jan. 2021.

RADICCHI, A. *et al.* A poluição na bacia aérea da região metropolitana de Belo Horizonte. **Revista Brasileira de Estudos de População**, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br>. Acesso em: 20 dez. 2020.

REBOITA, M. S.; RODRIGUES, M.; SILVA, L. F.; ALVES, M. A. Aspectos climáticos do estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 17, p. 206–226, 2015.

RODRIGUES, J. P. **Modelagem matemática da dispersão de poluentes atmosféricos como etapa de pré-seleção de locais para instalação de estações de monitoramento da qualidade do ar em Paranaguá-PR**. 2016. 83 p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

SANTANNA, F. B.; FILHO, E. O. de A.; VOURLITIS, G. L.; ARRUDA, P. H. Z. de; PALÁCIOS, R. da S.; NOGUEIRA, J. de S. Elemental Composition of PM10 and PM2.5 for a Savanna (Cerrado) Region of Southern Amazonia. **Quimica Nova**, v. 39, n. 10, p. 1170–1176, 2016.

SANTOS, F. S. dos. **Diagnóstico das Emissões Atmosféricas em Minas Gerais: Um Estudo para as Fontes Fixas e Veiculares**. 2018. 147 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

SANTOS, F. S.; MIRANDA, G. A.; CARVALHO, A. N. M.; CARVALHO, V. S. B.; DE ALBUQUERQUE, T. T. A. Regulated air pollutant emissions from higher emitters stationary sources in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 36, n. 2, p. 775–784, 2019.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric Chemistry and Physics**. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2016.

SILVA, F. R. da. **Estudo do desenvolvimento da camada limite convectiva no semiárido brasileiro**. 2015. 84 p. Tese (Doutorado em Ciências Climáticas) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2015.

SILVA FILHO, M. V. da. **Compostos nitrogenados na atmosfera de São Paulo: aspectos ambientais e termodinâmicos**. 2015. 168 p. (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SONAWANE, N. V.; PATIL, R. S.; SETHI, V. Health benefit modelling and optimization of vehicular pollution control strategies. **Atmospheric Environment**, v. 60, n. x, p. 193–201, 2012.

SOUZA, F. F. de C. **Comparação dos modelos AERMOD e SYMOS'97 para o cálculo de dispersão de odores: um estudo de caso em Uttenweiller**. 2014. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental.) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2014

SPERANZA, A.; CAGGIANO, R.; MARGIOTTA, S.; TRIPPETTA, S. A novel approach to comparing simultaneous size-segregated particulate matter (PM) concentration ratios by means of a dedicated triangular diagram using the Agri Valley PM measurements as an example. **Natural Hazards and Earth System Sciences. Nat. Hazards Earth Syst. Sci.**, v. 14, p. 2727–2733, 2014.

SUGIMOTO, N.; SHIMIZU, A.; MATSUI, I.; NISHIKAWA, M. A method for estimating the fraction of mineral dust in particulate matter using PM2.5-to-PM10 ratios. **Particuology**, v. 28, p. 114–120, 2016.

STULL, R. B. Static Stability – An Update. **Bulletin American Meteorological Society**, v. 72, p.1521-1529, 1991.

UFMG. Universidade Federal de Minas Gerais. **Plano Metropolitan RMBH**. 2012. Disponível em: <http://www.rmbh.org.br/>. Acesso em: 14 out. 2021.

US EPA. United States Environmental Protection Agency . User’s Guide for the AERMOD Meteorological Preprocessor (AERMET). **Research Triangle Park, NC, Office of Air Quality**, p. 252, 2004.

\_\_\_\_\_. United States Environmental Protection Agency. User’s Guide for the AERMOD **Terrain Preprocessor** (AERMAP). 2018.

\_\_\_\_\_. United States Environmental Protection Agency. **Air Quality Dispersion Modeling - Preferred and Recommended Models | US EPA**. 2021. Disponível em: <https://www.epa.gov/scram/air-quality-dispersion-modeling-preferred-and-recommended-models>. Acesso em: 8 set. 2021.

VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution**. Amsterdam: Elsevier, 2014.

WEISBERG, S. **Applied Linear Regression**. 3rd. ed. Minneapolis: John Wiley & Sons, INC., 2005.

WHO. World Health Organization Archives. **WHO global air quality guidelines**, 2021.

\_\_\_\_\_. **Expert Consultation:** Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). n. October, p. 50, 2016.

\_\_\_\_\_.World Health Organization Air quality guidelines. **Global update 2005**. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen: WHO, 2005.

XU, G.; JIAO, L.; ZHANG, B.; ZHAO, S.; YUAN, M.; GU, Y.; LIU, J.; TANG, X. Spatial and temporal variability of the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in Wuhan, Central China. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 17, n. 3, p. 741–751, 2017.

YU, H.-L.; WANG, C.-H. Retrospective prediction of intraurban spatiotemporal distribution of PM<sub>2.5</sub> in Taipei. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 25, p. 3053–3065, 2010.

ZANNETTI, P. **Air Pollutuion Modeling**. X ed. Southampton: Comp. Mech. Publications, 1990.

ZHAN, X.; BO, Y.; ZHOU, F.; LIU, X.; PAERL, H. W.; SHEN, J.; WANG, R.; LI, F.; TAO, S.; DONG, Y.; TANG, X. Evidence for the Importance of Atmospheric Nitrogen Deposition to Eutrophic Lake Dianchi, China. **Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 6699–6708, 2017.

ZHOU, S. *et al.* Trace metals in atmospheric fine particles in one industrial urban city: Spatial variations, sources, and health implications. **Jour. of Enviro. Sciences**, v. 26, p. 205-213, 2014.