



**CENTRO FEDERAL DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA DE MINAS GERAIS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

**ESTUDO DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS ORIGINÁRIOS
DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS OCORRIDOS ENTRE 2018 E 2019, EM BELO
HORIZONTE – MG**

Manuella Faustina de Castro Pimenta

Belo Horizonte

2022

Manuella Faustina de Castro Pimenta

**ESTUDO DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS ORIGINÁRIOS
DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS OCORRIDOS ENTRE 2018 E 2019, EM BELO
HORIZONTE – MG**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental e Sanitarista.

Orientador: Profa. Dra. Patrícia Sueli Rezende

Belo Horizonte

2022

MANUELLA FAUSTINA DE CASTRO PIMENTA

**ESTUDO DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS ORIGINÁRIOS DE
INCÊNDIOS FLORESTAIS OCORRIDOS ENTRE 2018 E 2019 EM BELO
HORIZONTE – MG**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro Ambiental e Sanitarista.

Aprovado em 04 de Fevereiro de 2022.

Banca examinadora:

Patrícia Sueli de Rezende – Presidente da Banca Examinadora
Prof^ª. Dr^ª. CEFET-MG – Orientadora

Amanda Noronha Moreira de Carvalho
Prof^ª. MSc. CEFET-MG – Avaliadora I

Frederico Keizo Odan
Prof. Dr. CEFET-MG – Avaliador II



Emitido em 04/02/2022

FORMULÁRIO DE PROGRAMA Nº 19/2022 - DEQUI (11.55.09)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 05/02/2022 12:22)
AMANDA NORONHA MOREIRA DE CARVALHO
PROF ENS BAS TEC TECNOLOGICO-SUBSTITUTO
DCTA (11.55.03)
Matrícula: 3216672

(Assinado digitalmente em 05/02/2022 08:59)
FREDERICO KEIZO ODAN
PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO
DCTA (11.55.03)
Matrícula: 2092847

(Assinado digitalmente em 04/02/2022 16:27)
PATRICIA SUELI DE REZENDE
PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO
DEQUI (11.55.09)
Matrícula: 2921402

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sig.cefetmg.br/documentos/> informando seu número:
19, ano: **2022**, tipo: **FORMULÁRIO DE PROGRAMA**, data de emissão: **04/02/2022** e o código de verificação:
c12a62d19d

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por todas as oportunidades concedidas. Aos meus pais Luiz e Maria e as minhas irmãs Isabella e Raphaella por todo incentivo e aos esforços dedicados para que eu pudesse chegar a este momento. Aos meus avós, tios e primos, pelo apoio e ao Fernando, por todo carinho e companheirismo.

Ao Arthur, pelos conselhos e palavras de incentivo durante a elaboração desta pesquisa. Aos amigos que me acompanharam ao longo dessa caminhada, em especial: Ágatha, Ana Tereza, Débora, Gabi, Lucas, Malu, Mari e Tereza, agradeço por todo apoio e momentos de alegrias compartilhados ao longo destes anos.

A toda equipe da Engear Consultoria, pelo apoio e aprendizado profissional que vocês me ofereceram, principalmente para Raisa e a Tatiane pela oportunidade e o conhecimento compartilhado.

A professora Patrícia por todo incentivo, disponibilidade e conhecimento transmitido. A todos professores do Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, por todos os ensinamentos e pela contribuição na minha formação acadêmica.

RESUMO

PIMENTA, Manuella Faustina Castro; REZENDE, Patrícia Sueli. **Estudo da dispersão de poluentes atmosféricos originários dos incêndios florestais ocorridos entre 2018 e 2019, em Belo Horizonte – MG.** 2022. 106f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2022.

Os incêndios florestais têm se tornado um fator frequente na natureza, como consequência das mudanças climáticas, do manejo florestal irregular e das atividades antrópicas. A queima da vegetação resulta na emissão de diversos poluentes para a atmosfera, o que acarreta efeitos nocivos à saúde humana. Portanto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a contribuição dos incêndios na degradação da qualidade do ar no município de Belo Horizonte. Para tanto, extraiu-se o mapeamento dos focos de queimadas registrados pelo satélite NPP_375 do banco de dados de queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. A partir de então, foram estimadas as taxas de emissões resultantes de tal atividade para as partículas totais em suspensão, partículas respiráveis e monóxido de carbono. Por fim, modelou-se computacionalmente a dispersão dos poluentes provenientes desta fonte, utilizando o software *AERMOD view*. Como resultado, as simulações computacionais estimaram que pelo menos 50% das 132 simulações realizadas, apresentaram máximas concentrações superiores aos limites recomendados pelas legislações vigentes, para os poluentes estudados. Ademais, observou-se que as concentrações amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar se elevaram em dias de ocorrência de incêndios florestais. Por fim, destaca-se a importância do uso de ações preventivas e de fiscalização que visam redução dessas incidências, por parte das prefeituras e órgãos governamentais, o que, conseqüentemente, contribuirá para a seguridade da qualidade do ar local.

Palavras-chave: poluição atmosférica. simulação computacional. incêndios florestais.

ABSTRACT

PIMENTA, Manuella Faustina Castro; REZENDE, Patrícia Sueli. **Atmospheric dispersion study of air pollutants originating from wildfires that occurred between 2018 and 2019, in Belo Horizonte – MG.** 2022. 106p. Bachelor's thesis (Environmental and Sanitary Engineering) – Department of Environmental Science and Technology, Federal Center of Technological Education of Minas Gerais, Belo Horizonte, 2022.

Wildfires have become more frequent in nature, as a consequence of climate change, irregular forest management, and human activities. The vegetation burning results in pollutants emission into the atmosphere which has harmful effects on human health. Therefore, the present study aimed to carry out atmospheric dispersion study of air pollutants from wildfires that occurred between 2018 and 2019, in the Belo Horizonte municipality, in order to evaluate their contribution to the air quality degradation. Firstly, the distribution of fire outbreaks, recorded by the NPP_375 satellite, was extracted from National Institute for Space Research database. Based on that, the resulting emission rates were estimated for total suspended particles, inhalable particles, and carbon monoxide. Finally, the dispersion of pollutants was computationally modeled, using the AERMOD View software. As a result, the computer simulations estimated that at least 50% of the 132 modeled, showed maximum concentrations above the limits recommended by current legislation for the studied pollutants. Furthermore, it was observed that the concentrations sampled by the air quality monitoring stations increased on days of wildfires. This highlights the importance of using preventive and inspection actions aimed at reducing these incidences, by city halls and government agencies, which, consequently, will contribute to the local air quality safety.

Keywords: atmospheric pollution. computer simulation. wildfires.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	Aspectos do fogo	16
3.2	Incêndios florestais	17
<i>3.2.1</i>	<i>Incêndios Florestais em Minas Gerais</i>	<i>19</i>
3.3	Poluição atmosférica	21
3.4	Exposição da população aos incêndios florestais	26
3.5	Proteção da qualidade do ar no Brasil	28
3.6	Dispersão atmosférica	31
<i>3.6.1</i>	<i>Camada limite planetária</i>	<i>31</i>
<i>3.6.2</i>	<i>Interferências meteorológicas e topográficas</i>	<i>32</i>
<i>3.6.2.1</i>	<i>Ventos</i>	<i>33</i>
<i>3.6.2.2</i>	<i>Radiação solar e temperatura</i>	<i>33</i>
<i>3.6.2.3</i>	<i>Estabilidade atmosférica</i>	<i>33</i>
<i>3.6.2.4</i>	<i>El Niño</i>	<i>34</i>
<i>3.6.2.5</i>	<i>Topografia</i>	<i>34</i>
3.7	Modelo matemático para a dispersão de poluentes atmosféricos	35
<i>3.7.1</i>	<i>Modelo de pluma Gaussiana clássica</i>	<i>35</i>
<i>3.7.2</i>	<i>AERMOD</i>	<i>37</i>
4	METODOLOGIA	39
4.1	Caracterização da área de estudo	39
4.2	Levantamento dos focos de queimadas	40
4.3	Inventário de emissões	41
4.4	Simulação computacional	43
<i>4.4.1</i>	<i>Processamento de dados do AERMET</i>	<i>44</i>
<i>4.4.1.1</i>	<i>Dados Meteorológicos</i>	<i>44</i>
<i>4.4.1.2</i>	<i>Características da superfície</i>	<i>45</i>
<i>4.4.2</i>	<i>Processamento de dados do AERMAP</i>	<i>48</i>
4.5	Comparação dos resultados	49
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1	Análise da distribucional dos focos de queimadas	50
5.2	Simulações computacionais	52
<i>5.2.1</i>	<i>Topografia</i>	<i>52</i>
<i>5.2.2</i>	<i>Distribuição dos dados meteorológicos</i>	<i>53</i>
<i>5.2.3</i>	<i>Concentrações de poluentes atmosféricos simuladas</i>	<i>56</i>
<i>5.2.3.1</i>	<i>Comparação entre as concentrações amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar e o pior cenário simulado</i>	<i>65</i>
<i>5.2.3.2</i>	<i>Comparação entre as concentrações simuladas e as amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar para os demais cenários</i>	<i>73</i>
6	CONCLUSÃO	76
7	RECOMENDAÇÕES	77
8	REFERÊNCIAS	78
	ANEXO A	90

APÊNDICE A.....92
APÊNDICE B.....93

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Tetraedro do fogo.....	16
Figura 3.2 – Mesorregiões do estado de Minas Gerais	21
Figura 3.3 – Quadro com a descrição das fases de decomposição térmica durante a queima da vegetação	23
Figura 3.4 – Fases da queima da vegetação	24
Figura 3.5 – Quadro com a caracterização dos poluentes atmosféricos resultantes dos incêndios florestais.	25
Figura 3.6 – Corte vertical da Terra e da troposfera, mostrando a CLP como a proporção mais baixa da troposfera.....	31
Figura 3.7 - Estrutura da camada limite planetária.....	32
Figura 3.8 - Esquema da pluma gaussiana	36
Figura 3.9 - Esquema da pluma gaussiana	36
Figura 3.10 - Aproximação da distribuição da pluma na camada limite convectiva	38
Figura 4.1 - Mapa das Áreas Verdes de Belo Horizonte/ MG	40
Figura 4.2 – Quadro de caracterização do satélite NPP/VIIRS 375.....	41
Figura 4.3 - Quadro com as classificações do uso e ocupação do solo	46
Figura 5.1 - Distribuição dos focos de queimadas e das estações de monitoramento da qualidade do ar (QAr), entre 2018 e 2019, em Belo Horizonte – MG.	50
Figura 5.2 - Grade de receptores e curvas de altitudes do terreno na área de domínio da modelagem	53
Figura 5.3 - Direção dos ventos da cidade de Belo Horizonte/MG, dados referentes a estação do INMET A521.....	54
Figura 5.4 - Distribuição de frequência de velocidade do vento da estação do INMET A521 localizada em Belo Horizonte/MG.	54
Figura 5.5 - Variação da velocidade do vento em Belo Horizonte/MG, entre 2018 e 2019.	55
Figura 5.6 - Precipitação pluviométrica e umidade média do ar mensal, de Belo Horizonte/MG, entre 2018 e 2019.....	56
Figura 5.7 - Máximas concentrações simuladas das partículas totais em suspensão (PTS), por foco de incêndio, comparadas aos padrões das legislações vigentes.	57

Figura 5.8 - a) Isolinhas de concentração das PTS, expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Cerrado - 01/06/2019. b) Isolinhas de concentração das PTS expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Mata Atlântica - 01/07/2019.	59
Figura 5.9 - a) Isolinhas de concentração das PTS, expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Cerrado - 30/06/2019. b) Isolinhas de concentração das PTS expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Mata Atlântica - 22/09/2019.	61
Figura 5.10 - Máximas concentrações simuladas das partículas respiráveis ($\text{PM}_{2,5}$), por foco de incêndio, comparadas aos padrões das legislações vigentes.	62
Figura 5.11 - Máximas concentrações simuladas de monóxido de carbono (CO), por foco de incêndio, comparadas aos padrões das legislações vigentes.	64
Figura 5.12 – Distribuição locacional da pluma de dispersão de $\text{PM}_{2,5}$, bem como da malha viária e das unidades industriais do município.	70
Figura 5.13 - Distribuição locacional da pluma de dispersão de CO, bem como da malha viária e das unidades industriais do município.	71
Figura 5.14 – Visível presença de poluentes suspensos na atmosfera de Belo Horizonte, em 15 de junho de 2019.	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Padrões de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA n° 03/1990....	29
Tabela 3.2: Padrões de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA n° 491/2018..	30
Tabela 4.1- Produção de poluente por unidade de massa combustível florestal consumido (g kg ⁻¹).....	42
Tabela 4.2 - Taxa de emissão de poluentes por tipo de combustível florestal consumido (g s ⁻¹).	43
Tabela 4.3 - Valores de albedo sazonais.....	46
Tabela 4.4 - Valores de razão de Bowen sazonais	47
Tabela 4.5 - Valores de rugosidade sazonais.....	48
Tabela 5.1 – Média das concentrações, entre 2018 e 2019, pelas estações de monitoramento da qualidade do ar, bem como o período de ocorrência das máximas.	65
Tabela 5.2 – Concentrações simuladas para a localidade das estações de monitoramento da qualidade do ar e as máximas amostradas por estes instrumentos, no dia 15 de julho de 2019, em Belo Horizonte.....	66
Tabela 5.3 – Taxa aditiva das emissões de PM _{2,5} e CO no dia 15 de julho de 2019, em Belo Horizonte.	68
Tabela 5.4 – Máximas concentrações amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar de Belo Horizonte, para dias em que a plumas de dispersão de poluentes, ocorridos entre os anos de 2018 e 2019, abrangeram tais localidades.	74

1 INTRODUÇÃO

Os incêndios florestais sempre estiveram presentes na natureza, seja por meio de erupções vulcânicas em contato com a vegetação, atrito entre a vegetação ou através de relâmpagos ao atingirem um comburente, elemento ativador do fogo (GARCIA-CHEVESICH *et al.*, 2015; GOIÁS, 2017). Contudo, os focos de calor provocados pelo homem triplicaram a duração da temporada de sua incidência (SHORT, 2017). De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), os incêndios florestais são definidos como “tipo de incêndio não planejado e sem controle, que se incide sobre uma área natural” (OMS, c2021).

Em 2019, o mundo presenciou incêndios florestais com proporções sem precedentes em extensão e intensidade, como é o caso dos territórios australiano e russo que testemunharam, respectivamente, cerca de 46 milhões e 6,4 milhões de acres, de seus territórios queimados (CPD, 2019; NASA, 2019). Além disso, no bioma Amazônia foram detectados neste ano cerca de 76.016 focos de queimadas, de acordo com EMBRAPA (2019). Tal crescente vem se tornando contínua, visto que em 2020, a presença de focos de queimadas apresentou um aumento em 13% em todas as áreas continentais, quando comparado ao ano anterior (WWF, 2020). Segundo Krikken *et al.* (2021), tais eventos são reflexos das mudanças climáticas, do manejo florestal irregular e das atividades antrópicas, já que estas ações favorecem a redução da umidade e o aumento da temperatura em todo o globo.

No Brasil, grande parte dos incêndios florestais se inicia a partir de atividades antrópicas, realizadas de forma direta ou indireta, sobre a vegetação. Pesquisa realizada por Ribeiro; Soares & Beppler (2012), mostra que os principais contribuintes na incidência dos incêndios florestais são os fatores culturais e socioeconômicos. Ademais, a falta de manejo adequado durante as queimadas preventivas, que visam a “limpeza do terreno” para futuras atividades agrícolas e pecuárias, são tidos como principal fator causador da disseminação do fogo (RAMOS; NASCIMENTO & OLIVEIRA, 2011).

Em 2020, um panorama dos incêndios florestais ocorridos na América do Sul apontou que 49% desses focos de queimadas se sucederam em solo brasileiro, país este que possui também maior extensão territorial. Ao todo foram registrados mais de 222 mil focos de queimadas no país, sendo este, o segundo maior índice apontado nos últimos 10 anos, ficando atrás apenas do ano de 2010, quando o país registrou 319 mil focos registrados. Os principais biomas brasileiros afetados com os incêndios florestais, em 2020, foram o Cerrado e a Amazônia,

que corresponderam a 45% e 25%, respectivamente, do total no país. Outro destaque negativo neste período foi o bioma Pantanal, que registrou 22.119 focos de fogo em áreas de floresta, cerca de 221% a mais que em 2019, sendo a maior taxa já registrada em sua história (INPE, 2021?).

De acordo com estudo realizado por Santos; Soares & Batista (2006), Minas Gerais foi o estado possuidor da maior extensão de terra queimada do Brasil, entre os anos de 1994 e 2002. Ressalta-se que os incêndios florestais no estado ocorrem em maior frequência durante a estação seca, com seu ápice entre os meses de setembro e outubro (INPE, 2021?; PEREIRA *et al.*, 2014). Tal fato é consequente de fatores meteorológicos presentes neste período, como índices pluviométricos reduzidos, alta incidência de radiação solar e a presença de ventos constantes, já que quando aliados, aceleram a disseminação dos focos de queimadas (TORRES *et al.*, 2020).

A queima da vegetação resulta no lançamento de uma variedade de poluentes na atmosfera local, dentre esses, destaca-se o monóxido de carbono (CO) e os particulados em suas diferentes granulometrias (MINAS GERAIS, 2020a). Contudo, a geração constante e o contato com estes compostos acarretam efeitos nocivos à saúde humana, sobretudo bronquites, doenças do aparelho respiratório, pneumonias, doenças cardiovasculares, Alzheimer e Parkinson (SANTOS *et al.*, 2019). Em estudo por Fann *et al.*, (2017) realizado nos Estados Unidos, entre os anos de 2008 e 2012, mostrou que os constantes incêndios ocorridos no país resultaram em um aumento quantitativo nas internações hospitalares, emergências e mortes prematuras. Ainda no estudo, estima-se que anualmente esse país conta com até 8.500 internações por doenças respiratórias e 2.500 internações cardiovasculares (FANN *et al.*, 2017).

Ademais, a dispersão dos poluentes gerados durante os incêndios florestais está intimamente relacionada com as condições meteorológicas de precipitação, radiação solar, temperatura, velocidade e direção do vento, bem como pelos fatores topográficos. Visto que, em regiões planas e com a atmosfera estável, os poluentes tendem a serem arrastados a certas distâncias, antes de atingirem o nível do solo. Além disso, fatores meteorológicos são importantes contribuintes na formação de poluentes secundários na atmosfera, portanto, apesar de não emitidos, novas substâncias nocivas podem surgir (SANTOS; REBOITA & CARVALHO, 2018).

Tendo em vista o apresentado, é de suma importância o entendimento da emissão e dispersão dos poluentes atmosféricos, em cidades que detectam com frequência a presença de incêndios florestais, como é o caso de Belo Horizonte, Minas Gerais. No entanto, trata-se de um tema ainda pouco abordado na literatura. Um desses exemplares é o estudo realizado pela Petrobrás (2018), em 2015, que apontou que a terceira principal fonte de emissões dos particulados em suas diferentes frações, na capital mineira, foram os focos de incêndio. Portanto, devido à sua elevada contribuição para a degradação da qualidade do ar, foi recomendado por tal trabalho que estimativas para os demais anos, como as pretendidas pelo presente estudo, sejam realizadas a fim de se entender um possível comportamento típico na região.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a contribuição dos incêndios na degradação da qualidade do ar no município de Belo Horizonte.

2.2 Objetivos específicos

- Compilar informações quantitativas com relação ao número de incêndios florestais ocorridos dentro dos limites territoriais do município de Belo Horizonte, entre os anos de 2018 e 2019;
- Estimar as taxas de emissões dos poluentes emitidos durante os incêndios florestais;
- Simular computacionalmente a dispersão dos poluentes atmosféricos;
- Comparar os resultados encontrados nas simulações computacionais com os padrões de qualidade do ar estabelecidos pela CONAMA 491/2018, bem como pelos dados das estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar da região.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aspectos do fogo

O fogo é conceituado como uma reação química de oxidação, em que há liberação de luz e calor. Para que a combustão ocorra é necessário a presença de quatro elementos: combustível, comburente, calor e a reação em cadeia, que juntos formam o denominado “Tetraedro do Fogo” (Figura 3.1). Os combustíveis são definidos como corpos capazes de alimentar o fogo, podendo estar nos estados sólido, líquido ou gasoso. Já o comburente consiste no elemento que contribuiu para a elevação da temperatura e alimentação do processo de combustão, seu exemplar mais comum é o oxigênio presente na atmosfera. Além disso, tem-se o calor, que é a forma de energia que mantém a condição favorável para propagar a combustão. Por fim, as reações em cadeia surgem como um alicerce para que o fogo se torne autossustentável com o desencadeamento de reações de forma constante, enquanto houver a presença de todos os demais componentes (GOIÁS, 2017).

Figura 3.1 – Tetraedro do fogo



Fonte – Batista (2020).

Os incêndios podem ser agrupados nas quatro seguintes classes, de acordo com CBMMG, (2019):

- **Classe A** – Combustíveis sólidos que possuem uma pré-disposição à queima superficial e de sua profundidade através do processo de pirólise. Como exemplo destes, temos as madeiras, tecidos, folhas, borracha, etc.

- **Classe B** – São formados por líquidos e/ou gases combustíveis ou inflamáveis e sólidos combustíveis, em que a queima ocorre apenas na parte superficial do combustível. Durante o processo de queima desses produtos não há geração de resíduos. Podemos citar como exemplo: vernizes, graxas, tintas, entre outros.
- **Classe C** – Classe de incêndio formado por equipamentos e instalações elétricas energizadas, tais como: transformadores, quadros de distribuição, fios, motores, entre outros.
- **Classe D** – Compreende a classe de incêndios ocasionados por metais combustíveis. Esses são caracterizados por combustões instantâneas e que há emissão de luzes. Principais exemplos destes são os metais pirofóricos como zircônio, bário, titânio, sódio, magnésio, etc.

Para contenção de incêndios os métodos utilizados são baseados na remoção de um desses componentes formadores do “Tetraedro do Fogo”. Podemos citar que as principais técnicas utilizadas são (SÃO PAULO, 2006):

- Abafamento, em que é interrompido o contato do comburente com o combustível e o calor;
- Resfriamento, cujo processo consiste na redução da temperatura do material queimado, ou seja, remoção do calor;
- Isolamento, que possui como princípio a retirada dos combustíveis que possivelmente poderão ser atingidos por fagulhas dos processos de queima ativos em suas proximidades.

3.2 Incêndios florestais

De acordo com o Instituto Brasília Ambiental (IBRAM), os incêndios florestais são definidos como a “presença de fogo fora de controle em uma vegetação” (IBRAM, 2009). Deste modo, diferenciando-o das queimadas controladas que são regiões em que o fogo é ateadado de forma limitada e planejada de acordo com técnicas pré-estabelecidas (SENAR, 2018). Salienta-se que apesar dos incêndios florestais serem um fenômeno que ocorre naturalmente no ambiente, o homem é seu principal causador (AMARAL, 2017).

Os incêndios florestais são recorrentemente iniciados por focos de queimadas em práticas agropastoris, nas margens de aglomerados urbanos e estradas. Ressalta-se que a falta de

manejo adequado do fogo, bem como o não domínio completo das técnicas de prevenção e combate contribui para a sua disseminação de forma devastadora, e assim comprometendo irreversivelmente unidades de conservação, áreas de preservação ambiental e de reflorestamento. Como resultado, os incêndios podem culminar em graves danos ambientais, impactos nas atividades econômicas, além de prejuízos à saúde humana (AMARAL, 2017; VASCONCELOS *et al.*, 2013).

Os incêndios florestais podem ser classificados em três tipos, variando de acordo com sua forma de aparecimento (REZENDE & OLIVEIRA, 2015; SCHUMACHER & DICK, 2018):

- **Incêndios subterrâneos:** São definidos por se propagarem debaixo da superfície terrestre através das camadas de matéria orgânica, raízes, húmus ou turfa, existentes sob o piso das florestas. Devido à baixa presença de oxigênio disponível, esse tipo de incêndio se propaga de forma morosa, sem chamas, com pouca fumaça e de forma contínua, o que o torna difícil de ser detectado. Portanto, podem ocasionar em danos graves à fauna e a flora ali presente, além de danificar a microbiota do solo. Ressalta-se que este tipo de incêndio é mais comum em áreas de cerrado.
- **Incêndios superficiais ou de superfície:** Esses incêndios ocorrem na superfície do solo florestal devido à presença de materiais que são facilmente inflamáveis tais como arbustos e gramíneas (vegetação rasteira), além das folhas e galhos em diferentes estágios de decomposição (serapilheiras). Portanto, a propagação do fogo é relativamente rápida, grande intensidade de chamas e liberação de calor, o que dificulta o seu controle. Ressalta-se ainda que esse tipo de incêndio é muito comum no Brasil, além disso, podem dar origem aos demais tipos de incêndios.
- **Incêndios de copa:** Tais incêndios caracterizam-se pelo seu método de dispersão do fogo por meio das folhagens para as copas das árvores. Devido à presença constante dos ventos, este tipo de incêndio propaga-se rapidamente, e libera grande quantidade de calor, o que dificulta o controle das chamas. Por fim, destaca-se que esse se desenvolve especialmente em reservas com grande presença de coníferas, devido à inflamabilidade das folhas de algumas espécies e forma com que são dispostas no solo.

Segundo Schumacher & Dick (2018), condições climáticas tais como ação do vento, umidade relativa do ar e temperatura ambiente irão contribuir para a variação do regime de fogo na

vegetação. Outro fator decisivo são as condições topográficas da região incendiada, visto que, as chamas do fogo tendem a se propagar com maior facilidade no declive, já que as fagulhas tendem a se inclinar e ficarem mais próximas dos combustíveis.

Destacam-se ainda as atividades antrópicas como um dos principais fatores responsáveis pela ocorrência de focos de queimadas em todos os biomas brasileiros. Os incêndios que possuem maior notoriedade são os ocorridos na Mata Atlântica, especialmente devido à sua localização geográfica estar próxima aos principais centros populacionais e industriais do Brasil (CARDOSO, 2016). Outro bioma que vem sofrendo fortemente com o desmatamento é o Cerrado, que apesar de possuir uma recuperação rápida de sua vegetação, a expansão das atividades agropastoris já resultou em uma perda de 68% da sua vegetação original, entre 1985 e 2020 (MAPBIOMAS, 2021).

A Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, também conhecida como o “novo” Código Florestal Brasileiro, estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação nativa. Em seu Art. 38º, distingue as seguintes situações em que são permissivas o uso do fogo nas vegetações:

I - em locais ou regiões cujas peculiaridades justifiquem o emprego do fogo em práticas agropastoris ou florestais, mediante prévia aprovação do órgão estadual ambiental competente do Sisnama, para cada imóvel rural ou de forma regionalizada, que estabelecerá os critérios de monitoramento e controle;

II - emprego da queima controlada em Unidades de Conservação, em conformidade com o respectivo plano de manejo e mediante prévia aprovação do órgão gestor da Unidade de Conservação, visando ao manejo conservacionista da vegetação nativa, cujas características ecológicas estejam associadas evolutivamente à ocorrência do fogo;

III - atividades de pesquisa científica vinculada a projeto de pesquisa devidamente aprovado pelos órgãos competentes e realizada por instituição de pesquisa reconhecida, mediante prévia aprovação do órgão ambiental competente do Sisnama (BRASIL, 2012).

3.2.1 Incêndios Florestais em Minas Gerais

Segundo dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2021?), os incêndios florestais em Minas Gerais são mais frequentes no período seco, entre os meses das estações

de inverno e primavera, com seu ápice geralmente ocorrendo em setembro. Todos os anos queimadas não autorizadas ocorrem no estado nesse período, muitas dessas possuem ação criminosa e se iniciam principalmente nas margens de rodovias e em lotes particulares (LIMA, 2000). Em 2020, Minas Gerais contabilizou cerca de 20.741 ocorrências de incêndios florestais em seu território, sendo que mais de 41% incidentes apenas em lotes vazios (MINAS GERAIS, 2021a).

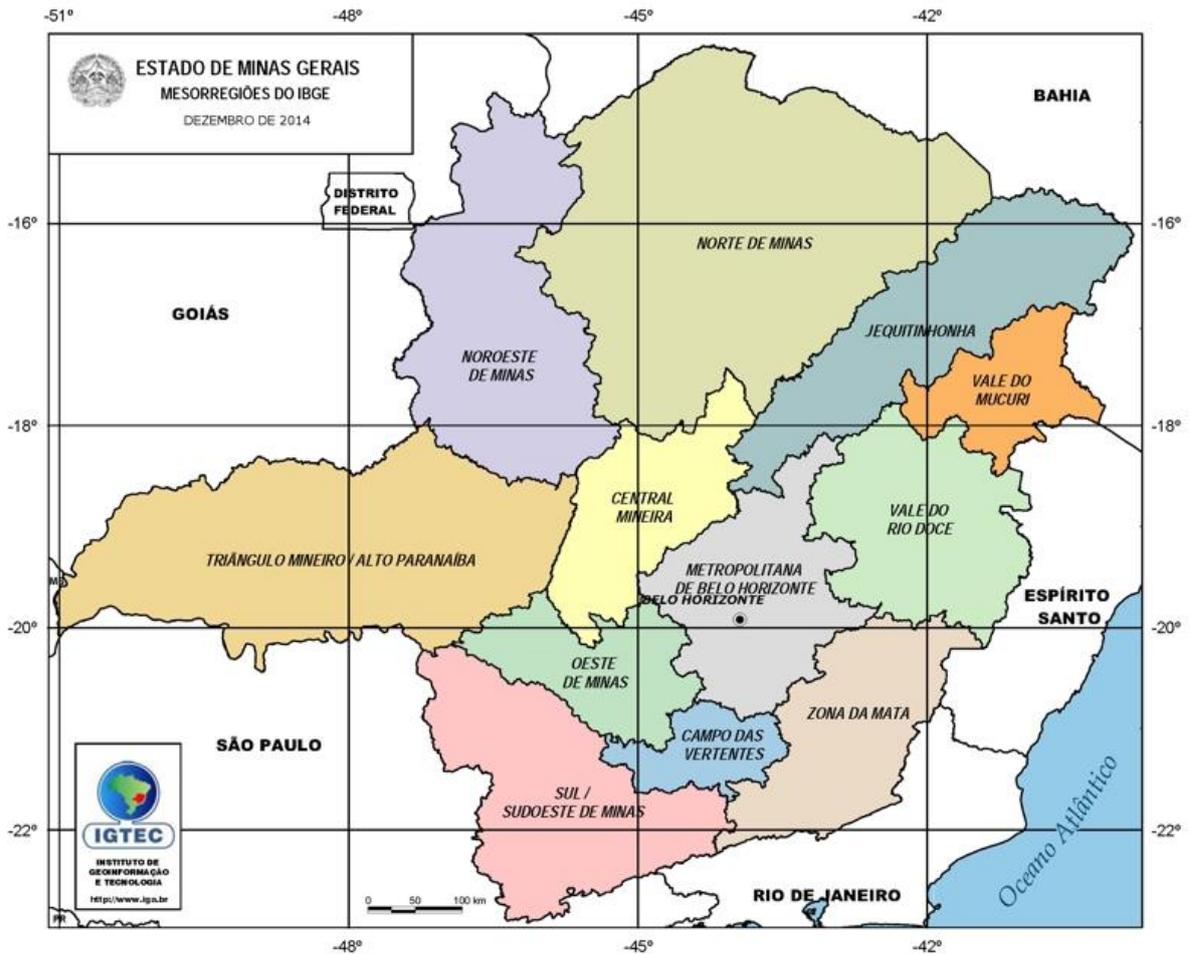
O estado de Minas Gerais possui uma extensão territorial com cerca de 586 mil quilômetros quadrados, que conta com 94 Unidades de Conservação (UCs) estaduais, 18 federais e 183 municipais. Destaca-se que, apesar de grande parte do estado estar inserido em um território majoritariamente constituído por vegetação proveniente do Cerrado, cerca de 71% das UCs são pertencentes ao bioma Mata Atlântica (MINAS GERAIS, 2021a?). Tendo em vista a grande área florestal presente no estado, a incidência de incêndios nessas regiões tem se tornado cada vez mais frequentes e danosas. Em 2020, Minas Gerais registrou mais de 4.300 hectares de área queimada no interior das unidades de conservação sob gestão do Estado (MINAS GERAIS, 2020b).

Em estudo realizado por Pereira *et al.* (2014), em que houve a contagem da incidência de focos de queimadas em Minas Gerais, entre 1999 e 2009, foram detectados um total de 67.334 ocorrências ao longo desses onze anos, com uma média de 6.121 focos ativos anualmente. As regionais do estado que apresentaram maior incidência de incêndios foram Norte, Nordeste e Alto Médio São Francisco, seguidos de Rio Doce, Alto Jequitinhonha e Noroeste (Figura 3.2). Segundo o autor, acredita-se que a situação se torna crítica quanto à frequência e densidade de queimadas nessa região, principalmente devido às grandes áreas de vegetação nativa, bem como devido aos baixos índices pluviométricos durante longos períodos do ano.

A cidade de Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, registrou 38 ocorrências de focos de queimadas no município, em 2020, sendo 78% desse total inseridos em áreas de Mata Atlântica, conforme dados captados pelo satélite NPP_375 do INPE. O município conta com importantes unidades de conservação presentes em seu território que historicamente apresentam numerosos incêndios florestais em seu território, como é o caso da APA Estadual Sul RMBH, Parque Estadual Serra Verde e Parque Estadual da Serra do Rola Moça, (INPE, 2021?). Buscando minimizar a incidência de queimadas de origem criminosa ou acidental, a

prefeitura de Belo Horizonte vem investindo em campanhas educativas, bem como no monitoramento dessas áreas e uma possível punição aos infratores (BELO HORIZONTE, 2021a).

Figura 3.2 – Mesorregiões do estado de Minas Gerais



Fonte – Minas Gerais (2021b?).

3.3 Poluição atmosférica

A atmosfera terrestre é formada por diversas camadas gasosas com características distintas, que envolvem o planeta e permitem a manutenção da vida na Terra. Salienta-se, no entanto, que as camadas que merecem maior destaque do ponto de vista ambiental são a troposfera e a estratosfera, visto que são nestes locais que todos os processos climáticos são desenvolvidos (BRAGA, 2005).

Dito isso, essa primeira se caracteriza por ser uma fina camada composta por 90% de todos os gases presentes na atmosfera terrestre, sendo os principais o nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2), argônio (Ar) e gás carbônico (CO_2). Além disso, tem-se também a presença de vapor de água, material particulado - orgânico e inorgânico -, e outros constituintes em menores concentrações. Destaca-se que do ponto de vista ambiental, a troposfera possui grande destaque, já que é a região onde ocorrem as atividades humanas e, conseqüentemente, grande parte das emissões de poluentes atmosféricos (BAIRD, 2011).

Já a estratosfera é uma camada mais espessa quando comparada as demais, e que conta com reações químicas importantes para a manutenção da camada de ozônio, tornando-se a principal fonte de controle da entrada e saída de radiação ultravioleta, provenientes do sol, sobre a Terra. Portanto, sendo categorizado como principal contribuinte para o controle da temperatura do planeta, bem como para a sobrevivência dos seres vivos (SARRO, 2016).

Tendo em vista que a atmosfera terrestre conta com uma série de reações físicas e químicas para a manutenção do equilíbrio de sua composição natural, a presença de ações humanas individuais ou em conjunto podem ser responsáveis pela geração de poluentes que causam modificações significativas em sua constância (SILVA & VIEIRA 2017). Dito isso, a Resolução CONAMA nº 491/2018 define poluente atmosférico como:

Qualquer forma de matéria em quantidade, concentração, tempo ou outras características, que tornem ou possam tornar o ar impróprio ou nocivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público danoso aos materiais, à fauna e flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade ou às atividades normais da comunidade (BRASIL, 2018).

Ressalta-se que os poluentes atmosféricos podem ser classificados de acordo com a sua origem como primários e secundários, sendo este primeiro resultante das emissões realizadas diretamente pelas fontes (fixas e/ou móveis), como monóxido de carbono (CO), material particulado (MP), óxidos de nitrogênio (NO_x), óxidos de enxofre (SO_x), hidrocarbonetos, aldeídos, entre outros. Já os secundários são provenientes de reações químicas entre poluentes primários e/ou compostos naturais da atmosfera, como ozônio (O_3) e nitratos de peroxiacetila (BRASIL, 2021).

Os incêndios florestais são uma das principais fontes de produção de poluentes atmosféricos para o ambiente, chegando a ser responsável por mais de 75% das emissões líquidas de gás carbônico no Brasil (IBGE, 2012). Segundo McMahon (1983), referência adotada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) para caracterização dos incêndios florestais, o processo de queima da vegetação pode ser dividido em quatro fases térmicas de decomposição, são elas: pré-ignição; flamejante; combustão lenta e de incandescência. Salienta-se que cada uma dessas é responsável pela geração de diferentes poluentes emitidos para a atmosfera (Figura 3.3). A Figura 3.4 ilustra as diferentes fases descritas no quadro.

Figura 3.3 – Quadro com a descrição das fases de decomposição térmica durante a queima da vegetação

Fase	Descrição
Pré-ignição	Os componentes da madeira como hemicelulose, celulose e lignina, em contato com o fogo se decompõem e emitem os denominados combustíveis voláteis e vapor d'água.
Flamejante	Os compostos voláteis em contato com o oxigênio atmosférico dão início a um processo intenso de combustão da vegetação. Neste ciclo, a pirólise ocorre acompanhada por uma rápida oxidação dos gases combustíveis, gerando CO ₂ e vapor de água. Algumas substâncias pirolisadas podem passar pelas chamas novamente e gerar subprodutos como gases, líquido alcatrão e fuligem sólida. Além disso, nesta etapa também ocorre a pirossíntese (novas substâncias oriundas da recombinação das moléculas fracionadas), onde são formados hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (RUFINO & COSTA, 2013). Destaca-se que devido à diferença da pressão de vapor desta substância, pode-se encontrá-la na fase vapor (COVs) ou na forma de material particulado.
Combustão lenta	Nesta fase há uma redução considerável das reações de combustão e, portanto, diminuem as emissões de combustíveis orgânicos para a atmosfera. Dessa forma, não sendo possível sustentar as chamas latentes no local. Assim, as reações lentas permitem que os gases gerados consigam se condensar e dar origem à fuligem.
Incandescência	Já a fase da incandescência, em que são realizados processos oxidativos apenas na parte superficial do combustível, gera-se como produto a emissão de gases como o CO e o CO ₂ .

Fonte – McMahon (1983).

Figura 3.4 – Fases da queima da vegetação



Fonte - Adaptado de Curso CPT (2021).

Segundo McMahon (1983), o processo de formação dos óxidos de nitrogênio (NO_x), durante os incêndios florestais, pode se dar de maneiras distintas. Podemos citar como principais métodos as reações consequentes do aumento da temperatura local que provocam ligações entre o nitrogênio e oxigênio atmosféricos, bem como com os radicais derivados do combustível. Além disso, os óxidos de nitrogênio podem ser resultantes também das reações de oxidação dos compostos nitrogenados, presentes no combustível.

Estudo realizado por Tao *et al.* (2020) mostra que os incêndios florestais foram responsáveis por elevar em mais de 100 ppbv¹ do teor de CO superficial médio mensal e de 20 µg m⁻³ de PM_{2,5}, em partes do território norte americano. Além disso, mostram que a ação do fogo elevou em 29,9% a concentração de PM_{2,5} no ambiente e em 18,1% em O₃, em cidades dos Estados Unidos. A Figura 3.5 descreve as principais características dos poluentes gerados durante os incêndios florestais, além dos efeitos adversos ocasionados devido à exposição contínua.

¹ ppbv: partes por bilhão por volume.

Figura 3.5 – Quadro com a caracterização dos poluentes atmosféricos resultantes dos incêndios florestais.

Poluente	Características
Material Particulado (MP)	Além dos gases, pode-se encontrar partículas de material sólido ou líquido suspensas na atmosfera. Estas são formadas geralmente devido à combustão, como as que ocorrem durante os incêndios florestais, bem como a partir de outros gases como dióxido de enxofre (SO ₂), óxidos de nitrogênio (NO _x) e compostos orgânicos voláteis (COVs) (BRAGA, 2005; LISBOA, 2014). As dimensões dos particulados é variável, sendo classificados em razão do seu diâmetro. Portanto, destaca-se que as frações Partículas Totais em Suspensão (PTS), Partículas Inaláveis (MP ₁₀) e Partículas Respiráveis (MP _{2,5}), apresentam diâmetros respectivamente inferiores a 50 µm, 10 µm e 2,5 µm (SILVA & VIEIRA, 2017).
Monóxido de Carbono (CO)	O Monóxido de Carbono (CO) é um gás com alto potencial de toxicidade, incolor e inodoro, gerado principalmente durante a combustão incompleta de combustíveis orgânicos ou pela degradação da clorofila (BAIRD & CANN, 2011; MANAHAN, 2013).
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	O NO ₂ é um gás de cor castanho avermelhada, altamente oxidante e que apresenta odor característico. Sua formação pode se dar através de reações entre gases já presentes na atmosfera ou pela emissão de óxido nítrico (NO), por meio de processos de combustão, que reagem com o oxigênio atmosférico e dão origem a este poluente secundário (CONSUL <i>et al.</i> , 2004; SILVA & VIEIRA, 2017).
Ozônio (O ₃)	O processo de formação do ozônio troposférico se inicia com reações de degradação dos COVs, que dão origem à formação de radicais alcóxi (RO ₂), hidroxil (OH) e hidroperóxido (HO ₂). Contudo, quando estes são expostos ao gás oxigênio (O ₂) e óxido nítrico (NO), presentes na atmosfera, são formados dióxidos de nitrogênio (NO ₂). Por fim, este último se decompõe através do mecanismo de fotólise e liberam um átomo de oxigênio, portanto, em contato com o O ₂ atmosférico dão origem ao ozônio (SILVA <i>et al.</i> , 2019).
Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs)	A emissão de HPAs está associada aos processos de combustão do material orgânico e à queima de carvão. As fontes emissoras e a concentração liberada para o ambiente, são responsáveis pela complexidade das misturas deste poluente emitidas. Em virtude das propriedades físico-químicas dos HPAs como a afinidade lipofílica e a sua alta volatilidade, este poluente apresenta um alto risco de contaminação humana (NETTO <i>et al.</i> , 2000).

(continua)

Fonte - A autora (2021).

(conclusão)

Poluente	Características
Compostos Orgânicos Voláteis (COV)	Estes poluentes são definidos pela USEPA (2021) como “compostos químicos orgânicos cuja composição possibilita sua evaporação em condições atmosféricas internas normais de temperatura e pressão”. Além disso, o órgão ambiental americano considera como COV, qualquer composto de carbono que participa de reações fotoquímicas atmosféricas, exceto CO, CO ₂ , ácido carbônico, carbetos ou carbonatos metálicos e carbonato de amônio. Salienta-se que os COVs podem ser emitidos por fontes naturais, principalmente durante os processos metabólicos da vegetação, bem como por fontes antrópicas (SILVA, 2019).

Fonte - A autora (2021).

3.4 Exposição da população aos incêndios florestais

A queima da madeira e da vegetação resultam em altas emissões de particulados para a atmosfera, durante os incêndios florestais. A exposição prolongada dos indivíduos a pluma contribui para a penetração deste poluente nos pulmões e, portanto, podendo acarretar o surgimento de casos de morbidade respiratória como bronquite, asma, pneumonia e doença pulmonar obstrutiva crônica, bem como doenças cardiovasculares (YOUSSOUF *et al.*, 2014; USEPA, 2018). Estudo realizado por Morgan *et al.* (2010) na Austrália, mostrou que o acréscimo de $10 \mu\text{g m}^{-3}$ na concentração atmosférica de PM_{10} , resultantes dos incêndios florestais, elevaram em 1,24% nas admissões por doenças respiratórias, 3,80% no número de casos de doenças pulmonares e em 5,02% nas admissões de asma em adultos.

Além disso, a exposição constante à inalação de $\text{PM}_{2,5}$ durante esses períodos, com concentrações adicionais a $10 \mu\text{g m}^{-3}$, poderá elevar o risco relativo à mortalidade diária entre 0,8 e 2,1%, conforme estudo produzido durante episódio de incêndio ocorrido na Finlândia em 2002 (HANNINEN *et al.*, 2009). De acordo com estudos realizados pela *Air Quality Life Index* (AQLI), em 2021 a inalação de particulados a níveis superiores aos padrões de qualidade do ar contribuiu para redução em 2,3 anos na expectativa de vida da população. Destaca-se que tal fator tornou-se mais fatal que a contaminação por doenças devastadoras como a tuberculose e AIDS, bem como por tabagismo e até mesmo devido a guerras (AQLI, 2021).

Estudo realizado por Haikerwal *et al.* (2015), na Austrália, mostrou uma correlação positiva entre a exposição aos particulados inaláveis ($\text{PM}_{2,5}$) e o número de hospitalizações por doença

isquêmica do coração e infarto do miocárdio, por idosos e mulheres. Além disso, a pesquisa apontou também a relação encontrada entre a inalação desses poluentes e o aumento dos casos de paradas cardíacas em ambientes externos aos hospitalares (HAIKERWAL *et al.*, 2015). A exposição a concentrações acima de $25 \mu\text{g m}^{-3}$ de $\text{PM}_{2,5}$, apresenta uma correlação com a mortalidade por causas cardiovasculares entre a população com 65 anos de idade ou mais, de acordo com análise realizada na região amazônica brasileira (NUNES; IGNOTTI & HACON, 2013).

Destaca-se que além dos particulados, os gases resultantes dos incêndios florestais podem também impactar a saúde humana. A toxicidade proveniente do CO é resultante da ligação entre esse gás e a hemoglobina sanguínea, o que contribui para uma redução significativa dos níveis de oxigênio transportados para o corpo humano (BAIRD & CANN, 2011). Portanto, a exposição prolongada pode gerar desmaios, dores de cabeça, fadiga, asfixia com movimentos respiratórios preservados, bem como pode promover o óbito (SOUZA, 2020).

Outro gás que merece ênfase é o Ozônio, tendo em vista que este poluente foi relacionado ao significativo aumento de casos de asma e infecções respiratórias agudas, durante pesquisa realizada em 2008, após os incêndios ocorridos ao norte da Califórnia (REID *et al.*, 2019). Salienta-se ainda que ensaios clínicos têm relacionado a alta concentração de óxidos de nitrogênio na atmosfera com o aumento do número de casos de câncer na população, lesões na pele e inflamações no sistema respiratório (ADAMI, HUNTER, & TRICHOPOULOS, 2018; CÓNUL *et al.*, 2004).

Ressalta-se que além dos impactos citados, os incêndios florestais podem culminar em riscos óbvios como as queimaduras e as chamadas doenças induzidas pelo calor. Por fim, vale destacar os prejuízos psicológicos resultantes da ação do fogo sobre os bens materiais e imateriais da população que residia na área impactada. De acordo com estudo realizado posteriormente à onda de incêndios florestais ocorridos na Califórnia, em 2003, por Marshall *et al.* (2007), mostrou que 24% da população estudada apresentou sintomas depressivos e 33% apresentaram sintomas de Transtorno de Estresse Pós-Traumático.

A exposição prolongada a pluma de poluentes resultantes dos incêndios florestais pode acarretar graves danos à saúde humana, com destaque para grupos populacionais que possuem vulnerabilidade à inalação prolongada de tais compostos resultantes dos incêndios

florestais. Exemplos destes são gestantes; crianças; indivíduos com doenças respiratórias ou cardiovasculares pré-existent; grupos demograficamente expostos; população residente em regiões de baixa renda; trabalhadores expostos a regiões vizinhas às áreas frequentemente queimadas; pessoas com 65 anos ou mais e que já apresentam problemas respiratórios; entre outros (ARRIAGADA *et al.*, 2019; JONES *et al.*, 2020; KONDO *et al.*, 2019; REID *et al.*, 2019).

É importante ressaltar que apesar da vulnerabilidade existente, medidas profiláticas devem ser tomadas a fim de se promover o menor impacto possível sobre a saúde da população. Podemos citar como exemplo a garantia de informações públicas e de fácil acesso sobre como se comportar em tais casos, bem como o uso de um sistema preparado para eventuais emergências (FAO, 1998).

3.5 Proteção da qualidade do ar no Brasil

Buscando ações que promovam o desenvolvimento econômico e que assegurem o controle das emissões de poluentes atmosféricos, no Brasil, criou-se por meio da Resolução nº 05 de 15 de junho de 1989 o Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar – PRONAR. Destaca-se dentre objetivos do programa a “Limitação dos níveis de emissão de poluentes atmosféricos, com vistas à melhora da qualidade do ar, ao atendimento dos padrões estabelecidos e o seu não comprometimento em regiões consideradas não degradadas” (BRASIL, 1989). Além disso, vale ressaltar que foram definidas ações a serem cumpridas no curto, médio e longo prazo com vistas ao aprimoramento da gestão da qualidade do ar (BRASIL, 1989).

Um dos principais instrumentos criados pelo PRONAR foi a Resolução CONAMA nº 03/1990, que buscou dispor sobre os padrões de qualidade de qualidade do ar (Tabela 3.1). Para tanto, essa resolução dividiu seus padrões em duas categorias, denominadas como primária e secundária, em que a primeira estabelece as concentrações de poluentes que quando ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Já o padrão secundário contempla as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população e mínimo dano à fauna, flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral (BRASIL, 1990).

Tabela 3.1: Padrões de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA nº 03/1990

Poluente Atmosférico	Período de Referência	Padrão primário	Padrão secundário	ppm
		$\mu\text{g m}^{-3}$	$\mu\text{g m}^{-3}$	
Material Particulado - MP ₁₀	24 horas	-	150	-
	Anual ^a	-	50	-
Dióxido de Enxofre - SO ₂	24 horas	365	100	-
	Anual ^a	80	40	-
Dióxido de Nitrogênio - NO ₂	1 hora ^b	320	190	-
	Anual ^a	-	100	-
Ozônio - O ₃	8 hora ^c	-	160	-
Fumaça	24 horas	150	100	-
	Anual ^a	60	40	-
Monóxido de Carbono – CO	1 hora ^b	-	-	35
	8 horas ^c	-	-	9
Partículas Totais em Suspensão – PTS	24 horas	240	150	-
	Anual ^d	80	60	-

Legenda: ^a Média aritmética anual; ^b Média horária ^c Máxima média móvel obtida no dia; ^d Média geométrica anual; ^e Medido nas partículas totais em suspensão.

Fonte - Brasil (1990).

Com o estabelecimento de novos valores-guia definidos pela OMS, em 2005, houve então a necessidade de revisão dos padrões de qualidade do ar, o que culminou na publicação da nova resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018. Conforme consta no seu Artigo 4º, a resolução divide os Padrões de Qualidade do Ar em quatro etapas sequenciais, sendo três desses intermediários e um final. Destaca-se que para os poluentes CO, PTS e Chumbo (Pb) são adotados o padrão de qualidade do ar final. Já os padrões intermediários seguem o padrão intermediário em vigência de acordo com os Planos de Emissões Atmosféricas e os Relatórios de Avaliação da Qualidade do Ar estaduais ou distritais, para os particulados inaláveis (MP₁₀) e respiráveis MP_{2,5}, bem como para os gases SO₂, NO₂, fumaça e O₃ (Tabela 3.2) (BRASIL, 2018).

Tabela 3.2: Padrões de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA nº 491/2018

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

Legenda: ^a Média aritmética anual; ^b Média horária ^c Máxima média móvel obtida no dia; ^d Média geométrica anual; ^e Medido nas partículas totais em suspensão; PI – Padrão Intermediário; PF- Padrão Final.

Fonte - Brasil (2018).

Contudo, em 2019, a Procuradoria Geral da República ajuizou, perante o Supremo Tribunal Federal, ação direta de inconstitucionalidade contra a Resolução CONAMA nº 491/2018, conforme alegação de que esta seria incapaz de prover a suficiente, adequada e eficaz proteção da qualidade do ar. Isto porque, segundo o Ofício PRR3 – 00012276/2019, os padrões atuais apresentam uma permissividade de emissões aos agentes poluidores, superior aos valores-guia recomendados pela OMS. Outro ponto a se ressaltar é o uso de padrões intermediários como metas, tendo em vista que não são definidos prazos peremptórios para a conclusão destes referenciais, bem como inexistem medidas que promovam essa progressão (BRASIL, 2019).

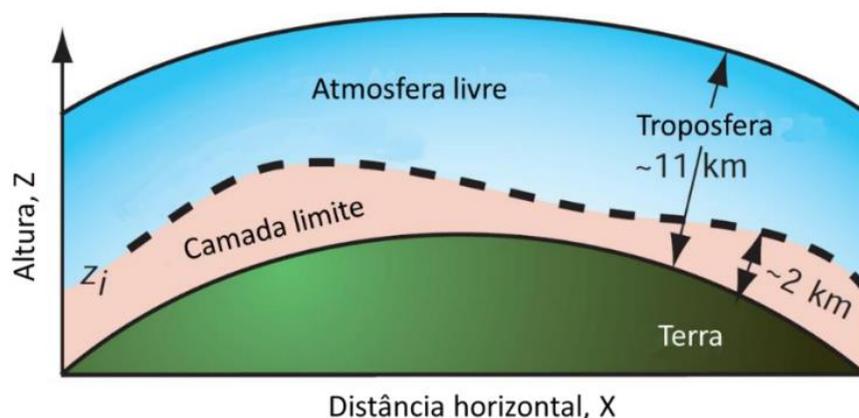
Ressalta-se ainda que culturalmente o corporativismo brasileiro possui certa resistência em se adaptar às questões ambientais, sendo a redução dos limites de emissões atmosféricas um exemplo desse. Desse modo, estimulando a estagnação no alcance dos padrões mais restritivos previstos pela resolução. Portanto, possivelmente tornando a Resolução CONAMA n ° 491/2018, insuficiente no que diz respeito à diminuição das emissões de poluentes atmosféricos (BRASIL, 2019).

3.6 Dispersão atmosférica

3.6.1 Camada limite planetária

Na troposfera terrestre, o escoamento das massas de ar é fortemente influenciado por fatores meteorológicos de grande escala, bem como pelas tensões cisalhantes e forças de empuxo térmico resultantes dos movimentos de rotação da Terra. Conforme ilustrado na Figura 3.6, a camada limite planetária (CLP) é a fração troposférica mais próxima do solo e, portanto, conta com interferências em microescala (AVOLIO *et al.*, 2017).

Figura 3.6 – Corte vertical da Terra e da troposfera, mostrando a CLP como a porção mais baixa da troposfera



Fonte - Wallace & Robbs (2006) *apud* Marques (2017).

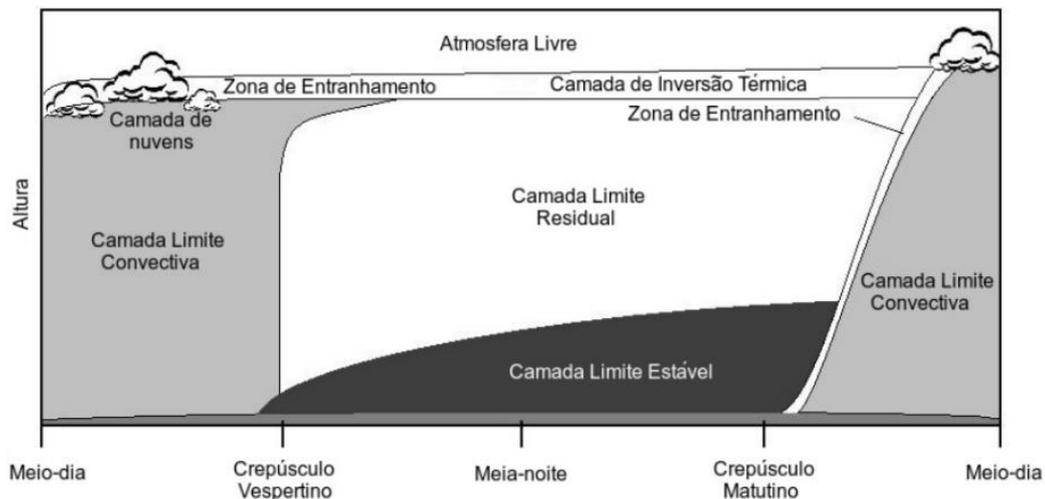
Apesar do apresentado na Figura 3.6, a espessura média da camada limite planetária é variável ao longo do espaço tempo. Isto porque, durante os períodos diurnos, em que há a incidência constante de radiação solar sobre a superfície terrestre, as temperaturas locais se ascendem e, portanto, quando em contato com as massas de ar frias, dão origem a movimentos turbulentos que elevam a altura da CLP. Em períodos noturnos, no entanto, a

troca de calor ocorre de forma inversa, o que reduz as movimentações e, conseqüentemente, reduz consideravelmente a espessura da camada (GUERRA, 2008).

Salienta-se que a camada limite planetária pode ser classificada quanto à sua estabilidade em três fases distintas (Figura 3.7), em que são caracterizadas como (MOREIRA, 2013):

- Camada limite neutra: Geralmente ocorre em períodos de transição e temperatura nula, por isso, apresentando turbulência esporádica;
- Camada limite convectiva: Fase que ocorre geralmente durante os períodos de maior incidência de radiação solar e, por isso, apresentam gradiente de temperatura nulo e alta incidência convectiva devido às trocas de calor;
- Camada limite estável: Ocorrem geralmente nos períodos noturnos, em que a temperatura reduz de forma significativa. Dando assim origem a camadas limites mais estáveis devido aos movimentos turbulentos inversos.

Figura 3.7 - Estrutura da camada limite planetária



Fonte - Stull (1988) *apud* Macêdo (2016).

3.6.2 Interferências meteorológicas e topográficas

As condições meteorológicas ambientais como radiação, temperatura, velocidade e direção do vento, bem como a presença de ressaltos topográficos, vegetação e construções civis, podem contribuir nas concentrações de poluentes presentes na atmosfera, bem como no transporte de gases e particulados antes de atingirem o nível do solo (TRINDADE, 2013).

Portanto, as emissões em uma dada região não serão restritas às suas fronteiras geográficas, podendo assim acarretar impactos negativos sobre a população de cidades interioranas que comumente não emitem tais poluentes ou emitem em concentrações menores (BRANDÃO, 2020).

3.6.2.1 Ventos

A direção e velocidade dos ventos são fatores essenciais no transporte e dispersão dos poluentes. Visto que, a angulação com que as massas de ar incidem sobre as plumas irão contribuir na orientação do arraste dos gases. Já com relação a velocidade de incidência dos ventos sobre os particulados e gases, esse irá contribuir não só para a diluição da concentração, como também para um maior deslocamento. Portanto, regiões em que se predominam situações de calmaria, as concentrações de poluentes se elevam devido à estagnação das massas de ar (BRANDÃO, 2020).

3.6.2.2 Radiação solar e temperatura

A radiação solar incide sobre a terra no formato de ondas eletromagnéticas e são absorvidas em grande parte por estruturas como construções civis, vegetação, água e seres vivos, sendo as demais partes refletidas pela superfície terrestre. O poder de refletância de uma superfície é denominado Albedo, já razão de Bowen consiste na função entre os fluxos de calor sensível e calor latente emitidos por uma superfície (EPA, 2018). Vale enfatizar que tais fatores são importantes contribuintes na manutenção da temperatura na Terra (PAVÃO *et al.*, 2014).

Outro ponto a se destacar com relação à incidência de radiação, é que este é um fator decisivo no processo de transformação química e mistura de poluentes primários (VICENTINI, 2011). Além disso, o aquecimento da superfície terrestre, ocasionados pela absorção de ondas curtas, em contato com os sistemas de alta pressão, dão origem aos processos convectivos. Dessa forma, contribuindo para a dispersão dos poluentes atmosféricos ali presentes (USEPA, 2004).

3.6.2.3 Estabilidade atmosférica

A estabilidade atmosférica relaciona o grau de resistência da atmosfera aos movimentos de mistura vertical das massas de ar (BRANDÃO, 2020). Condições instáveis podem ser

promovidas por diversos fatores, dentre eles a variação de altitude do terreno e a temperatura, tendo em vista que quanto maior a diferença de perda de calor na coluna de ar atmosférico, mais intensos serão os movimentos verticais. Assim, como consequência das instabilidades atmosféricas, os poluentes emitidos em uma dada área podem ser arrastados horizontalmente e verticalmente para grandes distâncias (GODISH, 2004; MORAES, 2004).

3.6.2.4 *El Niño*

Salienta-se que o fenômeno *El Niño*, é caracterizado pelo aquecimento anormal das águas superficiais e sub-superficiais do Oceano Pacífico Equatorial, acarretando, conseqüentemente, no enfraquecimento dos ventos alísios que sopram sobre a região equatorial do globo. Dessa forma, resultando em mudanças na circulação da atmosfera local e provocando alterações no regime de chuvas, resultando, em geral, em uma fase úmida nas médias e altas latitudes, bem como quente e seca nas regiões tropicais como é o caso de Belo Horizonte (OLIVEIRA, 2001).

3.6.2.5 *Topografia*

As complexidades topográficas do terreno, ou seja, rugosidade de superfície podem se tornar obstáculos para a passagem das massas de ar e, conseqüentemente, interferir na direção e velocidade dos fluxos dos ventos. Além disso, elevações verticais como construções civis, vegetação e serras, irão interferir na aplicação de métodos matemáticos na estimativa do transporte de poluentes, já que a recirculação não ocorrerá de forma homogênea (VICENTINI, 2011). Segundo Duchade (1992), o favorecimento da dispersão de poluentes pode se dar através do planejamento territorial adequado e contribui para a redução da concentração de poluentes no local.

Outro ponto a se destacar é que a complexidade do terreno também irá contribuir para que as plumas emitidas não possam se distribuir de forma homogênea no ambiente, o que pode provocar o seu enclausuramento. Desta maneira, as concentrações de poluentes atmosféricos irão se elevar de forma significativa e ocasionar em severos prejuízos à saúde humana e ambiental do local (PEREIRA, OLIVEIRA & KARAM, 2000).

3.7 Modelo matemático para a dispersão de poluentes atmosféricos

Os modelos matemáticos são utilizados na descrição detalhada do transporte e dispersão de poluentes, durante os processos de difusão turbulenta, incidentes na atmosfera terrestre. Salienta-se que fatores meteorológicos, topográficos e locais são levados em consideração durante a sua construção, já que o torna mais realístico (BRANDÃO, 2020; VISSCHER, 2014).

Os modelos matemáticos baseados na conservação da massa podem ser classificados como (MOREIRA & TIRABASSI, 2004):

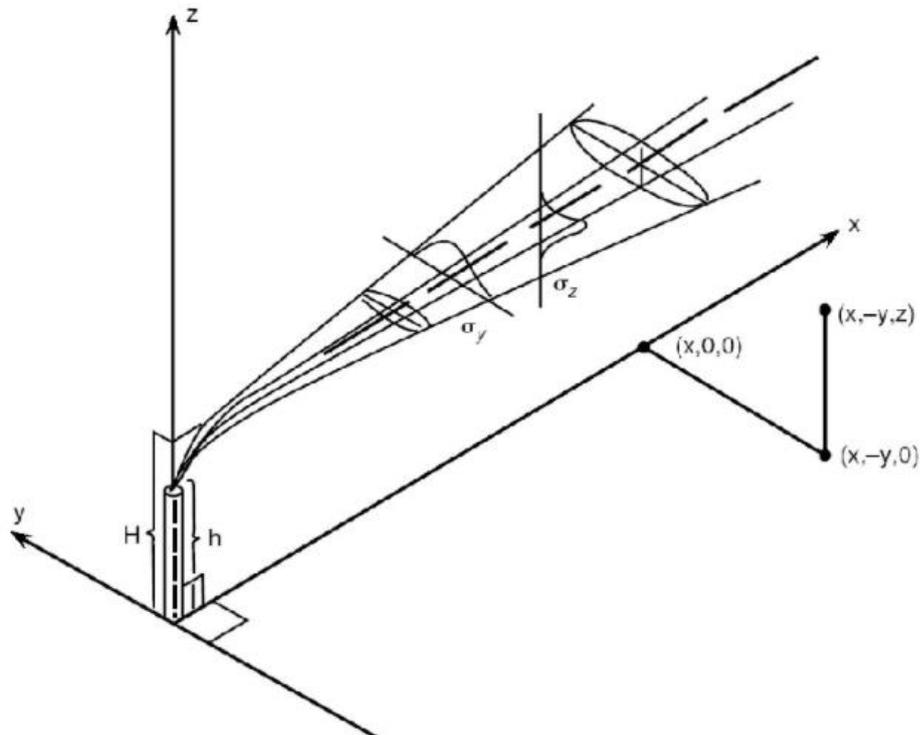
- Os Modelos Eulerianos são constituídos com o objetivo de solucionar problemas complexos, já que possui como metodologia a divisão da área de estudo em grade, o qual possui pequenas ‘caixas’ que contribuem para um maior detalhamento da área estudada. Para a solução, utiliza-se a equação de advecção-difusão, bem como a da conservação de massa. Dessa forma, contribuindo na identificação da distribuição dos poluentes na atmosfera.
- Modelos Lagrangeanos: são baseados nos sistemas de movimentação de partículas na atmosfera, em que as trajetórias possibilitam a determinação do campo de concentração da substância imersa.
- Modelos Gaussianos: É uma subclasse dos modelos Eulerianos e Lagrangeanos, que possui a função de representar situações reais por meio de parâmetros empíricos. O modelo recebe este nome devido à distribuição dos poluentes, ocorrendo na direção vertical e transversal do vento, o que descreve a curva Gaussiana.

3.7.1 Modelo de pluma Gaussiana clássica

O Modelo da pluma Gaussiana é considerada simples e busca descrever matematicamente a pluma de dispersão originária de fontes fixas ou móveis, a nível do solo ou elevadas (Figuras 3.8 e 3.9). Para tanto, considera-se uma proporcionalidade direta e constante entre a direção e a velocidade do vento, a existência de turbulências na atmosfera terrestre e a contínua emissão de poluentes. Ressalta-se que este modelo apresenta questionamentos principalmente no que tange a sua não consideração das reações entre os poluentes emitidos

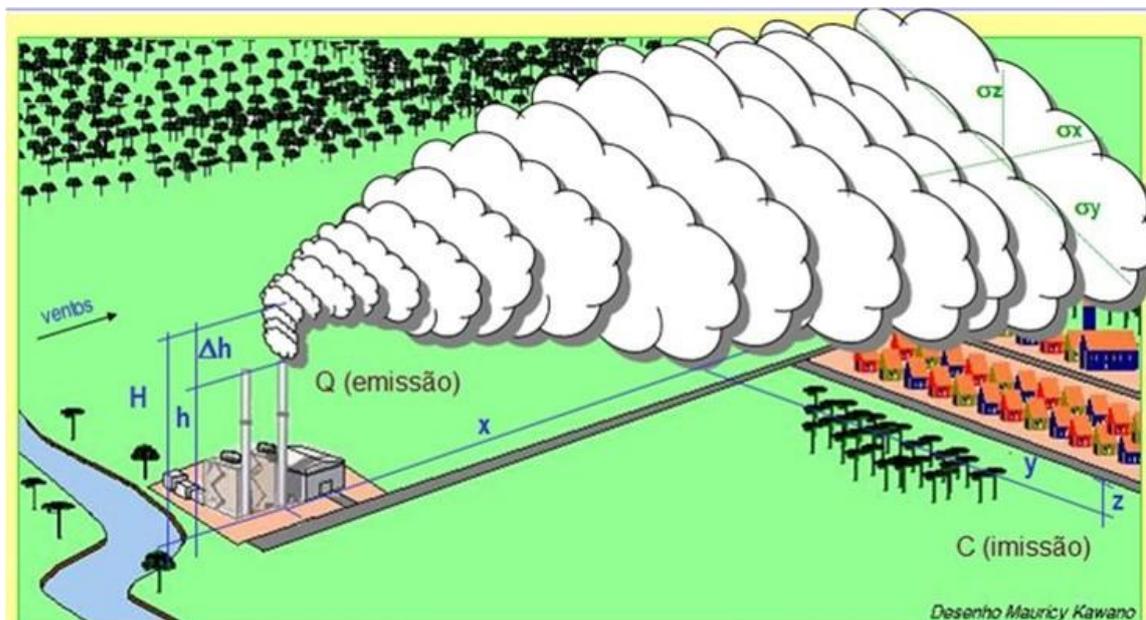
e os gases já presentes na atmosfera, bem como a desintegração ou deposição da pluma (BRANDÃO, 2020; VISSCHER, 2014).

Figura 3.8 - Esquema da pluma gaussiana



Fonte - Turner (1970).

Figura 3.9 - Esquema da pluma gaussiana



Fonte - Lisboa (2007).

3.7.2 AERMOD

O software AERMOD é um simulador de dispersão atmosférica desenvolvido pela Sociedade Americana de Meteorologia (MAS) em conjunto com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Sua formulação teve como objetivo atualizar a tecnologia utilizada no modelo ISC3², através da incorporação de conceitos dos processos turbulentos que ocorrem na camada limite planetária, assim como de dimensionamentos de fontes com terrenos simples ou complexos (USEPA, 2021).

A pluma gerada pelo modelo segue estado estacionário do tipo Gaussiano e que ilustra a distribuição da concentração dos poluentes atmosféricos até a sua deposição. Ressalta-se que de acordo com a metodologia utilizada, a camada limite convectiva possui uma distribuição horizontal definida pela pluma Gaussiana e vertical gerada em função da densidade de probabilidade bi-Gaussiana. Já a camada limite estável, a distribuição da concentração como Gaussiana ocorre em ambos os sentidos, vertical e horizontal (USEPA, 2004).

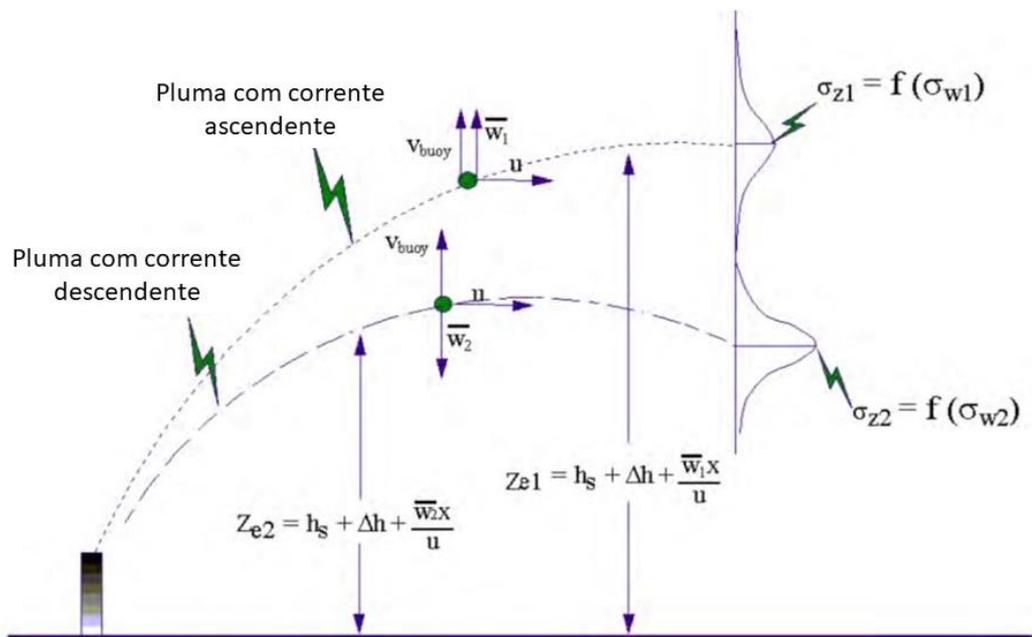
O algoritmo do modelo utilizado pelo software AERMOD, pode ser aplicável para um alcance de até 50 km de raio da fonte emissora. Este permite a inserção de fontes com características do tipo pontual, área, linha e/ou volumétrica, bem como quando apresentam lançamentos de poluentes de forma contínua ou variável. Além disso, é aplicável para áreas urbanas e rurais, terrenos complexos e planos bem como lançamentos elevados ou de superfície. Ademais, destaca-se que a partir da inserção dos dados de todas as fontes, a ferramenta estima a concentração cumulativa contínua média e máxima das emissões para cada receptor definido (USEPA, 2016). Destaca-se que se entende por receptores discretos locais que merecem atenção quanto à qualidade do ar, como: escolas, hospitais e sítios de grande contingente populacional, entre outros.

De acordo com a USEPA (2004), comparado a outros modelos, o AERMOD *view* consiste em uma interface que integra os principais modelos de dispersão da qualidade do ar, a fim de se realizar simulações computacionais avançadas. Salienta-se que este considera não só a

² O ISC3 (Industrial Source Complex, Versão 3), é um modelo de pluma gaussiana, de estado estacionário, usado para avaliar as concentrações de poluentes resultantes das diversas fontes presentes em um complexo industrial (ENVIREWRE, 2021).

dispersão da pluma, mas também as porções atmosféricas encontradas a níveis superiores e inferiores dessa, conforme ilustrado na Figura 3.10.

Figura 3.10 - Aproximação da distribuição da pluma na camada limite convectiva



Fonte – Adaptado de USEPA (2004).

O software AERMOD é composto por dois pré-processadores AERMET e AERMAP, que são componentes regulatórios do sistema de modelagem. Segundo a USEPA (2021), o AERMET tem como objetivo o processamento de dados meteorológicos de acordo a caracterização do estado de turbulência da camada limite planetária. Para isso o software utiliza de dados meteorológicos representativos, bem como de características da superfície como albedo, razão de Bowen e rugosidade de superfície. Dessa forma, possibilitando a estimativa da capacidade dispersiva da atmosfera (USEPA, 2016, 2018).

O pré-processador AERMAP caracteriza o terreno a partir da geração de uma malha receptora que cobre toda a área estudada, bem como a localização das fontes emissoras e dos receptores discretos. A malha gerada possui o formato *Digital Elevation Model* (DEM), extraído do *United States Geological Survey* (USGS), que possibilita a determinação dos dados de elevação, bem como os de distribuição da pluma conforme os dados meteorológicos e topográficos (USEPA, 2016; USEPA, 2018).

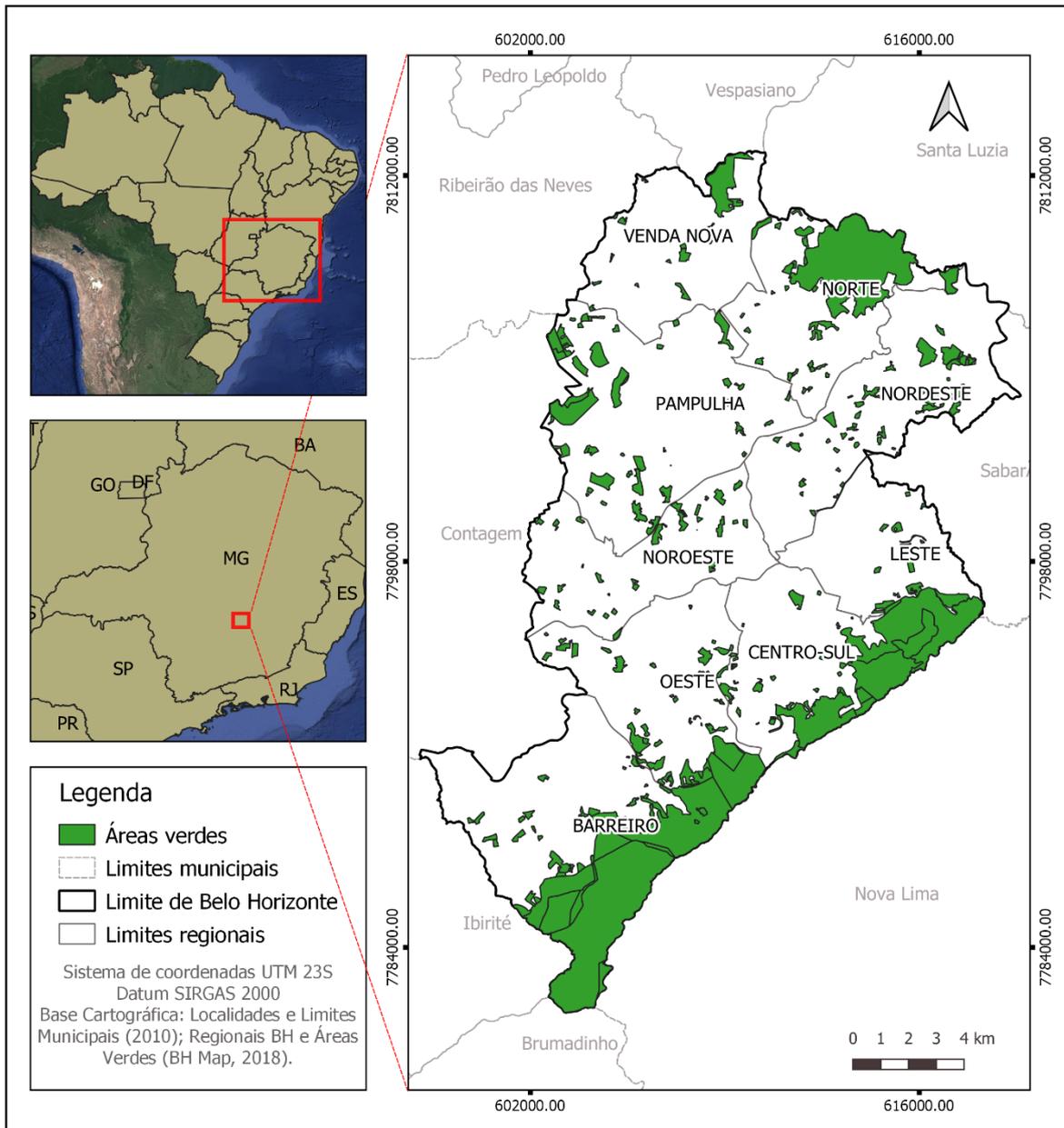
4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização da área de estudo

A cidade de estudo é Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, que possui uma área territorial de aproximadamente 331 km², distribuídos em nove regionais, e uma população estimada em 2020 de 2,72 milhões de habitantes (IBGE, 2021?). O município se encontra em uma área de transição entre os biomas de Mata Atlântica e Cerrado, além disso apresenta trechos classificados como Campos Rupestres (MAGALHÃES, 2013).

Em seu território, Belo Horizonte abriga diversas áreas verdes distribuídas em seu território com destaque para os 76 parques; sete Unidades de Conservação municipais e cinco estaduais, além dos diversos fragmentos vegetais relevantes situados em universidades, hortos, zoológicos e jardins botânicos (Figura 4.1). Ressalta-se ainda que estes são importantes abrigos para a fauna e flora local, além de proporcionar lazer à população (BELO HORIZONTE, 2021b; FERNANDES & CALDEIRA, 2016, MINAS GERAIS, 2021a?).

Figura 4.1 - Mapa das Áreas Verdes de Belo Horizonte/ MG



Fonte - A autora (2021).

4.2 Levantamento dos focos de queimadas

Foram selecionados os anos de 2018 e 2019 para o mapeamento dos focos de queimadas, tendo em vista a disponibilidade de dados, bem como do seu grau de atualidade. No que diz respeito a distribuição geográfica desses no território belo-horizontino, as informações foram extraídas do banco de dados de queimadas do INPE, no formato *shapefile*. Salienta-se que foram consideradas apenas as imagens captadas pelo satélite NPP_375, já que estas

apresentam resolução mais detalhista (Figura 4.2). Além disso, esta escolha também objetivou evitar a repetição de focos de calor devido a sobreposição de imagens de diferentes satélites (INPE, 2021?).

Figura 4.2 – Quadro de caracterização do satélite NPP/VIIRS 375

Resolução espacial	375 metros
Resolução Temporal	O período de revisita do satélite ao local é de 16 dias, por tratar-se de um satélite de órbita polar
Produtos	Produtos são gerados a partir do sensor VIIRS (<i>Visible Infrared Imaging Radiometer Suite</i>) que possui 22 canais centrados nos comprimentos de onda de 0,412 a 12,013 μm . São cinco no visível, um Day-Night-Band (DND) no visível e 16 no infravermelho.

Fonte - INPE (2015).

A partir do levantamento das coordenadas geográficas e das características dos locais de queimada, foram feitas análises espaciais críticas quanto aos pontos detectados, tendo em vista que as imagens de satélite podem possuir um erro de deslocamento, bem como de detecção. Portanto, com o auxílio do *software* QGIS, versão 3.22.0, foram feitos *buffers*³ poligonais com 375 metros de lado, área de resolução do satélite, a fim de se verificar se há vegetação presente em sua área interna que possibilitasse a detecção de um possível foco. Para tanto, exportou-se tal produto para o *software* Google Earth, versão 7.3.2.5776, o que permitiu que uma análise de forma manual fosse realizada.

4.3 Inventário de emissões

De acordo com INPE (2021?), em Belo Horizonte entre os anos de 2018 e 2019, os focos de queimadas ocorreram em áreas de Cerrado ou Mata Atlântica. Conforme Rezende *et al.* (2006) e Watzlawick *et al.* (2012), a densidade de biomassa seca presente nesses locais é de forma respectiva, aproximadamente, 0,99 kg m^{-2} e 11,80 kg m^{-2} .

³ Buffers consistem em uma ferramenta de geoprocessamento que delimita um raio de ação em torno de um elemento desejado (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

m², para cada foco. Tal valor é resultante de uma consideração conservadora do total estimado por Santos; Soares & Batista (2006) (4,43 ha). Por fim, devido a também indisponibilidade de dados a respeito do período de incidência dos incêndios, foi considerada uma estimativa diária das taxas de emissões dos incêndios florestais, na Equação 4.1.

A Tabela 4.2 apresenta os resultados das estimativas de emissões para os diferentes poluentes estudados.

Tabela 4.2 - Taxa de emissão de poluentes por tipo de combustível florestal consumido (g s⁻¹).

Tipo de vegetação	Taxa de emissão		
	PTS	PM _{2,5}	CO
Cerrado	4,96	3,82	39,35
Mata Atlântica	38,26	23,23	334,78

Fonte – A autora (2022).

4.4 Simulação computacional

Para a aplicação da simulação computacional da dispersão dos poluentes na atmosfera terrestre utilizou-se o AERMOD *View*, versão 9.8.3, da fabricante *Lakes Environmental*, em suas condições “*default*”⁴. Vale ressaltar que este software apresenta opções de aplicação para diferentes tipos de fontes de emissão sendo que, no caso do presente estudo, os focos dos incêndios florestais foram tratados como fontes área.

Durante as simulações computacionais realizadas no presente estudo, optou-se por identificar as emissões decorrentes dos incêndios florestais por dia de ocorrência, portanto, em dias em que houve mais de um foco identificado, foram consideradas ambas as fontes durante a simulação. Tendo em vista o citado, enfatiza-se que para a caracterização das fontes estudadas foram identificadas inicialmente as respectivas coordenadas geográficas de cada uma dessas áreas, bem como as datas de ocorrência, conforme listado no Apêndice A. Posteriormente a isso, foram preenchidos os campos com a dimensão média de cada um dos focos, ou seja, 50.000 m², além da altura média das chamas do incêndio, consideradas iguais

⁴ *Default* consiste na opção padrão ou regulatória do software.

a três metros para o Cerrado e a 11 metros para o bioma Mata Atlântica (BRASIL, 1994; SÃO PAULO, 2009).

A partir do preenchimento de tais informações, bem como da inserção e processamento dos dados de formatação requerida, tanto os meteorológicos quanto os topográficos, pode-se executar a simulação computacional. Feito isso, pode-se então observar e analisar criticamente os arquivos de saída referentes às concentrações estimadas para cada um dos pontos do quadrante modelado, além da distribuição geográfica da pluma de dispersão resultante pelas fontes em cada dia simulado.

4.4.1 Processamento de dados do AERMET

A fim de se caracterizar a capacidade dispersiva da atmosfera, bem como as condições meteorológicas da área de estudo como a altura da camada limite; velocidade de fricção; variação do fluxo de calor na atmosfera; grau de turbulência; dentre outros, foi necessária a inserção de duas bases de dados para o pré-processamento do software AERMET. A primeira dessas abrange os dados meteorológicos representativos para o domínio simulado, já o segundo, tem como objetivo levar em consideração as características de superfície da área de estudo (albedo, razão de Bowen e rugosidade de superfície) (USEPA, 2016; USEPA, 2018).

4.4.1.1 Dados Meteorológicos

Foram escolhidas duas estações meteorológicas, ambas localizadas no município de Belo Horizonte, buscando complementar as informações do quadro de variáveis necessárias para o processamento do AERMET. Para a escolha, buscou-se priorizar as que possuíam uma centralidade locacional conforme a geografia do município, além da disponibilidade informações necessárias. A primeira foi a estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) - A521, Pampulha, com coordenadas de longitude 607889.75 m E / latitude 7801031.21 m S / Zona 23 K. Os parâmetros disponibilizados por esta foram: temperatura do ar (°C), direção (°) e velocidade do vento (m/s), umidade relativa (%), pressão atmosférica (hPa), precipitação (mm), radiação solar (W/m²) e temperatura de ponto de orvalho (°C). Já a estação Aeroporto Carlos Drummond de Andrade, aeroporto da Pampulha, que possui coordenadas geográficas de longitude 609925.15 m E / latitude 7804702.46 m S / Zona 23 K, complementou com as variáveis de entrada: cobertura de nuvens (0-10) e a altura do teto da estação (m). Salienta-se que as estações distam entre si em,

aproximadamente, quatro quilômetros, o que torna viável a mescla de dados para o presente estudo.

Os dados coletados pela estação meteorológica INMET - A521, foram extraídos do próprio website, na extensão *.csv, para os três anos consecutivos 2018, 2019 e 2020, conforme recomendado por Minas Gerais (2019). Já as medições da estação Aeroporto Carlos Drummond de Andrade, foram fornecidas pelo website da Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica (REDEMET), no formato METAR, para o mesmo período citado (INMET, 2021; REDEMET, 2021). Assim, buscando a consolidação das informações levantadas, foram transpostas estas para um arquivo do Excel, formato *.xls, conforme recomendado por Lakes (2016). Feito isso, empregando o processador WRPLOT *View*, versão 9.9.5, converteu-se tal arquivo para SAMSON *Format*, extensão *.sam, a fim de possibilitar a leitura de tais informações pelo AERMET.

4.4.1.2 Características da superfície

Para a caracterização da superfície de estudo levantou-se inicialmente a base de dados referente ao uso e ocupação do solo do município de Belo Horizonte, disponibilizada pela plataforma MAPBIOMAS (MAPBIOMAS, 2021). Feito isso, com o auxílio do *software* QGis, versão 3.22.0, foi então setorizada a área, de forma manual, conforme o recomendado pela USEPA (2019), ou seja, criou-se um polígono de dimensões iguais a 10 x 10 km, objetivando estimar o albedo e razão de Bowen do local de estudo. Já com relação à rugosidade do terreno, esta foi estimada a partir de uma área interna ao polígono, de raio igual a um quilômetro. Enfatiza-se que o ponto central considerado para a criação de tais geometrias foi o sítio da medição estação INMET - A521, já que esta é responsável pelo fornecimento de grande parte das informações meteorológicas do estudo.

A partir do levantamento de tais informações, foi realizada uma identificação das características de uso e ocupação do solo categorizadas pelo MAPBIOMAS, conforme ilustrado pelo Apêndice A (MAPBIOMAS, 2021). Deste modo, o que permitiu agrupá-las conforme recomendado pela USEPA (2019), nas categorias listadas na Figura 4.3. Salienta-se que considerados os coeficientes de superfície, referentes às quatro estações do ano, desconsiderando apenas a opção que consta “inverno com a presença de neve”, já que esta atividade meteorológica não é familiar para a cidade de Belo Horizonte.

Figura 4.3 - Quadro com as classificações do uso e ocupação do solo

Albedo e Razão de Bowen	
Código USEPA	Cobertura do Solo
42	Árvores com folhas durante todo o ano
91	Pântanos arborizados
71	Pradarias / herbáceas
22	Alta intensidade residencial
11	Água aberta
Rugosidade	
Código USEPA	Cobertura do Solo
42	Árvores com folhas durante todo o ano
91	Pântanos arborizados
71	Pradarias / herbáceas
22	Alta intensidade residencial

Fonte - USEPA (2019).

Para o cálculo do Albedo utilizou-se a multiplicação entre as diferentes frações de cobertura do solo com a média aritmética simples dos diferentes coeficientes de albedo referentes a cada estação do ano (Tabela 4.3), conforme demonstrado pela Equação 4.2. Dessa forma, resultando em uma estimativa de albedo médio igual a 0,22, para tal área.

Tabela 4.3 - Valores de albedo sazonais

Ocupação no solo	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Média
Árvores com folhas durante todo o ano	0,12	0,35	0,12	0,12	0,18
Pântanos arborizados	0,14	0,30	0,14	0,14	0,18
Gramíneas	0,20	0,60	0,18	0,18	0,29
Alta intensidade residencial	0,18	0,35	0,18	0,18	0,22
Água	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

Fonte – Adaptado de USEPA (2019).

$$\bar{\alpha} = \frac{\sum_{i=1}^n F K_i}{n} \quad (4.2)$$

na qual

$\bar{\alpha}$ = Albedo médio;

F = Fração de área;

K_i = Coeficiente de albedo;

n = número de frações de uso e ocupação do solo;

i = Estação do ano.

A Razão de Bowen foi estimada conforme a Equação 4.3, tendo em conta os valores de albedo sazonais médios (Tabela 4.4). Destaca-se que foi considerada que a área de estudo é úmida, já que a precipitação média da série histórica é superior ao 30º percentil dos dados totais pluviométricos de Belo Horizonte, de acordo com os dados disponibilizados pelo CLIMA TEMPO (2021). Como resultado estimou-se uma razão de Bowen média para tal área é igual a 2,15.

Tabela 4.4 - Valores de razão de Bowen sazonais

Ocupação no solo	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Média
Árvores com folhas durante todo o ano	1,5	0,5	1,5	1,5	1,25
Pântanos arborizados	0,2	0,5	0,2	0,2	0,28
Gramíneas	2,0	0,5	1,0	2,0	1,38
Alta intensidade residencial	3,0	0,5	3,0	3,0	2,38
Água	0,1	0,1	0,1	0,1	0,10

Fonte - Adaptado de USEPA (2019).

$$\bar{B} = e^{\frac{\sum_{i=1}^n \ln(B_i)}{n}} \quad (4.3)$$

na qual

\bar{B} = Razão de Bowen médio;

B_i = Razão de Bowen por uso do solo;

n = número de frações de uso e ocupação do solo;

i = Estação do ano.

Já a estimativa da rugosidade foi realizada a partir da Equação 4.4, e resultou em um valor médio igual a 1,05. Vale ressaltar que para tal estimativa foram considerados os valores sazonais médios de rugosidade, bem como as distâncias médias entre a estação meteorológica e o ponto central das distintas áreas de uso e ocupação do solo presente na delimitação circular (Tabela 4.5).

Tabela 4.5 - Valores de rugosidade sazonais

Ocupação no solo	Inverno	Primavera	Verão	Outono	Média	Distância média (m)
Árvores com folhas durante todo o ano	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	0,50
Pântanos arborizados	0,40	0,30	0,50	0,50	0,43	0,50
Gramíneas	0,01	0,01	0,05	0,10	0,04	0,50
Alta Intensidade residencial	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,50

Fonte - Adaptado de USEPA (2019).

$$\bar{R} = e^{\frac{\sum_{i=1}^n \frac{F}{D} \ln(R_i)}{\sum_{i=1}^n \frac{F}{D}}} \quad (4.4)$$

na qual

\bar{R} = Rugosidade média;

F = Fração de área;

R_i = Rugosidade por uso do solo;

D = distância entre o centro da célula e a estação meteorológica;

i = Estação do ano.

Finalmente, ao incorporar tais parâmetros complementares ao pré-processador AERMET, tem-se como resultado a geração de uma série de produtos, dentre eles o arquivo *surface met data file*, com extensão *.sfc, que consiste no compilado de informações meteorológicas levantadas. Enfatiza-se que tal arquivo foi inserido a plataforma AERMOD, a fim de se dar continuidade à simulação computacional.

4.4.2 Processamento de dados do AERMAP

A fim de se levantar as informações do terreno a ser modelado, bem como estimar a influência da topografia sobre os receptores, criou-se primeiramente uma grade cartesiana regular objetivando abranger a disposição dos focos dos incêndios florestais de Belo Horizonte. Para tanto, foi considerado um domínio com espaçamento igual a 420 metros, 84 receptores, e dimensões iguais a 34,86 x 34,86 km, com aproximadamente 7056 pontos receptores. As coordenadas centrais para a realização da simulação computacional foram Longitude 609577.53 m E e Latitude 7798621.25 m S (UTM).

Posteriormente a isso, a partir do modelo digital de elevação (MDE) incluso ao pré-processador, as altitudes da superfície estudada foram calculadas considerando os elementos geográficos existentes sobre ela. Vale enfatizar que o formato dos arquivos utilizados foram os da Missão Topográfica Radar *Shuttle* (SRTM Global), que possui resolução espacial de 30 metros. Assim, após a execução automática do AERMAP, foram obtidos como resultados a localização, altura em relação ao nível do mar e a escala de altura específica de todos os receptores inclusos sob a malha, sendo estes produtos essenciais para execução da modelagem atmosférica.

4.5 Comparação dos resultados

Para a realização de uma análise crítica das concentrações de poluentes na atmosfera resultantes dos incêndios florestais ocorridos em Belo Horizonte, utilizaram-se os padrões de qualidade do ar PI-I previstos pela Resolução CONAMA nº491, de 19 de novembro de 2018 (BRASIL, 2018). Além disso, utilizaram-se os dados referentes às estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar da Fundação Estadual de Meio Ambiente de Minas Gerais (FEAM), denominadas: PUC Barreiro, Delegacia Amazonas e Centro, para o período que compreende entre 2018 e 2019 (Figura 5.1, pág.50). Destaca-se que tais dados foram obtidos via plataforma online do órgão ambiental, o qual se encontra disponível para acesso no endereço eletrônico (FEAM, 2021).

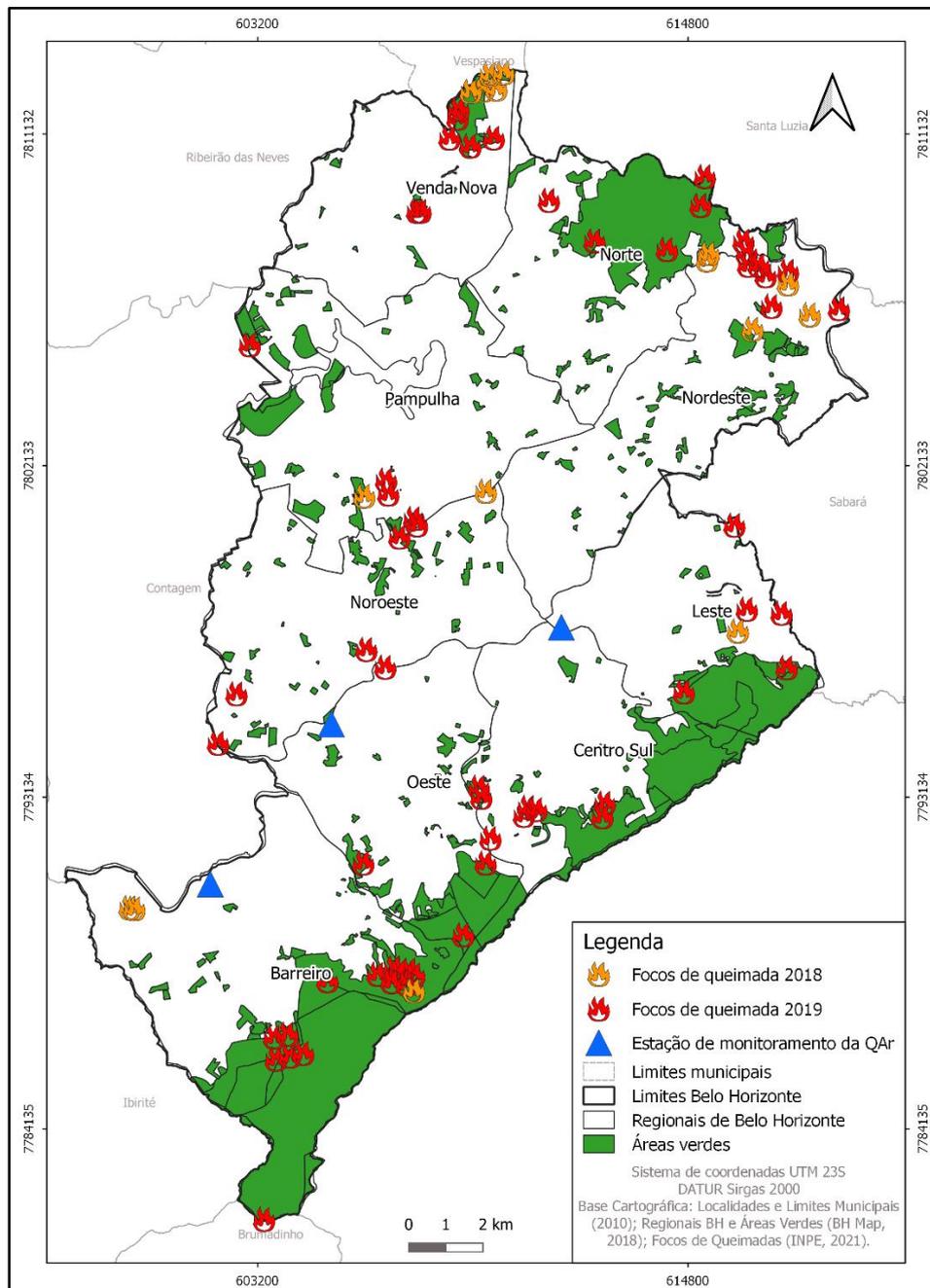
A partir da simulação computacional, pode-se gerar compilações dos dados de acordo com os distintos cenários de emissão para os PTS, PM_{2,5} e CO. Assim como realizar comparações das concentrações estimadas aos padrões previstos pelas legislações vigentes. Ressalta-se que os parâmetros de qualidade do ar estabelecidos pela CONAMA 491/2018, entraram em vigor apenas em dezembro de 2018, portanto, a CONAMA 003/1990 era a então responsável pelos padrões que regiam sobre a segurança atmosférica durante o primeiro de estudo desta pesquisa (BRASIL, 1990; BRASIL, 2018).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise da distribucional dos focos de queimadas

De acordo com a análise da Figura 5.1, observou-se uma tendência locacional na distribuição dos focos de queimadas em determinadas regiões do município.

Figura 5.1 - Distribuição dos focos de queimadas e das estações de monitoramento da qualidade do ar (QAr), entre 2018 e 2019, em Belo Horizonte – MG.



Fonte – A autora (2022).

Durante o biênio de 2018 a 2019, em Belo Horizonte, foram detectados 76 focos de calor em seu território, sendo registrados 17 no primeiro ano e 59 no segundo (Anexo I). Ressalta-se que a alta no número de focos em 2019, não se mantiveram apenas nas fronteiras belo-horizontinas, visto o acréscimo médio em 82% observado nas queimadas registradas neste período em todo território brasileiro (DANTAS, 2019). Cabe ressaltar que este acréscimo ocorreu concomitantemente ao início do fenômeno *El Niño*, que de acordo com Vasconcelos *et al.* (2013), acarretam episódios de estiagens, quedas significativas na umidade atmosférica e aumento na incidência de radiação solar. Dessa forma, proporcionando um ambiente favorável para o aumento na inflamabilidade das áreas verdes e na disseminação do fogo, quando comparado aos anos sem a presença desse.

No que diz respeito à distribuição geográfica dos incêndios florestais, foram identificados nove focos internos à Unidade de Conservação Estadual Serra Verde (regional Venda Nova), e cerca de cinco entre a Estação ecológica UFMG e o Parque Elias Michel Farah (regional Pampulha), ambos em um período de baixa precipitação e umidade do ar (MINAS GERAIS, 2010; PENNINGTON; LAVIN & OLIVEIRA, 2009). Destaca-se que tais áreas pertencem à fisionomia vegetal Floresta Estacional Semidecidual, que possui dentre suas características, remanescentes plantados de forma esparsa, arbustiva e que sofrem constantemente com ações antrópicas. Além disso, espera-se para esta vegetação, um aumento significativo na geração de material orgânico morto durante os períodos de seca, portanto, contribuindo na dispersão do fogo em tais áreas (RIBEIRO & SOARES, 1998; VELOSO; FILHO & LIMA, 1991).

Outros focos que merecem destaque são os identificados nas proximidades da Serra do Curral, Parque Estadual da Serra do Rola Moça e em sua zona de amortecimento, Parque Bosque São Bento e Parque das Mangabeiras, que se localizam entre as regionais Norte, Nordeste, Leste, Oeste, Centro-Sul e Barreiro. Tais incêndios representaram em conjunto cerca de 43 focos de queimadas durante o período analisado. Ressalta-se que o tipo de vegetação predominante nesta região são as de Campo Serrado, Campo Sujo e Savana Gramíneo Lenhosa, que se caracterizam por apresentarem espécies arbóreas de pequeno porte e/ou espécies gramíneo-lenhosas, recobrando relevos ondulados (BELO HORIZONTE, 2018; MANUELZÃO, 2021; SALLES, 2013; SENRA, 2018). A perturbação antrópica sobre essas áreas é recorrente, principalmente devido a vegetação ser rasteira e arbustiva, o que

facilita a interferência do homem no meio (CARDOSO *et al.*, 2000; COSTA & RODRIGUES, 2015; SALLES, 2013).

A presença de queimadas no Cerrado é recorrente devido ao grande poder de propagação ocasionados pela vegetação esparsada, clima seco e a constante incidência de ventos (CARVALHO, 2009). Contudo, apesar de tais características, 59% dos focos de queimadas levantados no presente estudo ocorreram em áreas pertencentes à Mata Atlântica. Tal fato pode ser explicado tendo em vista que 67% do território belorizontino pertence a esse bioma (MINAS GERAIS, 2021a?). Além disso, áreas classificadas com vegetação semelhante à de Mata Atlântica, ou seja, adensada e com árvores de copas altas, apresentam elevado risco de incidência de queimadas (SALAS E CHUVIECO, 1994).

5.2 Simulações computacionais

5.2.1 Topografia

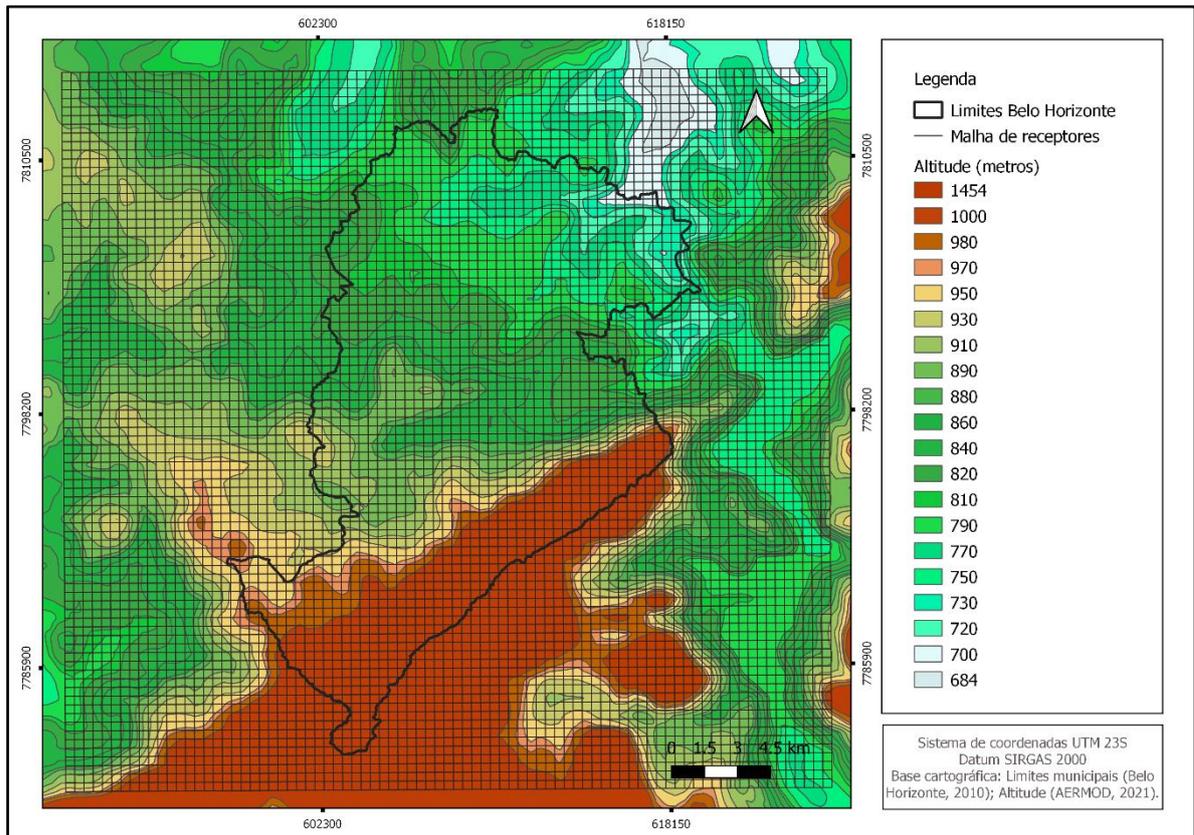
A partir do processamento dos dados topográficos, resultantes da interseção entre a grade de receptores e a área de domínio da modelagem, obteve-se as variações altimétricas do terreno de estudo (Figura 5.2). A partir da imagem, pode-se observar que as elevações do terreno apresentam altitudes que variam de 684 metros, entre as regiões norte e nordeste, a 1454 metros ao sul e sudeste do município, onde se localiza a Serra do Curral. Percebe-se que a topografia apresenta feições marcantes e com relevo extremamente íngreme (BELO HORIZONTE, 2020). Dessa forma, tais características contribuem para que haja uma variação na dispersão de poluentes a depender da localização geográfica da fonte de emissão (PEREIRA, OLIVEIRA & KARAM, 2000).

Em Belo Horizonte, nos casos em que os incêndios florestais estão localizados nas regiões de altimetrias mais elevadas, como descrito anteriormente, os poluentes tenderão a apresentar menores concentrações. Isto se deve as correntes de ar apresentarem uma circulação livre, além de um perfil exponencial de diluição à medida que se cresce em altura, ocasionados pela maior intensidade dos ventos.

O contrário será observado nas regiões ao norte e nordeste do município, visto que as feições topográficas irão impedir a movimentação das plumas de poluentes, o que contribuirá para a

elevação das concentrações de gases e particulados na região (PEREIRA, OLIVEIRA & KARAM, 2000).

Figura 5.2 - Grade de receptores e curvas de altitudes do terreno na área de domínio da modelagem



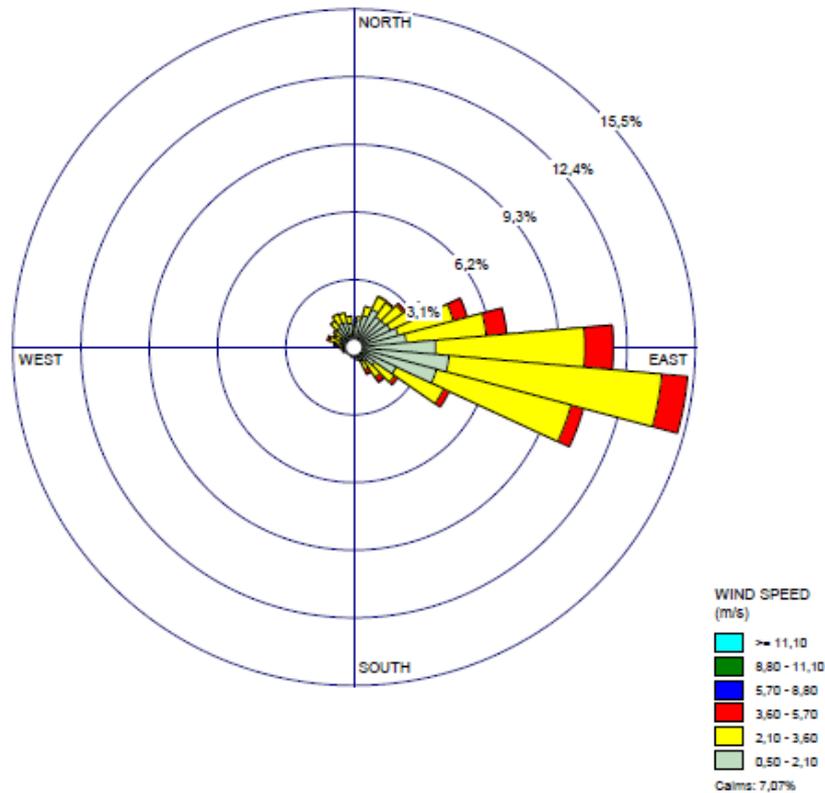
Fonte – A autora (2022).

5.2.2 Distribuição dos dados meteorológicos

A partir do processamento dos dados meteorológicos levantados pela estação INMET A521, entre os anos de 2018 e 2020, pode-se identificar as características das massas de ar que passam sobre Belo Horizonte. A direção dos ventos é retratada pela Figura 5.3, os quais indicam que a fonte originária está a leste do município, ou seja, os ventos sopram preferencialmente para a região oeste.

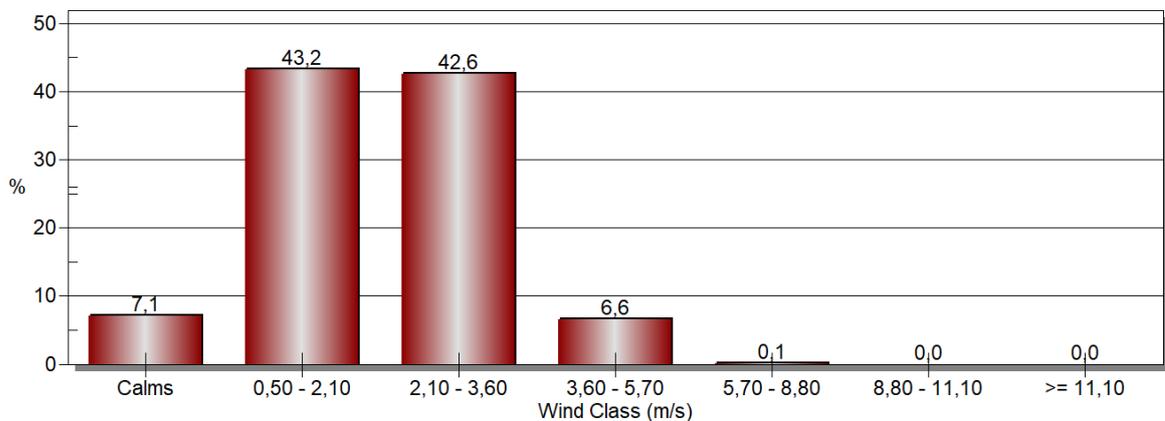
Já a frequência registrada nos intervalos de velocidade do vento para a estação em questão, está ilustrada na Figura 5.4. Como observado, 85,8% dos ventos são classificados como de bafagem ou aragem, ou seja, movem-se de forma constante e branda, já que apresentam velocidades que varia entre 0,5 e 3,6 m.s⁻¹ (MARINHA DO BRASIL, 2018).

Figura 5.3 - Direção dos ventos da cidade de Belo Horizonte/MG, dados referentes a estação do INMET A521.



Fonte - AERMET (2020).

Figura 5.4 - Distribuição de frequência de velocidade do vento da estação do INMET A521 localizada em Belo Horizonte/MG.

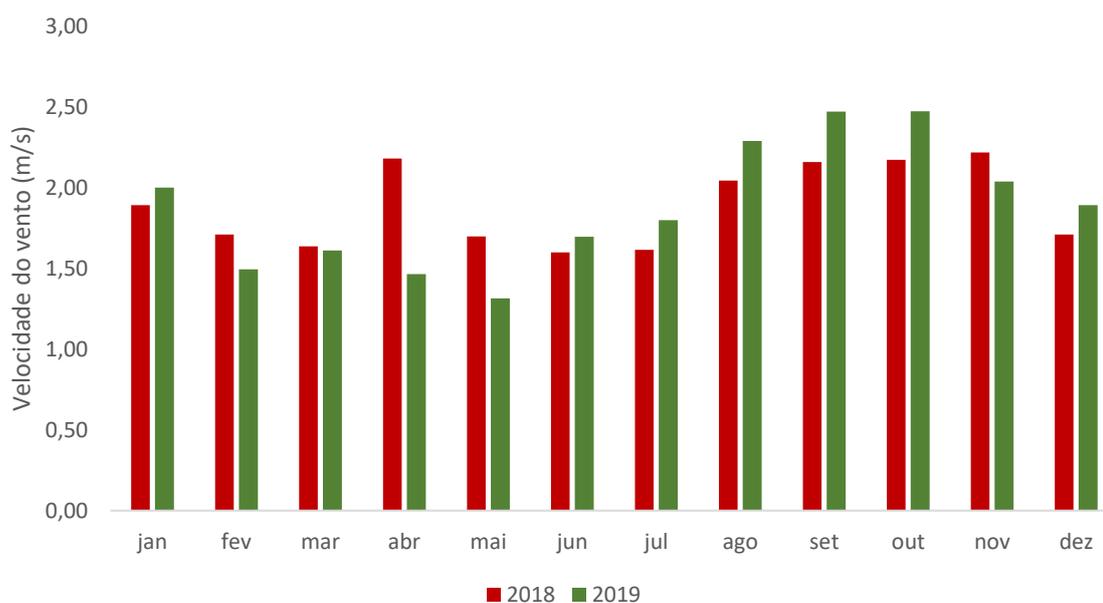


Fonte - AERMET (2020).

Com relação à variação temporal da velocidade do vento entre os anos de 2018 e 2019, pode-se observar um aumento na intensidade entre os meses de agosto e outubro. Já as mínimas

foram observadas em maior constância entre os meses de fevereiro e março, bem como em maio e junho (Figura 5.5). Dessa forma, tendo em vista que períodos com baixa intensidade dos ventos contribuem para uma redução da diluição dos poluentes, as concentrações de gases e particulados tenderão a se elevarem na atmosfera, durante este período.

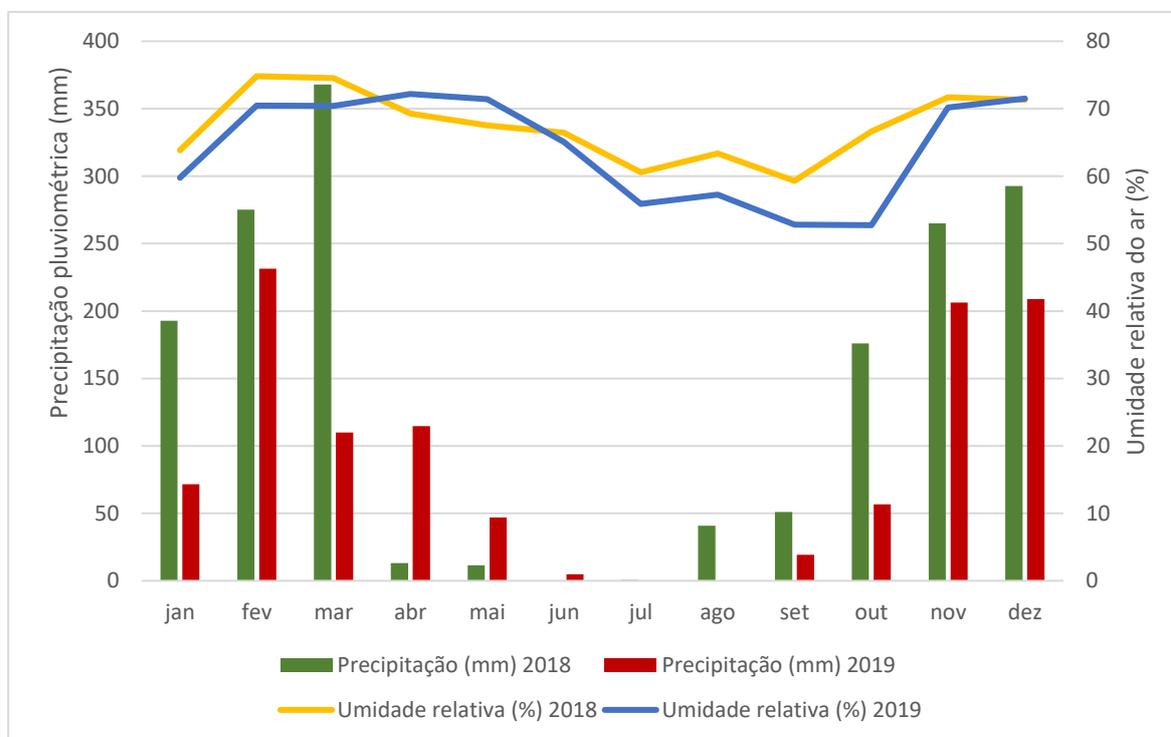
Figura 5.5 - Variação da velocidade do vento em Belo Horizonte/MG, entre 2018 e 2019.



Fonte – INMET (2021).

Já com relação à variação temporal dos fatores climáticos: precipitação e umidade relativa do ar, são apresentados na Figura 5.6. Pode-se observar nesta, que os menores índices pluviométricos ocorreram entre os meses de maio e outubro, em ambos os anos, o que contribuiu para uma consequente redução da umidade ao longo deste período, quando comparados aos demais meses. De acordo com Pinto, Reisen & Monte (2018), a alta das variáveis meteorológicas: precipitação e umidade relativa, contribuem de forma significativa na redução das concentrações de particulados na atmosfera.

Figura 5.6 - Precipitação pluviométrica e umidade média do ar mensal, de Belo Horizonte/MG, entre 2018 e 2019.



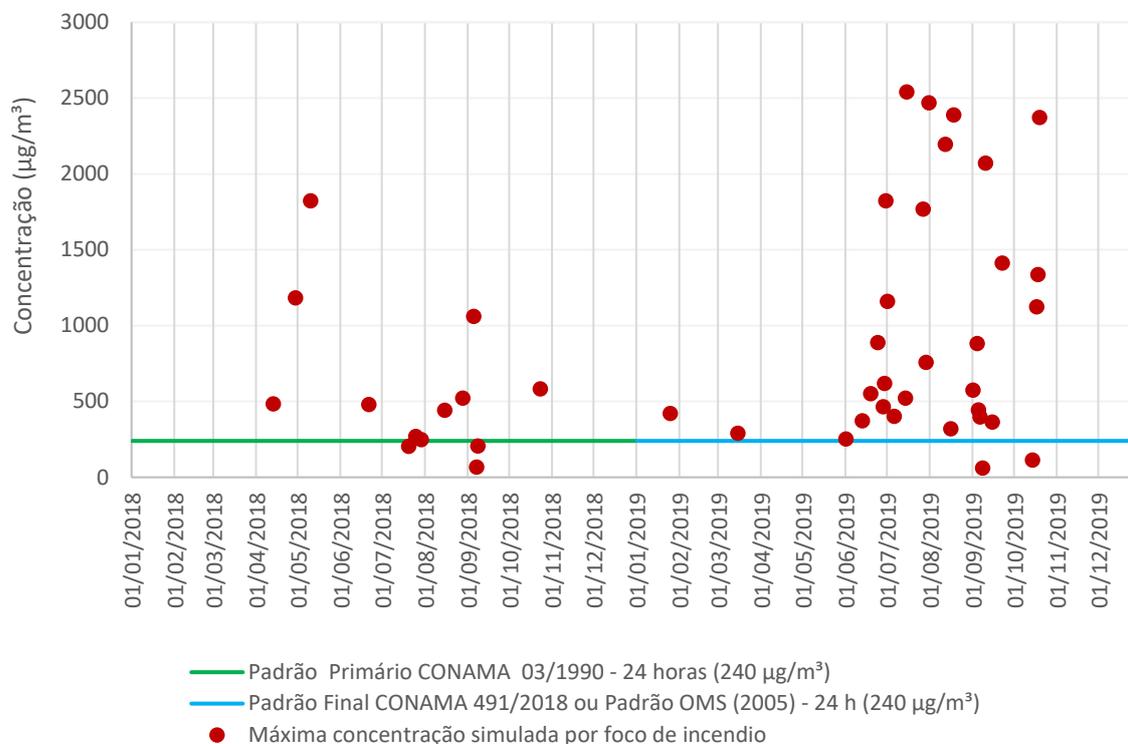
Fonte – INMET (2021).

5.2.3 Concentrações de poluentes atmosféricos simuladas

A partir da compilação das máximas concentrações diárias referentes as PTS, resultantes de cada uma das 44 simulações realizadas, permitiu-se a elaboração da Figura 5.7. Salienta-se ainda o uso dos respectivos padrões de qualidade do ar das legislações vigentes, para fins comparativos.

Ao analisar os dados das simulações computacionais referentes às partículas totais em suspensão, observa-se que as concentrações do pior cenário modelado foram iguais a 2541,00 $\mu\text{g m}^{-3}$. Por outro lado, estudo realizado por Syarbaini *et al.* (2019), ao qual estimou as emissões resultantes dos incêndios florestais ocorridos na província agrária de Rial Indonésia, no ano 2015, apontou concentração igual a 61,60 $\mu\text{g m}^{-3}$. Vale ressaltar que o software AERMOD *view* possui características que tendem a superestimar os resultados simulados, portanto, tendendo apresentar o pior cenário possível para a simulação estudada. Deste modo, contribuindo na justificativa dos elevados resultados tidos no presente estudo.

Figura 5.7 - Máximas concentrações simuladas das partículas totais em suspensão (PTS), por foco de incêndio, comparadas aos padrões das legislações vigentes.



Fonte – A autora (2022).

Em estudo realizado pela Petrobrás (2018), foi apontado que as queimas detectadas em Belo Horizonte, no ano de 2015, resultaram em uma taxa de emissão média de $0,32 \text{ g s}^{-1}$, por foco de calor. Já o presente estudo estimou que a emissão média por incêndio foi de $21,61 \text{ g s}^{-1}$, entre 2018 e 2019. Destaca-se que apesar da similaridade da metodologia adotada entre os estudos, acredita-se que tal variação se deve às distintas considerações com relação a área atingida pelo incêndio florestal, bem como ao período total de ocorrência do incêndio.

Ademais, observa-se que grande parte dos focos de incêndios apresentaram concentrações máximas superiores aos previstos pelo padrão primário da CONAMA 03/1990 e também pelo padrão final da CONAMA 491/2018 (BRASIL, 1990; BRASIL, 2018). Com destaque para as numerosas ocorrências tidas entre os meses de junho e outubro de 2019, em que os registros apresentaram elevadas concentrações.

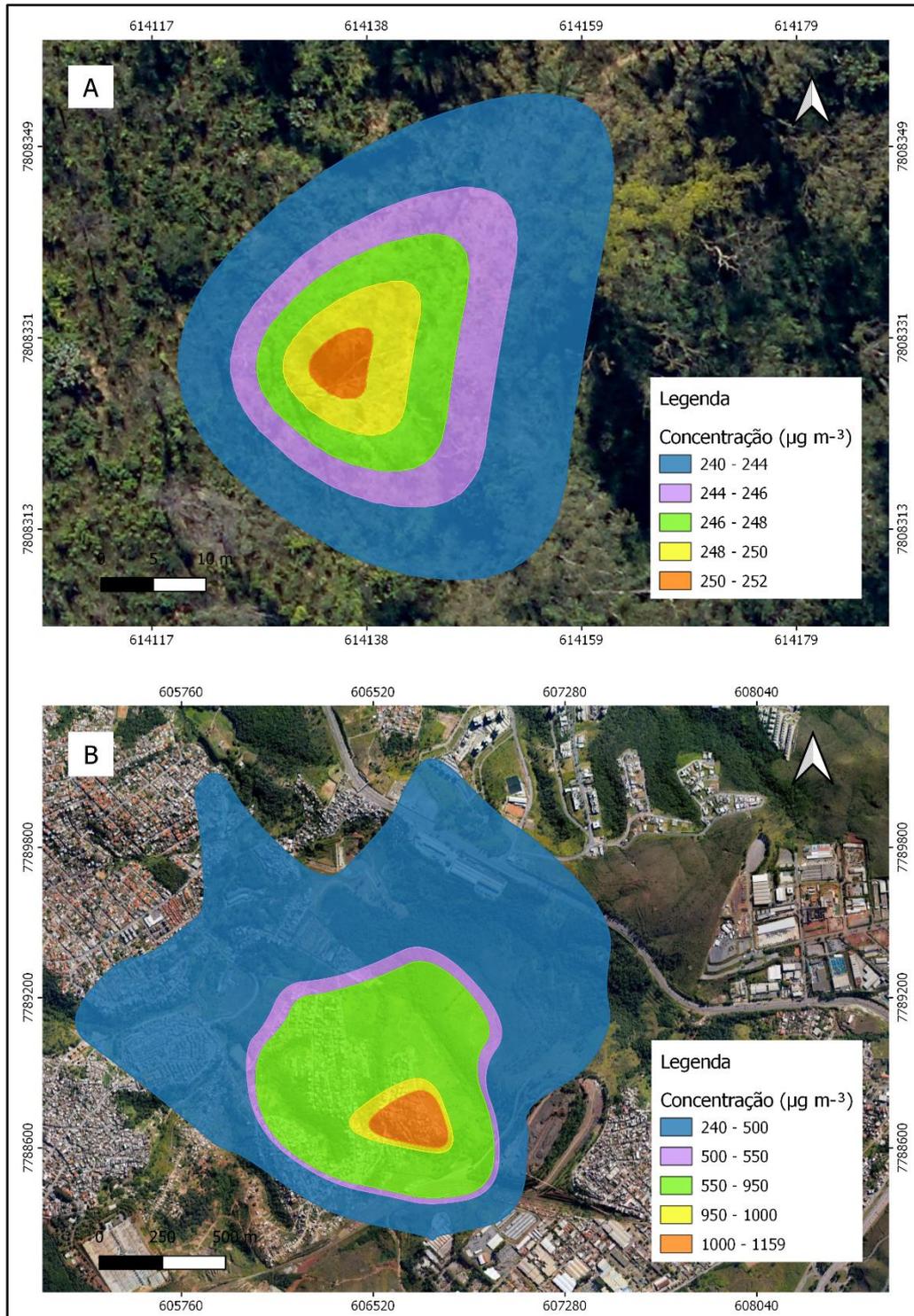
Salienta-se que apesar da variação dos dados climáticos serem importantes fontes de interferência nas diferentes simulações realizadas no presente estudo, o *software* AERMOD

considera, a partir do processamento dos dados meteorológicos, que todos os campos do domínio estudado possuem valores constantes. Portanto, as simulações apresentadas no presente estudo não variam de acordo com os dados meteorológicos incidentes no dia de ocorrência dos incêndios.

Durante os incêndios florestais o fogo consome primeiramente o material seco e caso resulte em uma suficiente liberação de energia para se alastrar, a queima subsequente ocorrerá sobre a vegetação mais úmida. No decorrer dessa ação, diversos fatores podem interferir nas taxas de emissões de poluentes para a atmosfera, com destaque para o tipo de vegetação em combustão, a área da matriz de combustíveis e a altura das espécies nela contida (USEPA, 1995). Portanto, quando ocorrem focos de calor em biomas que apresentam características vegetativas vívidas, de maior porte e uma configuração locacional adensada, como a Mata Atlântica, as emissões de poluentes tenderão a ser maiores quando comparadas aos presentes em Cerrado.

À vista disso, ao se estimar a produção de poluentes por unidade de tempo na presente pesquisa, considerou-se que a densidade da biomassa seca pertencente à Mata Atlântica é 12 vezes maior que a tida para Cerrado (REZENDE *et al.*, 2006 & WATZLAWICK *et al.*, 2012). Desse modo, tais características podem contribuir para a justificativa das diferenças entre as concentrações encontradas na pesquisa. Já que ao se analisar os incêndios que resultaram em concentrações superiores a $2000 \mu\text{g m}^{-3}$, observa-se que 67% dos focos ocorrem com exclusividade em áreas de Mata Atlântica. Além disso, os demais apresentam pelo menos 50% de sua queima em vegetações que pertencem a este bioma. As Figuras 5.8 a e b ilustram as plumas de dispersão de poluentes atmosféricos resultantes de um dia de incêndio florestal nos biomas Cerrado e Mata Atlântica, respectivamente, na cidade de Belo Horizonte.

Figura 5.8 - a) Isolinhas de concentração das PTS, expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Cerrado - 01/06/2019. b) Isolinhas de concentração das PTS expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Mata Atlântica - 01/07/2019.

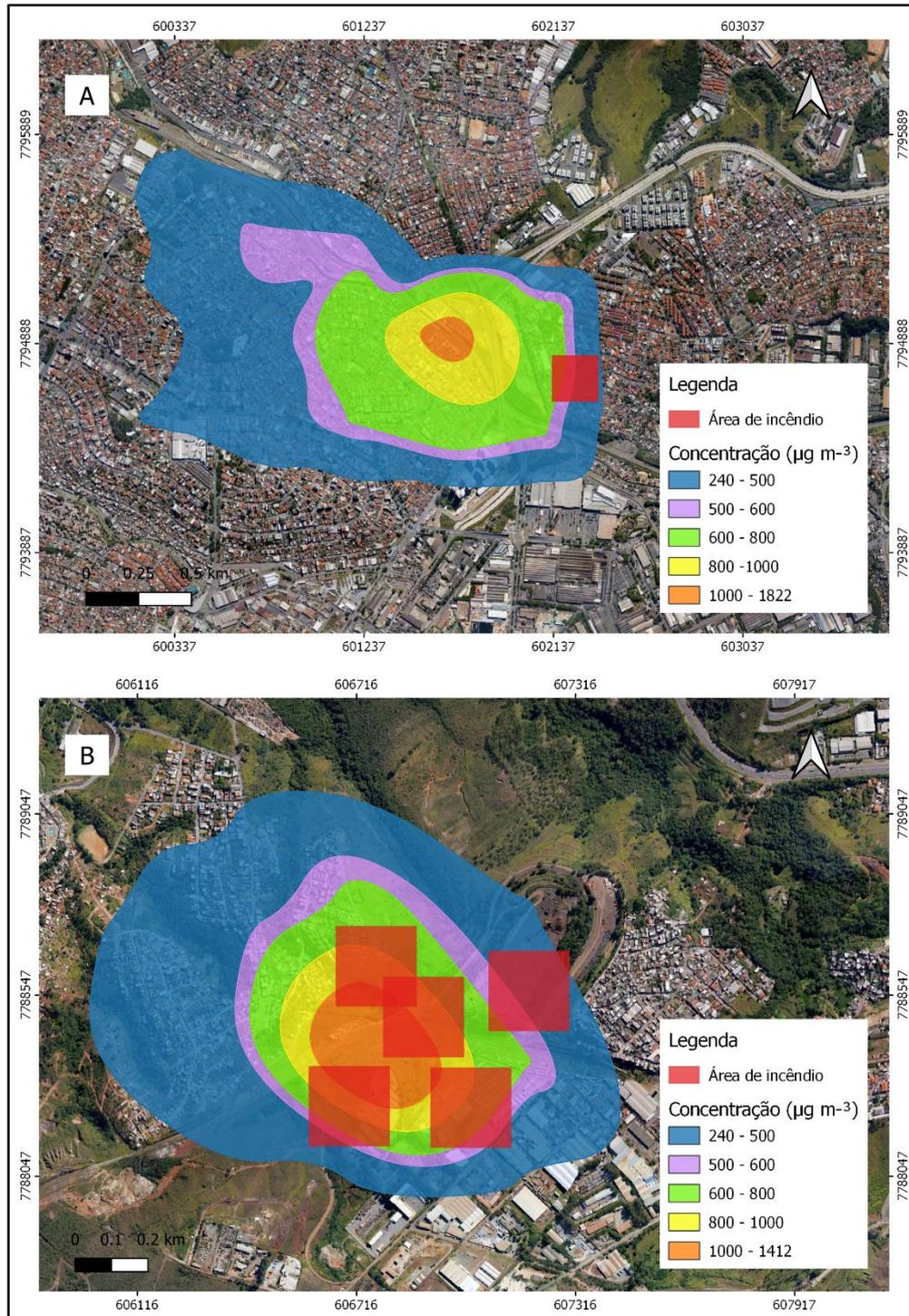


Legenda: Concentração média 24 horas máxima.

Fonte – A autora (2022).

No que diz respeito ao quantitativo de focos de queimadas em um mesmo período de simulação, observou-se que este não foi fator limitante para a identificação das maiores concentrações modeladas. Tal fato é ilustrado pelas Figuras 5.9 a e b, respectivamente, em que mostram que o dia 30 de junho de 2019, período ao qual detectou-se a presença de apenas um foco de queimada, resultou em uma concentração superior ao dia 22 de setembro de 2019, no qual foram identificadas a presença de cinco focos de calor.

Figura 5.9 - a) Isolinhas de concentração das PTS, expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Cerrado - 30/06/2019. b) Isolinhas de concentração das PTS expressas em $\mu\text{g m}^{-3}$, em bioma de Mata Atlântica - 22/09/2019.

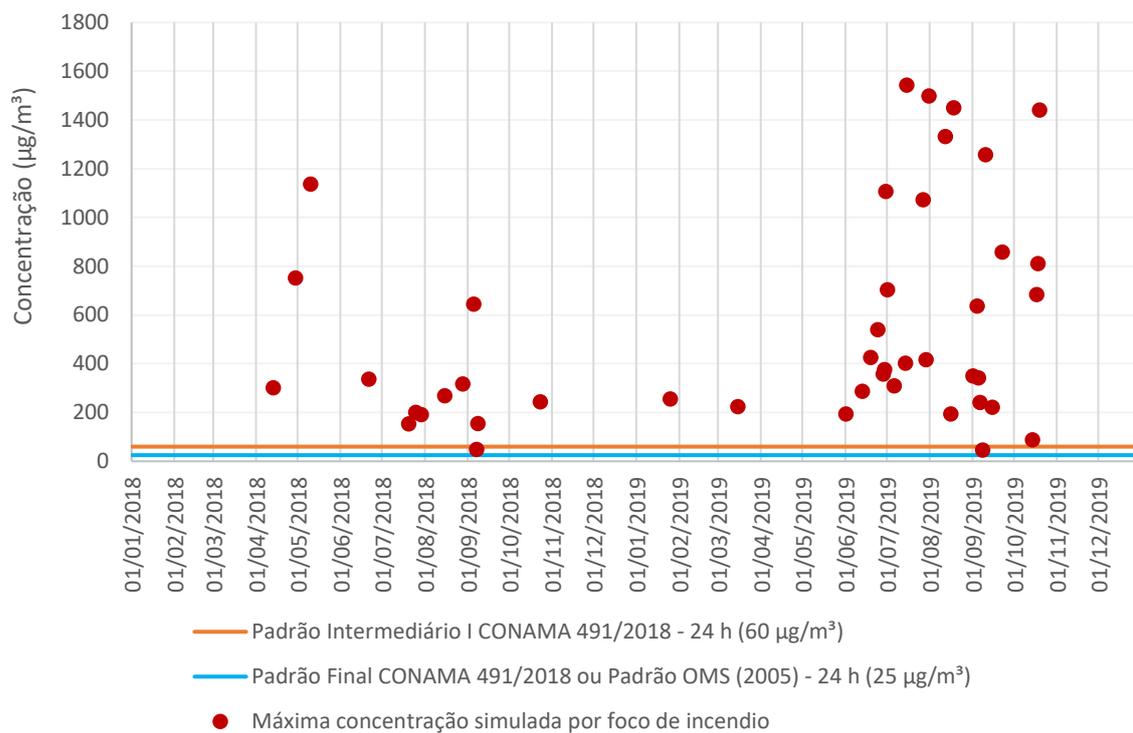


Legenda: Concentração média 24 horas máxima.

Fonte – A autora (2022).

Com relação às máximas concentrações simuladas referentes ao $PM_{2,5}$, utilizou-se para ambos os anos de estudo os padrões comparativos previstos pela CONAMA 491/2018, dada a inexistência de parâmetros estabelecidos para tal poluente na CONAMA 03/1990 (Figura 5.10) (BRASIL, 2018).

Figura 5.10 - Máximas concentrações simuladas das partículas respiráveis ($PM_{2,5}$), por foco de incêndio, comparadas aos padrões das legislações vigentes.



Fonte – A autora (2022).

Ao analisar a Figura 5.10, observou-se que apenas dois focos de queimadas resultaram em concentrações inferiores ao atual limite estabelecido pela legislação brasileira. Contudo, todas as simulações se encontram superiores ao padrão previsto pela OMS (2005), o que demonstra que apesar de menores as concentrações, ainda podem ser prejudiciais à saúde humana.

Os padrões estipulados pela legislação são mais restritivos com relação as $PM_{2,5}$, quando comparadas as PTS. Isto se deve aos particulados de menor granulometria serem emitidos em menores proporções. Contudo, ao comparar a distribuição dos resultados modelados das partículas totais em suspensão aos das partículas respiráveis, identifica-se que estas tendem

a ultrapassar com uma maior frequência os limites previstos pela CONAMA 491/2018. Pode-se justificar tal fato devido ao tamanho diminuto do particulado de granulometria $2.5 \mu\text{m}$, portanto, apresentando uma facilidade de se dispersar na atmosfera. Desse modo, este poluente tende a ficar em suspensão por longos períodos, culminando em um acúmulo de particulados no ambiente, o que, conseqüentemente, eleva suas concentrações ambientais (HIEN *et al.*, 2019).

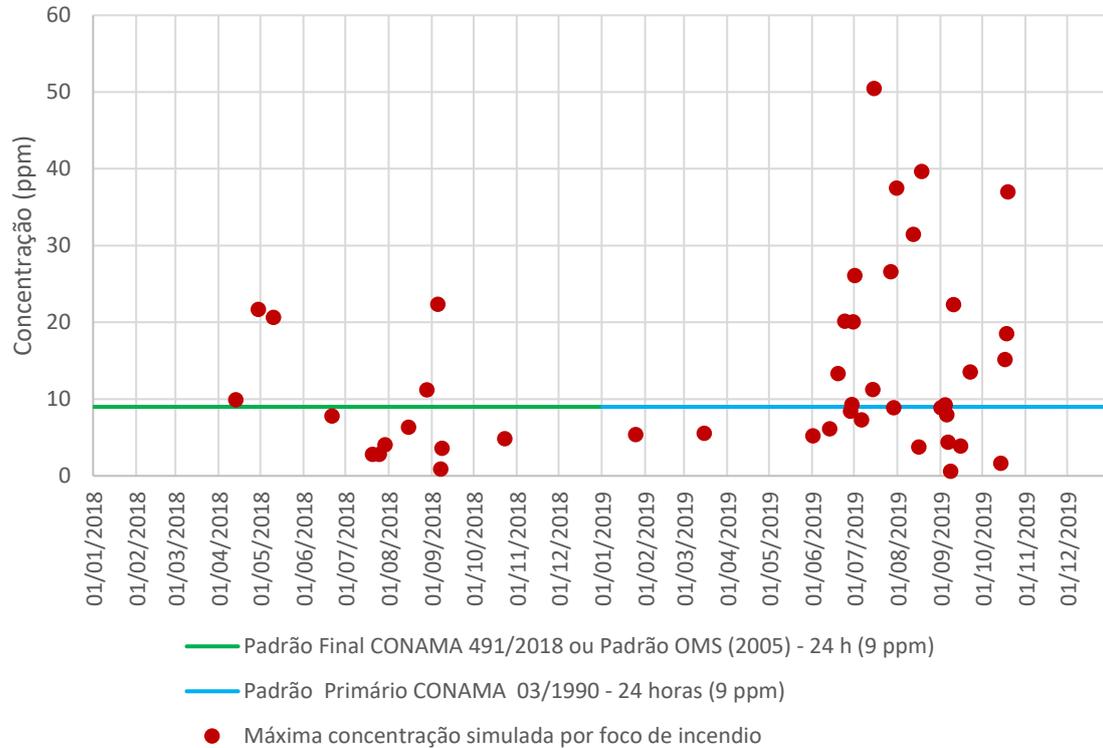
Em estudo realizado por Nguyen *et al.* (2021), que abrangeu a extensa área verde pertencente à costa leste da Austrália, durante a maior série de grandes incêndios florestais que ocorreram na região, entre 2019 e 2020, mostrou que as partículas respiráveis ($\text{PM}_{2,5}$) chegaram a resultar em uma máxima concentração de $2720 \mu\text{g m}^{-3}$. No que diz respeito à presente pesquisa, a modelagem computacional detectou que o ápice da concentração junto aos focos, foi de $1543 \mu\text{g m}^{-3}$.

Dessa forma, ao comparar os resultados encontrados em ambos os estudos, conclui-se que as diferentes metodologias aplicadas contribuem para a variação das concentrações estimadas. Além disso, tendo em vista o apresentado anteriormente para os PTS, fatores climatológicos, topográficos, vegetativos e espaciais também possuem forte interferência em tais estimativas.

A Figura 5.11 apresenta a relação das máximas concentrações de CO simuladas durante o período estudado, bem como os respectivos padrões de qualidade do ar. Ao analisar os resultados da modelagem computacional referentes ao monóxido de carbono, pode-se observar que apenas 48% dos dias modelados apresentaram concentrações superior ao previsto pela legislação (BRASIL, 1990; BRASIL, 2018). Enfatiza-se que de acordo com o apresentado na Tabela 4.2 (pág. 43), as taxas de emissões de CO superam as dos particulados em até 10 vezes, para esta atividade. Contudo, apesar da distinta unidade utilizada, este possui uma menor tendência de elevação da concentração a níveis prejudiciais à saúde humana, quando comparados aos particulados.

No que diz respeito às máximas obtidas, identificou-se que estas resultaram em uma elevada variação, ou seja, de 0,61 a 50,47 ppm. Contudo, tal fato é esperado visto que, assim como para os demais poluentes, as concentrações de monóxido de carbono no ar ambiente serão resultantes de fatores que envolvem a geografia da área atingida, bem como de fatores meteorológicos.

Figura 5.11 - Máximas concentrações simuladas de monóxido de carbono (CO), por foco de incêndio, comparadas aos padrões das legislações vigentes.



Fonte – A autora (2022).

Ademais, estudos científicos similares comprovam tal variação, como é o caso da simulação computacional da dispersão de poluentes resultantes da combustão de biomassa, realizada por Rangel *et al.* (2014), que observou uma concentração máxima durante o evento igual a 11,30 ppm. Por outro lado, o ápice amostrado nas plumas resultantes das queimadas presentes no território canadense, em 1993, foi igual a 44,00 ppm (COFER *et al.*, 1998).

Por fim, enfatiza-se a relação entre o quantitativo da vegetação incendiada e as taxas de emissões consequentes. Visto que, em estudo realizado por Lee *et al.* (2019), a queima de folhas vivas e troncos mortos de coníferas resultaram em uma emissão de 34,20 ppm de CO. No entanto, quando o combustível analisado foram as folhas mortas de carvalho oriental, as concentrações máximas resultantes foram de 22,60 ppm.

5.2.3.1 Comparação entre as concentrações amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar e o pior cenário simulado

Dentre as estações automáticas de monitoramento da qualidade existentes em Belo Horizonte, optou-se pelo uso dos dados geridos pela FEAM, e que estiveram em atividade durante o período estudado na presente pesquisa, ou seja, entre 2018 e 2019. Portanto, as estações denominadas “Centro”, “Delegacia Amazonas” e “PUC Barreiro”, foram as selecionadas. Vale evidenciar que nenhuma dessas estações realizam amostragem de PTS, deste modo, o que possibilitou uma discussão apenas no que diz respeito a $PM_{2,5}$ e ao CO.

Dito isso, a média das concentrações amostradas pelas estações durante a série histórica de 2018 a 2019, bem como os períodos diários em que as máximas ocorrem com maior frequência, são apresentadas na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Média das concentrações, entre 2018 e 2019, pelas estações de monitoramento da qualidade do ar, bem como o período de ocorrência das máximas.

Tipo de concentração	Estação Centro ^a		Estação Delegacia Amazonas ^b		Estação PUC Barreiro ^c	
	$PM_{2,5}$ ($\mu g m^{-3}$)	CO (ppm)	$PM_{2,5}$ ($\mu g m^{-3}$)	CO (ppm)	$PM_{2,5}$ ($\mu g m^{-3}$)	CO (ppm)
Concentração média	10,30	0,40	13,58	0,45	14,54	0,40

Legenda: ^a Períodos de ocorrência das máximas concentrações diárias são entre as 17:00 às 22:30 horas; ^b Períodos de ocorrência das máximas concentrações diárias são entre as 6:30 e 8:30 horas; ^c Períodos de ocorrência das máximas concentrações diárias são entre as 17:30 às 22:30 horas.

Fonte – FEAM (2021).

Durante a simulação computacional, foram selecionadas estas estações de monitoramento da qualidade do ar como receptores, a fim de se estimar as concentrações que chegam a este ponto. Dessa forma, com a posse dos dados amostrados por estas unidades durante os dias estudados, tornou-se viável identificar as possíveis contribuições dos incêndios florestais nas variações das concentrações medidas. Contudo, tal análise não pode ser feita para todos os 44 dias simulados, para cada um dos poluentes, visto que a área de abrangência de algumas plumas não contempla os instrumentos de medição da qualidade do ar. Deste modo, a

presente pesquisa optou pelo uso do pior cenário simulado, como ferramenta comparativa para a realização da discussão a seguir.

Dito isso, a Tabela 5.2 apresenta as máximas concentrações amostras de PM_{2,5} e CO, pelas estações de monitoramento da qualidade do ar, além das concentrações modeladas para tais coordenadas locais, durante o dia 15 de julho de 2019.

Tabela 5.2 – Concentrações simuladas para a localidade das estações de monitoramento da qualidade do ar e as máximas amostradas por estes instrumentos, no dia 15 de julho de 2019, em Belo Horizonte.

Tipo de concentração	Estação Centro		Estação Delegacia Amazonas		Estação PUC Barreiro	
	PM _{2,5} (µg m ⁻³)	CO (ppm)	PM _{2,5} (µg m ⁻³)	CO (ppm)	PM _{2,5} (µg m ⁻³)	CO (ppm)
Simulada	62,30	2,08	54,79	1,77	0,41	0,01
Máxima amostrada	42,00 ^a	2,18 ^b	78,00 ^c	2,02 ^d	55,00 ^e	1,64 ^f

Legenda: Horários de ocorrência ^a 00:30 horas; ^b 20:30 horas; ^c 20:30 horas; ^d 08:30 horas; ^e 23:30 horas; ^f 07:30 horas.

Fonte – Minas Gerais (2021).

Ao analisar os dados expostos pelas Tabelas 5.1 e 5.2, nota-se que ao contrário do usualmente observado para as estações Delegacia Amazonas e Centro, durante o dia 15 de julho de 2019, detectou-se elevados índices de CO e PM_{2,5} para o período entre as 00:30 às 5:30 horas. Segundo os dados do INPE (2021?), dois dos focos tidos neste dia foram capturados pela manhã, por volta das 04:00 horas. Apesar disso, é possível que o incêndio tenha iniciado anteriormente à sua identificação espacial, visto que o satélite NPP_375 revisita o local de amostragem a cada 16 dias (INPE, 2016).

O terceiro foco de incêndio desse dia ocorreu por volta das 16:30 horas, o que se acredita ter sido fator contribuinte para dobrar a concentração de poluentes amostradas pelas estações Centro e Delegacia Amazonas, na hora seguinte. Salienta-se que não foram observadas variações nas concentrações amostradas pela estação PUC Barreiro, em nenhum período do dia. Fato este esperado, visto o apresentado na Tabela 5.2, em que as simulações resultantes

dos incêndios florestais ocorridos em Belo Horizonte, não apresentaram contribuições significantes para a estação durante este dia (Figura 5.12, pág. 70).

Ao comparar o ápice dos resultados amostrados no dia em que houve focos de calor próximos às estações Centro e Delegacia Amazonas (15 de julho de 2019), aos valores médios diários detectados por tais instrumentos, observou-se uma crescente em pelo menos 307% nas concentrações registradas, para ambos os poluentes (CO e PM_{2,5}). No que diz respeito às máximas simuladas para a localidade da estação Delegacia Amazonas, viu-se que ambos os resultados se mantiveram inferiores às mais altas concentrações amostradas. O mesmo não ocorreu para estação Centro, já que ambos os produtos da modelagem estiveram superiores aos amostrados. Ressalta-se que alguns fatores já apresentados anteriormente, podem contribuir para esta situação.

Enfatiza-se ainda a consideração de alguns aspectos devido à falta de informações disponíveis e as limitações de inserção de dados no software de modelagem. Exemplos destes são o período de ocorrência do incêndio igual a 24 horas, a área total queimada de 50.000 m² e as taxas de emissões iguais em todo o período simulado. Contudo, como apresentado no item 3.3 (pág. 21), os incêndios apresentam diversas fases e, portanto, a área impactada irá crescer à medida que o fogo se alastra, o que resultará em uma variação nas concentrações emitidas (EPA, 1995). Por fim, ressalta-se que o incêndio pode ser controlado antes mesmo da próxima captura de imagem, dessa forma, este não seria uma fonte de emissão por todo o período considerado (INPE, 2016).

Ademais, as estações de monitoramento da qualidade do ar visam a identificação das concentrações aditivas dos poluentes provenientes de diferentes fontes. Portanto, os resultados identificados nas Tabelas 5.1 e 5.2, não contemplam somente as emissões provenientes apenas dos incêndios florestais, como também as vias de tráfego e as atividades industriais.

Posto isso, a Tabela 5.3 estima o somatório de poluentes emitidos por estas fontes, durante o dia 15 de julho de 2019, no território belo-horizontino. Para tanto, foram consideradas as taxas de emissões estimadas no presente estudo, bem como o relatório desenvolvido pela Petrobrás (2018). Ressalta-se que para a estimativa das taxas de emissões totais apresentadas

na Tabela 5.3, considerou-se a soma do produto entre a taxa de emissão estimada por tipo de bioma e o quantitativo total de focos presentes nestas respectivas áreas.

Tabela 5.3 – Taxa aditiva das emissões de PM_{2,5} e CO no dia 15 de julho de 2019, em Belo Horizonte.

Fonte	Taxa de emissão		Referências
	PM _{2,5} (g/s)	CO (g/s)	
Incêndio florestal	69,69	1004,33	A autora (2021)
Indústrias	7,32	10,92	Petrobrás (2018)
Vias de tráfego	74,59	1.637,97	Petrobrás (2018)
Total	151,60	2.653,22	-

Fonte – Petrobrás (2018) & A autora (2022).

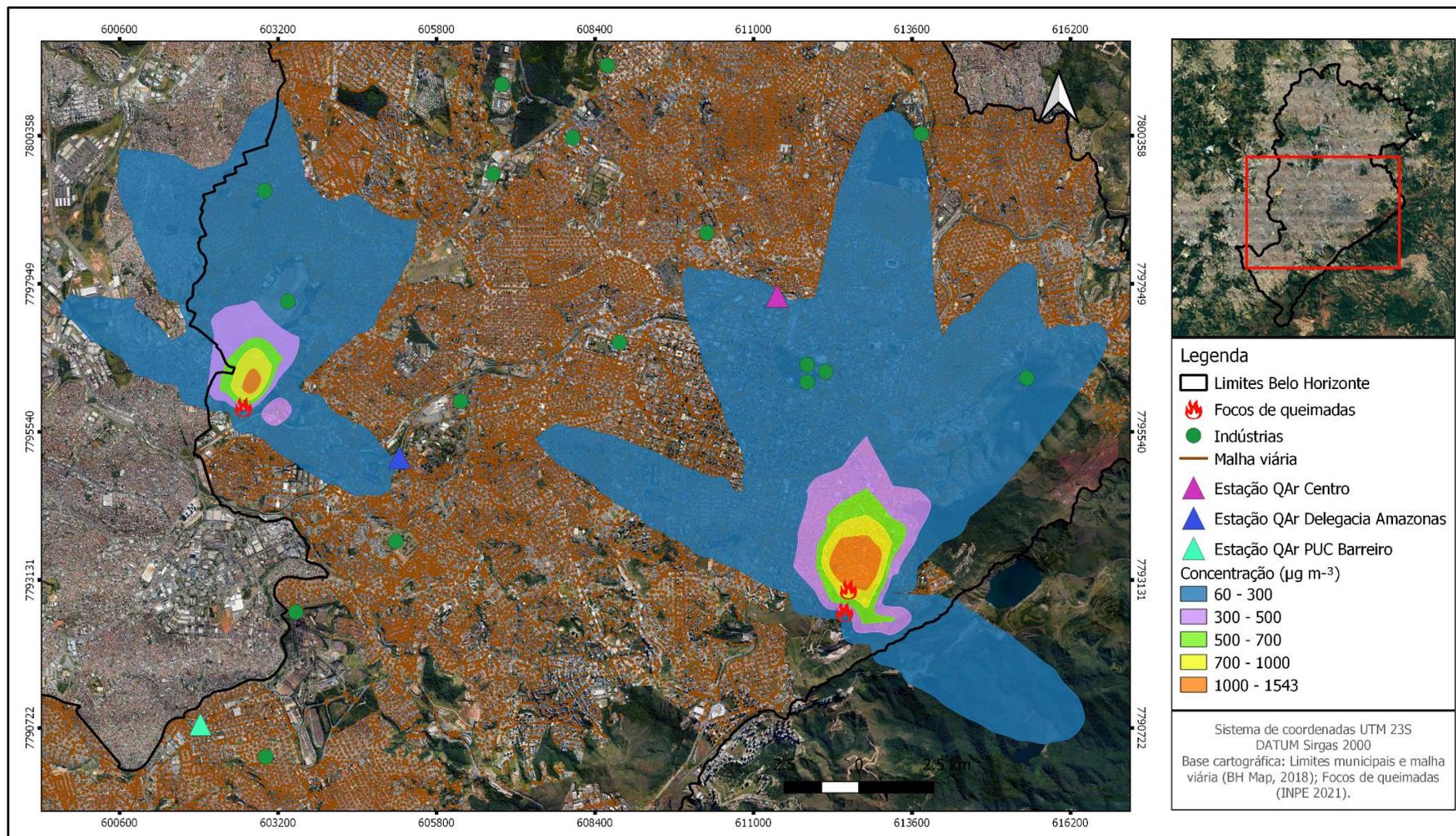
Ao analisar a Tabela 5.3, é possível observar que os incêndios florestais correspondem a cerca de 38% das emissões de CO e 46% de PM_{2,5}, em Belo Horizonte. Entretanto, apesar das significativas contribuições de tais fontes, as vias de tráfego são as mais expressivas geradoras de gases e particulados, com pelo menos 62% de contribuição para tais poluentes. Ademais, de acordo com a Petrobrás (2018), as queimadas em conjunto com as vias de tráfego e as indústrias, corresponde a pelo menos 96% do quantitativo de PM_{2,5} e CO, emitido pelo município em 2015. Portanto, pode-se concluir que as amostragens realizadas pelas estações e apresentadas pelas Tabelas 5.2 e 5.3, não são resultantes apenas dos focos de incêndios.

Outro ponto a se ressaltar é que os poluentes emitidos durante os incêndios se diluem com as massas de ar, à medida que se distanciam da sua fonte geradora (DE PAOLI, 2006). Portanto, os resultados amostrados pelas estações são inferiores aos recebidos pelas comunidades vizinhas às áreas queimadas. Ademais, quando somadas às outras fontes de emissões também presentes nesta região, como as apresentadas anteriormente, as concentrações acumuladas podem culminar em elevados prejuízos à qualidade do ar ambiente.

Visto isso, as Figuras 5.12 e 5.13 ilustram a dispersão das partículas respiráveis e do monóxido de carbono, respectivamente, resultantes do dia de pior cenário de incêndios florestais em Belo Horizonte, entre 2018 e 2019. Além da distribuição locacional das

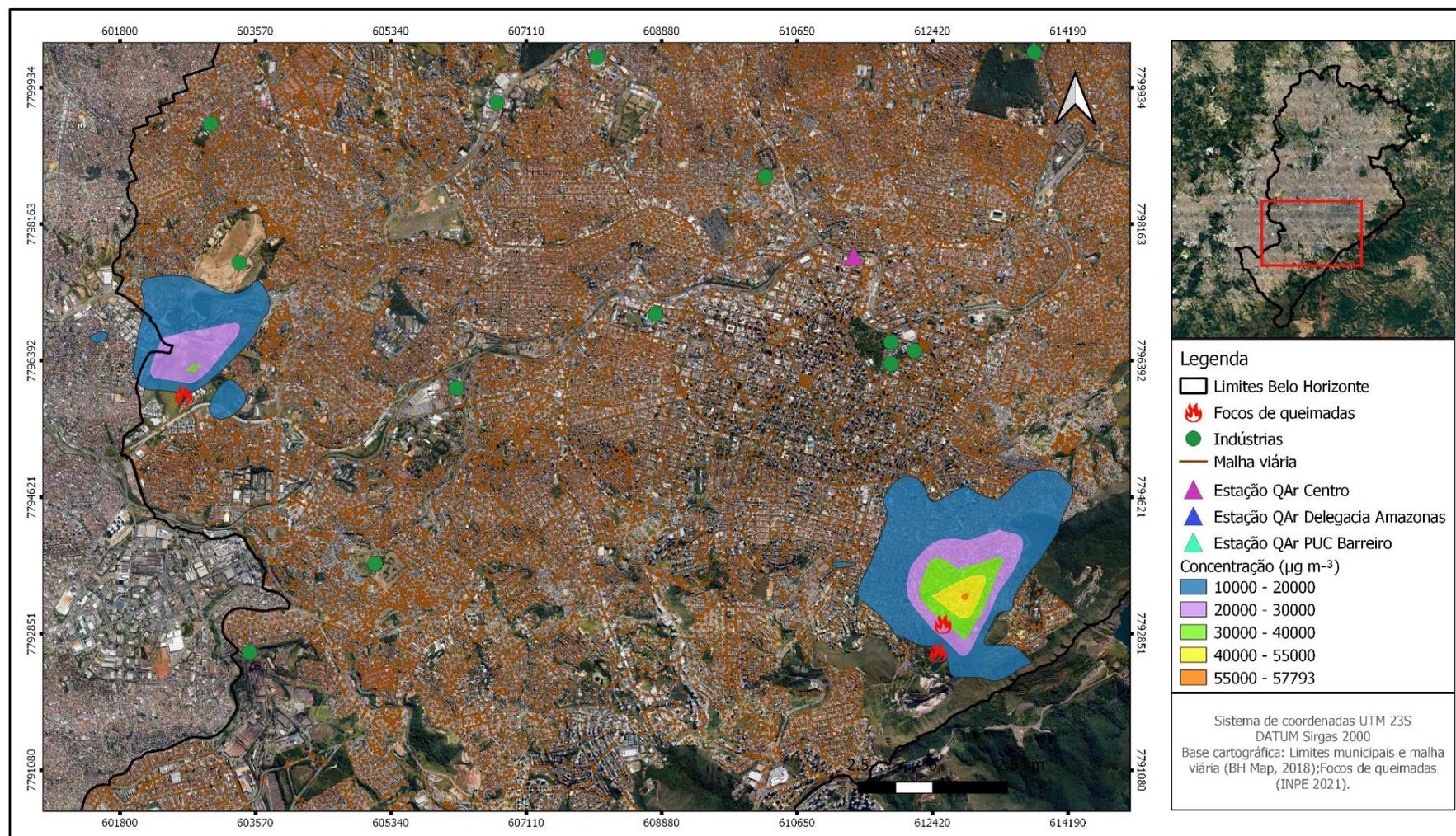
atividades industriais e da malha viária, presentes no município. Deste modo, toda região compreendida pela pluma apresenta concentrações superiores ao estabelecido na legislação.

Figura 5.12 – Distribuição locacional da pluma de dispersão de $PM_{2,5}$, bem como da malha viária e das unidades industriais do município.



Fonte – A autora (2022).

Figura 5.13 - Distribuição locacional da pluma de dispersão de CO, bem como da malha viária e das unidades industriais do município.



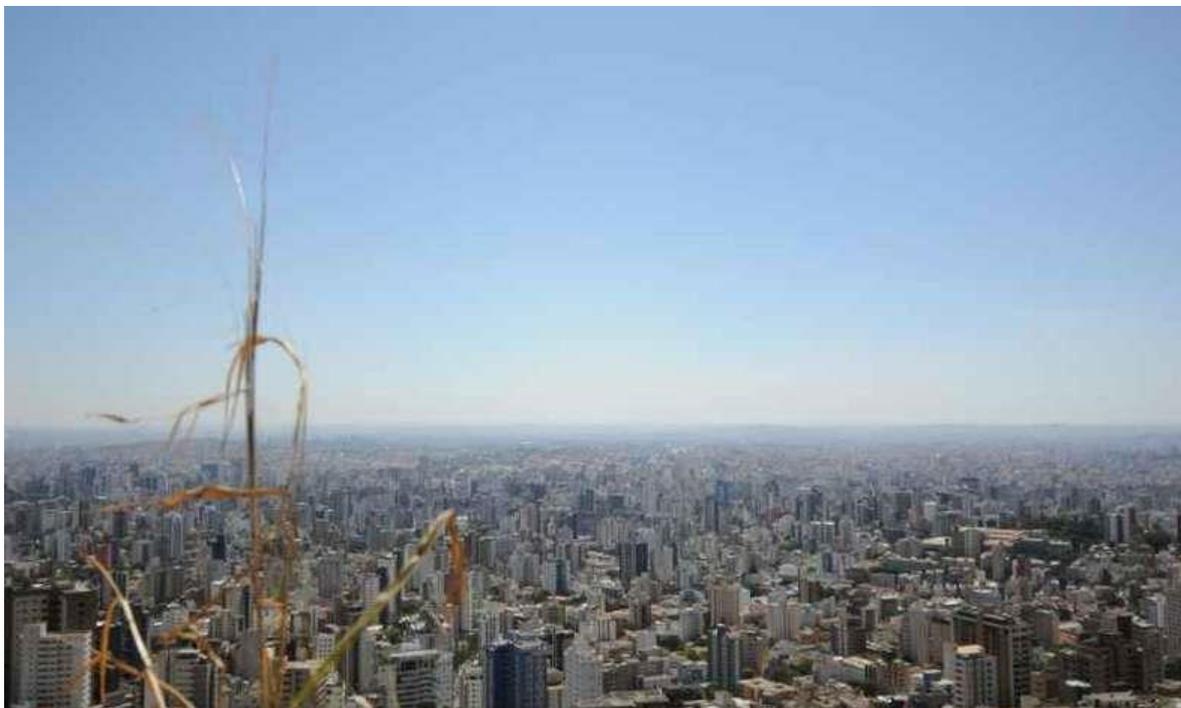
Fonte – A autora (2022).

De acordo com imagens ilustradas pelas Figuras 5.13 e 5.14, a malha viária está instalada em quase todo o município, inclusive em regiões onde a pluma de dispersão está presente. No que diz respeito às atividades industriais, estas se encontram distribuídas pela unidade territorial municipal, com destaque para as unidades contidas nas áreas de distribuição das plumas. Desse modo, as residências já contempladas por concentrações a níveis superiores aos recomendados pela CONAMA 491/2018 e CONAMA 003/1990, tem sua qualidade do ar ainda mais degradada, o que pode resultar em efeitos alarmantes à saúde da população ali residente.

Ademais, apesar das representações gráficas ilustradas não apresentarem as concentrações presentes nas demais localidades com índices inferiores ao estipulado pela legislação, estas também contemplam o percentual da área total atingida pelos incêndios florestais. Portanto, quando somadas às emissões resultantes de outras atividades, estas podem resultar de forma aditiva, em concentrações superiores aos padrões recomendados pela CONAMA 491/2018.

Em reportagem realizada pelo jornal Estado de Minas, no dia 15 de julho de 2019, o noticiário alertou a população sobre os baixos índices de umidade relativa do ar presentes na capital mineira (VALE, 2019). A notícia fala ainda sobre a contribuição de tais condições meteorológicas para a ocorrência de focos de calor, e ainda cita sobre a incidência de queimadas sobre a vegetação da Serra do Curral. Por fim, foi apresentada a Figura 5.14, na qual pode-se observar o acúmulo de poluentes presentes no horizonte do município.

Figura 5.14 – Visível presença de poluentes suspensos na atmosfera de Belo Horizonte, em 15 de junho de 2019.



Fonte – Rodrigues (2019).

5.2.3.2 Comparação entre as concentrações simuladas e as amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar para os demais cenários

No que diz respeito às simulações computacionais realizadas para os demais períodos estudados, foram identificados dias em que a pluma de poluentes também pôde contribuir para a elevação das concentrações médias amostradas nas estações de monitoramento da qualidade do ar. Visto isso, a Tabela 5.4 apresenta as concentrações simuladas para os dias modelados, em que pelo menos uma das estações estava contida interna a área de contribuição da pluma de dispersão.

Tabela 5.4 – Máximas concentrações amostradas pelas estações de monitoramento da qualidade do ar de Belo Horizonte, para dias em que a plumas de dispersão de poluentes, ocorridos entre os anos de 2018 e 2019, abrangeram tais localidades.

Data	Estação Centro			Estação Delegacia Amazonas			Estação PUC Barreiro											
	C. A.	C. M.	C. S.	C. A.	C. M.	C. S.	C. A.	C. M.	C. S.	C. A.	C. M.	C. S.						
	PM _{2,5}			CO			PM _{2,5}			CO								
	(µg m ⁻³)			(ppm)			(µg m ⁻³)			(ppm)								
29/04/2018	13		0	0,5	0	14	0	0,45	0	8	3,94	1,33	0,11					
28/08/2018	9		6,28	0,75	0,17	NI	2,8	0,77	0,09	8	1,5	0,35	0,06					
05/09/2018	17		5,76	0,55	0,22	15	0,26	0,92	0	9	0,53	0,39	0,02					
24/06/2019	26		14,4	1,26	0,54	31	6,7	1,27	0,27	48	11,44	1,47	0,48					
25/01/2019	17		0	0,46	0	10	0,01	0,63	0	14	3,93	0,36	0,08					
29/06/2019	5		0	0,26	0	25	0	1,45	0	26	7,67	0,45	0,16					
01/07/2019	35		4,96	1,88	0,19	28	4,6	1,51	0,17	61	16,11	1,53	0,61					
14/07/2019	37		0	1,73	0	45	14,19	1,31	0,54	56	0	1,72	0					
27/07/2019	16	10,3	8,97	0,54	0,4	0,33	16	13,58	4,75	0,62	0,45	0,18	24	14,54	1,04	NI	0,4	0,04
31/07/2019	30		5,29	1,88	0,19	33	44,94	0,78	1,52	23	1,41	NI	0,04					
12/08/2019	14		0	0,65	0	19	66,67	0,34	1,76	29	6,5	NI	0,23					
16/08/2019	16		3,38	0,59	0,07	17	0,22	0,32	0,01	21	0,02	NI	0					
18/08/2019	83		15,77	1,92	0,6	63	47,81	1,09	1,87	56	0,29	NI	0,01					
04/09/2019	28		0,1	0,73	0	NI	1,55	0,43	0,04	39	8,16	0,52	0,26					
06/09/2019	12		0	0,56	0	NI	0	0,18	0	26	2,71	0,47	0,06					
22/09/2019	33		0	0,44	0	46	0	0,39	0	48	7,65	0,33	0,2					
18/10/2019	112		15,57	1,07	0,45	113	5,7	0,76	0,21	132	0,8	0,76	0,03					

Legenda: C. A. – Concentração Amostrada; C. M. – Concentração Média Amostrada; C. S. – Concentração Simulada; NI – Não Informado

Fonte – Minas Gerais (2021) & A autora (2022).

Ao analisar o exposto pela Figura 5.4, é possível observar uma constância entre os dados medidos por todas as estações em um mesmo dia. Ademais, tais resultados refletem o apresentado pelo item 5.2.3.1, já que as concentrações amostradas se elevaram em, aproximadamente, 80% dos dias em que houve a presença de incêndios florestais.

Destaca-se as medições realizadas nos dias 12 de agosto de 2019 e 29 de abril de 2018, respectivamente pelas estações Delegacia Amazonas e PUC Barreiro, bem como as amostragens do dia 28 de agosto de 2018, em ambas as estações. Visto que, os valores medidos por estas não variaram conforme apontado pela simulação computacional. Tal fato pode resultar do uso de fatores anteriormente apresentados, como o tipo de vegetação identificada, a área de ocorrência do foco, bem como seu período de incidência, entre outros.

Por fim, merece destaque a importância do uso de ações de preventivas e de fiscalização, por parte da prefeitura e dos órgãos que regem sobre os parques e UCs, a fim de se reduzir tais ocorrências. Outro ponto a se destacar diz respeito à importância de ações periciais que busquem identificar possíveis infratores e, deste modo, aplicar sanções penais cabíveis que evitem que tal prática se torne recorrente. Deste modo, espera-se que o presente estudo possa ser utilizado como embasamento para futuras pesquisas que desejem simular computacionalmente a dispersão dos poluentes originários dos incêndios florestais, em âmbitos municipais.

6 CONCLUSÃO

A partir da compilação dos 76 focos de incêndios florestais ocorridos no território belo-horizontino, foi observado um aumento em 253% no número de detecções em 2019, quando comparado ao ano de 2018. Mostrou-se também uma tendência de os focos de queimadas levantados ocorrerem em áreas pertencentes ao bioma Mata Atlântica, bem como em períodos de baixa pluviosidade e umidade relativa do ar. Além disso, a partir desse levantamento, foi possibilitada a estimativa das taxas de emissões resultantes de tal atividade.

Os resultados obtidos na simulação computacional apontaram que 89%, 95% e 50%, respectivamente, das máximas concentrações de PTS, PM_{2,5} e CO, estiveram superiores aos padrões de qualidade do ar em uso pela CONAMA 491/2018, bem com os estabelecidos na CONAMA 003/1990. Salienta-se que conforme análise do dados, fatores como a intensidade dos ventos e tipo de vegetação queimada, foram os principais contribuintes para a variação destes resultados.

Ademais identificou-se que os resultados amostrados pelas estações de monitoramento da qualidade do ar foram inferiores aos dados simulados para estas localidades. A falta da disponibilidade de informações acerca dos incêndios florestais estudados levou ao presente estudo a realizar inferências. Além disso, o software de modelagem utilizado tende a apresentar o pior cenário possível durante o período estudado, o que pode ter provocado uma superestimativa nos resultados. Apesar disso, identificou-se uma tendência de acréscimo das concentrações médias amostradas nos períodos de ocorrência dos focos de calor.

Por fim, merece destaque a importância do uso de ações de preventivas e de fiscalização, por parte da prefeitura e dos órgãos que regem sobre os parques e UCs, a fim de se reduzir tais ocorrências. Outro ponto a se destacar diz respeito à importância de ações periciais que busquem identificar possíveis infratores e, deste modo, aplicar sanções penais cabíveis que evitem que tal prática se torne recorrente. Deste modo, espera-se que o presente estudo possa ser utilizado como embasamento para futuras pesquisas que desejem simular computacionalmente a dispersão dos poluentes originários dos incêndios florestais, em âmbitos municipais.

7 RECOMENDAÇÕES

Diante da dificuldade encontrada pelo presente estudo em identificar a real área impactada pelos incêndios florestas, bem como o seu período de ocorrência, recomenda-se que estudos futuros busquem sanar tal desfasagem de dados. Ressalta-se ainda que devido à elevada contribuição para a degradação da qualidade do ar local, é recomendado estimar a emissão dessa tipologia de fonte para outros anos, buscando identificar um possível comportamento típico da região.

8 REFERÊNCIAS

ADAMI, H.O.; HUNTER, D.; TRICHOPOULOS, D. **Textbook of Cancer Epidemiology**. 3. ed. Nova York: Oxford University Press, 2018. 747 p.

AQLI - Air Quality Life Index. **Annual Update**. Air Quality Life Index. p. 15, dez. 2021.

AMARAL, S. S. **Condições que potencializam a propagação de incêndios florestais e a emissão de poluentes gasosos para a atmosfera**. 2017. 288 p. Tese (Doutorado Engenharia Mecânica na área de Energia) - Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, Universidade de São Paulo. Guaratinguetá, 2017.

ANDREAE, M. O. Emission of trace gases and aerosols from biomass burning – an updated assessment. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 19, p. 8523–8546, jul. 2019.

ARRIAGADA, N. B.; HORSLEY, J.A.; PALMER, J.P.; MORGAN, G.G.; THAM, R.; JOHNSTON, F.H. Association between fire smoke fine particulate matter and asthma-related outcomes: Systematic review and meta-analysis. **Environmental Research**, v. 179, Pt. A, p. 108777, dez. 2019.

AVOLIO, E.; FEDERICO, S.; MIGLIETTA, M.M.; FEUDO, L.T.; CALIDONNA, C.R., SEMPREVIVA, A.M. Sensitivity analyses of WRF model PBL schemes in simulating boundary-layer variables in southern Italy: An experimental campaign. **Atmospheric Research**, v. 192, p. 58-71, ago. 2017.

BAIRD, Colin & CANN, Michael. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. 844 p.

BATISTA C. **Fogo**. Toda Matéria. 2020. Disponível em: <<https://www.todamateria.com.br/fogo/>>. Acesso em: 13 mar. 2021.

BELO HORIZONTE. Parques. **Prefeitura de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, MG, 2021b. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/parques>>. Acesso em: 16 jul. 2021.

BELO HORIZONTE. Parque da Serra do Curral. **Prefeitura de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, MG, 2018. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-da-serra-do-curral>>. Acesso em: 24 dez. 2021.

BELO HORIZONTE. Parque no Bairro Castelo já recebeu plantio de mais de 780 novas árvores. **Prefeitura de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, MG, 2021a. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/noticias/parque-no-bairro-castelo-ja-recebeu-plantio-de-mais-de-780-novas-arvores>>. Acesso em: 12 jun. 2021.

BELO HORIZONTE. **Plano municipal de saneamento de belo horizonte 2020/2023**. Belo Horizonte: Prefeitura de Belo Horizonte, 2020. 321 p.

BRAGA, Benedito. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 332 p.

BRANDÃO, P. V. R. **Estudo da dispersão atmosférica de poluentes originários da frota veicular em salvador – BA**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial), Universidade Federal da Bahia. Salvador. 2020.

BRASIL. Qualidade do Ar. **Ministério do Meio Ambiente**. Brasília, 2021. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/perguntasfrequentes.html?catid=10#:~:text=Poluentes%20prim%C3%A1rios%20s%C3%A3o%20os%20contaminantes, hidrocarbonetos%2C%20alde%2C%20e%20outros>>. Acesso em: 16 jul. 2021.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 003, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, p. 15937-15939, 28 jun. 1990.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 14713-14714, 25 ago. 1989.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 28, de 7 de dezembro de 1994. Dispõe sobre a vegetação primária e secundária, seus estágios de regeneração da mata atlântica e orientação de atividades de licenciamento de exploração de recursos florestais no estado de alagoas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 7 dez. 1994.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial da União**: Seção 1, Brasília, DF, p. 155, 19 nov. 2018.

BRASIL. Superior Tribunal de Justiça. **Ação Direta de Inconstitucionalidade nº 6148**. Procuradoria Geral da República. Relator: Ministra Carmem Lúcia. Ofício Procuradoria Regional da República - 3ª Região. Brasília, 2019. Disponível em: [https://mpfdrive.mpf.mp.br/ssf/s/readFile/share/153417/1892253431850910350/publicLink/A DI%206148%20-%20Representa%C3%A7%C3%A3o%20PRR3%20e%20Anexos.pdf](https://mpfdrive.mpf.mp.br/ssf/s/readFile/share/153417/1892253431850910350/publicLink/A%20DI%206148%20-%20Representa%C3%A7%C3%A3o%20PRR3%20e%20Anexos.pdf). Acesso em: 10 nov. 2020.

CARDOSO, E. L.; CRISPIM, S. M. A.; RODRIGUES, C. A. G.; JÚNIOR, R. W. B. Composição e dinâmica da biomassa aérea após a queima da savana gramíneo-lenhosa no Pantanal. **Zootecnia**, v. 35, n. 11, p. 2309-2316, nov. 2000.

CARDOSO, J. T. A Mata Atlântica e sua conservação. **Encontros Teológicos**, Florianópolis, v. 31, n. 3, p. 441-458, dez. 2016.

CARVALHO, J. X. **Fogo no cerrado: Causas e Consequências da Ação do Fogo no Bioma Cerrado no Município de Goiás**. Monografia (Licenciatura em Geografia), Universidade Estadual de Goiás - Unidade Cora Coralina. Goiás. 2009.

CBMMG - Corpo de Bombeiros Militar de Minas Gerais. **Sistema de Proteção por Extintores de Incêndio**. 3.ed. Belo Horizonte: Instrução técnica n. 16, 2019. 7 p.

CLIMATEMPO. Climatologia - Belo Horizonte/ MG. **CLIMATEMPO**. c2021.
Disponível em: < <https://www.climatempo.com.br/climatologia/107/belohorizonte-mg>>.
Acesso em: 25 junho. 2021.

COFER, W. R.; WINSTEAD, E. L.; STOCKS, B. J.; GOLDAMMER, J. G.; CAHOON, D. R. Crown fire emissions of CO₂, CO, H₂, CH₄, and TNMHC from a dense Jack pine boreal forest fire. **Geophysical Research Letters**, v. 25, n. 21, p. 3919-3922, nov. 1998.

CÓNSUL, J. M. D.; THIELE, D.; VESES, R. C.; BAIBICH, I. M.; DALLAGO, R. M. Decomposição Catalítica De Óxidos De Nitrogênio. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p. 432-440, 2004.

COSTA, Y. T.; RODRIGUES, S. C. Efeito do fogo sobre vegetação e solo a partir de estudo experimental em ambiente de cerrado. **Revista do Departamento de Geografia - USO**, v. 31, p. 149-165, 2015.

CPD - Center for Disaster Philanthropy. 2019-2020 Australian Bushfires. **CPD**. 2019.
Disponível em: <<https://disasterphilanthropy.org/disaster/2019-australian-wildfires/>>.
Acesso em: 25 mai. 2021.

CURSOS CPT. Como prevenir incêndios florestais durante a seca. **Cursos CPT**. 2021.
Disponível em: < <https://www.cpt.com.br/cursos-meioambiente/artigos/como-prevenir-incendios-florestais-durante-a-seca>>. Acesso em: 5 ago. 2021.

DANTAS, C. Queimadas aumentam 82% em relação ao mesmo período de 2018. **G1**, São Paulo, 2019. Disponível em: <https://g1.globo.com/natureza/noticia/2019/08/19/queimadas-aumentam-82percent-em-relacao-ao-mesmo-periodo-de-2018.ghtml>. Acesso em: 30 dez. 2021.

DE PAOLI, F. **Simulação em Túnel de Vento da Dispersão de uma Pluma Emitida por uma Chaminé Isolada**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre.

DUCHIADE, M. P. Poluição do ar e doenças respiratórias: uma revisão. **Cad. Saúde Pública**, v. 8, n. 3, p. 311-30, 1992.

ENVIREWARE. ISC3. **Governo do Estado de Minas Gerais**. Envireware, 2021.
Disponível em: < <https://www.enviroware.com/isc3/> >. Acesso em: 10 fev. 2022.

FANN, N.; ALMAN, B.; BROOME, R.; MORGAN, G.; JOHNSTON, F. H.; POULIOT, G.; RAPPOLD, A. The health impacts and economic value of wildland fire episodes in the U.S.: 2008 - 2012. **Science of The Total Environment**, v.610-611, p. 802-809, ago. 2017.

FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura. **FAO Meeting on Public Policies Affecting Forest Fires**. Roma, 1998. 380 p.

FERNANDES, A. S.; CALDEIRA, A. B. Análise espacial das áreas verdes de Belo Horizonte (MG). **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v. 11, n. 3, p. 73-92, 2016.

GARCIA-CHEVESICH, P.; VALDES-PINEDA, R.; NEARY, D.; PIZARRO, R. Using rainwater harvesting techniques for firefighting in forest plantations. **Journal of Tropical Forest Science**, v.27, n. 1, p. 1-2, jan. 2015.

GODISH, T. **Air Quality**. 4. ed, CRC Press Inc., Boca Raton. ISBN 1-56670-586-X, 2004.

GOIÁS. Cel QOC Carlos Helbingen Júnior. Secretaria Geral do Corpo de Bombeiros Militar do Estado de Goiás. **Manual Operacional de Bombeiros: Prevenção e Combate a Incêndios Florestais**. 2017. Disponível em: <https://www.bombeiros.go.gov.br/gestao-do-conhecimento/manuais-operacionais-de-bombeiros>. Acesso em: 18 ago. 2021.

GUERRA, T. **Estudo sobre a turbulência na camada limite planetária**. 2008. 288 p. Monografia (Bacharelado em Física), Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2008.

HAIKERWAL, A.; AKRAM, M.; MONACO, A. D.; SMITH, K.; SIM, M. R.; MEYER, M.; TONKIN, A. M.; ABRAMSON, M. J.; DENEKAMP, M. Impact of Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) Exposure During Wildfires on Cardiovascular Health Outcomes. **Journal of the American Heart Association**, v. 4, n. 7, jul. 2015.

HANNINEN, O. O.; SALONEN, R. O.; KOISTINEN, K.; LANKI, T.; BARREGARD, L.; JANTUNEN, M. Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. **J Expo Sci Environ Epidemiol**, v.19, n. 4, p. 414-22, mai. 2009.

HEIL, A.; GOLDAMMER, J. G. Somoke-haze pollution: a review of the 1997 episode in Southeast Asia. **Regional Environmental Change**, v.2, p. 24–37, mar. 2001.

HIEN, T. T.; CHI, N. D. T.; NGUYEN, T. N.; VINH, L. X.; TAKENAKA, N.; HUY, D. H. Current Status of Fine Particulate Matter (PM_{2,5}) in Vietnam's Most Populous City, Ho Chi Minh City. **Aerosol and Air Quality Research**, v.19, n. 10, p. 2239–2251, out. 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades e Estados. **IBGE**. 2021?. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/belo-horizonte.html>>. Acesso em: 12 jun. 2021.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores do desenvolvimento sustentável**. 9.ed. Brasília: Estudos & Pesquisas Informação Geográfica, 2012. 350 p.

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. Histórico de dados meteorológicos. **INMET**. 2021. Disponível em: < [http:// https://portal.inmet.gov.br/](http://https://portal.inmet.gov.br/) >. Acesso em: 15 set. 2021.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Banco de dados de queimadas. **INPE**. [2021?]. Disponível em: <<https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas#exportar-dados>>. Acesso em: 1 jun. 2021.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Banco de dados de queimadas. **S-NPP: Perguntas frequentes**. São José dos Campos: INPE, p. 8. ago. 2016.

IBRAM - Instituto Brasília Ambiental. **Incêndios florestais: causas, consequências e como evitar**. Distrito Federal: IBRAM, 2009. p. 39.

JONES, C. G.; RAPPOLD, A.G.; VARGO, J.; CASCIO, W. E.; KHARRAZI, M.; MGNALLY, B.; HOSHIKO, S. Out-of-Hospital Cardiac Arrests and Wildfire-Related Particulate Matter During 2015–2017 California Wildfires. **Journal of the American Heart**, v.9, n. 8. p. 2019-2031, abr. 2020.

KONDO, M. C.; ROOS, A. J. D.; WHITE, L. S.; HEILMAN, W. E.; MOCKRIN, M. H.; DAVIS, C. A. G.; BURSTYN, I. Meta-Analysis of Heterogeneity in the Effects of Wildfire Smoke Exposure on Respiratory Health in North America. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, n. 6, mar. 2019.

KRIKKEN, F.; LEHNER, F; HAUSTEIN, K.; DROBYSHEV, I.; OLDENBORGH, G. J. V. Attribution of the role of climate change in the forest fires in Sweden 2018. **Natural Hazards and Earth System Sciences**, v.21, n. 8, p. 2169-2179, 19 jul. 2021.

LAKES - Lakes Environmental Software. **WRPLOT View User Guide**. Ontário, 2016. 110 p.

LEE, B.; CHO, S.; LEE, S. K.; WOO, C.; PARK, J. Development of a Smoke Dispersion Forecast System for Korean Forest Fires. **Forests**, v. 2, n. 6. p. 1-16. mar. 2019.

LIMA, G. S. A prevenção de incêndios florestais no estado de Minas Gerais. **Revista Floresta**, v. 30, n. 2, p. 37-43. 2000.

LISBOA, H. M. **Controle da Poluição Atmosférica**. Santa Catarina: Universidade Federal de Santa Catarina, 2014.

LISBOA, H. M. Controle da dispersão atmosférica: **Cap. VIII Meteorologia e Dispersão Atmosférica**. Montreal, 2007. 54 p.

MACÊDO, M. F. M. 2016. **Avaliação da poluição atmosférica veicular com o modelo AERMOD em avenida de Aracajú - SE**. Trabalho de conclusão do curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Sergipe. Sergipe, 2016.

MAGALHÃES, D. M. **Análise dos espaços verdes remanescentes na mancha urbana conurbada de Belo Horizonte-MG apoiada por métricas de paisagem**. 2013. 95 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2013.

MALLIA, D. V.; LIN, J. C.; URBANSKI, S.; EHLERINGER, J.; NEHRKORN, T. Impacts of upwind wildfire emissions on CO, CO₂, and PM_{2.5} concentrations in Salt Lake City, Utah. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 120, Utah. jan. 2015.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. 9.ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 912 p.

MANUELZÃO. Em votação expressiva, conselheiros do Parque do Rola-Moça dizem não à mineração da Serra do Curral. **Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG**. 2021. Disponível em: <<https://manuelzao.ufmg.br/conselheiros-do-parque-do-rola-moca-dizem-nao-a-mineracao-na-serra-do-curral/>>. Acesso em: 24 dez. 2021.

MAPBIOMAS. Estatísticas: Cobertura e transições biomas & estados. **MapBiomás**. 2021. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/estatisticas>>. Acesso em: 2 out. 2021.

MARINHA DO BRASIL. **Normas da autoridade marítima para as atividades de meteorologia marítima**. 1. ed. Diretoria de hidrografia e navegação, 2018. 20 p.

MARQUES, M.T.A. 2017. **Obtenção da altura da camada limite planetária através da análise espectral do campo de vento do lidas doppler**. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área da Tecnologia Nuclear - Materiais, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2017.

MARSHALL, G. N.; SCHELL, T. L.; ELLIOTT, M. N.; RAYBURN, N. R.; JAYCOX, L. H. Psychiatric Disorders Among Adults Seeking Emergency Disaster Assistance After a Wildland-Urban Interface Fire. **Psychiatric Services**, v.2, n.5, p. 509-14, Boa Vista. abr. 2007.

MCMAHON, C. K. Characteristics of Forest Fuels, Fires, and Emissions. **76th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association**. Atlanta, 1983. 24 p.

MINAS GERAIS. Estado prepara efetivo para o combate aos incêndios florestais em 2021. **Governo do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, MG, 3 de fev. 2021a. Disponível em: <<http://www.agenciaminas.mg.gov.br/noticia/estado-prepara-efetivo-para-combate-aos-incendios-florestais-em-2021>>. Acesso em: 10 abr. 2021.

MINAS GERAIS. IDE-sinsema. **Governo do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, MG, [2021a?]. Disponível em: <<http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

MINAS GERAIS. IEF alerta para impactos dos incendios florestais no meio ambiente e à saúde humana. **Governo do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, MG, 12 de ago. 2020a. Disponível em: <<http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3134-ief-alerta-para-impactos-dos-incendios-florestais-no-meio-ambiente-e-a-saude-humana>>. Acesso em: 7 mar. 2021.

MINAS GERAIS. Localização geográfica. **Governo do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, MG, [2021b?]. Disponível em: <<https://www.mg.gov.br/conteudo/conheca-minas/geografia/localizacao-geografica>>. Acesso em: 2 out. 2021.

MINAS GERAIS. Minas registra redução da área queimada em unidades de conservação do Estado. **Governo do Estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte, MG, 7 de out. 2020b. Disponível em: < <http://www.ief.mg.gov.br/noticias/3195-minas-registra-reducao-da-area-queimada-em-unidades-de-conservacao-do-estado>>. Acesso em: 2 out. 2021.

MINAS GERAIS. **Orientações técnicas para a elaboração de um estudo de dispersão atmosférica**. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte, 2019. 10 p.

MINAS GERAIS. **Plano de manejo do parque estadual Serra Verde**. Instituto Estadual de Florestas. Viçosa, 2010. 137 p.

MIRANDA, E.E.; MARTINHO, P. R. R.; CARVOLHO, C. A. **Nota técnica sobre queimadas, desmatamentos e imóveis rurais no bioma Amazônia em 2019**. EMBRAPA, 2019. 6 p.

MORAES, M. R. 2004. **Ferramenta para a previsão do vento e dispersão de poluentes na microescala atmosférica**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal de Santa Catarina, 2004.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 7, n. 2, p. 159-171, Campinas, jul/dez. 2004.

MOREIRA, G. A. **Método para Obtenção da Altura da Camada Limite Planetário a Partir de Dados de Lidar**. 2013. 154 p. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear - Materiais), Universidade de São Paulo. São Paulo, 2013.

MORGAN, G.; SHEPPEARD, V.; KHALAJ, B.; AYYAR, A.; LINCOLN, D.; JALALUDIN, B.; BEARD, J.; CORBETT, S.; LUMLEY, T. Effects of Bushfire Smoke on Daily Mortality and Hospital Admissions in Sydney, Australia. **Epidemiology**, v.21, n. 1, p. 47-55, jan. 2010.

NASA. Huge Wildfires in Russia's Siberian Province Continue. **NASA**. 2019. Disponível em: <<https://www.nasa.gov/image-feature/goddard/2019/huge-wildfires-in-russias-siberian-province-continue>>. Acesso em: 25 mai. 2021.

NETTO, A. D. P.; DIAS, J. C. M.; ARBILLA, G.; OLIVEIRA, L. F.; BAREK, J. Avaliação da contaminação humana por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos e seus derivados nitratos: uma revisão metodológica, **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 765-773, 2000.

NGUYEN, H. D.; AZZI, M.; WHITE, S.; SALTER, D.; TRIEU, T.; MORGAN, G.; RAHMAN, M.; WATT, S.; RILEY, M.; CHANG, L. T. C.; BARTHELEMY, X.; FUCHS, D.; LIESCHKE, K.; NGUYEN, H. The Summer 2019-2020 Wildfires in East Coast Australia and Their Impacts on Air Quality and Health in New South Wales, Australia. **Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 7, p. 1-27, mar. 2021.

NUNES, K. V. R.; IGNOTTII, E.; HACON, S. D. S. Circulatory disease mortality rates in the elderly and exposure to PM_{2.5} generated by biomass burning in the Brazilian Amazon in 2005. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 29, n. 3, p. 1-10, mar. 2013.

OLIVEIRA, G. S. **O El Niño e Você - o fenômeno climático**. Transtec. São José dos Campo, 2001. 32 p.

OLIVEIRA, L. F.; PMENTA, M. F.C.; NEVES, A.C.; COELHO, C. W. G.; VIMIERO, G. V. Avaliação da localização dos Locais de Entrega Voluntária (LEVS) de materiais recicláveis de Belo Horizonte e sua relação com os pontos estratégicos da cidade. **Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Natal, p. 1 - 6, jul. 2019.

OMS - Organização Mundial da Saúde. Wildfires. **OMS**. c2021. Disponível em: <https://www.who.int/health-topics/wildfires#tab=tab_1>. Acesso em: 14 jun. 2021.

PAVÃO, V. M.; QUERINO, C. A. S.; QUERINO, J. K. A. S.; MARTINS, P. A. S.; SIQUEIRA, L. F.; LEITE, L. O.; PASSOS, L. A.; RODRIGUES, T. A. C.; MACHADO, N. G.; BIUDES, M. S. Análise da radiação solar global (rg) e albedo superficial sobre um ecossistema de floresta nativa em Humaitá - AM durante o período chuvoso. **Revista EDUCamazônia - Educação Sociedade e Meio Ambiente**, v.7, n.1, p. 42-56, 2014.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA F. A. T. Woody plant diversity, evolution and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v.40, p. 437-457, 2009.

PEREIRA, A. A.; BARROS, D. A.; PEREIRA, J. A. A.; JÚNIOR, F. W. A.; MORELLI, F.; SCOLFORO, J. R. S. Frequência espaço-temporal dos focos ativos em Minas Gerais durante o período de 1999 a 2009. **CERNE**, Lavras, v. 20, n. 3, p. 459-469, set. 2014.

PEREIRA, M. M. R.; OLIVEIRA, A. P; KARAM, H. A. Estudo numérico da dispersão de poluentes sobre uma região de topografia complexa. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Meteorologia**, São Paulo, v.1, p. 2470 - 2477, jul. 2000.

PETROBRÁS. **Relatório técnico: Atualização do Inventário das Fontes de Emissão de Poluentes Atmosféricos da Região de Belo Horizonte, Contagem e Betim**. Petrobrás. Belo Horizonte, 2018. 553 p.

PINTO, W. P.; REISEN, V. A.; MONTE, E. Z. Previsão da concentração de material particulado inalável, na Região da Grande Vitória, ES, Brasil, utilizando o modelo SARIMAX. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 2, p. 307-318. 2018. DOI: 10.1590/S1413-41522018168758

RAMOS, A. B. R.; NASCIMENTO, E. R. P.; OLIVEIRA, M. J. Temporada de incêndios florestais no Brasil em 2010: análise de série histórica de 2005 a 2010 e as influências das chuvas e do desmatamento na quantidade dos focos de calor. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, Curitiba, p. 7902-7909, mai. 2011.

RANGEL, M. G. L.; HENRÍQUEZ, J. R.; COSTA, J. A. P.; FIGUEIREDO, F. A.; DUTRA, J. C. C. Estudo da dispersão de poluentes provenientes da queima de cana-de-açúcar no interior do estado de Pernambuco, Brasil. **Anais VIII Congresso Nacional de Engenharia Mecânica Uberlândia- MG**, Uberlândia, p. 1-8, ago. 2014.

REDEMET- Rede de Meteorologia do Comando da Aeronáutica. Plotagem METAR em Tabuleiro. **REDEMET**. 2021. Disponível em: < <https://www.redemet.aer.mil.br/>>. Acesso em: 14 set. 2021.

REID, C. E.; CONSIDINE, E. M.; WATSON, G. L.; TELESCA, D.; PFISTER, G. G.; JERRETT, M. Associations between respiratory health and ozone and fine particulate matter during a wildfire event. **Environment International**, v. 129, p. 291-298, ago. 2019.

REZENDE, A. V.; VALE, A. T.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO F. A.; FELFILI, J. M. Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* em Brasília, DF. **Scientia Forestalis**, n.71, p.65-76, 2006.

REZENDE, E. N.; OLIVEIRA, E. R. A dinâmica do incêndio florestal e sua repercussão na responsabilidade civil por dano ambiental. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, v. 5, n. 2, 2015.

RIBEIRO, G. A.; SOARES, R. V. Caracterização do material combustível superficial e efeitos da queima controlada sobre sua redução em um povoamento de *Eucalyptus viminalis*. **CERNE**, Lavras, v. 4, n. 1, p. 57-072, 1998.

RIBEIRO, L.; SOARES, V. N.; BEPLER M. Mapeamento do risco de incêndios florestais do município de Novo Mundo, Mato Grosso, Brasil. **CERNE**, Novo Mundo, v. 18, n. 1, mar. 2012.

RODRIGUES, G. Umidade relativa do ar vai ficar abaixo de 30% até esta terça-feira. **Estado de Minas**, Belo Horizonte, 2019. Disponível em: https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2019/07/15/interna_gerais,1069815/tempo-seco-deixa-bh-em-atencao-temperatura-deve-voltar-a-10-c-ate-sex.shtml. Acesso em: 31 dez. 2021.

RUFINO, R.; COSTA, C. H. Patogenia da doença pulmonar obstrutiva crônica. **Revista Hospital Universitário Pedro Ernesto**, v.12, n. 2, p. 19-30. 2013. <http://dx.doi.org/10.12957/rhupe.2013.8495>.

ROSENFELD, D.; LIU, G.; YU, X.; ZHU, Y.; DAI, J.; XU, X.; YUE Z. High-resolution (375 m) cloud microstructure as seen from the NPP/VIIRS satellite imager. **Atmos. Chem. Phys.**, v. 14, p. 2479–2496. 2014.

SALAS, J.; CHUVIECO, E. Geographic Information Systems for wildland fire risk mapping. **WILDFIRE**, Fairfiled, v. 3, n. 2, jun. 1994.

SALLES, D. M. **Composição e configuração da paisagem e proposição de corredores como ferramenta para conservação: o Parque Estadual Serra do Rola Moça, Minas**

Gerais, como estudo de caso. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Ecologia de Biomas Tropicais), Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto. 2013.

SANTOS, A. R. **Apostila de Sensoriamento Remoto.** Alegre: UFES, 2013. 88 p.

SANTOS, H. J.; FIALHO, M. L.; REIS, K. P.; FRANCO, M. V.; OLIVEIRA, R. B. Relação entre poluentes atmosféricos e suas consequências para a saúde. **Introciência**, v. 17, p. 1 - 24, mar. 2019.

SANTOS, J. F.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. **Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 93 - 100, jan./jun. 2006.

SANTOS, T. C.; REBOITA, M. S.; CARVALHO, V. S. B. Investigação da Relação entre Variáveis Atmosféricas e a Concentração de MP₁₀ E O₃ no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 33, n. 4, p. 631 - 64, 2018.

SÃO PAULO. **Manual de combate a incêndio em habitação precária.** 1.ed. São Paulo: Corpo de Bombeiros da Polícia Militar do Estado de São Paulo, 2006. 97 p.

SÃO PAULO. Lei nº 13.550, de 2 de junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. **Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.** Disponível em <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2009/lei-13550-02.06.2009.html>. Acesso em 23 de nov. 2021.

SARRO, V. M. **Os mecanismos da governança global para proteção da camada de ozônio.** Dissertação (Mestrado em Direito). Universidade Católica de Santos. Santos. 2016.

SENRA, J. B. **Epitáfio: a floresta se despede da cidade?.** Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Geografia), Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2018.

SCHUMACHER, M. V.; DICK, G. **Incêndios florestais.** 3. ed. Ministério da educação e cultura - Editora UFSM, 2018.

SENAR - Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. **Fogo: prevenção e combate no meio rural.** Brasília, 2018. p. 92.

SHORT, K. C. **Spatial wildfire occurrence data for the United States, 1992–2013 [FPA_FOD_20150323].** 4.ed. Fort Collins, CO: Forest Service Research Data Archive, 2017. <https://doi.org/10.2737/RDS-2013-0009.4>.

SILVA, A. F.; VIEIRA, C. A. Aspectos da poluição atmosférica: uma reflexão sobre a qualidade do ar nas cidades brasileiras. **Ciência e Sustentabilidade**, Juazeiro do Norte, v. 3, n. 1, p. 166-189, jan/jun. 2017.

SILVA, C. M.; SICILIANO, B.; CARVALHO, N. J.; CORRÊA, S. M.; ARBILLA, G. Modelos fotoquímicos simples como ferramenta para o gerenciamento da qualidade do ar. **Química Nova**, Rio de Janeiro, v.42, n.3, p. 273-282, jan. 2019.

SILVA, M. S. **Investigação dos Processos Fonte-Sumidouro do Ozônio Troposférico na RMRJ: Abordagem Teórica e Computacional**. 2014. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina, 2014.

SOUZA, M. A. D. Proteção respiratória do combatente de incêndio florestal. **Revista FLAMMAE**, Pernambuco, v. 6, n. 7, jul/dez. 2020.

SOUZA, F. F. C. **Comparação dos modelos AERMOD e symos'97 para o cálculo de dispersão de odores: um estudo de caso em UTTENWEILLER**. 2019. 196 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica), Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2019.

SYARBAINI S.; MAKHSUN M.; WAHYUDI W.; SYAHRIAL S.; JASMIYATI J. Release of radioactive particulates into the Air during Forest Fire in Riau Province, Indonesia. **Atom Indonesia**, v. 45, n. 2, p. 81-87, 2019.

TAO, Z.; HE, H.; SUN, C.; TONG, D.; LIANG, X. Z. Impact of Fire Emissions on U.S. Air Quality from 1997 to 2016 – A Modeling Study in the Satellite Era. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, mar. 2020.

TORRES, F. T. P.; LIMA, G. S.; OLIVEIRA, E. R. S.; LOURENÇO, L. F.; FÉLIX, F. R. F.; RIBEIRO, G. A.; FONSECA, E. M. B. **Manual de Prevenção e Combate de Incêndios Florestais**. Viçosa, 2020. 179 p.

TRINDADE, B. T. **Quantificação dos Aerossóis Atmosféricos e a Influência dos Principais Sistemas Meteorológicos Atuantes na Região da Grande Vitória/ES: Um Estudo de Caso Para o Inverno de 2013**. 2013. 91 p. Projeto (Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, 2013.

TURNER, D. B. **Workbook of Atmospheric Dispersion Estimates**, 1970. 84p. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Research Triangle Park, North Carolina, 1970.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **Aermod: description of model formulation**. United States Environmental Protection Agency. Carolina do Norte: USEPA, 2004. 85. p.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **AERMOD Implementation Guide**. United States Environmental Protection Agency. Carolina do Norte: USEPA, 2018. 39 p.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **Compilation of air pollution emission factors**. United States Environmental Protection Agency. Carolina do Norte: USEPA, 1995. 2038 p.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Technical overview os volatile organic compounds. **USEPA**. 2021. Disponível em: <<https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/technical-overview-volatile-organic-compounds#overview>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **User's Guide for Draft AERSURFACE Tool (Version 19039_DRFT)**. United States Environmental Protection Agency. Carolina do Norte, 2019. 293 p.

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. **User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model (AERMOD)**. United States Environmental Protection Agency. Carolina do Norte: USEPA, 2016. 333 p.

VALE, J. H. Tempo seco deixa BH em atenção; temperatura deve voltar a 10°C até sexta. **Estado de Minas**, Belo Horizonte 2019. Disponível em: https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2019/07/15/interna_gerais,1069815/tempo-seco-deixa-bh-em-atencao-temperatura-deve-voltar-a-10-c-ate-sex.shtml. Acesso em: 31 dez. 2021.

VASCONCELOS, S. S.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A.; NOGUEIRA, E. M.; OLIVEIRA, L. C.; FIQUEIREDO, E. O. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: estimates of area and potential carbon emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 291, n. 2013, p. 199-208, 2013.

VELOSO, H. P.; FILHO, A. L. R. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

VICENTINI, P. C. **Uso de modelos de qualidade do ar para a avaliação do efeito do proconve entre 2008 e 2020 na região metropolitana do rio de janeiro**. 2011. 242 p. Tese (Doutorado em Engenharia mecânica) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2011.

VISSCHER, A.D. **Air dispersion modeling: foundations and applications**. 1. ed. New Jersey: Wiley, out. 2014. 664 p.

WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; VIEIRA, M.; SCHUMACHER, M. V.; GODINHO, R. O.; BALBINOT, R. Estoque de biomassa e carbono na floresta ombrófila mista montana Paraná. **Sciencia Forestalis**, v.40, p.353-362, 2012.

WWF - World Wide Fund for Nature. **Fires, forests and the future: a crisis raging out of control?**. Boston, p. 1-21. 2020.

YOUSOUF, H.; LIOUSSE, C.; ROBLOU, L.; ASSAMOI, E. M.; SALONEN, R. O.; MAESANO, C.; BANERJEE, S.; MAESANO, I. A. Non-Accidental Health Impacts of Wildfire Smoke. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.11, n. 11, p. 11772-11804, nov. 2014.

ANEXO A – Data de ocorrência, localização e bioma dos focos de incêndios florestais ocorridos em belo horizonte, entre 2018 e 2019

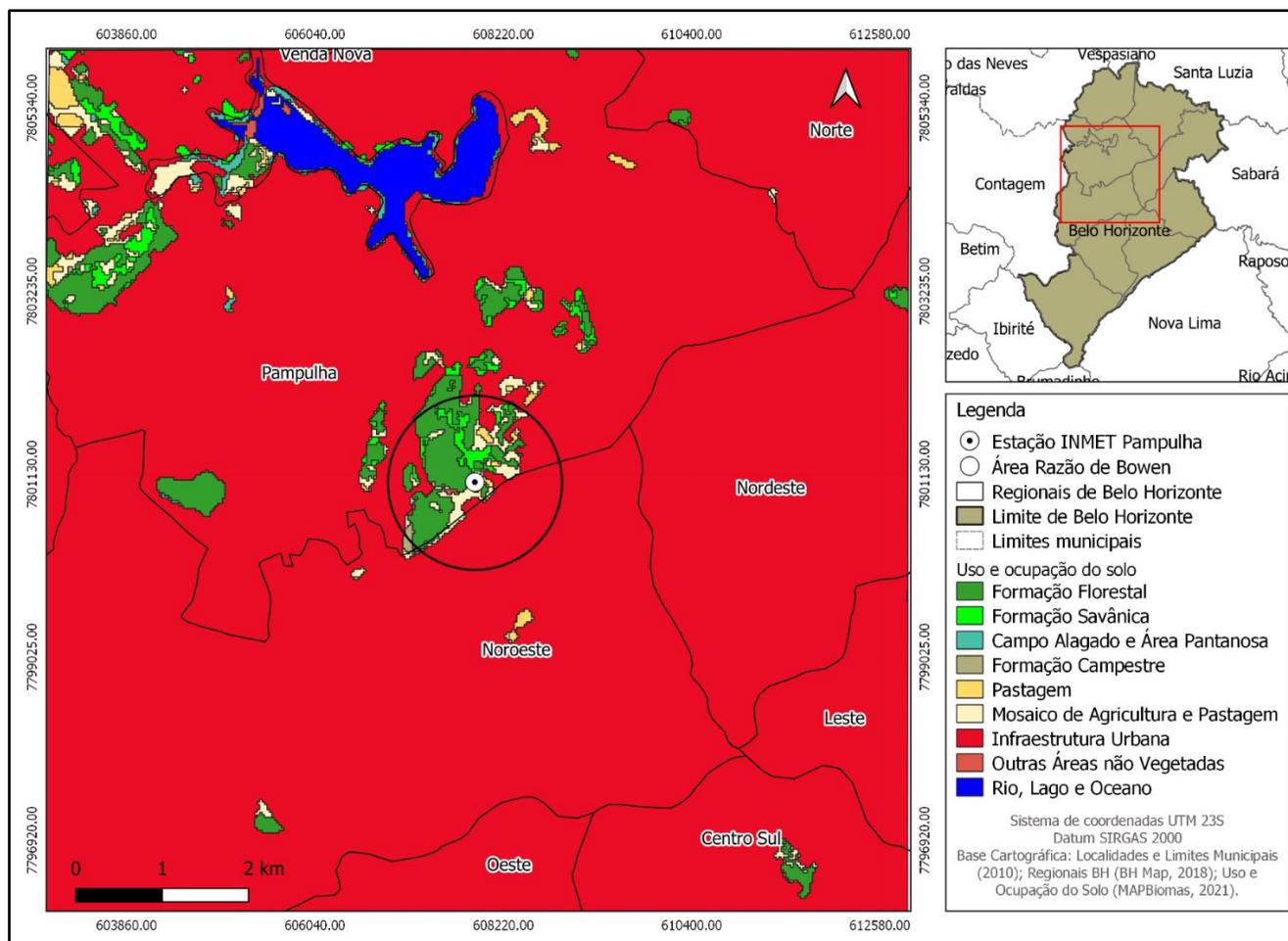
Foco	Data de ocorrência	Coordenadas (UTM)		Bioma
		Latitude	Longitude	
1	13/04/2018	599748	7790142	Mata Atlântica
2	29/04/2018	607390	7787902	Mata Atlântica
3	10/05/2018	599877	7790116	Mata Atlântica
4	21/06/2018	616539	7805847	Cerrado
5	20/07/2018	618081	7806234	Cerrado
6	25/07/2018	609280	7812333	Cerrado
7	25/07/2018	609630	7812367	Cerrado
8	25/07/2018	609463	7812765	Cerrado
9	25/07/2018	609827	7812804	Cerrado
10	29/07/2018	617493	7807078	Cerrado
11	15/08/2018	606071	7801317	Mata Atlântica
12	25/08/2018	608940	7812299	Cerrado
13	28/08/2018	616142	7797653	Mata Atlântica
14	05/09/2018	607410	7787896	Mata Atlântica
15	07/09/2018	615358	7807896	Cerrado
16	08/09/2018	615307	7807726	Cerrado
17	23/10/2018	609286	7801919	Mata Atlântica
18	25/01/2019	608737	7789406	Mata Atlântica
19	15/03/2019	617050	7806466	Cerrado
20	01/06/2019	614231	7808007	Cerrado
21	13/06/2019	602985	7805423	Cerrado
22	19/06/2019	608586	7811571	Cerrado
23	24/06/2019	610375	7792650	Mata Atlântica
24	28/06/2019	607495	7809048	Cerrado
25	28/06/2019	607590	7809048	Cerrado
26	29/06/2019	606047	7791357	Mata Atlântica
27	30/06/2019	602129	7794610	Mata Atlântica
28	01/07/2019	606430	7788338	Mata Atlântica
29	06/07/2019	611048	7809345	Cerrado
30	14/07/2019	614687	7796001	Mata Atlântica
31	14/07/2019	609563	7811037	Cerrado
32	15/07/2019	602628	7795948	Mata Atlântica
33	15/07/2019	612555	7792981	Mata Atlântica
34	15/07/2019	612490	7792613	Mata Atlântica
35	27/07/2019	616051	7800525	Mata Atlântica
36	29/07/2019	616296	7808237	Cerrado

Fonte – Adaptado de INPE (2021?).

Foco	Data de ocorrência	Coordenadas (UTM)		Bioma
		Latitude	Longitude	
37	29/07/2019	616385	7807909	Cerrado
38	29/07/2019	616421	7807582	Cerrado
39	31/07/2019	609163	7793413	Mata Atlântica
40	31/07/2019	609227	7793141	Mata Atlântica
41	31/07/2019	608932	7810816	Cerrado
42	12/08/2019	610493	7792868	Mata Atlântica
43	12/08/2019	610714	7792809	Mata Atlântica
44	16/08/2019	616386	7798245	Mata Atlântica
45	18/08/2019	615253	7809989	Cerrado
46	18/08/2019	606128	7797153	Mata Atlântica
47	01/09/2019	606637	7796672	Mata Atlântica
48	04/09/2019	609473	7792030	Mata Atlântica
49	04/09/2019	615137	7809207	Cerrado
50	04/09/2019	609346	7791352	Mata Atlântica
51	05/09/2019	617495	7807421	Cerrado
52	05/09/2019	616893	7807296	Cerrado
53	06/09/2019	605077	7788162	Mata Atlântica
54	08/09/2019	612279	7808241	Cerrado
55	10/09/2019	603690	7786033	Mata Atlântica
56	10/09/2019	604065	7786114	Mata Atlântica
57	10/09/2019	603643	7786633	Mata Atlântica
58	10/09/2019	604002	7786711	Mata Atlântica
59	10/09/2019	604424	7786192	Mata Atlântica
60	15/09/2019	608614	7811814	Cerrado
61	15/09/2019	608369	7811033	Cerrado
62	15/09/2019	603372	7781686	Mata Atlântica
63	22/09/2019	606882	7788515	Mata Atlântica
64	22/09/2019	607296	7788449	Mata Atlântica
65	22/09/2019	607009	7788383	Mata Atlântica
66	22/09/2019	606810	7788135	Mata Atlântica
67	22/09/2019	607224	7788068	Mata Atlântica
68	14/10/2019	616706	7807578	Cerrado
69	14/10/2019	618867	7806404	Cerrado
70	17/10/2019	607413	7800705	Mata Atlântica
71	17/10/2019	607496	7800533	Mata Atlântica
72	17/10/2019	607019	7800203	Mata Atlântica
73	18/10/2019	617320	7798138	Mata Atlântica
74	18/10/2019	617459	7796656	Mata Atlântica
75	19/10/2019	606661	7801750	Mata Atlântica
76	19/10/2019	606720	7801372	Mata Atlântica

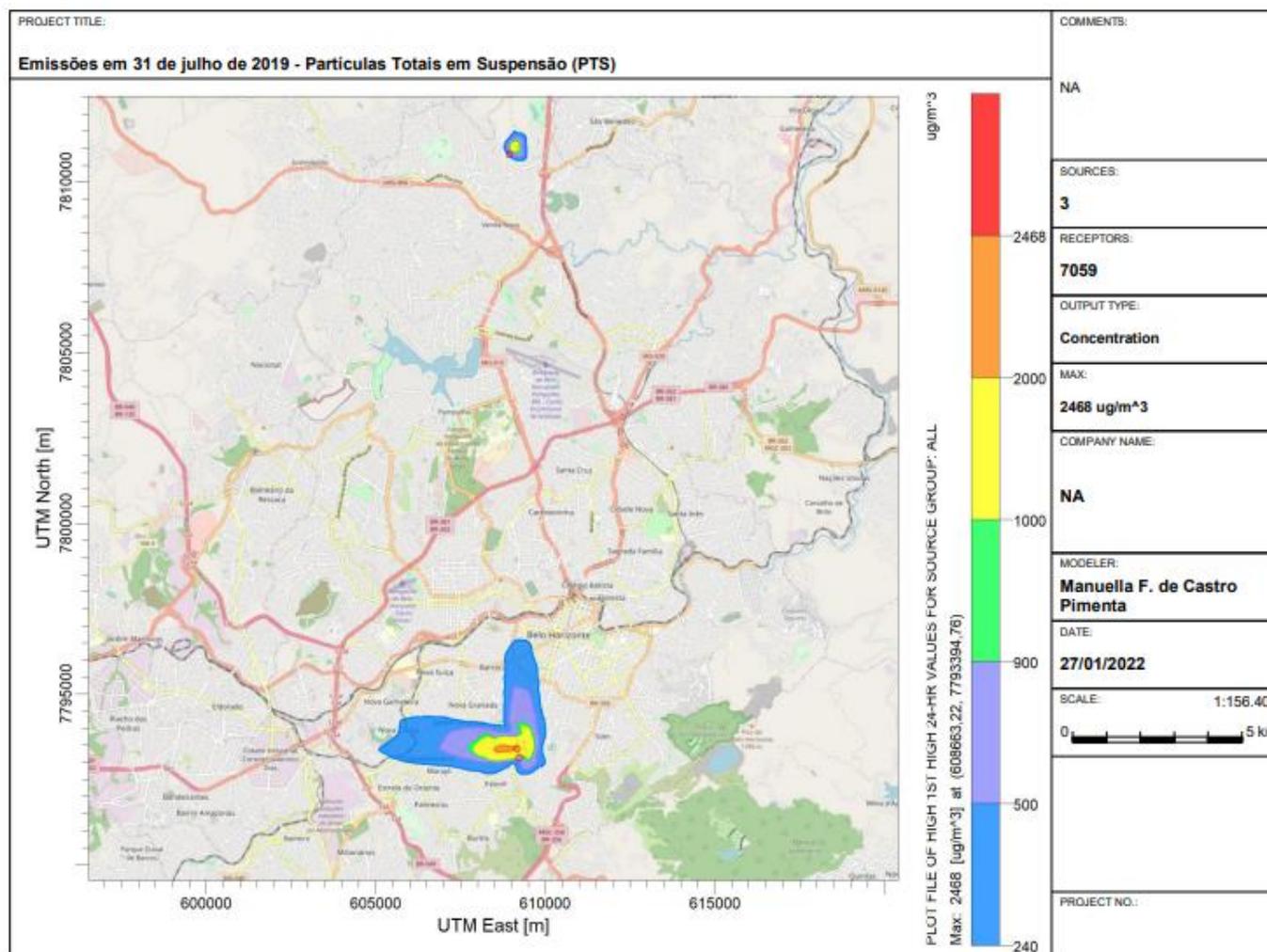
Fonte – Adaptado de INPE (2021?).

APÊNDICE A - Figura A.1- Mapa de uso e ocupação do solo para determinação do Albedo, Razão de Bowen e rugosidade de superfície na região próxima à estação meteorológica INMET Pampulha.

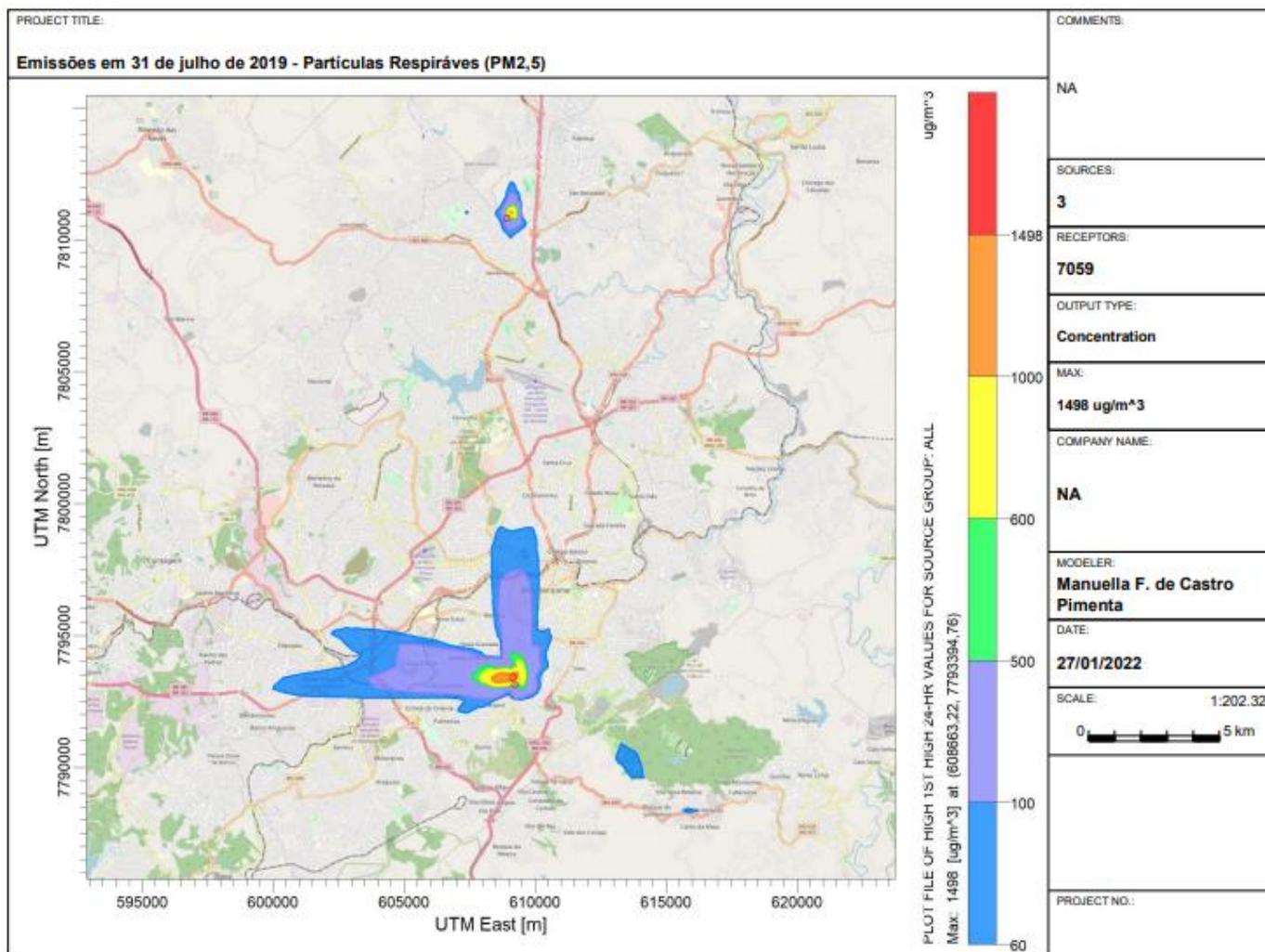


Fonte: A autora (2022).

APÊNDICE B – Figura A.2 - Plumas resultantes das quatro máximas concentrações simuladas de PTS, PM_{2,5} e CO



Fonte: A autora (2022).



Fonte: A autora (2022).

