

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**Diagnóstico da qualidade do ar na Região Metropolitana de
Belo Horizonte, MG**

Luiza Maria Marcos Cerqueira Mendes

Itajubá, Fevereiro de 2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

Luiza Maria Marcos Cerqueira Mendes

Diagnóstico da qualidade do ar na Região Metropolitana de
Belo Horizonte, MG

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Itajubá, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Clima e Sustentabilidade

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Vanessa Silveira Barreto Carvalho

Coorientadora: Prof.^a Dr.^a Fabrina Bolzan Martins

Fevereiro de 2018

Itajubá/MG

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

Luiza Maria Marcos Cerqueira Mendes

Diagnóstico da qualidade do ar na Região Metropolitana de
Belo Horizonte, MG

Dissertação aprovada por banca examinadora em 20 de Fevereiro de 2018, conferindo ao autor o título de *Mestre em Ciências em Meio Ambiente e Recursos Hídricos*.

Banca Examinadora:

Prof.^a Vanessa Silveira Barreto Carvalho (Orientadora)

Prof.^a Fabrina Bolzan Martins

Prof.^a Michelle Simões Reboita

Prof.^a Taciana Toledo de Almeida Albuquerque

Itajubá

2018

Aos meus queridos pais
Cerqueira e Ismerinda.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida.

Aos meus pais e irmãos, pelo apoio, incentivo e amor incondicional.

À Prof.^a Dr.^a Vanessa Silveira Barreto Carvalho, pela orientação gentil, paciente e crítica, quando necessário, para o desenvolvimento deste trabalho.

À todos os professores do MEMARH, em especial à minha co-orientadora Fabrina Bolzan Martins, pelos valiosos conhecimentos transmitidos.

Aos meus amigos e colegas de curso, pelas dificuldades compartilhadas, confraternizações e por tornarem mais agradável o período do curso.

À CAPES, pelo auxílio financeiro e à Universidade Federal de Itajubá pelo suporte acadêmico.

À FEAM e à Prof.^a Taciana Toledo de Almeida Albuquerque, pela concessão dos dados, sem os quais as análises deste trabalho seriam impossíveis.

À todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram de alguma maneira para a realização deste trabalho.

"Ama-se mais o que se conquista com esforço."

Benjamin Disrael

RESUMO

Nas últimas décadas, a Região Metropolitana de Belo Horizonte apresentou um rápido e desordenado processo de crescimento com o aumento expressivo de sua frota veicular e da concentração de indústrias com alto potencial poluidor, o que provocou a deterioração progressiva da qualidade do ar, particularmente no eixo Belo Horizonte – Contagem – Betim. O presente estudo promove uma análise da qualidade do ar na RMBH verificada no período entre 2007 e 2012. Para isso, foi avaliado o comportamento das concentrações dos poluentes material particulado, ozônio, dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e monóxido de carbono, monitorados por seis estações de monitoramento, e estabelecidas relações entre os níveis de concentração destes poluentes com as variáveis direção e velocidade do vento. Também foi utilizada a técnica de Análise de Variância (ANOVA) para a determinação de padrões associados com a variabilidade das concentrações máximas diárias de O₃ e das concentrações médias diárias de MP₁₀. Os resultados mostram que, devido ao fato de alguns anos não apresentarem a porcentagem de dados válidos significativa, não foi possível verificar se existe uma tendência de aumento ou diminuição para nenhum dos poluentes avaliados. Os valores médios mensais, como esperado, mostram maiores concentrações de todos os poluentes, exceto o ozônio, durante o inverno. O ciclo horário dos poluentes na maioria das estações mostra dois picos, associados com horários de pico, com exceção do ozônio, cujo pico segue a incidência máxima de radiação. Os valores médios para dias úteis e fins de semana mostraram padrões diferentes para os poluentes MP₁₀ e O₃. Para o ozônio, as concentrações foram maiores durante o fim de semana quando comparadas aos dias da semana. O perfil de emissão de veículos foi identificado como um possível fator que levou a esses resultados.

Palavras-chave: Qualidade do Ar, Poluição Atmosférica, RMBH, ANOVA

ABSTRACT

In the last decades, the Metropolitan Area of Belo Horizonte presented a fast and disorderly process of growth with the expressive increase of its vehicular fleet and the concentration of industries with high polluting potential, which caused the progressive deterioration of air quality, particularly in the axis Belo Horizonte - Contagem - Betim. The present study promotes an analysis of the air quality in the MABH verified between 2007 and 2012. For this, it was evaluated the behavior of the concentrations of the pollutants particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, monitored by six monitoring stations, and established relationships between the concentration levels of these pollutants with the direction and wind speed variation. The Variance Analysis (ANOVA) technique was also used to determine patterns associated with the variability of the maximum daily concentrations of O₃ and the mean daily concentrations of PM₁₀. The results show that, due to the fact that some years did not present the significant percentage of valid data, it was not possible to verify if there is a tendency of increase or decrease for any of the evaluated pollutants. Monthly mean values, as expected, show higher concentrations of all pollutants except for ozone during wintertime. The diurnal cycle of the pollutants in most of the stations shows two peaks, associated with rush hours, except for ozone, whose peak follows the maximum radiation incidence. Average values for weekdays and weekends showed different patterns for the pollutants PM₁₀ e O₃. For ozone the concentrations were higher during the weekend when compared to weekdays. The vehicle emission profile was identified as a possible factor that led to these results.

Key-Words: Air Quality, Atmospheric Pollution, MABH, ANOVA

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema do ciclo fotoquímico	21
Figura 2 – Mapa da RMBH com a localização das principais atividades industriais desenvolvidas na região.	34
Figura 3 – Evolução da frota veicular de Belo Horizonte.	34
Figura 4 – Topografia de Belo Horizonte.	35
Figura 5 – Distribuição espacial das estações de monitoramento da qualidade do ar.....	39
Figura 6 – Concentração média mensal de MP ₁₀ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	58
Figura 7 - Concentração média mensal de NO ₂ para as estações Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	58
Figura 8 - Concentração média mensal de SO ₂ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	59
Figura 9 - Concentração média mensal de O ₃ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	60
Figura 10 - Concentração média mensal de CO para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	61
Figura 11 - Concentração média de acordo com o dia da semana de MP ₁₀ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	61
Figura 12 - Concentração média de acordo com o dia da semana de SO ₂ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	62
Figura 13 - Concentração média de acordo com o dia da semana de NO ₂ para as estações Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.	63
Figura 14 - Concentração média de acordo com o dia da semana de CO para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	63
Figura 15 - Concentração média de acordo com o dia da semana de O ₃ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	64
Figura 16 - Concentração média horária de MP ₁₀ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	65
Figura 17 - Concentração média horária de NO ₂ para as estações Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	65
Figura 18 - Concentração média horária de SO ₂ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	66
Figura 19 - Concentração média horária de O ₃ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	67
Figura 20 - Concentração média horária de CO para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.....	67
Figura 21 - Rosa dos ventos (Estação Alterosa).....	68
Figura 22 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Alterosa)	69
Figura 23 - Rosa dos ventos (Estação Cascata).....	70
Figura 24 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Cascata)	71
Figura 25 - Rosa dos ventos (Estação Ibiritermo).....	72
Figura 26 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Ibiritermo).....	73
Figura 27 - Rosa dos ventos (Estação Petrovale).....	74
Figura 28 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Petrovale).....	75

Figura 29 - Rosa dos ventos (Estação Rui Barbosa)	76
Figura 30 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Rui Barbosa)	77
Figura 31 - Rosa dos ventos (Estação Safran).....	78
Figura 32 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Safran)	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (PNQA) estabelecidos pela Resolução CONAMA 03/90.....	26
Tabela 2 - Critérios para caracterização de episódios críticos de poluição do ar (Resolução CONAMA 03/90).....	27
Tabela 3 - Valores propostos pela WHO como referência para os padrões de qualidade do ar..	28
Tabela 4 - Normais Climatológicas de temperatura, precipitação total, umidade relativa, nebulosidade e duração do brilho solar da estação Belo Horizonte (1961-1990)	36
Tabela 5 - Contribuição percentual das emissões fixas e móveis de CO, NO _x , SO ₂ , MP ₁₀ , PTS, COV e TOC.....	38
Tabela 6 – Localização, parâmetros e valores dos poluentes (MP ₁₀ , SO ₂ , O ₃ , CO e NO ₂) monitorados pelas estações da rede de monitoramento da qualidade do ar na RMBH.....	40
Tabela 7 - Análise de variância para a variável resposta concentrações máximas diárias de ozônio (µg.m ⁻³).....	44
Tabela 8 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator estação de monitoramento e níveis do fator estação do ano considerando as concentrações médias máximas de ozônio (µg.m ⁻³)	46
Tabela 9 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator Dia da Semana e níveis do fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias máximas de Ozônio (µg.m ⁻³).....	47
Tabela 10 - Médias das concentrações de NO (µg.m ⁻³) e da razão NO ₂ /NO (µg.m ⁻³) registradas em todo o período considerado	47
Tabela 11 - Comparação de médias para o fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias máximas de ozônio (µg.m ⁻³).....	48
Tabela 12 - Análise de Variância para a variável resposta concentrações médias diárias de material particulado (µg.m ⁻³).....	49
Tabela 13 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator Estações de Monitoramento e níveis do fator Estações do Ano considerando as concentrações médias de material particulado (µg.m ⁻³).....	50
Tabela 14 - Comparação de médias para os níveis do fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias de material particulado (µg.m ⁻³)	50
Tabela 20 - Concentração máxima anual e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente SO ₂ no período entre 2007 e 2012 (µg.m ⁻³).....	55
Tabela 16 - Máxima concentração anual e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente CO no período entre 2007 e 2012 (ppm).....	57

LISTA DE ABREVIATURAS

a.C. - Antes de Cristo

ANOVA - Análise de Variância

ASAS - Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

CO - Monóxido de Carbono

COVs - Compostos Orgânicos Voláteis

EPA - Environmental Protection Agency

FEAM - Fundação Estadual do Meio Ambiente

FEEMA - Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente

h ν - Radiação ultravioleta

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INEA – Instituto Estadual do Ambiente

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

MP - Material Particulado

NO₂ - Dióxido de Nitrogênio

OMS - Organização Mundial da Saúde

O₃ - Ozônio

PNQA - Padrões Nacionais de Qualidade do Ar

PROCONVE - Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

PRONAR - Programa Nacional de Controle de Qualidade do Ar

PTS - Partículas Totais em Suspensão

REGAP - Refinaria Gabriel Passos

RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

RMRJ - Região Metropolitana do Rio de Janeiro

SO₂ - Dióxido de Enxofre

TOCs – Compostos Orgânicos Totais

UR - Umidade Relativa

WHO - World Health Organization

Sumário

1. Introdução	15
2. Objetivos	16
2.1. Específicos	16
3. Revisão Bibliográfica	17
3.1. Poluição do ar e Poluentes Atmosféricos	17
3.1.1. Material Particulado (MP ₁₀)	18
3.1.2. Monóxido de Carbono (CO).....	19
3.1.3. Dióxido de Enxofre (SO ₂)	19
3.1.4. Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	19
3.1.5. Ozônio (O ₃)	20
3.2. Fontes de Emissões de Poluição do Ar	22
3.3. Efeitos da Poluição do Ar.....	23
3.4. Padrões de Qualidade do Ar.....	24
3.5. Controle das emissões de poluentes por veículos automotores.....	28
3.6. Meteorologia da Poluição do Ar	29
4. Metodologia	33
4.1. Caracterização da área de estudo	33
4.1.1. Aspectos geográficos.....	33
4.1.2. Climatologia	36
4.1.3. Emissões Atmosféricas	37
4.1.4. Monitoramento da Qualidade do Ar.....	38
4.2. Descrição dos dados	40
4.3. Análises dos dados	41
5. Resultados e Discussão	44
5.1. Análise de Variância	44
5.1.1. Ozônio e precursores	44
5.1.2. Material Particulado	48
5.2. Avaliação das concentrações de poluentes.....	51
5.2.1. Comportamento médio anual	51
5.2.2. Comportamento médio mensal.....	57
5.2.3. Comportamento médio de acordo com o dia da semana.....	61
5.2.4. Comportamento médio horário	64
5.3. Avaliação da relação entre as concentrações de poluentes com o transporte advectivo ..	67
5.3.1. Estação Alterosa.....	68
5.3.2. Estação Cascata	69
5.3.3. Estação Ibiritermo	71
5.3.4. Estação Petrovale	73
5.3.5. Estação Rui Barbosa.....	75
5.3.6. Estação Safran	77
6. Conclusão	81
7. Referências Bibliográficas	82
ANEXO 1	90

1. Introdução

A preservação da qualidade ambiental tem sido tratada pelos governos e pelos especialistas da maioria dos países desenvolvidos e em desenvolvimento com prioridade. Isto se deve às constatações da degradação ambiental em diversas regiões do planeta, especialmente naquelas mais industrializadas e urbanizadas, assim como as alterações climáticas globais evidenciadas na última década (IPCC, 2014).

Ao contrário do que se imagina, a poluição do ar gerada nas cidades não é uma exclusividade da modernidade pós-industrial e remonta, provavelmente, à descoberta e utilização do fogo pelo homem (CAVALCANTI, 2010). Desde a sua descoberta, o homem passou a contribuir de forma atuante, porém inconsciente, para a deterioração da qualidade do ar (SALDIVA et al., 2001). No entanto, apenas a partir da Revolução Industrial, quando passaram a ser adotadas técnicas baseadas na queima de grandes quantidades de carvão, lenha e, posteriormente, óleo combustível, passou a ser considerada um problema de saúde pública (RUSSO, 2000).

Com o desenvolvimento industrial e o crescimento desenfreado dos grandes centros urbanos, o aumento das emissões dos poluentes atmosféricos e o uso intensivo de técnicas, sem o acompanhamento de análises que pudessem avaliar seus impactos sobre o meio ambiente e prováveis efeitos sobre a saúde humana, acarretaram na degradação da qualidade do ar com reflexos nítidos na saúde da população (COELHO, 2007; MARIO, 2012). Deste modo, a qualidade do ar deixou de ser um problema de bem-estar e passou a representar um risco à população.

Apesar do desenvolvimento industrial recente quando comparado com países desenvolvidos, o Brasil apresenta problemas ambientais regionais relacionados à poluição do ar devido à concentração de um elevado número de fontes industriais em áreas restritas e densamente povoadas. Entre essas regiões encontra-se a Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) em Minas Gerais (MG).

A RMBH apresentou, nas últimas décadas, um rápido e desordenado processo de crescimento com o aumento expressivo de sua frota veicular e da concentração de indústrias com alto potencial poluidor, o que provocou a deterioração progressiva da qualidade do ar (RADICCHI, 2012), particularmente no eixo Belo Horizonte – Contagem – Betim, um corredor onde são detectadas concentrações de poluentes atmosféricos acima dos estabelecidos como seguros para a população (FEAM 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012).

No entanto, poucos estudos têm sido realizados no sentido de avaliar a situação atual da poluição do ar na região, visando desenvolver uma base de conhecimento para subsidiar o estado na definição de políticas públicas que tornem o controle da qualidade do ar mais efetivo. Deste modo, faz-se necessário realizar um diagnóstico detalhado no que diz respeito ao comportamento dos poluentes emitidos na região, bem como apresentar uma relação destes com alguns parâmetros meteorológicos.

2. Objetivos

O objetivo geral desta dissertação visa avaliar a qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), MG, por meio da análise de dados de cinco poluentes (material particulado, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, monóxido de carbono e ozônio) para o período de 2007 a 2012, a fim de fornecer subsídios que auxiliem o estado na definição de políticas públicas que tornem o controle da qualidade do ar mais efetivo.

2.1. Específicos

- Avaliar a influência da dependência sazonal e dia da semana por meio da técnica de Análise de Variância (ANOVA) para os poluentes material particulado e ozônio;
- Comparar os valores de concentração destes poluentes com os valores de referência estabelecidos para proteção do bem-estar e da saúde da população;
- Identificar as regiões que possuem os piores valores de qualidade do ar através dos registros de concentração de poluentes, dados de emissão e dados de ventos observados na região.

3. Revisão Bibliográfica

3.1. Poluição do ar e Poluentes Atmosféricos

O conceito de poluição do ar está relacionado a fenômenos e substâncias que contribuem para a alteração da composição natural da atmosfera e de seus constituintes tornando-a imprópria, nociva ou inconveniente à saúde, ao bem-estar público, à vida animal e vegetal e, até mesmo, ao estado de conservação de determinados materiais (SEINFELD; PANDIS, 2006).

Segundo Melo (1997), a poluição atmosférica ocorre devido a diversas atividades antropogênicas e naturais e a fenômenos físicos e químicos que contribuem para a degradação da qualidade do ar.

O nível de poluição atmosférica é determinado pela quantidade de substâncias poluentes presentes no ar. A Resolução CONAMA nº 03 de 28/06/1990 considera poluente atmosférico:

“qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade” (BRASIL, 1989).

De acordo com Raven, Berg e Johnson (1995), os poluentes atmosféricos podem ser classificados em função de seu estado físico, estando dissolvidos na atmosfera como gases ou vapores, ou também se apresentando nos estados líquido e sólido. Em relação à sua origem, os poluentes podem ser classificados em primários, quando emitidos diretamente por uma fonte de poluição e secundários, quando formados na atmosfera através de reações químicas envolvendo poluentes primários e/ou os constituintes naturais da atmosfera (CETESB, 2000a). Os poluentes também podem ser classificados segundo a classe química a que pertencem, como poluentes orgânicos e poluentes inorgânicos e são provenientes de basicamente três fontes: fixas (relacionadas a processos industriais e queima de resíduos), móveis (relacionadas ao tráfego de veículos e aeronaves) e as naturais (ASSUNÇÃO, 1998).

Embora existam diversos poluentes na atmosfera, a determinação da qualidade do ar deve ser, por questões de ordem prática, limitada a um número restrito de poluentes, definidos em função de sua importância e dos recursos materiais e humanos disponíveis (CETESB, 2000a). De forma geral, o grupo de poluentes consagrados universalmente como indicadores da qualidade do ar é composto pelos poluentes: monóxido de carbono (CO), material particulado (MP_{2,5}, MP₁₀ e PTS), dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂) e ozônio (O₃). A razão da escolha desses parâmetros como indicadores de qualidade do ar está ligada à sua maior frequência de ocorrência e aos efeitos adversos que causam ao meio ambiente e à saúde humana.

A seguir, podem ser verificados os principais poluentes considerados indicadores da qualidade do ar, bem como suas características, suas principais origens e seus efeitos à saúde humana e ao meio ambiente.

3.1.1. Material Particulado (MP₁₀)

Segundo Seinfeld e Pandis (2006), o material particulado, também conhecido como aerossol, é constituído por partículas sólidas ou líquidas em suspensão emitidas diretamente como partículas primárias ou formadas na atmosfera por processos de conversão gás-partícula, chamadas de partículas secundárias. Assim, o material particulado na atmosfera pode ser emitido por diversas fontes de emissão e consiste em um conglomerado de partículas de tamanhos variados, com propriedades físico-químicas diferenciadas e apresentando diferentes graus de toxicidade.

Conforme a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2012), o material particulado em suspensão na atmosfera é constituído por partículas sólidas e líquidas que são transportadas no meio aéreo e possuem diâmetros aerodinâmicos menores que 0,01 µm até diâmetros superiores a 100 µm.

As partículas são classificadas, em geral, por suas propriedades aerodinâmicas, uma vez que essas propriedades determinam os processos de transporte e remoção no ar, penetração e deposição no trato respiratório (COLLS, 2002).

Dentre as partículas inaláveis, as maiores, com diâmetro entre 2,5 e 10 µm (fração grossa), são provenientes de processos mecânicos, operações de moagem e ressuspensão de poeira do solo. Já as partículas mais finas, com diâmetro menor que 2,5 µm (fração fina), são emitidas por atividades tais como combustão industrial e residencial e exaustão de veículos automotores. Elas são usualmente provenientes de atividades antropogênicas e se formam na atmosfera a partir de gases transformando-se em partículas como resultado de reações químicas no ar (CETESB, 2000).

Os efeitos adversos de altas concentrações de material particulado na atmosfera incluem a diminuição da visibilidade e podem estar associados com a corrosão e produção de sujeira em superfícies (edifícios, tecidos e outros materiais) (AZEVEDO, 2010).

As partículas não são química ou fisicamente uniformes e algumas são mais prejudiciais à saúde, às propriedades e à visibilidade do ar do que outras (AMORIM, 2004). A toxicidade do material particulado está fortemente relacionada ao tamanho e a composição química das partículas (MAIOLI, 2011). Segundo a EPA (2012) o tamanho das partículas atmosféricas está diretamente ligado ao seu potencial em causar problemas à saúde. Em geral, os mecanismos de defesa do sistema respiratório são adequados para remover as partículas inaladas maiores que 10µm. Já as partículas menores que 2,5 µm podem causar sérios danos à saúde de seres humanos e animais, uma vez que entram no sistema respiratório e se depositam no tecido pulmonar, podendo até mesmo se alojar nos bronquíolos.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (World Health Organization - WHO, 2006), dentre os poluentes atmosféricos, o material particulado é o mais associado a efeitos adversos à saúde humana, contribuindo com cerca de 800 mil mortes prematuras por ano, sendo a 13ª principal causa de fatalidades no mundo (ANDERSON; THUNDIYIL; STOLBACH, 2012).

3.1.2. Monóxido de Carbono (CO)

Gás inodoro, insípido e incolor formado no processo de queima incompleta de combustíveis fósseis. O monóxido de carbono é emitido nos processos de combustão que ocorrem em condições não ideais, em que não há oxigênio suficiente para realizar a queima completa do combustível. A maior parte das emissões deste poluente em áreas urbanas é decorrente de veículos automotores (CAVALCANTI, 2010).

Os efeitos da exposição de seres humanos ao monóxido de carbono estão associados à capacidade de transporte de oxigênio no sangue. Este gás tem alta afinidade com a hemoglobina no sangue, sendo capaz de substituir o oxigênio e reduzir a alimentação deste ao cérebro, coração e para o resto do corpo durante o processo de respiração. Em baixa concentração na atmosfera pode causar fadiga e dor no peito e em alta concentração pode levar à asfixia e à morte (BRASIL, 2013).

3.1.3. Dióxido de Enxofre (SO₂)

Gás incolor com odor acentuado. A principal fonte antropogênica de SO₂ é a queima de combustíveis fósseis contendo enxofre para aquecimento doméstico, geração de energia e veículos a motor. O enxofre é encontrado em estado natural em muitos tipos de carvão e óleos. O gás é corrosivo e tóxico, mas a ameaça para a saúde ocorre quando o dióxido de enxofre se combina com o vapor de água e outros compostos para formar o ácido sulfúrico e sulfatos (CAVALCANTI, 2010). Assumindo este formato pode ser responsável pela redução da visibilidade na atmosfera e pela chuva ácida. Os óxidos de enxofre podem reagir com outros compostos presentes na atmosfera, formando pequenas partículas que penetram profundamente em partes sensíveis dos pulmões e causar, ou agravar, doenças respiratórias como enfisema e bronquite, e podem agravar doença do coração preexistente levando à internação e morte prematura (CETESB, 2000b).

Estudos epidemiológicos e clínicos mostram que certas pessoas são mais sensíveis ao dióxido de enxofre que outras. Exposições prolongadas às baixas concentrações têm sido associadas com o aumento da morbidade cardiovascular em pessoas idosas (SANTOS; SALVADOR, 2004).

3.1.4. Dióxido de Nitrogênio (NO₂)

O óxido de nitrogênio (NO_x) corresponde à soma das concentrações de monóxido de nitrogênio (NO) e dióxido de nitrogênio (NO₂). Estes gases são formados durante a queima de combustíveis fósseis, queima de biomassa e oxidação de amônia. O dióxido de nitrogênio é um gás poluente que possui papel importante na formação de oxidantes fotoquímicos como o ozônio (CETESB, 2000b). Geralmente, o nitrogênio inerte da atmosfera se combina com o oxigênio para formar óxido nítrico (NO) e, posteriormente, este se converte em dióxido de nitrogênio (NO₂). O gás tem cor parda amarelada e irrita levemente os pulmões em baixas concentrações. Quando se combina com a chuva, forma-se o ácido nítrico (CLEMENTE, 2000).

Segundo Stern, Boubel e Turner (1984), dependendo das concentrações, o NO_2 pode causar prejuízos à saúde. Quando em altas concentrações na atmosfera pode levar ao aumento de internações hospitalares, decorrente de problemas respiratórios, problemas pulmonares e agravamento à resposta das pessoas sensíveis à alérgenos. Estudos epidemiológicos mostraram que os sintomas de bronquite em crianças asmáticas aumentam em associação com a exposição a longo prazo de NO_2 (WHO, 2011).

Além de efeitos sobre a saúde humana, este poluente apresenta também efeitos sobre as mudanças climáticas globais, podendo levar a formação de *smog* fotoquímico (impacto direto na formação de ozônio - ver item 1.2.5) e de chuva ácida (BRASIL, 2012).

3.1.5. Ozônio (O_3)

O ozônio pode ser encontrado na baixa troposfera e na estratosfera. Embora o ozônio na troposfera seja nocivo à saúde e à vegetação, na estratosfera (à 25 km de altitude) o ozônio atua como um filtro, garantindo a perpetuação da vida na Terra e protegendo-a dos raios ultravioletas emitidos pelo Sol (CETESB, 2002).

O ozônio é formado na troposfera a partir de reações fotoquímicas que ocorrem mediante a presença de radiação solar. Conforme Carvalho (2006), em determinadas condições meteorológicas, principalmente sob forte incidência de radiação ultravioleta ($h\nu$), pode ocorrer a fotólise do NO_2 , voltando a NO e liberando oxigênio atômico no estado excitado (O^*), que pode reagir com o oxigênio molecular formando então o ozônio. Por outro lado, esta reação pode ser revertida, a partir da quebra da molécula de ozônio, liberando oxigênio atômico, que vai então realizar outras reações fotoquímicas produzindo o radical $\bullet\text{OH}$ (hidroxila). Este radical pode formar novamente ozônio e outras substâncias ou mesmo ser um sumidouro para NO_x , produzindo compostos nitrogenados.

O ciclo fotoquímico que leva a formação do ozônio e de outros poluentes fotoquímicos está apresentado na Figura 1.

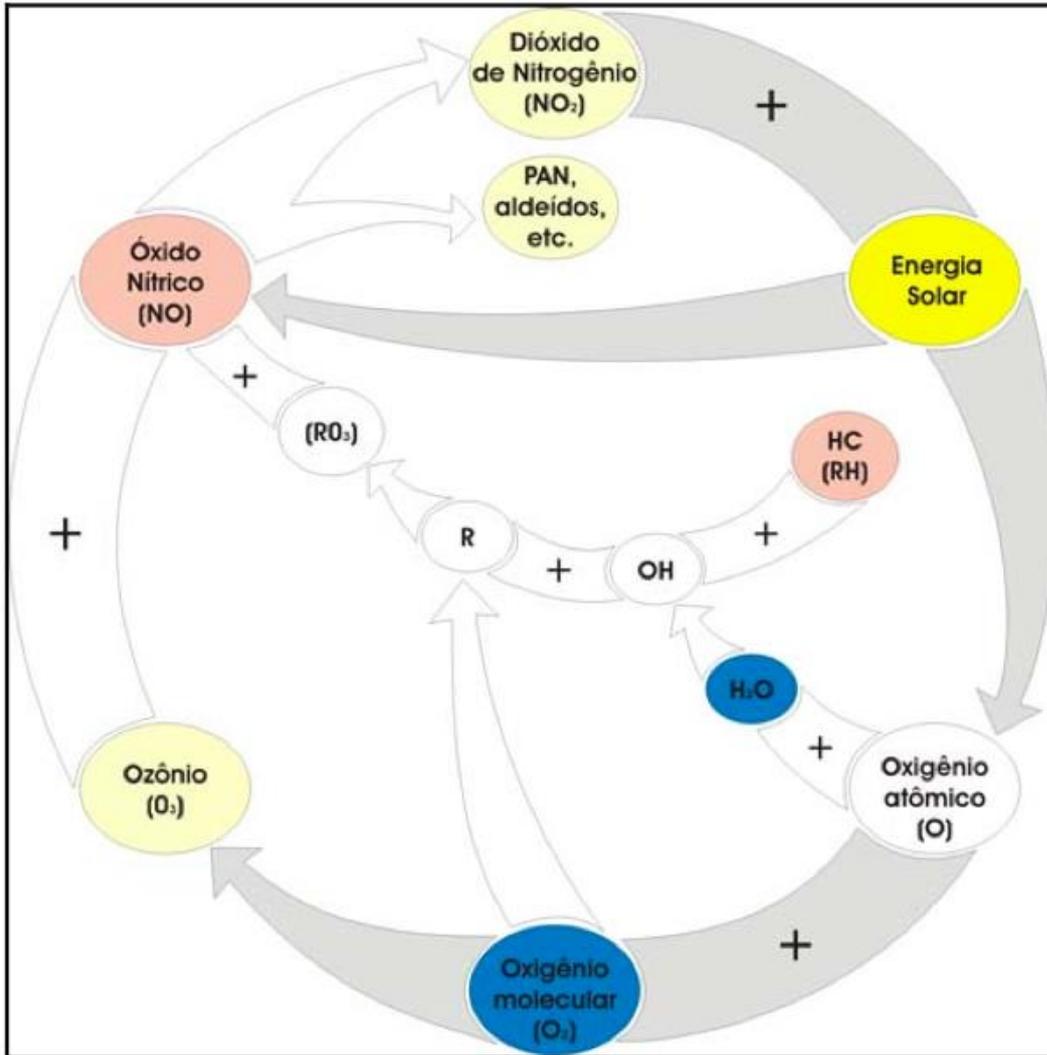


Figura 1 - Esquema do ciclo fotoquímico

Fonte: Carvalho (2006) - Adaptada a partir de "Air Quality Criteria for Photochemical Oxidants – U.S. Department of Health, Education, and Welfare", 1970.

As reações a seguir mostram, de forma resumida, as principais etapas que levam a formação do ozônio na troposfera (SEINFELD; PANDIS, 2006).



Como pode ser observado nas equações I a III, os óxidos de nitrogênio são de fundamental importância para a formação do ozônio troposférico. Os óxidos de nitrogênio são produzidos sempre que um combustível é queimado na presença de ar. Primeiramente ocorre a formação do NO ($\text{N}_{2(\text{g})} + \text{O}_{2(\text{g})} \rightarrow 2 \text{NO}_{(\text{g})}$), podendo ocorrer a oxidação de NO a NO_2 ($2 \text{NO}_{(\text{g})} + \text{O}_{2(\text{g})} \rightarrow \text{NO}_{2(\text{g})}$), dependendo das condições que ocorre a queima. Segundo a CETESB (2002), o processo de formação do ozônio depende da velocidade de fotólise do dióxido de nitrogênio, assim como da razão entre as concentrações de NO_2 e de NO (NO_2/NO).

Os mecanismos cinéticos descritos acima não incluem a formação do *smog* fotoquímico na

presença dos Compostos Orgânicos Voláteis (COVs). Esse termo é utilizado para denominar os compostos orgânicos voláteis na atmosfera, que são quaisquer compostos que contenham carbono e hidrogênio que participem de reações fotoquímicas na atmosfera, excluindo o ácido carbônico, os carbonatos metálicos e de amônio (ALVIM, 2013). Os COVs são emitidos por fontes biogênicas continentais e antropogênicas, sendo estas principalmente provenientes de veículos automotivos, e são responsáveis por uma grande parcela da oxidação do NO a NO₂ e, por conseguinte, pelo aumento da eficiência do processo de formação do ozônio (CARVALHO, 2006).

O efeito mais adverso do ozônio na saúde humana pode ocorrer no trato respiratório, sendo que a extensão deste depende da concentração e duração da exposição. Os principais efeitos diretos da exposição da população à altas concentrações de ozônio são irritações nos olhos e vias respiratórias e diminuição da capacidade pulmonar. A exposição a elevadas concentrações pode provocar a sensação de dor no peito, tosse e chiado na respiração (CETESB, 2000). Já o longo tempo de exposição pode ocasionar redução na capacidade pulmonar, desenvolvimento de asma e redução na expectativa de vida (BRASIL, 2013).

3.2. Fontes de Emissões de Poluição do Ar

Entre as diferentes fontes de um poluente podem ser distinguidas as fontes naturais e as fontes antrópicas (resultantes das atividades humanas).

A poluição por fontes naturais é originada por fenômenos biológicos e geoquímicos. São exemplos de fontes naturais de poluentes atmosféricos as emissões de gases provocadas por erupções vulcânicas, decomposição de vegetais e animais, ressuspensão de poeira do solo pelos ventos, formação de gás metano em pântanos, incêndios naturais, aerossóis marinhos e a formação de ozônio devido a descargas elétricas na atmosfera (SCHEIBLE, 1973).

São exemplos de fontes antropogênicas de poluentes atmosféricos, os diferentes processos e operações industriais, a queima de combustíveis para fins de transporte, queimadas na agricultura, incineração de lixo, produtos voláteis, equipamentos de refrigeração e ar condicionado e *sprays* (SCHEIBLE, 1973).

As fontes de poluição antrópicas podem ser do tipo fixa ou móvel. Fontes fixas são também conhecidas como fontes estacionárias e são aquelas que ocupam uma área relativamente limitada, permitindo uma avaliação direta na fonte. As fontes classificadas como fixas referem-se às atividades da indústria de transformação, mineração, produção de energia através de usinas termelétricas, construção civil, etc. (MMA, 2012). As fontes móveis são as que se dispersam pela comunidade, não sendo possível a avaliação na base de fonte por fonte. Entre estas fontes destacam-se as emissões veiculares, juntamente com os trens, aviões e embarcações marítimas (ASSUNÇÃO, 1998).

De modo geral, a maior contribuição da carga de poluentes nas grandes metrópoles está associada ao setor de transportes. Em seguida, o setor industrial assume importante contribuição nas

regiões mais desenvolvidas de um país, quase sempre associadas à alta densidade demográfica (PIRES, 2005).

3.3. Efeitos da Poluição do Ar

Segundo Raven, Berg e Johnson (1995) e Botkin e Keller (1995), a poluição atmosférica está diretamente relacionada à geração de efeitos prejudiciais ao ambiente, incluindo danos à vegetação, animais, solo, água, estruturas naturais e artificiais e à saúde humana. Os efeitos da poluição atmosférica se caracterizam pela alteração de condições consideradas normais e pela intensificação de problemas preexistentes (ALMEIDA, 1999). De maneira geral, os efeitos podem ocorrer a nível global e em níveis local e regional dependendo do tipo de poluição e das características ambientais.

Os efeitos da poluição em escala global são caracterizados pela alteração da acidez das águas da chuva (chuva ácida), pelo aumento da temperatura do planeta e pela modificação da intensidade da radiação solar (CAVALCANTI, 2003).

Porém, os maiores efeitos dos poluentes manifestam-se em torno das suas fontes de emissão, os denominados impactos locais. A partir das fontes estacionárias, os poluentes sofrem um processo de dispersão atmosférica que, dependendo das condições meteorológicas e topográficas, podem apresentar regiões de picos de concentração.

O efeito mais perceptível da poluição do ar nas propriedades atmosféricas é a redução da visibilidade que é prejudicada pela atenuação da radiação solar (SEINFELD; PANDIS, 2006). Estudos realizados comprovam que as partículas em suspensão na atmosfera reduzem a visibilidade através do espalhamento e absorção da luz visível (MALM et al., 1996; LATHA e BADRINATHPURI, 2003; KIM et al., 2006).

Além de provocar a morte, a poluição atmosférica causa outros prejuízos à vegetação. Segundo Becker et al. (2012), lesões necróticas nas folhas, caule e frutos são o resultado da absorção de gases poluentes em doses elevadas. Há ainda, destruição da clorofila e de carotenóides esbranquiçando as regiões das nervuras das folhas; redução ou supressão da taxa de crescimento; aumento da susceptibilidade a doenças, pestes até a interrupção do processo reprodutivo da planta, sendo o resultado da absorção de doses elevadas ou da absorção de doses sub-letais durante um período prolongado. De acordo com Assunção (1998), os danos podem ocorrer de forma aguda ou crônica e são ocasionados pela redução da penetração da luz, com conseqüente redução da capacidade fotossintetizante, geralmente por deposição de partículas nas folhas; mediante penetração de poluentes através das raízes após deposição de partículas ou deposição de gases no solo ou pela penetração dos poluentes através de estômatos, que são pequenos poros na superfície das plantas.

Já com relação aos diferentes tipos de materiais, o primeiro efeito visível da poluição é a deposição de partículas, principalmente poeira e fumaça, nos monumentos e edificações. Os efeitos dessa deposição sobre estas estruturas incluem descoloração, erosão, corrosão, enfraquecimento e decomposição de materiais de construção.

Os poluentes atmosféricos afetam a saúde humana de diversas maneiras. Os efeitos vão desde o desconforto até a morte, passando pela irritação dos olhos e das vias respiratórias; redução da capacidade pulmonar; aumento da susceptibilidade a infecções virais e doenças cardiovasculares; redução da *performance* física; redução da atenção, dores de cabeça, agravamento de doenças crônicas do aparelho respiratório (asma, bronquite, enfisema), o aumento de internações hospitalares e desenvolvimento de câncer (ALMEIDA, 1999).

Segundo Braga, Pereira e Saldiva (2002), a maioria dos estudos sobre internações por doenças respiratórias em idosos e também sobre mortalidade encontra associação com algum poluente atmosférico. Cançado et al. (2006) relata que um estudo de coorte realizado nos EUA, na década de 90, mostrou que a exposição crônica ao material particulado fino aumenta o risco de doenças cardíacas e respiratórias, inclusive, de câncer de pulmão.

Além dos efeitos supracitados, os problemas causados pela poluição do ar também geram impactos negativos no que se refere à perspectiva econômica e social. Queda da produtividade agrícola, aumento de custos dos sistemas de saúde e maior vulnerabilidade das populações carentes podem ser vistos como exemplos de problemas associados à contaminação do ar (INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE, 2014).

3.4. Padrões de Qualidade do Ar

Em meados do século XX muitos países perceberam a necessidade de se estabelecer critérios e parâmetros de qualidade do ar (DANNI-OLIVEIRA, 2008). Neste sentido, criaram-se normas de controle da poluição do ar a serem aplicadas junto às fontes poluentes, por meio de instrumentos legais, em âmbito nacional e estadual. Nos Estados Unidos, a agência responsável pela proteção ambiental (Environmental Protection Agency - EPA), em 1970, estabeleceu quais os principais poluentes que poderiam causar danos à saúde pública e ao bem-estar das pessoas.

No Brasil, a resposta para o monitoramento da poluição atmosférica foi a criação do Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), criado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA através da Resolução CONAMA Nº 05 de 15 de junho de 1989:

Como um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar das populações e melhoria da qualidade de vida com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do país de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica (BRASIL, 1989).

O PRONAR tem como estratégia limitar, em escala nacional, os níveis de emissão por tipologia de fonte e poluentes prioritários, reservando o uso de padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle. Esses limites são estabelecidos por resoluções do CONAMA.

O estabelecimento do programa ocorreu devido à percepção do acelerado crescimento urbano e industrial brasileiro e da frota de veículos automotores; do progressivo aumento da poluição atmosférica, principalmente nas regiões metropolitanas; dos seus reflexos negativos sobre a sociedade, economia e meio ambiente; das perspectivas de continuidade destas condições e da necessidade de se

estabelecer estratégias para o controle, preservação e recuperação da qualidade do ar válidas para todo o território nacional (SALDIVA et al., 2014).

O primeiro dispositivo legal decorrente do PRONAR foi a Resolução CONAMA N° 03 de 28 de junho de 1990, que estabeleceu os Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (PNQA). Os padrões de qualidade do ar constituem a tradução legal de limites máximos para a concentração de determinados poluentes considerados prioritários. Esses limites foram fixados com o intuito de preservar a qualidade do ar, mantendo as emissões dentro de níveis que não prejudicassem a saúde.

Esta Resolução define dois padrões de qualidade do ar: primário e secundário. Padrões primários são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo (BRASIL, 1989).

Já os padrões secundários são as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, a fauna e a flora, aos materiais e ao meio ambiente de maneira geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes e devem ser aplicadas às áreas de preservação como, por exemplo, parques nacionais, áreas de proteção ambiental e estâncias turísticas (BRASIL, 1989).

Como prevê a própria resolução, a aplicação diferenciada de padrões primários e secundários requer que o território nacional seja dividido em três classes (I, II e III) conforme o uso pretendido. A resolução prevê ainda que, enquanto não for estabelecida a classificação das áreas, os padrões aplicáveis serão os primários.

Os padrões nacionais de qualidade do ar fixados pela Resolução CONAMA N° 03/90 determinaram os limites máximos de concentração para os seguintes poluentes: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio (Tabela 1).

Tabela 1 - Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (PNQA) estabelecidos pela Resolução CONAMA 03/90

Poluente	Tempo de Amostragem	Padrão Primário	Padrão Secundário	Método de Medição
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24 Horas ¹ MGA ²	240 μgm^{-3} 80 μgm^{-3}	150 μgm^{-3} 60 μgm^{-3}	Amostrador de grandes volumes
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	24 Horas ¹ MMA ³	365 μgm^{-3} 80 μgm^{-3}	100 μgm^{-3} 40 μgm^{-3}	Pararosanilina
Monóxido de Carbono (CO)	1 Hora 8 Horas	35 ppm 9 ppm	35 ppm 9 ppm	Infravermelho não dispersivo
Ozônio (O ₃)	1 Hora	160 μgm^{-3}	160 μgm^{-3}	Quimiluminescência
Fumaça Material	MMA ³ 24 Horas ¹	60 μgm^{-3} 150 μgm^{-3}	40 μgm^{-3} 150 μgm^{-3}	Refletância
Particulado inalável (MP ₁₀)	MMA ³	50 μgm^{-3}	50 μgm^{-3}	Separação inercial/filtração
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	1 Hora MMA ³	320 μgm^{-3} 100 μgm^{-3}	190 μgm^{-3} 100 μgm^{-3}	Quimiluminescência

Fonte: CETESB, 2000.

Observações: ¹Esses padrões não devem ser violados mais de uma vez por ano.²MGA – Média Geométrica Anual³MMA – Média Aritmética Anual

Com o objetivo de prevenir grave e iminente risco à saúde da população, a resolução 03/90 estabelece ainda os critérios para a caracterização de episódios críticos de poluição do ar (Tabela 2). A declaração dos estados de Atenção, Alerta e Emergência requer, além dos níveis de concentração atingidos, a previsão de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos poluentes.

Tabela 2 - Critérios para caracterização de episódios críticos de poluição do ar (Resolução CONAMA 03/90)

Poluente	Tempo de Amostragem	Níveis		
		Atenção	Alerta	Emergência
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24 Horas	375 μgm^{-3}	625 μgm^{-3}	875 μgm^{-3}
Dióxido de Enxofre (SO_2)	24 Horas	800 μgm^{-3}	1600 μgm^{-3}	2100 μgm^{-3}
Monóxido de Carbono (CO)	8 Horas	15 ppm	30 ppm	40 ppm
Ozônio (O_3)	1 Hora	400 μgm^{-3}	800 μgm^{-3}	1000 μgm^{-3}
Fumaça	24 Horas	250 μgm^{-3}	420 μgm^{-3}	500 μgm^{-3}
$\text{SO}_2 \times \text{PTS}$	24 Horas	65000 μgm^{-3}	261000 μgm^{-3}	393000 μgm^{-3}
Partículas Inaláveis (MP_{10})	24 Horas	250 μgm^{-3}	420 μgm^{-3}	500 μgm^{-3}
Dióxido de Nitrogênio (NO_2)	1 Hora	1130 μgm^{-3}	2260 μgm^{-3}	3000 μgm^{-3}

Fonte: Cavalcanti (2003)

No Brasil, os padrões nacionais de qualidade do ar nunca sofreram atualizações e não há procedimento específico formalmente estabelecido para sua revisão. Atualmente, têm se discutido sobre a necessidade de revisão destes padrões de qualidade do ar, pois os mesmos se encontram defasados, já que tanto o conhecimento sobre os malefícios para a população e o meio ambiente quanto as técnicas para a manutenção da qualidade do ar evoluíram significativamente nos últimos anos (BRASIL, 2013). Diversos estudos sobre os efeitos da poluição atmosférica na saúde humana demonstram a ocorrência de problemas respiratórios e cardiovasculares, mesmo quando os poluentes se encontram abaixo dos níveis determinados pela legislação (MARTINS et al., 2002; MORAES et al., 2010; AMÂNCIO; NASCIMENTO, 2012; GAVINIER; NASCIMENTO, 2014).

Em 2006, a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) promoveu uma revisão dos padrões de poluição atmosférica considerados toleráveis para a saúde humana, propondo limites muito mais restritivos do que aqueles estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 03/90. Foram propostos novos limites para as concentrações de material particulado, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre (Tabela 3). Também foram propostos limites mais restritivos para o ozônio. Contudo, conforme Carvalho (2010), a alteração do período de amostragem de 1 hora para média de 8 horas tenderia, mesmo com a redução do valor máximo permitido, a suavizar o número de violações aos PNQA.

De acordo com Carvalho (2010), a adoção de novos padrões no Brasil teria grandes impactos,

principalmente no que se refere às concentrações de material particulado em grandes centros urbanos e até mesmo em áreas rurais. Segundo a FEEMA (FEEMA, 2008) e a CETESB (CETESB, 2009), os resultados da amostragem de material particulado em todas as estações de monitoramento em operação nas regiões metropolitanas do Rio de Janeiro e de São Paulo, respectivamente, apresentam valores de concentração superiores aos limites propostos pela WHO.

Tabela 3 - Valores propostos pela WHO como referência para os padrões de qualidade do ar

Poluente	Tempo de Amostragem	Limites Propostos
Material Particulado Inalável (MP ₁₀)	24 Horas	50 µgm ⁻³
	MMA ¹	20 µgm ⁻³
Material Particulado Fino (MP _{2,5})	24 Horas	25 µgm ⁻³
	MMA ¹	10 µgm ⁻³
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	1 Hora	200 µgm ⁻³
	MMA ¹	40 µgm ⁻³
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	10 minutos	500 µgm ⁻³
	MMA ¹	20 µgm ⁻³
Ozônio (O ₃)	8 Horas	100 µgm ⁻³

Fonte: WHO (2006)

Observações: ¹MMA - Média Aritmética Anual

3.5. Controle das emissões de poluentes por veículos automotores

As primeiras discussões sobre a necessidade da implantação de um programa nacional de controle de emissões veiculares ocorreram no país em 1977. Porém, apenas no ano de 1985 o Governo de São Paulo, por meio da CETESB, submeteu à apreciação do CONAMA, uma proposta para a criação de um programa de controle de emissões veiculares para veículos novos. Essa proposta foi fundamentada naquilo que se apresentava como o pior caso no Brasil, ou seja, na necessidade de se reduzir os valores máximos das concentrações de poluentes registrados na atmosfera da RMSP aos padrões de qualidade do ar (MENDES, 2004).

Para isso, foi criado em 1986 o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE - que tem como principal objetivo reduzir os níveis de emissão de poluentes atmosféricos por veículos leves e pesados. Assim, atuando na tríade "estabelecimento de limites de emissão para veículos novos, desenvolvimento dos motores e melhoria dos combustíveis", o programa induz o desenvolvimento tecnológico e a sustentabilidade ambiental da indústria automobilística, cuja comprovação é realizada através de ensaios padronizados para homologação dos veículos e motores (BRASIL, 2010).

Desde a sua implantação, o PROCONVE foi responsável pela redução de 99% da emissão de monóxido de carbono por veículos leves (IBAMA, 2014). Além do monóxido de carbono, é também responsabilidade do programa a diminuição da emissão de 98% para os hidrocarbonetos totais (2,4 g/km em 1985 contra 0,04 g/km em 2012), 98% para os óxidos de nitrogênio (1,6 g/km em 1985 contra 0,03 g/km em 2012) e 96% para os aldeídos (0,05 g/km em 1985 contra 0,0017 g/km em 2007) (CAVALCANTI, 2003; MENDES, 2004).

3.6. Meteorologia da Poluição do Ar

A qualidade do ar depende diretamente das emissões dos poluentes e está sujeita à variabilidade dos fenômenos atmosféricos, os quais desempenham um papel preponderante nos processos de transporte, transformação e dispersão dos poluentes na atmosfera. Além da topografia, o regime de ventos, a estabilidade atmosférica, a ocorrência de chuvas, a nebulosidade, a umidade do ar, a temperatura ambiente e a radiação solar são alguns dos fatores climáticos que interferem no tempo de permanência dos poluentes na atmosfera.

Para Berlyand (1991 apud ALMEIDA, 1999), o estudo de parâmetros meteorológicos associados a poluição do ar contribui para a formação de uma estrutura base que permitirá tanto a avaliação imparcial da situação atual e de tendências futuras da poluição atmosférica, quanto fornecerá informações essenciais para o desenvolvimento de programas específicos de monitoramento da qualidade do ar.

De acordo com Assunção (1998), os poluentes lançados na atmosfera sofrem o efeito de processos complexos, sujeitos a vários fatores que determinam a concentração do poluente no tempo e no espaço. Assim, a mesma emissão, sob as mesmas condições de lançamento no ar, pode produzir concentrações diferentes num mesmo local, dependendo das condições meteorológicas presentes.

Conforme Guerra e Miranda (2011), características locais como a topografia, a existência ou não de edifícios, o tipo de uso e ocupação do solo, possuem a capacidade de mudar o micro-clima de determinada região tornando-a mais ou menos favorável a dispersão dos poluentes. Um estudo realizado por Whiteman et al. (2014), em Utah's Salt Lake Valley (EUA), verificou que a topografia da região, caracterizada por fundo de vale, funciona como uma câmara de concentração durante os invernos na região. Em condições de inversão térmica, as camadas de ar frio mais denso se acumulam no fundo dos vales e aprisionam maiores níveis de $MP_{2,5}$ facilitando o acúmulo deste poluente. As altas taxas de emissão de poluentes atmosféricos na RMBH estão aliadas à topografia acidentada que dificulta a dispersão de poluentes atmosféricos, o que contribui para a maior degradação da qualidade do ar.

O vento é uma variável meteorológica com efeitos diretos e determinantes nas condições de dispersão dos poluentes. Esta variável tem um efeito de diluição sobre as concentrações de poluentes de forma proporcional a sua velocidade horizontal (ALMEIDA, 1999), de modo que, quanto maior a velocidade do vento, menor será a concentração local do poluente. A dispersão dos poluentes também

está diretamente relacionada à distância fonte-receptor. Quanto maior a distância entre a fonte e o receptor, maior é o volume de ar disponível para a diluição dos contaminantes antes de atingir o receptor e, portanto, menor a concentração. A geografia local também influencia em sua dinâmica. Os obstáculos na superfície contribuem para a diminuição da velocidade do vento (SOUSA, 2002).

A estabilidade atmosférica é outro conceito usado nos estudos de dispersão para definir o estado da atmosfera ou descrever a sua capacidade dispersiva. A estabilidade atmosférica é quem determina a capacidade do poluente se expandir verticalmente.

Segundo Grimm (1999), uma parcela de ar sofre forças de flutuação (empuxo) que a fazem deslocar-se verticalmente quando surgem diferenças de densidade entre a parcela e o ar ambiente. O ar está em equilíbrio estável quando, sendo levantado ou abaixado, tende a retornar à sua posição original, isto é, resiste aos movimentos ascendentes ou descendentes do ar. O ar em equilíbrio instável, quando ligeiramente empurrado verticalmente, se move para mais longe de sua posição original, favorecendo assim as correntes verticais de ar. Assim, situações de estabilidade dificultam a dispersão de poluentes, enquanto que condições instáveis geram movimentos ascendentes que facilitam a dispersão destes poluentes para níveis mais altos da atmosfera.

A precipitação possui um papel importante na qualidade do ar, atuando na autodepuração da atmosfera, principalmente no que se refere à remoção de partículas e gases solúveis ou reativos com a água da atmosfera (VAZ, 2008).

Outro fenômeno significativo para a poluição do ar refere-se à ocorrência de inversões térmicas na baixa atmosfera. O fenômeno ocorre quando uma camada de ar mais quente se sobrepõe a uma camada de ar frio, impedindo o movimento ascendente do ar, uma vez que, o ar abaixo dessa camada mais quente é mais pesado, fazendo com que os poluentes se mantenham próximos da superfície (CESTEB, 2000). As inversões térmicas podem ocorrer durante todo o ano. Porém, no inverno, na região Sudeste do Brasil, este fenômeno se intensifica devido a maior influência do Anticiclone Subtropical do Atlântico Sul (ASAS), sistema caracterizado por alta pressão, céu claro e ventos fracos o que pode induzir a ocorrência de inversões térmicas, resultando em maiores concentrações de poluentes neste período (CARVALHO, 2006). Em um ambiente com um grande número de indústrias e de circulação de veículos, ou seja, com altas taxas de emissão de poluentes, como é o caso da RMBH, a ocorrência de inversões térmicas pode levar a altas concentrações de poluentes, podendo ocasionar graves problemas de saúde.

Na literatura, diversos estudos relacionam a meteorologia com os níveis de concentração de poluentes na atmosfera.

Os resultados apresentados por Elminir (2005) mostram que a maior concentração média de NO_2 e O_3 na região da grande Cairo ocorreu quando a umidade relativa do ar (UR) se encontrava abaixo de 40%, enquanto que para poluentes como CO , SO_2 e MP_{10} as maiores concentrações médias foram observadas em UR acima de 80%. Além disso, os resultados deste estudo sugerem que, a direção do vento tem uma influência não só sobre as concentrações de poluentes, mas também sobre a

correlação entre poluentes. Como esperado, os poluentes associados com o tráfego veicular apresentavam-se em maiores níveis de concentração ambiental quando a velocidade do vento era baixa. Outros estudos também encontraram correlação negativa entre a velocidade do vento e as concentrações de poluentes (CARVALHO, 2006; JONES; HARRISON; BAKER, 2010; CARVALHO et al., 2012; ZHANG et al., 2015).

Lyra (2006), em estudo realizado na Região Metropolitana de Salvador, encontrou que a elevação da temperatura e da camada de mistura, o aumento da velocidade do vento e a diminuição da estabilidade contribuíram para a diminuição da concentração dos poluentes CO e SO₂ presentes na atmosfera da região.

Um estudo na Região Metropolitana de São Paulo mostra que a ocorrência de ventos fracos, principalmente durante as manhãs e o período noturno, favoreceram a ocorrência de maiores concentrações de ozônio sobre a região. A atuação da brisa, bem como seu horário de entrada, também se mostrou fundamental para o transporte de ozônio e de seus precursores (CARVALHO et al., 2012).

Sánchez-Ccoyllo e Andrade (2002), em investigação da influência das condições meteorológicas no comportamento de poluentes na RMSP, encontraram que a elevada umidade relativa e a ocorrência de uma zona frontal fria favoreceram a dispersão e diluição dos poluentes na região. Por outro lado, condições de forte inversão térmica foram associadas à elevados níveis de concentração de poluentes na baixa superfície. Estes resultados estão de acordo com o trabalho realizado por Carvalho et al. (2015), que também verificaram maiores valores de concentração de poluentes na RMSP durante o inverno, quando condições de tempo seco, ventos fracos, predomínio dos sistemas de alta pressão e inversões térmicas dificultaram a dispersão vertical e horizontal dos poluentes na região.

Visando identificar a relação das concentrações de MP₁₀ e O₃ com variáveis meteorológicas no estado de São Paulo, Correa (2016), com o auxílio da técnica Análise de Componentes Principais (ACP), verificou correlação positiva entre O₃ e temperatura e velocidade do vento e correlação negativa com a umidade. Já para o caso do MP₁₀, os resultados indicaram correlação negativa com a umidade e velocidade do vento e correlação praticamente nula com a temperatura.

Brum (2010), analisando a composição química de MP₁₀ nas cidades de Porto Alegre e Belo Horizonte, verificou que diferentes condições meteorológicas caracterizam os episódios de poluição atmosférica nas capitais. Em Belo Horizonte, a principal causa da ocorrência de altas concentrações de poluentes está diretamente relacionada à ausência de precipitação no período de inverno. Enquanto que em Porto Alegre, condições meteorológicas como as inversões térmicas em camadas próximas a superfície e a predominância de ventos de direção E e W (transportando poluentes de regiões onde são desenvolvidas diversas atividades industriais) influenciaram as altas concentrações no inverno.

Em estudo realizado em North China Plan, Xu et al. (2011) confirmaram que a meteorologia local tem impactos determinantes sobre os níveis de poluição atmosférica na área de estudo. As concentrações de gases como O₃, NO_x, SO₂ e CO mostraram que há forte contribuição do vento na

dispersão dos poluentes, fornecendo informações importantes sobre as características da poluição regional. As concentrações de O_3 mostraram-se claramente dependentes de altas temperaturas e baixa umidade relativa. Carvalho et al. (2004) também verificaram que maiores concentrações de ozônio na Região Metropolitana do Rio de Janeiro estão associadas, em geral, a dias com temperaturas altas e baixa umidade relativa do ar.

Deste modo, os resultados de estudos que relacionam a meteorologia com poluentes atmosféricos possibilitam a compreensão dos mecanismos que produzem poluição do ar, melhoram a precisão da previsão da poluição do ar em diferentes condições meteorológicas e fornecem medidas eficazes para mitigar a poluição.

4. Metodologia

4.1. Caracterização da área de estudo

4.1.1. Aspectos geográficos

A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), localizada no centro-oeste do estado de Minas Gerais, atualmente é composta por 34 cidades. A região ocupa uma área territorial total de 9.467,7 km² e abriga uma população de 5.767.414 habitantes, o que representa 40% da população de todo o Estado de Minas Gerais (IBGE, 2015). A taxa de crescimento populacional de Belo Horizonte, sede da RMBH e capital mineira, se manteve elevada durante muito tempo, considerando que houve uma redução da mortalidade e intensa imigração. Isso garantiu que a cidade crescesse consideravelmente ao longo do tempo chegando a atingir em 2015 uma densidade demográfica de 7.167,00 hab.km². A elevada densidade demográfica, quando comparada à média nacional (20 hab.km²) evidencia a concentração em massa da população nos grandes centros urbanos que integram a RMBH. Vale destacar os municípios de Contagem com pouco mais de 3.000 hab.km², Ibitaré com 2.190,26 hab.km² e Betim com 1.102,80 hab.km² (IBGE, 2015).

A RMBH se localiza em uma região com potencial minerador que inclui o Quadrilátero Ferrífero (Figura 2). Esta característica, aliada à elevada concentração populacional, à disponibilidade de mão de obra qualificada e à proximidade de um mercado consumidor, proporcionou o desenvolvimento de inúmeras atividades industriais com alto potencial poluidor. Além disso, segundo o Denatran (2017), a região conta com uma frota veicular de pouco mais de 3 milhões de veículos, o que representa, aproximadamente, 35% da frota do Estado.

A Figura 3 mostra a evolução da frota de veículos em Belo Horizonte entre o período de 2005 a 2014.

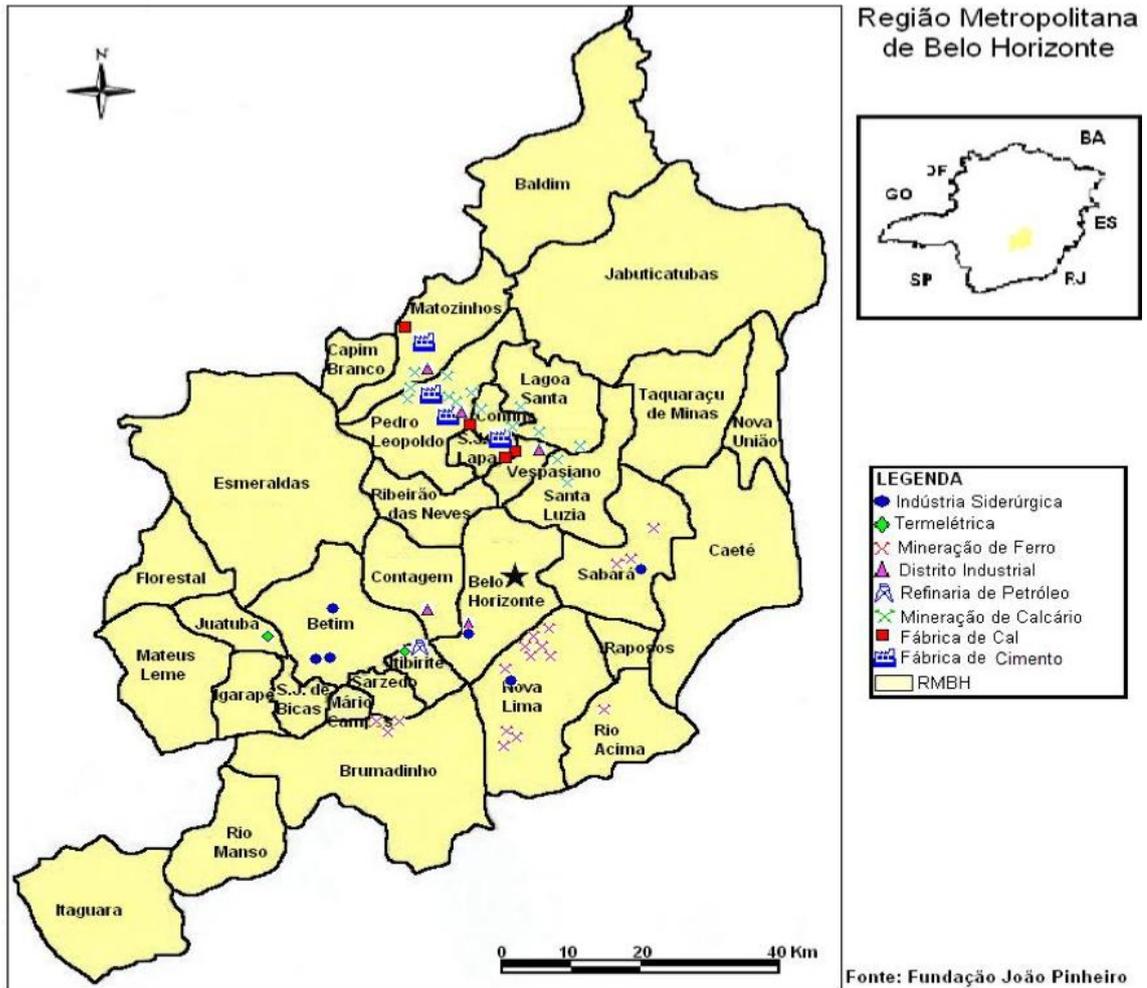


Figura 2 – Mapa da RMBH com a localização das principais atividades industriais desenvolvidas na região.

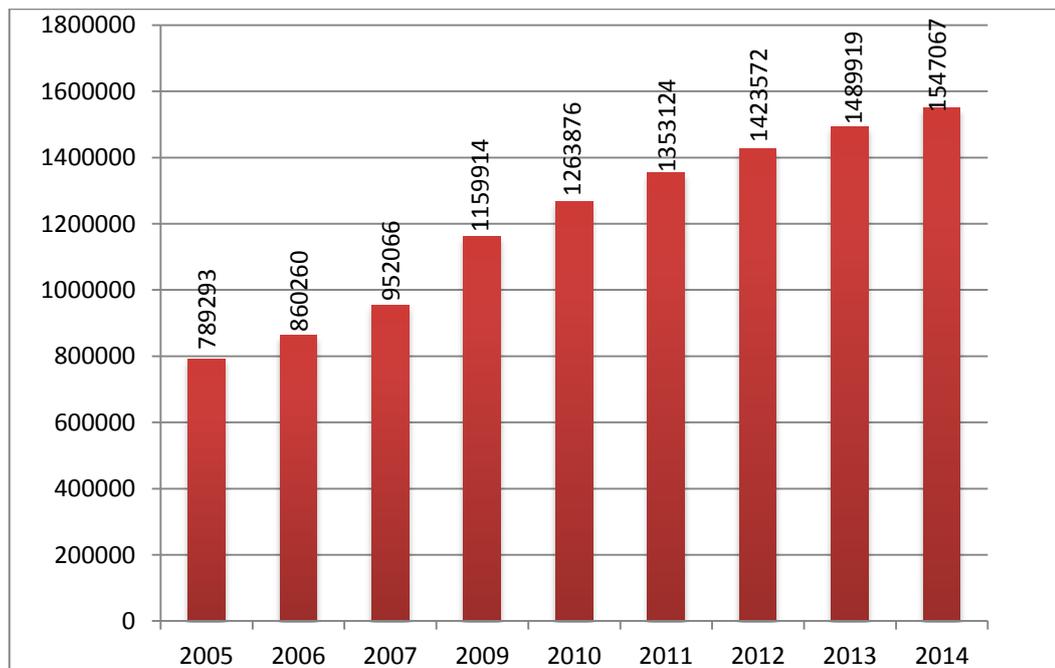


Figura 3 – Evolução da frota veicular de Belo Horizonte.

Fonte: IBGE (2015)

Quanto às características topográficas (Figura 4), o território de Belo Horizonte é marcado por

relevo ondulado, que se diferencia basicamente em duas áreas: as porções Central e Norte do município são formadas por espigões, colinas de topo plano a arqueado e encostas policonvexas de declividades variadas com altitudes entre 680 e 980 metros; a parte Sul da cidade (limite Sul), por sua vez, apresenta topografia acidentada cujas maiores altitudes são encontradas na Serra do Curral, com variações entre 1.100 e 1.500 metros (BELO HORIZONTE, 1995).

O relevo ondulado dota a região de características peculiares que podem interferir diretamente a dinâmica de alguns fenômenos como, por exemplo, distribuição das chuvas, variação da temperatura, velocidade e direção do vento (PRUDENTE; RAIA; REIS, 2006).

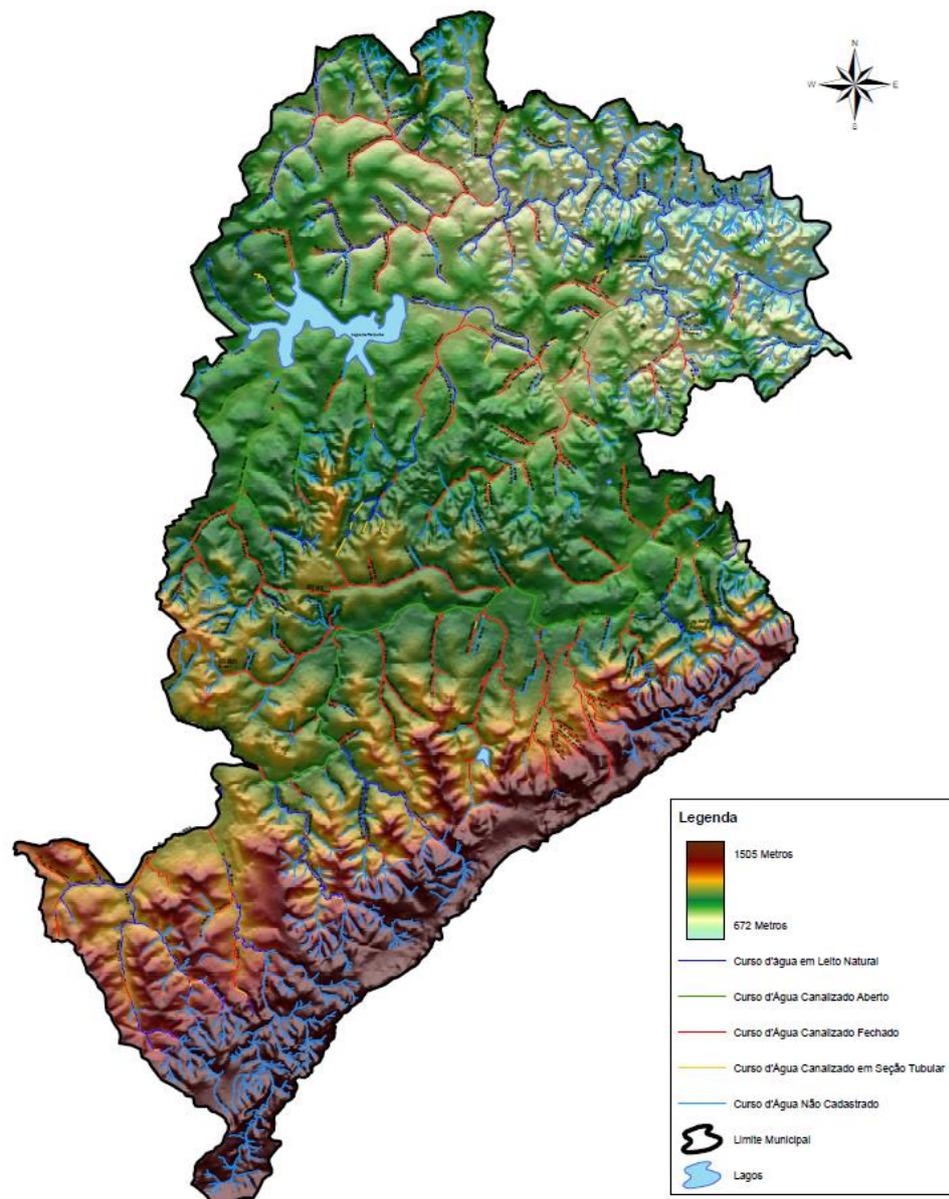


Figura 4 – Topografia de Belo Horizonte.
Fonte: PBH (2015)

4.1.2. Climatologia

A avaliação da qualidade do ar em um determinado local está intimamente ligada às condições atmosféricas dominantes, sendo o conhecimento da climatologia local imprescindível para os estudos referentes à poluição atmosférica (ZERY et al., 2016).

Para uma descrição geral da climatologia da região foram utilizados os resultados das normais climatológicas de 1961 e 1990 da Estação Belo Horizonte (19°55'57" S e 46°56'32" W) pertencente ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (Tabela 4).

Tabela 4 - Normais Climatológicas de temperatura, precipitação total, umidade relativa, nebulosidade e duração do brilho solar da estação Belo Horizonte (1961-1990)

Período	Temperatura			Precipitação Total	Umidade Relativa	Nebulosidade (0-10)*	Duração do brilho solar (Horas e Décimos)
	Média	Máxima	Mínima				
Janeiro	22,8	28,2	18,8	274,1	79	0,7	189,8
Fevereiro	23	28,8	19	206,3	75,1	0,6	195,5
Março	22,9	28,6	18,8	142,7	74,7	0,6	215,1
Abril	21,7	27,5	17,3	55,8	73,9	0,5	228,9
Maio	19,6	26	15	28,8	72,5	0,4	237,1
Junho	18,5	25	13,4	11,5	71,4	0,4	240,1
Julho	18	24,6	13,1	15,3	68,7	0,3	256,5
Agosto	19,7	26,5	14,4	14,8	64,5	0,3	255,6
Setembro	21,1	27,2	16,2	39,2	65,1	0,4	210,1
Outubro	21,7	27,7	17,5	141,7	69,8	0,6	184,9
Novembro	22,2	27,5	18,2	241,6	74,1	0,7	184
Dezembro	22,2	27,3	18,4	292	78	0,7	171,1
Anual	21,1	27,1	16,7	1463,7	72,2	0,5	2569,3

Fonte: INMET

*Em que: 0 significa céu limpo e 10 significa 100% de cobertura de nuvens.

Com base nas normais climatológicas pode ser observado que as temperaturas médias estão em torno de 20 °C, sendo que as temperaturas mais elevadas se dão no trimestre janeiro/fevereiro/março podendo ser observadas temperaturas máximas superiores à 24,6 °C ao longo do ano. As temperaturas mínimas ocorrem entre maio e agosto podendo-se notar, de modo geral, temperaturas mínimas inferiores a 19 °C durante o ano. Segundo Reboita et al. (2015), o inverno é, de fato, a estação mais fria do ano em MG, pois a atuação do setor oeste do ASAS sobre as regiões sul e sudeste do Brasil nessa época contribui para movimentos subsidentes, o que inibe a convecção e propicia céu claro. Com isso, há grande perda radiativa durante à noite implicando em baixos valores de temperatura mínima. No caso deste estudo, a importância deste parâmetro refere-se à possível associação entre a formação de ozônio troposférico e altas temperaturas.

A precipitação é um importante mecanismo de remoção de poluentes do ar atuando de forma a limpar a atmosfera. Pela Tabela 4 pode-se verificar que a distribuição de chuvas em Belo Horizonte segue os padrões da região Sudeste do país, apresentando a definição bem clara de duas estações, uma

chuvosa e a outra de estiagem, sendo os meses de junho a agosto os meses mais secos e novembro a janeiro os mais chuvosos (REBOITA et al., 2010). A precipitação total anual é de 1463,7 mm.

A umidade relativa do ar é um parâmetro meteorológico que caracteriza o vapor de água retido pelo ar através de ciclos evaporantes (água, solo, plantas). É dependente e inversamente proporcional à temperatura, pois ocorrendo o resfriamento do ar atinge-se a saturação, formando-se o orvalho, nuvens e nevoeiro (PEIXOTO, 2006). Em geral, a UR do ar atinge maiores percentuais nos meses de verão, em especial nos meses de dezembro e janeiro, com cerca de 78 %. Os meses de inverno, especialmente agosto, apresentam percentuais mais baixos com mínimo de 64,5 % de umidade relativa.

Com relação às médias de nebulosidade, são verificados valores mínimos nos meses de julho e agosto e máximos em novembro a janeiro. A relação entre a poluição do ar e a radiação solar incidente consiste basicamente na importância deste parâmetro meteorológico para a formação de oxidantes fotoquímicos como o ozônio.

4.1.3. Emissões Atmosféricas

Um inventário de emissões atmosférica é uma ferramenta importante na estimativa das emissões de poluentes para uma região, considerando a tipologia das fontes, o intervalo de tempo definido e os dados econômicos e sócio-demográficos, auxiliando no estabelecimento de prioridades no controle das emissões e no dimensionamento de redes de monitoramento (FEEMA, 2004; MOREIRA, 2004).

Diante disso, o inventário de emissões é um instrumento essencial a um programa de gerenciamento da qualidade do ar, uma vez que ele permite a identificação de áreas impactadas e a determinação quali-quantitativa das fontes de emissão de poluentes atmosféricos (OLIVEIRA, 2008).

Com o objetivo de realizar um diagnóstico de quais fontes estão contribuindo para a degradação da qualidade do ar, a FEAM (Fundação Estadual de Meio Ambiente) concluiu em 2003 o primeiro inventário de emissões atmosféricas da região (FEAM, 2003). Ao todo foram identificadas e inventariadas 834 fontes emissoras significativas na RMBH, sendo 618 fontes fixas e 216 vias de tráfego. Para todas as fontes foram consideradas emissões de monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), dióxido de enxofre (SO₂), material particulado inalável (MP₁₀), partículas totais em suspensão (PTS), compostos orgânicos voláteis (COVs) e compostos orgânicos totais (TOCs).

Segundo a FEAM (2003), o inventário das fontes emissoras de poluentes atmosféricos da RMBH foi realizado de modo mais abrangente possível, englobando todas as empresas em operação, até o ano de 2003, nos municípios de Belo Horizonte, Contagem e Betim, cujo potencial poluidor para a atmosfera fosse significativo. Para a determinação das taxas de emissão das fontes fixas foram utilizadas como base medições de chaminé realizadas rotineiramente pelas empresas e registradas pelo órgão ambiental.

Para quantificar as emissões veiculares, vias de tráfego dos municípios de Belo Horizonte, Contagem e Betim foram incluídas no inventário de fontes emissoras de poluentes atmosféricos,

devido à grande significância desse tipo de fonte no contexto da RMBH. Deste modo, foram selecionadas e analisadas 216 vias estruturais e arteriais, consideradas as vias de maior porte e fluxo de veículos quanto à existência de dados relativos à movimentação de veículos nessas vias. O inventário de fontes móveis de Belo Horizonte foi realizado com base nos dados fornecidos pela BHTrans. Contudo, não foi possível a obtenção dos dados de fluxo de tráfego de veículos para a caracterização das vias de Contagem e Betim. Nesse sentido, foi realizada na primeira quinzena do mês de dezembro de 2002 a contagem do fluxo de veículos leves e pesados nas principais vias de tráfego desses municípios, viabilizando assim a inclusão dessas vias no estudo.

Entre os resultados obtidos através do Inventário de Emissões podem ser destacados os que se referem ao percentual de contribuição das fontes fixas e móveis. Em média, foi identificado que 76% do total de emissões da RMBH provém das emissões de veículos automotores e apenas 24% são provenientes de fontes fixas.

A contribuição percentual das fontes fixas e móveis por poluente está apresentada na Tabela 5 onde verifica-se que a maior contribuição das fontes fixas está relacionada ao parâmetro dióxido de enxofre. Quanto às fontes móveis, a participação de suas emissões é significativamente maior para todos os demais poluentes atmosféricos.

Tabela 5 - Contribuição percentual das emissões fixas e móveis de CO, NO_x, SO₂, MP₁₀, PTS, COV e TOC

Poluente	Fixas	Móveis
CO	2%	98%
NO _x	38%	62%
SO ₂	70%	30%
MP ₁₀	29%	71%
PTS	11%	89%
COV	3%	97%
TOC	16%	84%

4.1.4. Monitoramento da Qualidade do Ar

Para conhecer e acompanhar os níveis de qualidade do ar no país, como forma de avaliação das ações de controle estabelecidas pelo PRONAR, definiu-se a estratégia da criação de uma Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade do Ar.

Para que os padrões pudessem ser cumpridos, a FEAM instalou redes de monitoramento, manuais e automáticas, espalhadas pelo Estado de Minas Gerais. O monitoramento da qualidade do ar é realizado em 48 municípios distribuídos nas áreas de atuação de oito das nove Superintendências Regionais de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Sistema Estadual de Meio Ambiente (SISEMA). Conforme apresentado no relatório técnico "Diagnóstico das Estações das Redes de Monitoramento da Qualidade do Ar do Estado (FEAM, 2009)", são 193 estações de monitoramento, sendo 20 automáticas e 173 manuais.

Dentro da RMBH, o município de Belo Horizonte possui cinco estações de monitoramento de qualidade do ar que tiveram início de operação em: 1995, na estação Praça Rui Barbosa; 2002, nas estações Aeroporto Carlos Prates e Bairro Gameleira; 2010, nas estações Bairro Esplanada e Bairro Santo Agostinho. No município de Contagem a estação Praça da CEMIG esteve em operação no período de 1995 a 2006 e, em 2009, entrou em operação a estação Praça Tancredo Neves. O município de Betim possui três estações de monitoramento que tiveram início de operação em: 1998, na estação Jardim Alterosa; 2002, nas estações Centro Administrativo e Bairro Petrovale. Em Ibirité, entraram em operação em 2002 e 2004 as estações de monitoramento: Bairro Cascata e Bairro Piratininga, respectivamente.

Atualmente, a rede automática de monitoramento da qualidade do ar da RMBH é constituída de nove estações. As estações são adquiridas, instaladas e operadas por empreendimentos diversos que, durante o processo de licenciamento ambiental, foram condicionados a executarem o monitoramento da qualidade do ar. As estações registram concentrações de: monóxido de carbono, dióxido de enxofre, óxidos de nitrogênio, ozônio e partículas inaláveis além dos parâmetros meteorológicos: velocidade e direção do vento, temperatura e umidade relativa.

A Figura 5 ilustra a distribuição espacial das seis estações utilizadas por este estudo na Região Metropolitana de Belo Horizonte e destaca a localização da Refinaria Gabriel Passos.

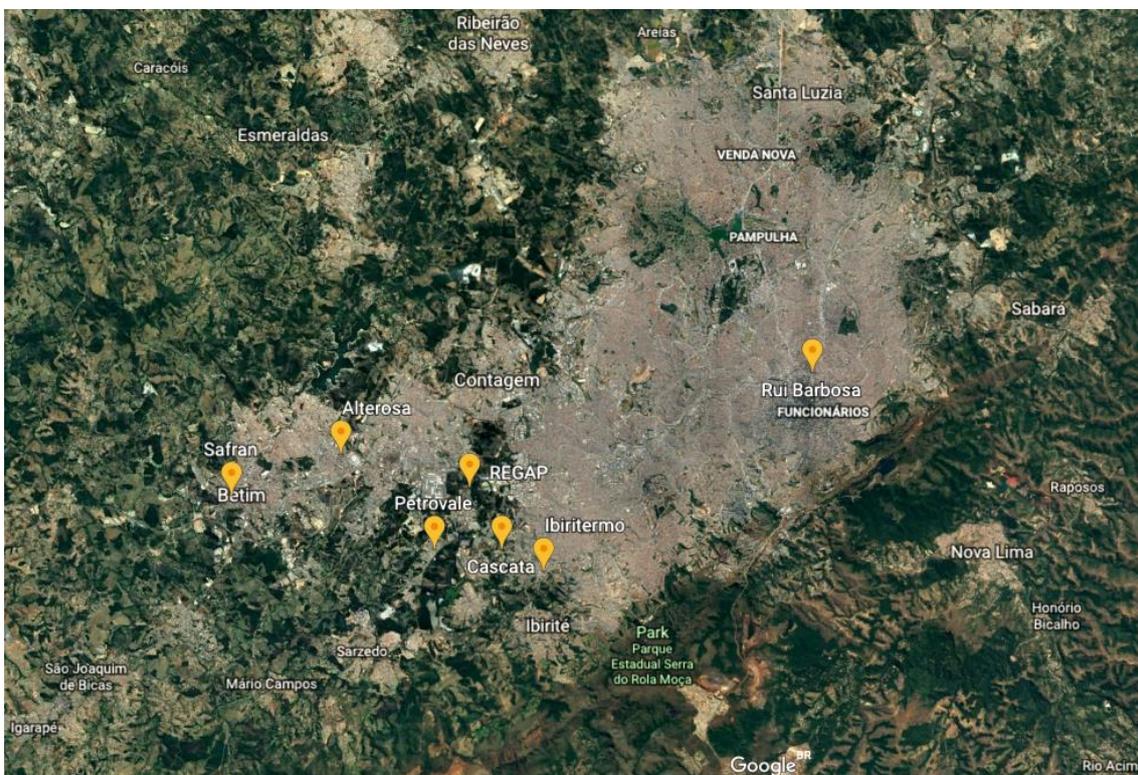


Figura 5 – Distribuição espacial das estações de monitoramento da qualidade do ar.

Fonte: Google Earth

De acordo com a FEAM (2013), a maior problemática enfrentada pela RMBH se refere aos elevados níveis de concentração de ozônio e material particulado (PACHECO et al., 2017) que muitas vezes ultrapassam os limites estabelecidos pela legislação.

4.2. Descrição dos dados

Para a realização deste estudo foram utilizados os registros das concentrações dos poluentes monitorados na RMBH. Tais concentrações foram registradas por seis estações de monitoramento automático pertencentes a Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) localizadas nos municípios de Belo Horizonte, Betim e Ibirité (Figura 5).

Foram considerados dados de monitoramento relativos ao período entre 2007 e 2012 referentes aos poluentes: partículas inaláveis, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, monóxido de nitrogênio, monóxido de carbono e ozônio. O período considerado deve-se à qualidade do banco de dados, uma vez que possui a maior disponibilidade de dados válidos. A escolha dos cinco poluentes ocorreu pois estes são contemplados pela legislação em vigor no país.

Para relacionar a qualidade do ar com as variáveis meteorológicas da RMBH foram utilizados dados de direção e velocidade dos ventos provenientes das mesmas estações.

Tabela 6 – Localização, parâmetros e valores dos poluentes (MP₁₀, SO₂, O₃, CO e NO₂) monitorados pelas estações da rede de monitoramento da qualidade do ar na RMBH

Município	Local	Parâmetros monitorados						
		MP ₁₀	SO ₂	O ₃	CO	NO ₂	M	H
Belo Horizonte	Praça Rui Barbosa	X	X	X	X	X	X	X
	Bairro Jardim das Alterosas	X		X	X		X	X
Betim	Bairro Petrovale	X	X	X	X	X	X	X
	Centro Administrativo (Safran)	X	X	X	X	X	X	X
Ibirité	Bairro Cascata	X	X	X	X	X	X	X
	Bairro Piratininga (Ibiritermo)	X	X	X	X	X	X	X

M - Parâmetros Meteorológicos: direção e velocidade do vento, temperatura e umidade relativa do ar;
H - Hidrocarbonetos.

Fonte e elaboração: GESAR/FEAM, 2012.

De acordo com a FEAM (2015), a Estação Rui Barbosa, localizada no município de Belo Horizonte, é a mais influenciada por emissões provenientes do tráfego de veículos automotores, estando localizada ao lado da confluência entre o viaduto da Floresta e a Avenida dos Andradas. Essa região é caracterizada por fluxo intenso de automóveis e ônibus coletivos e abriga linha de trem ferroviário e metrô, sendo, por isso, influenciada predominantemente pela poluição de origem veicular.

Em relação às emissões atmosféricas características da área do entorno das Estações Alterosa, Petrovale e Safran, localizadas no município de Betim, podem ser destacadas fontes móveis e fixas.

A estação do Bairro Jardim das Alterosas está localizada na Avenida Campo de Ourique, em área da Administração Regional da Prefeitura Municipal de Betim. Esta região é residencial com fluxo moderado de veículos. Várias indústrias estão instaladas nas proximidades, além da via Expressa que liga o município de Betim a Belo Horizonte. A estação do Bairro Petrovale localiza-se nas proximidades da Refinaria Gabriel Passos – REGAP, situada na Escola Municipal Valério Palhares na Rua Argentina. Esta estação insere-se em uma área residencial, próxima a uma extensa área vegetada. A estação do Centro Administrativo (Safran) localiza-se na Rua Pará de Minas onde funciona parte da Prefeitura de Betim apresentando trânsito intenso tanto na via Expressa quanto na Avenida Amazonas.

As estações do Bairro Cascata e do Bairro Piratininga (Ibiritermo) estão localizadas no município de Ibirité. No que se refere à estas estações, verifica-se a influência de poluentes lançados na atmosfera por veículos e indústrias. A primeira estação está situada na Escola Estadual José Rodrigues Betim na Rua Padre Eustáquio, próxima à REGAP, enquanto a estação do Bairro Piratininga (Ibiritermo) está situada no terreno da Associação de Pais e Amigos dos Excepcionais (APAE) na rodovia Renato Azeredo.

4.3. Análises dos dados

Para a avaliação da variabilidade e dos fatores principais que afetam as concentrações dos poluentes ozônio e material particulado, foi aplicada a técnica de análise de variância (ANOVA). A ANOVA visa avaliar a variância das concentrações de poluentes e o comportamento da variância relacionado aos fatores de interesse, que neste caso foram as estações de monitoramento, estações do ano e efeito dia da semana, os quais alteram as concentrações dos poluentes.

A partir dos dados médios horários, foram obtidas, para cada estação de monitoramento, a concentração máxima diária de O_3 e a concentração média diária de NO , NO_2 , razão entre as concentrações de NO_2/NO e MP_{10} considerando todo o período disponível de dados. Para facilitar o agrupamento necessário durante a aplicação da técnica da ANOVA, foram determinados o dia da semana e a estação do ano correspondente a cada um destes registros.

Antes de proceder à ANOVA, os dados de concentração máxima e média dos poluentes foram submetidos a verificação da pressuposição da normalidade e homogeneidade da variância, através do teste de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$). Os dados que não seguiram as duas pressuposições foram transformados utilizando a transformação logarítmica neperiana (STORCK et al., 2011).

Após a aplicação deste teste, foi aplicada a ANOVA para cada um dos poluentes. Na ANOVA os dados dos poluentes (O_3 , NO_x , razão entre as concentrações de NO_2/NO e MP_{10}) foram analisados segundo o delineamento inteiramente casualizado, organizado em esquema fatorial ($6 \times 4 \times 2$) com quatro repetições por tratamento. O fator A refere-se às estações de monitoramento (BH: A1-Praça Rui Barbosa; Ibirité: A2-Cascata, A3-Piratininga (Ibiritermo); Betim: A4-Bairro Jardim Alterosa, A5-

Centro Administrativo (Safran) e A6-Bairro Petrovale); o Fator D refere-se às estações do ano (D1-Verão, D2-Outono, D3-Inverno, D4-Primavera) e o Fator E refere-se ao efeito dia da semana (E1-dia da semana: segunda, terça, quarta, quinta e sexta; E2-fim de semana: sábado e domingo). Cada repetição foi considerada como sendo o valor médio das concentrações máximas de O_3 e valor médio das concentrações médias de NO_x , NO_2/NO e MP_{10} , agrupado para cada semana de cada mês, totalizando 576 dados para cada poluente considerado. A ANOVA foi realizada a fim de verificar a significância da variância, através do teste F ($\alpha=0,05$), para as fontes de variação: estações de monitoramento, estações do ano, efeito dia da semana e interação entre os fatores. Em seguida, realizou-se a comparação de médias dos valores de concentração máxima e média dos poluentes, através do teste Tukey ($\alpha=0,05$). Todos os testes foram realizados utilizando o programa Sisvar® (FERREIRA, 2011).

As principais variáveis consideradas nesta etapa do estudo foram:

- V_1 = Concentrações máximas diárias de ozônio ($\mu g m^{-3}$);
- V_2 = Concentrações médias diárias de material particulado ($\mu g m^{-3}$);
- V_3 = Concentrações médias diárias de monóxido de nitrogênio ($\mu g m^{-3}$);
- V_4 = Concentrações médias diárias de dióxido de nitrogênio ($\mu g m^{-3}$);
- V_5 = Razão das concentrações médias diárias de NO_2/NO ($\mu g m^{-3}$).

Os dados da ANOVA para NO , NO_2 e NO_2/NO foram utilizados apenas de forma a complementar as análises para o ozônio. (ANEXO 1).

Posteriormente, foi realizado um diagnóstico da qualidade do ar na RBMH. Para isso, seguiu-se a metodologia utilizada por Carvalho (2006), que consistiu na determinação do comportamento médio anual, sazonal, diário e horário para a concentração de cada um dos cinco poluentes (MP_{10} , SO_2 , NO_2 , CO e O_3). Foi feito a qualidade dos dados, eliminando do banco de dados todos os eventos que não apresentaram registros da concentração dos poluentes e, para a análise do comportamento médio anual de cada um deles, foram desconsiderados os anos que não apresentaram 75% de dados válidos (critério de representatividade de dados adotado pela CETESB).

Em seguida, verificou-se o atendimento aos padrões de qualidade do ar, estabelecidos pela legislação em vigência no Brasil (Resolução CONAMA 03/90). Para isso, foi realizada a comparação entre os valores padrões e os dados de concentração para cada poluente. Também foi avaliado se os mesmos atendem aos valores de referência propostos em 2006 pela WHO. A partir dessas comparações foram determinados os dias em que foram registradas violações ao padrão de qualidade do ar.

Essas análises possibilitaram melhor compreensão sobre o diagnóstico da qualidade do ar, sua variabilidade sazonal e a influência das fontes de emissão na RBMH.

Com o intuito de avaliar a relação entre o vento e as concentrações de todos os poluentes considerados por esta pesquisa, foram geradas, a partir do banco de dados existente, rosas dos ventos, com o auxílio do software WRPLOT, indicando a frequência de ocorrência e respectivas intensidades

dos ventos em cada uma das estações de acordo com o horário. O padrão médio para cada localidade foi construído considerando todos os horários diários (0h até 23h). A representação nos diferentes períodos do dia foi dividida em: madrugada (0h até 05h), manhã (6h até 11h), tarde (12h até 17h) e noite (18h até 23h).

5. Resultados e Discussão

5.1. Análise de Variância

5.1.1. Ozônio e precursores

Pelo teste de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$), observou-se que os dados de concentrações máximas diárias de ozônio (O_3), concentrações médias diárias dos óxidos de nitrogênio (NO e NO_2), e razão entre as concentrações médias diárias de NO_2/NO não seguiram a distribuição normal, sendo então, aplicada a transformação logarítmica neperiana (ln) aos dados.

Através da ANOVA verifica-se que, para o caso do O_3 , houve interação significativa ($\alpha=0,05$) entre as fontes de variação Estações do Ano x Estações de Monitoramento e Dia da Semana x Estações de Monitoramento, assim como as Estações do Ano e Estações de Monitoramento. Concluiu-se que, dependendo da estação de monitoramento, há maiores concentrações de O_3 em determinada estação do ano e haverá variações entre os dias da semana (Tabela 7). Sendo assim, cada nível dos três fatores (Estações do Ano, Estações de Monitoramento e Dia da Semana) foi desdobrado e a comparação de médias foi realizada, separadamente (Tabelas 8 e 9).

Tabela 7 - Análise de variância para a variável resposta concentrações máximas diárias de ozônio ($\mu g \cdot m^{-3}$)

FV	GL	QM	Fc	Pr>Fc
EstAno*DiaSem*EstMon	15	0.0036	0.157	0.9999
EstAno*DiaSem	3	0.0452	1.975	0.1167
EstAno*EstMon	15	0.1623	7.086	0.0000**
DiaSem*EstMon	5	0.0698	3.046	0.0101**
EstAno	3	3.8820	169.463	0.0000**
DiaSem	1	0.0872	3.805	0.0516
EstMon	5	0.0229	81.772	0.0000**
Erro	528	0.0229		
Total corrigido	575			
CV (%) =	3.56			
Média Geral:	4.2551	Número de observações:	576	

Em que: FV = Fontes de Variação; EstAno = Estações do Ano; DiaSem = Dia da Semana; EstMon = Estações de Monitoramento; * = Interação entre os fatores de variação; GL = Graus de Liberdade; QM = Quadrado Médio; CV = Coeficiente de Variação, dado pela equação ($CV = \pm 100 \times \frac{\text{Desvio Padrão}}{\text{Média}}$); ** = Valores significativos pelo teste F ($\alpha=0,05$).

Pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$), considerando a interação entre Estação do Ano e Estação de Monitoramento (Tabela 8), é possível verificar que as maiores médias de concentração máxima de O_3 foram registradas durante a primavera (média de $89,30 \mu\text{g.m}^{-3}$), diferindo significativamente para as demais estações do ano, em todas as estações de monitoramento, seguido do inverno ($72,34 \mu\text{g.m}^{-3}$), verão ($67,46 \mu\text{g.m}^{-3}$) e outono ($61,54 \mu\text{g.m}^{-3}$). Esse padrão, também verificado para a Região Metropolitana de São Paulo por Carvalho et al. (2015) pode ser justificado uma vez que, durante a primavera, em geral, são observados maiores valores de concentração de ozônio, principalmente porque a grande incidência de radiação solar e a menor cobertura de nuvens no período da tarde (em relação ao verão) favorecem as reações fotoquímicas responsáveis pela formação da molécula de O_3 . Os maiores valores médios das concentrações máximas diárias de O_3 foram registrados nas estações Petrovale ($97,16 \mu\text{g.m}^{-3}$) e Cascata ($93,58 \mu\text{g.m}^{-3}$), ambas localizadas nas proximidades da Refinaria Gabriel Passos - REGAP, região influenciada por fontes industriais e veiculares.

Observa-se ainda que os menores valores médios relativos às máximas concentrações de O_3 foram registrados durante o outono, exceto nas estações Cascata e Petrovale, padrão semelhante ao observado por Alvim (2013), para os principais precursores de ozônio na Região Metropolitana de São Paulo. O autor encontrou no inverno um maior número de compostos que contribuíram para a formação de ozônio, comparado ao outono, principalmente devido a maior concentração de COV na atmosfera. Embora não seja conhecida a razão entre as concentrações de COVs e NO_x para a RMBH, através da ANOVA para NO (Anexo 1) foi observada diferença significativa das médias das concentrações, para todas as estações de monitoramento, sendo as maiores concentrações no inverno ($17,46 \mu\text{g.m}^{-3}$), seguido pelo outono ($12,55 \mu\text{g.m}^{-3}$), verão ($7,63 \mu\text{g.m}^{-3}$) e primavera ($7,45 \mu\text{g.m}^{-3}$). Maiores concentrações de NO no inverno, quando comparado ao outono, resultariam em menores concentrações de O_3 no inverno. Contudo, a Tabela 18 demonstra o oposto, indicando maiores concentrações de ozônio nesta estação.

Portanto, para uma análise definitiva do comportamento do O_3 também devem ser analisadas as concentrações de COVs (dados não disponíveis) na RMBH. Vale ressaltar que as estações Cascata e Petrovale apresentaram valores ligeiramente menores no verão e no inverno, respectivamente, mas estes não se diferem dos valores encontrados no outono. As menores médias, em geral, foram registradas nas estações Rui Barbosa ($46,53 \mu\text{g.m}^{-3}$) e Alterosa ($49,79 \mu\text{g.m}^{-3}$). Este fato pode estar associado ao tráfego veicular já que tanto a primeira quanto a segunda estação estão inseridas em regiões que sofrem influência significativa de emissões veiculares.

Tabela 8 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator estação de monitoramento e níveis do fator estação do ano considerando as concentrações médias máximas de ozônio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Estações do Ano			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Alterosa	63,35 Bb	49,79 ABa	65,26 ABb	85,24 ABC
Cascata	69,95 Ba	71,13 Ca	76,32 Ca	93,58 BCb
Ibitermo	69,94 Ba	64,03 Ca	70,76 BCa	92,06 BCb
Petrovale	85,60 Ca	81,76 Da	77,72 Ca	97,16 Cb
Rui Barbosa	48,75 Aa	46,53 Aa	62,88 Ab	76,20 Ac
Safran	67,18 Bb	55,98 Ba	81,09 Cc	91,60 BCd

Letras maiúsculas diferentes na coluna e letras minúsculas diferentes na linha diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As letras foram estabelecidas em ordem crescente de concentrações de ozônio.

Considerando a interação entre Estação de Monitoramento e Dia da Semana (Tabela 9), é possível verificar maiores concentrações de O_3 aos finais de semana nas estações de monitoramento Alterosa, Rui Barbosa e Safran. No entanto, as estações Alterosa e Safran não apresentaram diferença significativa entre as concentrações dos dias de semana e final de semana, sendo, portanto, verificado o efeito fim de semana apenas na estação Rui Barbosa. Com exceção desta estação, as demais não seguiram o esperado, que é apresentar maiores concentrações de O_3 durante o final de semana, conforme observado por Silva Júnior *et al.* (2009) e Carvalho *et al.* (2015), realizados na RMSP, e Carvalho (2006), na RMRJ. Maiores concentrações de O_3 encontradas durante os finais de semana podem estar relacionadas com o aumento da razão entre as concentrações de NO_2 e as de NO (NO_2/NO), devido à diminuição do tráfego de veículos durante o fim de semana. Isso diminui a emissão de NO , composto que atua no consumo da molécula de O_3 ($\text{O}_3 + \text{NO} \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$). O efeito de fim de semana também foi registrado em diversas localidades como França, Turquia, Estados Unidos e Canadá (PONT e FONTAN, 2001; IM *et al.*, 2012; WOLFF *et al.*, 2013, HURYN e GOUGH, 2014).

Dentre as seis estações, apenas a de Rui Barbosa está localizada dentro da grande Belo Horizonte, em local com intenso tráfego veicular. As demais estão localizadas no interior da RMBH, próximas a unidades industriais. Deste modo, apesar dos altos índices de concentração de O_3 na estação Rui Barbosa, as médias das máximas mais elevadas no interior da região (Cascata e Petrovale), podem estar associadas aos menores níveis de NO , associado ao menor tráfego de veículos nestas estações (Tabela 4 - ANEXO 1). Pelos resultados da ANOVA, as médias das concentrações de NO , para todas as estações, demonstram maiores valores durante os dias da semana ($13,39 \mu\text{g.m}^{-3}$) em comparação com os valores do final de semana ($9,22 \mu\text{g.m}^{-3}$) (Tabela 3 - ANEXO 1).

Tabela 9 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator Dia da Semana e níveis do fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias máximas de Ozônio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Dia da Semana			
	1		2	
Alterosa	64,69	Ba	67,13	Aa
Cascata	78,28	Da	77,21	Ba
Ibiritermo	75,00	CDa	73,40	Ba
Petrovale	85,86	Ea	85,26	Ca
Rui Barbosa	54,98	Aa	62,20	Ab
Safran	72,12	Ca	75,81	Ba

Letras maiúsculas diferentes na coluna e letras minúsculas diferentes na linha diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As letras foram estabelecidas em ordem crescente de concentrações de ozônio.

Sabendo que o NO atua no consumo da molécula de ozônio, é esperado que em áreas onde os níveis de NO são mais elevados registrem menores índices de O_3 , como ocorre na estação Rui Barbosa, diferentemente das demais. Essa hipótese é corroborada quando são apresentadas as médias das concentrações de NO registradas em todas as estações de monitoramento (Tabela 10). Analisando ainda o comportamento médio da razão NO_2/NO , quando comparada às médias das concentrações de O_3 , verifica-se que, em geral, maiores valores da razão entre os óxidos de nitrogênio (NO_2/NO) foram acompanhados por maiores valores de concentração de O_3 o que era esperado, uma vez que o aumento das concentrações de O_3 está diretamente relacionado ao aumento da razão NO_2/NO .

Adicionalmente, as estações de monitoramento em que não foram verificadas diferenças entre as concentrações de O_3 entre os dias de semana e finais de semana - Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale e Safran - estão localizadas próximas a unidades industriais. Isso corrobora com a hipótese de que o perfil de emissões veiculares da Estação Rui Barbosa possui um papel importante para a ocorrência do efeito fim de semana observado nesta estação.

Tabela 10 - Médias das concentrações de NO ($\mu\text{g.m}^{-3}$) e da razão NO_2/NO ($\mu\text{g.m}^{-3}$) registradas em todo o período considerado

Estações de Monitoramento	NO	NO_2/NO	O_3
Cascata	5,74 B	4,71 AB	77,75 C
Ibiritermo	4,82 A	6,49 D	74,20 C
Petrovale	8,21 C	5,31 BC	85,56 D
Rui Barbosa	16,48 D	4,21 A	58,59 A
Safran	20,79 D	6,54 C	73,96 C

Letras maiúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As letras foram estabelecidas em ordem crescente de concentrações.

Analisando separadamente as médias das concentrações de O_3 nas estações de monitoramento (Tabela 11), verifica-se que a maior concentração de O_3 ocorre na Estação Petrovale, independente da estação do ano e efeito fim de semana, diferindo das demais, enquanto a Estação Rui Barbosa apresenta as menores concentrações, semelhante ao observado pelas tabelas 8 e 9.

Tabela 11 - Comparação de médias para o fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias máximas de ozônio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Concentrações
Alterosa	65,91 B
Cascata	77,75 C
Ibiritermo	74,20 C
Petrovale	85,56 D
Rui Barbosa	58,59 A
Safran	73,96 C

Letras maiúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As letras foram estabelecidas em ordem crescente de concentrações de ozônio.

5.1.2. Material Particulado

Os dados de concentrações médias diárias de MP_{10} não seguiram a distribuição normal pelo teste de Shapiro-Wilk ($\alpha=0,05$), e portanto, também foi aplicada a transformação logarítmica neperiana (\ln) aos dados.

Pela ANOVA pode-se verificar que houve interação significativa somente entre as fontes de variação Estações do Ano x Estações de Monitoramento ($\alpha=0,05$) (Tabela 12), sendo necessária a comparação de médias entre o desdobramento desses fatores (Tabela 13), assim como as Estações de Monitoramento, Estações do Ano e Dia da Semana (Tabela 12).

Tabela 12 - Análise de Variância para a variável resposta concentrações médias diárias de material particulado ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

FV	GL	QM	Fc	Pr>Fc
EstAno*DiaSem*EstMon	15	0.0139	0.205	0.9995
EstAno*DiaSem	3	0.1044	1.538	0.2036
EstAno*EstMon	15	0.2538	3.739	0.0000**
DiaSem*EstMon	5	0.0480	0.707	0.6183
EstAno	3	11.5036	169.481	0.0000**
DiaSem	1	2.9518	43.488	0.0000**
EstMon	5	10.6806	157.355	0.0000**
Erro	528	0.0679		
Total corrigido	575			
CV (%) =	7.65			
Média Geral:	3.4059	Número de	576	
		observações:		

Em que: FV = Fontes de Variação; EstAno = Estações do Ano; DiaSem = Dia da Semana; EstMon = Estações de Monitoramento; * = Interação entre os fatores de variação; GL = Graus de Liberdade; QM = Quadrado Médio; CV = Coeficiente de Variação, dado pela equação ($CV = \pm 100 \times \frac{\text{Desvio Padrão}}{\text{Média}}$); ** = Valores significativos pelo teste F ($\alpha=0,05$).

Pelo teste Tukey ($\alpha=0,05$) é possível verificar que as maiores médias de concentração média de MP_{10} foram registradas durante o inverno (Tabela 13), diferindo das demais estações do ano em todas as estações de monitoramento, exceto nas estações Cascata e Rui Barbosa, em que o inverno não diferiu significativamente da primavera.

O padrão da ocorrência de maiores concentrações no inverno e início da primavera é justificado pelo fato de que, nesta época do ano, a baixa umidade relativa do ar ($\leq 71,4\%$), a maior ocorrência de inversão térmica e a baixa velocidade dos ventos ($\leq 1,7 \text{ ms}^{-1}$) dificultam a dispersão vertical do MP_{10} . Os maiores valores de concentração máxima diária de MP_{10} foram registrados no inverno, com média de $45,78 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, em todas as estações de monitoramento, seguido da primavera ($34,59 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), outono ($32,39 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) e verão ($22,56 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Resultados semelhantes são encontrados na literatura para São Paulo, RMSP, Belo Horizonte e RMRJ (CASTANHO e ARTAXO, 2001; MIRANDA et al., 2002; BRUM, 2010; CORREA, CARVALHO e REBOITA, 2012; CARVALHO et al., 2015), onde são verificadas maiores concentrações de MP na atmosfera nos meses de inverno.

Tabela 13 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator Estações de Monitoramento e níveis do fator Estações do Ano considerando as concentrações médias de material particulado ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Estações do Ano			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Alterosa	28,67 Da	44,99 Cc	62,41 Cd	37,15 Bb
Cascata	16,16 Ba	20,94 Ab	29,08 Ac	26,78 Ac
Ibiritermo	13,28 Aa	19,53 Ab	28,20 Ac	22,29 Ab
Petrovale	21,51 Ca	30,47 Bb	43,22 Bc	35,25 Bb
Rui Barbosa	25,91 CDa	30,22 Bab	37,40 Bc	35,05 Bbc
Safran	29,86 Da	48,18 Cb	74,35 Cc	51,00 Cb

Letras maiúsculas diferentes na coluna e letras minúsculas diferentes na linha diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As letras foram estabelecidas em ordem crescente de concentrações de material particulado.

Analisando separadamente as estações de monitoramento observa-se que há diferença entre as estações (Tabela 14), sendo que o maior valor médio das concentrações médias de MP_{10} correspondeu à estação Safran ($50,85 \mu\text{g.m}^{-3}$), seguido pelas estações Alterosa ($43,30 \mu\text{g.m}^{-3}$), diferindo da Petrovale ($32,61 \mu\text{g.m}^{-3}$), Rui Barbosa ($32,14 \mu\text{g.m}^{-3}$), Cascata ($23,24 \mu\text{g.m}^{-3}$) e Ibiritermo ($20,82 \mu\text{g.m}^{-3}$) (Tabela 14).

Tabela 14 - Comparação de médias para os níveis do fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias de material particulado ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Concentrações
Alterosa	43,30 D
Cascata	23,24 B
Ibiritermo	20,82 A
Petrovale	32,61 C
Rui Barbosa	32,14 C
Safran	50,85 E

Letras maiúsculas diferentes na coluna diferem entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade. As letras foram estabelecidas em ordem crescente de concentrações de material particulado.

Sabe-se que as concentrações de MP_{10} são dependentes da ressuspensão local de partículas. No caso das estações Rui Barbosa, Alterosa e Safran, o constante tráfego de veículos pode favorecer o aumento das concentrações de MP_{10} nestes locais devido à ressuspensão de poeira depositada no solo. Segundo Azevedo (2005), além da emissão de poluentes para a atmosfera, os veículos automotores promovem o transporte de MP. Isso porque cada automóvel é capaz de movimentar ao longo de seu trajeto um volume centenas de vezes maior do que seu próprio volume e, devido a pequena distância em relação à superfície do solo e a velocidade relativamente elevada, vai suspendendo todo o material fino e solto que estiver no caminho.

Além disso, parte da fração fina de MP_{10} pode ser emitida diretamente pelos veículos que circulam nesses locais. Tavares et al. (2010), estudando os processos de dispersão de emissões

veiculares na região central de Belo Horizonte, atribuiu à má qualidade do ar desta região ao tráfego de veículos movidos a diesel (ônibus) como o principal emissor de MP para a atmosfera. Uma outra hipótese seria que as elevadas concentrações de MP₁₀ na região central de BH podem estar ligadas às atividades mineradoras na região. Brum (2010), em estudo sobre a composição química do material particulado fino (MP_{2,5}), também em Belo Horizonte, encontrou partículas derivadas de diversos elementos com destaque para Mn, Si, Fe e Ca e associou a presença deles à intensa atividade de mineração nas proximidades desta capital. Moura (2016), avaliando a composição elementar do MP₁₀ em diferentes pontos de amostragem da RMBH, listou uma série de elementos em concentrações que também sugerem a influência da atividade mineradora em todos os pontos amostrados, impactando negativamente a qualidade do ar na região.

úteis (35,77 µg.m⁻³) e menor aos finais de semana (31,89 µg.m⁻³), com redução média percentual de 11% aos finais de semana. Menores concentrações de MP₁₀ aos finais de semana também foram encontradas na RMSP (CARVALHO *et al.*; 2015) e sul da Califórnia (QIN *et al.* 2004) onde foram observadas reduções médias percentuais de 15% e 14%, respectivamente, em relação aos dias úteis. Durante a semana, em geral, há maior circulação de veículos nos grandes centros urbanos, o que explica as maiores concentrações de MP₁₀ nos dias úteis. Este resultado está de acordo com o esperado já que, conforme o Inventário de Emissões da RMBH, a maior parcela de MP₁₀ presente na atmosfera da região é proveniente dos veículos automotores (71%).

Para efeito de comparação, é importante mencionar que as RMSP e RMRJ também possuem elevadas concentrações de MP₁₀ na atmosfera. Além das indústrias, a Cetesb e o Inea destacam outras fontes de emissão deste poluente. No caso da RMSP, segundo o último relatório de qualidade do ar divulgado pela Cetesb (2016), a ressuspensão de partículas de poeira do solo e a formação de aerossóis secundários também contribuem para os elevados índices de partículas inaláveis na região. No caso da RMRJ, o último relatório divulgado pelo Inea (2012) diz que as elevadas concentrações de MP₁₀ têm sido atribuídas ao crescimento das regiões do Estado como um todo, ao grande volume de obras civis e ao avanço do setor das montadoras de veículos. Além disso, o incremento da frota veicular foi destacado como fontes potenciais que contribuem no aumento da emissão de partículas para a atmosfera, visto que a frota do estado aumentou cerca de 38% nos últimos 10 anos.

5.2. Avaliação das concentrações de poluentes

5.2.1. Comportamento médio anual

5.2.1.1. Material Particulado (MP₁₀)

O diagnóstico do comportamento médio anual das concentrações de MP₁₀ ao longo do período de estudo (2007-2012), indica um aumento na magnitude das concentrações nas estações Cascata e Rui Barbosa e uma redução das concentrações nas estações Alterosa, Ibiritermo e Petrovale (Tabela 15). Dentre as estações pertencentes à FEAM, a Alterosa foi a que apresentou as maiores concentrações médias anuais. Contudo, avaliando a Safran, verifica-se uma concentração ainda maior

em 2012, superando o PNQA. Estes resultados estão de acordo com os obtidos a partir da ANOVA, que indicaram maiores concentrações para as mesmas estações. Vale reforçar que, o fato de alguns anos não terem atingido a porcentagem mínima de dados válidos de 75%, não permitiu concluir essa análise.

Levando em consideração que o PNQA, no que se refere a concentração média anual de MP_{10} , estabelecido pela Resolução CONAMA 03/90 = $50 \mu\text{g.m}^{-3}$, pode-se afirmar que as regiões onde estão as estações Alterosa e Safran apresentam comprometimento da qualidade do ar no que tange as concentrações de MP_{10} já que ambas apresentaram valores entre 40 e $60 \mu\text{g.m}^{-3}$.

Considerando os valores estabelecidos pela WHO, verifica-se que o valor de referência sugerido para o MP_{10} ($20 \mu\text{g.m}^{-3}$) foi ultrapassado em todas as estações, revelando valores acima dos recomendados. Isso significa que populações mais susceptíveis, como a de idosos e de crianças, podem ter sua saúde comprometida quando expostos a longos períodos de exposição a este poluente.

Tabela 15 - Concentração média anual de MP_{10} entre o ano de 2007 e 2012 ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa		48,91				36,58
Cascata		19,29			30,78	32,90
Ibiritermo		22,49	17,42			
Petrovale		38,27	22,23		36,49	30,72
Rui Barbosa	26,03	27,82				30,51
Safran						50,67

Espaços vazios indicam que o ano em questão não atingiu a porcentagem mínima de dados válidos

Além de comparações com o PNQA considerando a média aritmética anual de MP_{10} , foram analisadas as médias de concentração de 24 horas para MP_{10} , cujo valor do PNQA estabelecido pela Resolução CONAMA 03/90 é de $150 \mu\text{g.m}^{-3}$.

A avaliação das concentrações médias de 24 horas do poluente MP_{10} , de acordo com o ano (Tabela 8), revelam violações ao padrão de qualidade do ar em todas as estações, exceto na Rui Barbosa. Nesta tabela, foram destacadas as concentrações máximas deste poluente em cada um dos anos analisados. Conforme observado, a Estação Safran apresentou o maior número de violações a este padrão, seguida pela Estação Alterosa. É importante salientar que, considerando os valores estabelecidos pela WHO, verifica-se que o valor de referência sugerido para a média de 24h para MP_{10} de $50 \mu\text{g.m}^{-3}$ foi ultrapassado em todas as estações revelando valores superiores a 12 vezes o recomendado (Alterosa e Cascata).

Tabela 16 - Máxima concentração média de 24 horas de acordo com o ano e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente MP₁₀ no período entre 2007 e 2012 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa	139,06 **	631,29 (14)	87,72 **	171,00 (2) **	98,65 **	110,92
Cascata	92,03 **	637,00 (6)	84,45 **	174,7 (3) **	117,21	131,29
Ibiritermo	157,90 (1) **	70,42	71,80	121,00 **	149,50 **	169,33 (1) **
Petrovale	319,85 (7) **	115,75	80,50	117,55 **	145,09	145,86
Rui Barbosa	102,36	97,36	96,83 **	141,16 **	133,13 **	104,83
Safran	121,70 **	316,00 (4) **	125,90 **	209,73 (3) **	233,75 (14) **	456,50 (10)

*Informação entre parênteses.

**Os dados do ano em questão não atingiram a porcentagem mínima de dados válidos

5.2.1.2. Dióxido de Nitrogênio (NO₂)

Analisando as concentrações médias anuais de dióxido de nitrogênio (Tabela 17) nota-se uma diminuição das concentrações apenas em Ibiritermo e Safran. Contudo, devido às falhas apresentadas em alguns anos, torna-se difícil chegar à uma conclusão sobre a evolução deste poluente.

Pode-se verificar que todas as médias anuais de NO₂ se mantiveram inferiores ao limite para o padrão de qualidade do ar ($100 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) estabelecido pelo CONAMA com valor máximo de $42,73 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ na estação Rui Barbosa (2012). Porém, considerando o limite estabelecido pela WHO (= $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para média anual de NO₂) percebe-se que a estação Rui Barbosa não atende ao valor recomendado como seguro para a população.

Tabela 17 - Concentração média anual de NO₂ entre o ano de 2007 e 2012 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa*	-	-	-	-	-	-
Cascata					15,72	16,27
Ibiritermo		18,45				17,43
Petrovale		20,18	18,63		28,12	21,76
Rui Barbosa		32,43			30,77	42,73
Safran					29,96	21,40

*Sem monitoramento de NO₂.

Espaços vazios indicam que o ano em questão não atingiu a porcentagem mínima de dados válidos.

Em relação às concentrações médias horárias de NO₂ (Tabela 18) foram verificadas violações ao padrão horário de qualidade do ar de $320 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Resolução CONAMA 03/90) apenas em Ibiritermo. Por outro lado, se tomarmos como base o padrão recomendado pela WHO ($200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) para média horária de NO₂, verifica-se que também houve violação ao padrão nas estações Petrovale (2008 e 2010) e Rui Barbosa (2008, 2010, 2011 e 2012).

Tabela 18 - Concentração máxima anual e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente NO₂ no período entre 2007 e 2012 (µg.m⁻³)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa	-	-	-	-	-	-
Cascata	190,00 **	135,20 **	96,13 **	111,71 **	116,41	131,99
Ibiritermo	73,6 **	128,00	81,11 **	128,05 **	343,21 (1)**	162,22
Petrovale	22,20 **	204,30	141,76	203,15 **	176,86	120,16 **
Rui	97,60 **	212,20	146,82 **	223,43 **	208,78	226,62
Barbosa						
Safran	92,40 **	-	-	182,50 **	190,57	190,57

*Informações entre parênteses

**Os dados do ano em questão não atingiram a porcentagem mínima de dados válidos.

5.2.1.3. Dióxido de Enxofre (SO₂)

Embora não se possa concluir uma tendência bem definida para o SO₂, devido às falhas no banco de dados, verifica-se uma diminuição da concentração média anual deste poluente (Tabela 19) em Alterosa e Cascata. A redução das concentrações de SO₂ pode estar associada às políticas públicas que visam diminuir a concentração de enxofre presente no óleo diesel (programas S50 e S500). Em relação às demais estações, não é observado um comportamento similar, em que nota-se oscilação entre reduções e aumentos das concentrações, sendo que em Rui Barbosa foi observado um aumento na magnitude das concentrações em todos os anos em relação aos anos anteriores. Este fato pode estar relacionado ao maior fluxo de veículos movidos a diesel na região próxima a esta estação, onde verifica-se um intenso tráfego de veículos pesados. Também afirma-se que os valores das concentrações médias anuais de SO₂ encontram-se abaixo dos padrões primários (80 µg.m⁻³) e secundários (40 µg.m⁻³), estabelecidos pelo CONAMA (Resolução 03/90), mantendo-se em torno de 5% da concentração máxima permitida para padrão primário, e abaixo do padrão estabelecido como referência pela WHO mantendo-se em torno de 25% da concentração máxima permitida de 20 µg.m⁻³.

Tabela 19 - Concentração média anual de SO₂ para a RMBH entre 2007 e 2012 (µg.m⁻³)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa					2,61	1,05
Cascata		5,69	5,22		3,22	5,02
Ibiritermo			3,24	2,23	3,69	1,94
Petrovale		4,87	8,24	5,67	12,95	3,28
Rui Barbosa	1,01	4,31			5,65	7,20
Safran				5,29	4,11	5,81

Espaços vazios indicam que o ano em questão não atingiu a porcentagem mínima de dados válidos.

Em relação às concentrações médias de 24 horas de SO₂ (Tabela 20), verifica-se que não houve violação ao padrão de qualidade do ar (365 µg.m⁻³) (Resolução CONAMA 03/90) em nenhuma das estações. Destaca-se que a WHO não estabelece um valor de referência para as concentrações médias de 24 horas de SO₂.

Tabela 1520 - Concentração máxima anual e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente SO₂ no período entre 2007 e 2012 (µg.m⁻³)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa	-	19,28 **	27,13 **	86,39 **	31,95	36,66
Cascata	55,71 **	94,80	67,52	102,21 **	55,73	42,71
Ibiritermo	171,90 **	51,97 **	66,17	28,17	43,10	45,16
Petrovale	89,85 **	46,72	76,95	75,37	226,50	67,92
Rui Barbosa	18,83	110,15	16,08 **	68,62 **	52,90	61,13
Safran	15,87 **	96,99 **	-	66,23	76,63	102,16

*Informação entre parênteses.

**Os dados do ano em questão não atingiram a porcentagem mínima de dados válidos.

5.2.1.4. Ozônio

Analisando a evolução do comportamento médio anual do ozônio (Tabela 21), pode-se verificar que, embora não se possa concluir uma tendência, houve uma redução na magnitude das concentrações de ozônio no ano 2012 em relação ao ano 2011 em todas as estações, exceto em Rui Barbosa sendo a mais influenciada por emissões provenientes do tráfego de veículos. Dutra, Fioravante e Ferreira (2009), em estudo sobre a emissão veicular e o ozônio troposférico na RMBH, concluíram que o aumento do nível das concentrações de ozônio pode ser atribuído, de modo geral, ao aumento da frota de veículos, principalmente, no município de Belo Horizonte. O aumento da frota veicular faz com que alguns compostos, como o caso dos COVs, provenientes principalmente do tráfego veicular, estejam disponíveis na atmosfera e favoreçam a formação de O₃.

Entre todas as estações, a de Petrovale foi a que apresentou a maior variabilidade e, em geral, as maiores concentrações médias anuais de O₃. Estes resultados corroboram os obtidos a partir da ANOVA. O baixo valor das concentrações, quando comparados ao padrão médio horário do poluente, (Resolução CONAMA 03/90 = 160 µg.m⁻³), é justificado pelo perfil médio horário do poluente que, à noite, é rapidamente consumido. O comportamento horário do ozônio será discutido mais adiante.

Tabela 21 - Concentração média anual de O₃ entre o ano de 2007 e 2012 (µg.m⁻³)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa		21,70			30,43	24,91
Cascata		38,32	35,16	47,57	31,77	30,44
Ibiritermo		42,67	43,30		40,20	34,93
Petrovale		30,18	44,69	49,87	40,92	35,48
Rui Barbosa	30,65	29,47			29,73	30,44
Safran		27,14	-	33,01	32,80	23,58

Espaços vazios indicam que o ano em questão não atingiu a porcentagem mínima de dados válidos.

A avaliação das concentrações médias de 8h do poluente ozônio (Tabela 22), revelam violações ao valor de referência de 100 µg.m⁻³, estabelecido pela WHO, em todas as estações.

Observa-se que, entre todas as estações consideradas, a de Petrovale revela o maior número de violações ao valor sugerido pela WHO para média de 8h, indicando violações em todos os anos, exceto em 2007. Embora a Estação Rui Barbosa tenha apresentado violações ao padrão médio de 8h da WHO em todos os anos, exceto em 2009, esta foi a estação que apresentou o menor número de violações a este padrão.

Tabela 22 - Máxima concentração média de 8 horas e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente O₃ no período entre 2007 e 2012 (µg.m⁻³)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa	82,26 **	101,51 (1)	113,24 **	189,71 (46)	154,60 (38)	113,86 (2)
				**		
Cascata	136,30 (34)	190,12 (30)	164,03 (21)	257,39 (75)	133,22 (18)	159,67 (5)
	**					
Ibiritermo	125,86 (25)	131,69 (14)	162,17 (20)	180,37 (17)	192,66 (31)	142,46 (6)
	**			**		
Petrovale	90,17 **	180,36 (56)	230,50 (111)	201,04 (73)	181,42 (67)	191,22 (24)
Rui Barbosa	111,70 (4)	107,26 (4)	94,23 **	120,95 (1)	152,90 (11)	189,00 (11)
				**		
Safran	136,19 (12)**	163,09 (25)	145,85 (20)	138,05 (33)	292,11 (65)	147,38 (6)

*Informação entre parênteses.

**Os dados do ano em questão não atingiram a porcentagem mínima de dados válidos.

5.2.1.5. Monóxido de Carbono

O comportamento das concentrações médias anuais de CO (Tabela 23), não demonstra nenhuma tendência entre as estações. Contudo, com exceção da estação Alterosa, verifica-se que todas as estações consideradas apresentaram diminuição dos índices de concentração média entre o período de 2010 a 2012. A redução foi de aproximadamente 73% em Cascata, 45% em Petrovale, 19% em Rui Barbosa e 40% em Safran. Esse decréscimo em 2010-2012 deve-se ao programa de controle de emissão de veículos estabelecido pelo governo brasileiro, denominado PROCONVE, que reduziu os níveis de emissão de poluentes atmosféricos por veículos leves e pesados, e foi responsável pela redução de 99% da emissão de monóxido de carbono por veículos leves no Brasil (IBAMA, 2014). As estações Cascata e Petrovale apresentaram um aumento em 2010 quando verificou-se incremento das concentrações médias em torno de 113% e 100%, respectivamente, em comparação ao ano anterior. Vale destacar que a Resolução 03/90 do CONAMA e a WHO não determinam um padrão para a concentração média anual de CO.

Tabela 23 - Concentração média anual de CO entre o ano de 2007 e 2012 (ppm)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa					0,47	0,52
Cascata			0,31	0,66	0,25	0,18
Ibiritermo		0,29				0,29
Petrovale			0,42	0,96	0,84	0,53
Rui Barbosa	0,34				0,52	0,42
Safran					1,29	0,78

Espaços vazios indicam que os dados do ano em questão não atingiram a porcentagem mínima de dados válidos.

Além da análise do comportamento médio anual, também foram analisadas as médias de concentração de 8 horas para CO cujo valor do PNQA estabelecido pela Resolução CONAMA 03/90 é igual a 9 ppm.

Em relação às concentrações médias de 8 horas para CO (Tabela 24), verifica-se que houve violação ao PNQA em Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran. Não é definido um padrão de referência para média de 8 horas de CO pela WHO.

Tabela 16 - Máxima concentração anual e número de dias com ocorrência de violações* ao padrão de qualidade do ar do poluente CO no período entre 2007 e 2012 (ppm)

Estações	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alterosa	2,74 **	0,89 **	5,10 **	2,86 **	2,30	3,15
Cascata	0,97 **	0,99 **	2,84	4,87	1,64	1,74
Ibiritermo	1,73 **	1,62	9,93 (2)**	2,63 **	1,28 **	3,01
Petrovale	1,00 **	0,98 **	2,79	26,95 (6)	3,76	2,51
Rui Barbosa	3,54	3,59 **	5,36 **	15,14 (4) **	4,61	2,89
Safran	1,00 **	0,98 **	8,68 **	5,61 **	9,91 (1)	8,60

*Informação entre parênteses.

**Os dados do ano em questão não atingiram a porcentagem mínima de dados válidos.

5.2.2. Comportamento médio mensal

5.2.2.1. Material Particulado

Avaliando o perfil médio mensal das concentrações de MP₁₀ (Figura 6) pode-se observar que, dentre as estações consideradas, a Estação Safran (Figura 6) foi a que apresentou as maiores concentrações médias mensais. De maneira geral, o comportamento médio mensal revela que os maiores valores de concentração ocorrem entre os meses de maio e setembro, sendo esperada a ocorrência de maiores valores de MP₁₀ durante o inverno. Isso ocorre devido às condições meteorológicas predominantes durante a estação que, na ausência de chuvas, ventos fracos, predomínio do sistema de alta pressão sobre o continente e a maior frequência de ocorrência de inversões térmicas próximas à superfície, dificultam a dispersão desse poluente. Estudos relacionando as concentrações de MP₁₀ na RMRJ (CARVALHO et al., 2004; WALDHEIM, ARAÚJO e CARVALHO, 2006; CORREA e CARVALHO, 2012) e RMSP (CORREA, 2016) também

encontraram menores concentrações de MP_{10} no período de inverno.

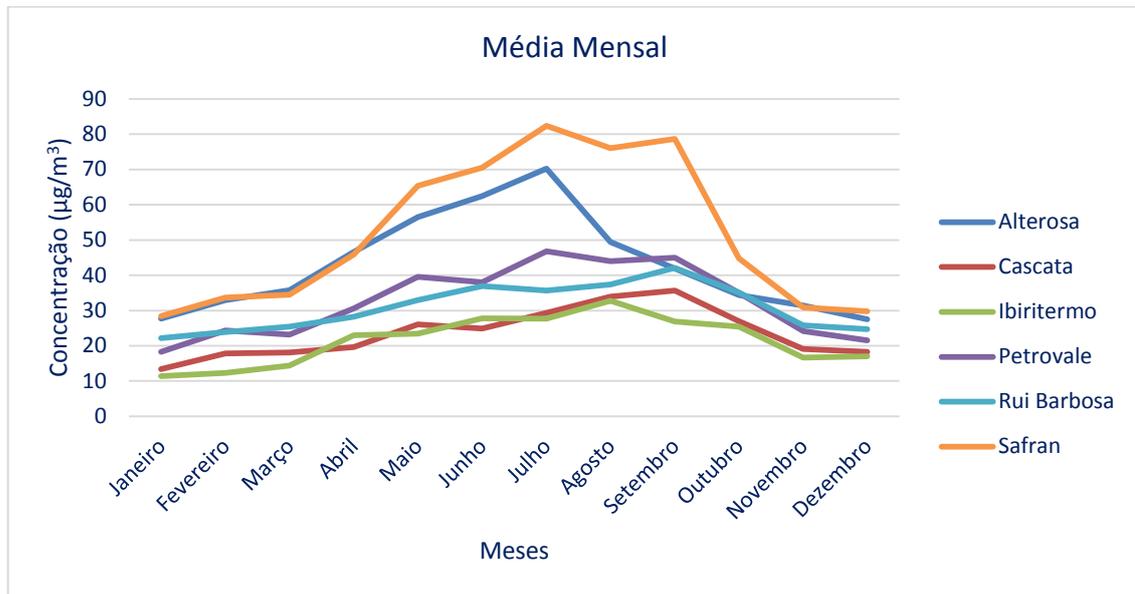


Figura 6 – Concentração média mensal de MP_{10} para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.2.2. Dióxido de Nitrogênio

Os resultados do monitoramento do NO_2 , (Figura 7), indicaram variações na média mensal deste poluente. Embora nenhuma estação tenha apresentado concentrações muito superiores às outras, foi observado que, conforme esperado, as concentrações da Estação Rui Barbosa se mostram um pouco mais expressivas que as concentrações das demais estações, já que esta estação é a mais exposta ao tráfego veicular. A evolução média mensal não apresentou um comportamento uniforme, tornando-se claro que as maiores e menores médias mensais não apresentam concordância entre as estações. Percebe-se que, em geral, os maiores valores de concentração de NO_2 ocorreram nos meses de inverno.

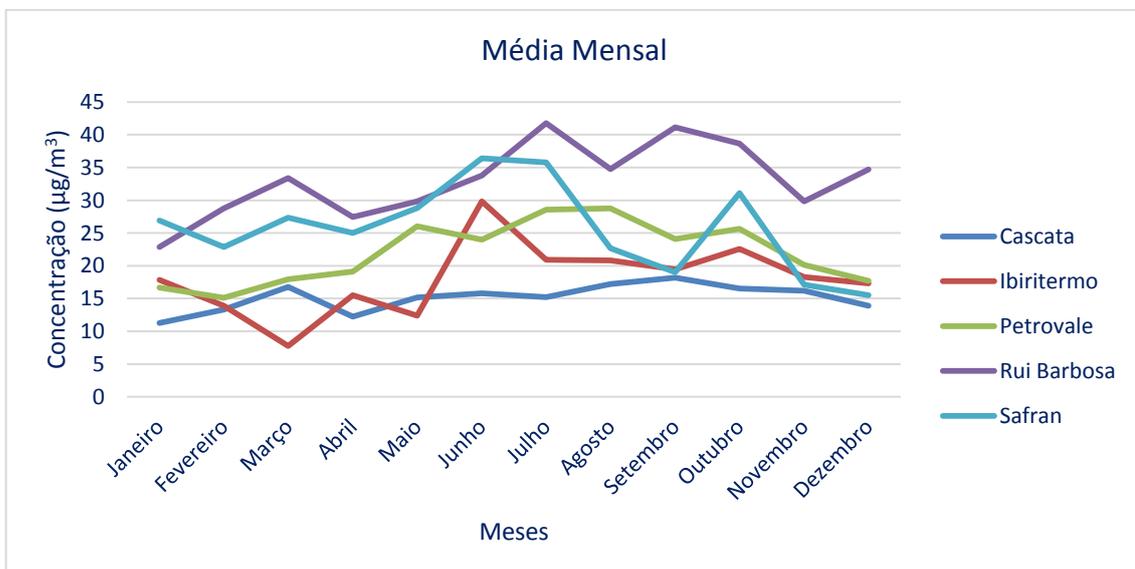


Figura 7 - Concentração média mensal de NO_2 para as estações Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.2.3. Dióxido de Enxofre

Os resultados do monitoramento do SO₂ (Figura 8), não apresentaram um comportamento uniforme indicando variações no que se refere ao comportamento médio mensal do poluente. Foi observado que as concentrações médias mensais deste poluente são relativamente baixas, não havendo grande variação entre os meses. Isso indica que, nas estações em que a variação das concentrações é menor, a influência de emissões industriais é mais representativa que a influência veicular, como é o caso das estações Alterosa e Cascata, localizadas próximas a fontes industriais. Apesar de as maiores e menores médias mensais não apresentarem uma clara concordância entre as estações, as maiores concentrações deste poluente também tendem a se concentrar nos meses referentes ao inverno, o que mostra que o SO₂ também é influenciado pela sazonalidade.

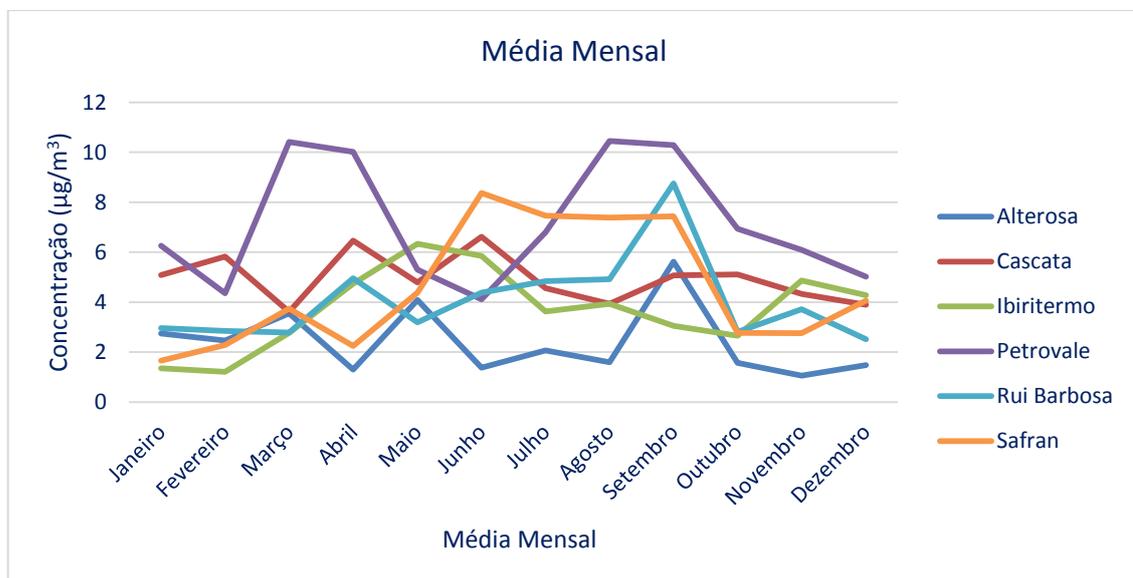


Figura 8 - Concentração média mensal de SO₂ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.2.4. Ozônio

Analisando as concentrações médias mensais de O₃ (Figura 9), é possível observar que, entre as estações consideradas, a Estação Ibiritermo foi a que apresentou as maiores concentrações médias mensais. O comportamento médio mensal revela que, ao contrário do MP₁₀ e dos demais poluentes, os maiores valores de concentração de O₃ ocorrem entre os meses de agosto e fevereiro enquanto os menores valores são registrados no período entre março a julho. É interessante notar que mais de 70% dos dias de violações de ozônio ocorreram nos meses de primavera e verão. Em geral, o maior número de ultrapassagens ao padrão ocorre no início da primavera quando a baixa umidade atmosférica e o aumento da radiação solar em relação ao período de inverno e a pouca precipitação em relação ao verão propiciam a formação deste poluente. O mesmo padrão foi verificado na RMSP (CARVALHO et al., 2012; CARVALHO et al., 2015; CORREA, 2016) e RMRJ (CARVALHO et al. 2004; CARVALHO, 2006). Jenkin, Davies e Stedman (2002) e Ryan et al. (1999) também observaram episódios de poluição por ozônio no Reino Unido e nos Estados Unidos, respectivamente, nos meses

mais quentes do ano.

Também é importante destacar a similaridade entre os perfis médios encontrados nas estações Ibiritermo e Rui Barbosa. A influência predominante de fontes móveis nestas estações, provavelmente, é um fator determinante desta semelhança de comportamento. Apesar da Estação Ibiritermo apresentar grande influência das emissões atmosféricas provenientes de veículos automotores, também pode-se destacar a presença de diversas indústrias no entorno da estação.

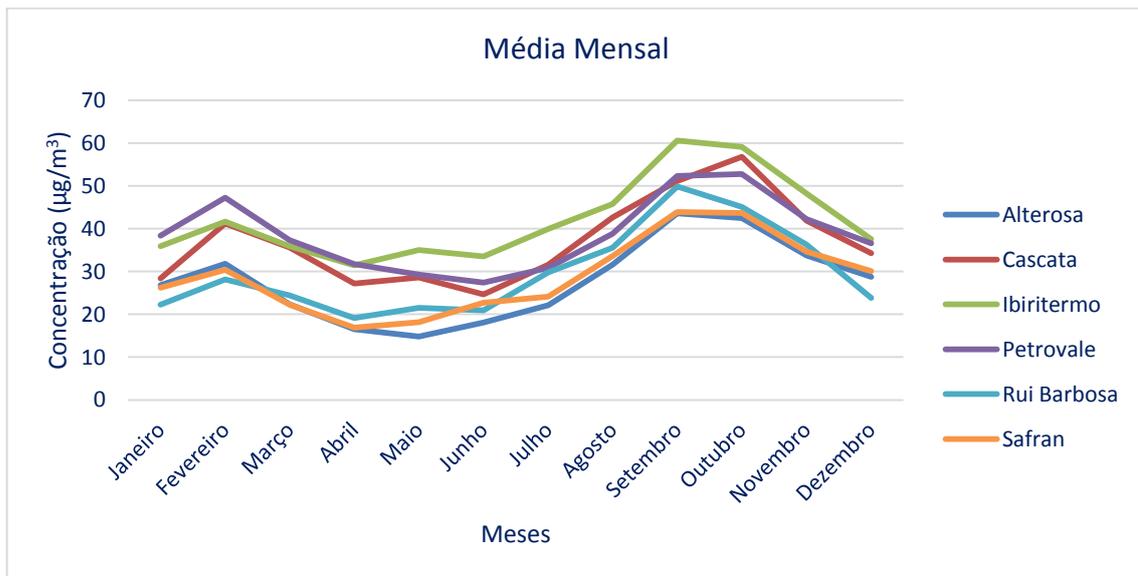


Figura 9 - Concentração média mensal de O₃ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.2.2. Monóxido de Carbono

Observando o comportamento médio mensal do poluente CO (Figura 10), verifica-se, em geral um comportamento irregular entre os meses em todas as estações. Pode-se notar que, em geral, a Estação Safran apresentou concentrações mais expressivas, e maior variação entre os meses, que as demais estações. A pequena variação entre os meses para as estações Ibiritermo e Rui Barbosa deve-se ao fato de ambas estarem localizadas em área de médio e elevado tráfego veicular, respectivamente, enquanto às demais estão localizadas próximas a fontes industriais, não sofrendo tanta influência do fluxo veicular.

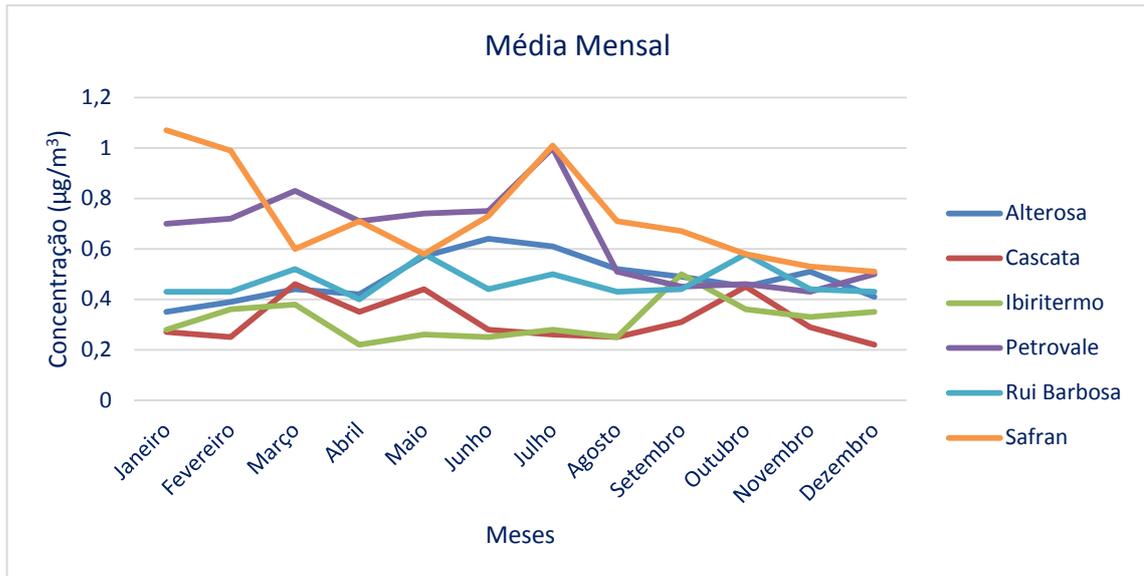


Figura 10 - Concentração média mensal de CO para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.3. Comportamento médio de acordo com o dia da semana

São apresentadas, nas figuras 11, 12, 13 e 14, as análises correspondentes às variações médias das concentrações dos poluentes material particulado, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio e monóxido de carbono, respectivamente, durante os dias da semana. Nestas figuras, pode-se verificar que, em geral, é mantida uma certa constância nos dias da semana e menores concentrações aos finais de semana.

A análise correspondente à variação média da concentração de material particulado durante os dias da semana é apresentada na Figura 11. É possível observar similaridade no perfil das concentrações de todas as estações, ficando evidente que os maiores valores médios foram encontrados na sexta-feira e os menores aos finais de semana. As maiores concentrações médias, de acordo com o dia da semana, corresponderam à Estação Safran.

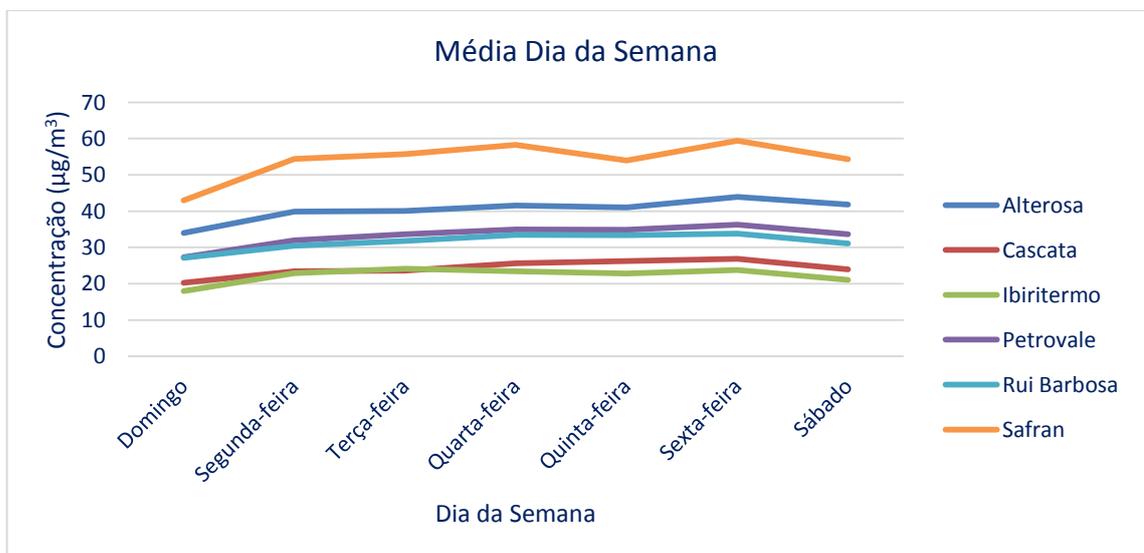


Figura 11 - Concentração média de acordo com o dia da semana de MP₁₀ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

O perfil médio das concentrações de dióxido de enxofre, apresentado na Figura 12, revela, exceto para a Estação Alterosa, maiores valores ocorrendo durante os dias úteis. O que também pode ser verificado são variações no que diz respeito ao dia no qual ocorrem os maiores valores. Em geral, as maiores concentrações deste poluente foram encontradas na estação Petrovale.

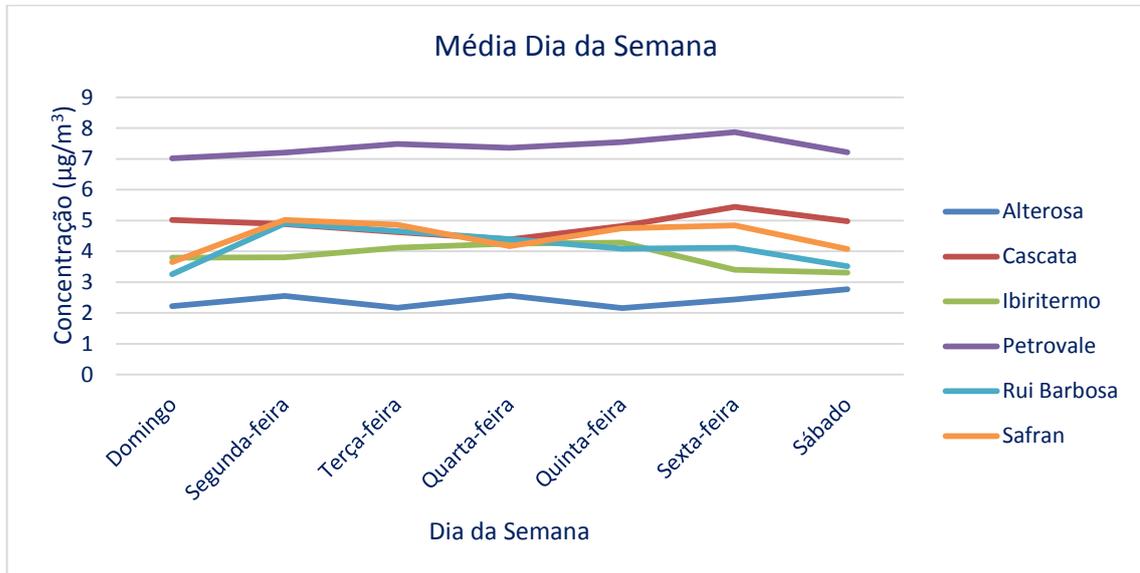


Figura 12 - Concentração média de acordo com o dia da semana de SO₂ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

A análise do perfil médio de acordo com o dia da semana para o dióxido de nitrogênio (Figura 13) mostra que as maiores concentrações deste poluente nas estações Rui Barbosa e Petrovale ocorreram na sexta-feira, enquanto nas estações Ibiritermo, Cascata e Safran os maiores valores de concentração ocorreram na quarta-feira. Entre todas as estações, a Rui Barbosa foi a que registrou as maiores concentrações de dióxido de nitrogênio. A variabilidade das concentrações deste poluente durante a semana pode estar associada ao fato de o poluente NO₂ sofrer influência tanto de fontes móveis leves e pesadas quanto de fontes fixas. A Estação Alterosa não realiza o monitoramento deste poluente.

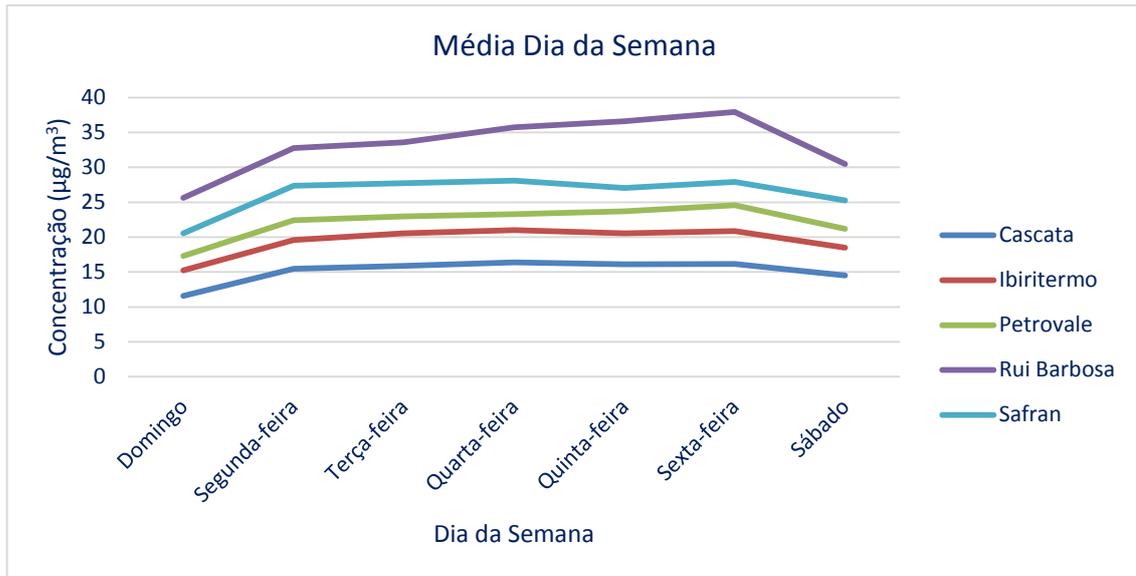


Figura 13 - Concentração média de acordo com o dia da semana de NO₂ para as estações Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

Verificando o comportamento médio do monóxido de carbono (Figura 14) nota-se que houve pequena variação na magnitude das concentrações em todas as estações de acordo com o dia da semana. A Estação Safran destaca-se por apresentar os maiores valores de concentração deste poluente. Em geral, pode-se verificar menores concentrações aos finais de semana, sendo observadas reduções médias percentuais de 1,53% e 8,2% para sábado e domingo, respectivamente, devido à redução do tráfego de veículos nestes dias.

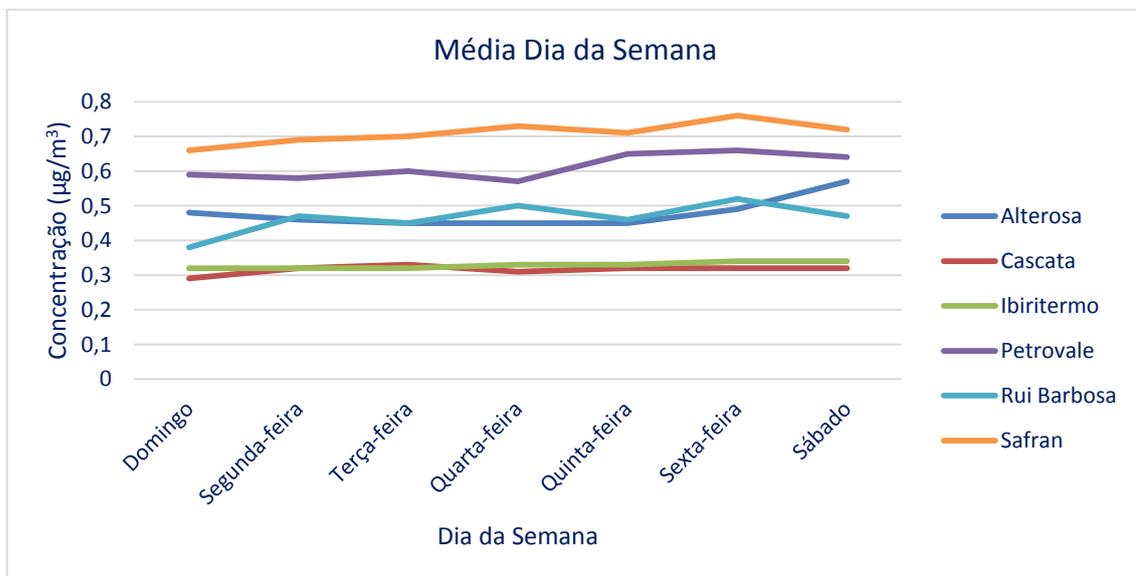


Figura 14 - Concentração média de acordo com o dia da semana de CO para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

Em geral, essa variação de acordo com o dia da semana, em que há redução das concentrações aos finais de semana, significa que a atividade veicular tem grande influência nas regiões onde estão localizadas as estações em que se verificou esse comportamento, como é o caso da Estação Rui Barbosa.

Na Figura 15 é apresentada a análise correspondente à variação média da concentração de ozônio durante os dias da semana. Observa-se que, em todas as estações, os maiores valores médios de concentração de ozônio foram observados durante os finais de semana (sábados e domingos). CARVALHO (2006) explica que esse comportamento se refere à diminuição da concentração do poluente NO, grande parte proveniente dos veículos, e principalmente ao aumento da relação da razão da concentração dos poluentes NO_2/NO nos dias de fim de semana, o que diminui as taxas de consumo de ozônio devido à reação com o poluente NO. De acordo com os resultados é possível verificar um aumento médio percentual de 9,0% e 10,7% para sábado e domingo, respectivamente, em relação aos demais dias da semana, quando o tráfego de veículos é, de fato, menos intenso. Também é possível observar similaridade no perfil das concentrações de ozônio para todas as estações consideradas neste estudo. Em geral, verificam-se apenas variações na magnitude destas concentrações. As maiores concentrações médias, de acordo com o dia da semana, corresponderam à Estação Ibiritermo.

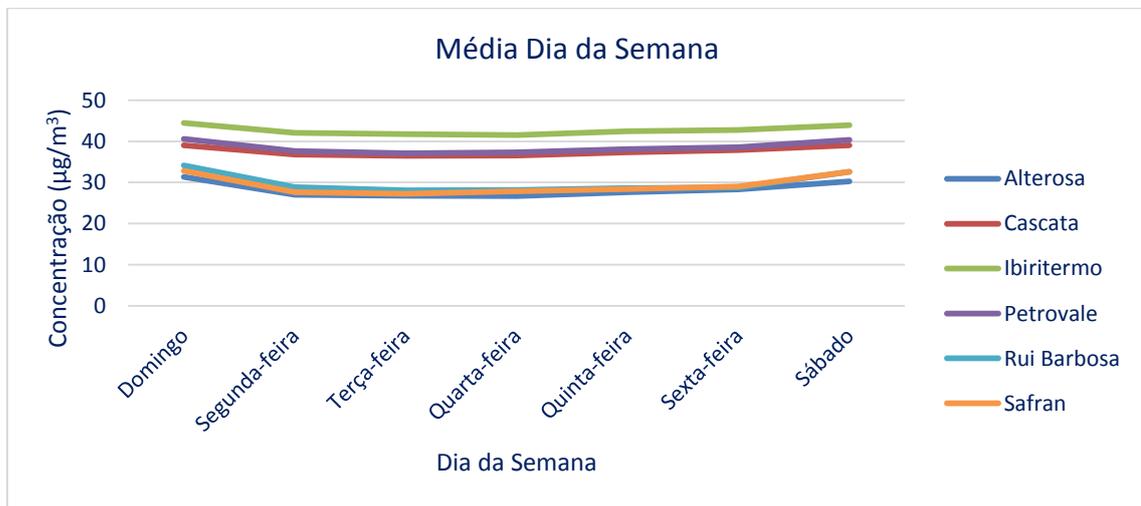


Figura 15 - Concentração média de acordo com o dia da semana de O_3 para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.4. Comportamento médio horário

5.2.4.1. Material Particulado

A Figura 16 apresenta o comportamento médio horário das concentrações do poluente MP_{10} registrados entre 2007 e 2012. Através dela é possível observar a grande similaridade entre os perfis médios horários de todas as estações consideradas com dois picos de concentração, um pela manhã (entre 08:00 e 09:00 h) e o segundo à noite (entre 20:00 e 21:00 h). O pico de concentração pela manhã, provavelmente, está associado ao maior tráfego de veículos neste horário nas vias próximas às localidades onde estão instaladas as estações. À noite, o pico de concentração pode estar associado ao fato de este período apresentar condições não favoráveis à dispersão de poluentes - com pouco vento a dispersão de poluentes é menos efetiva.

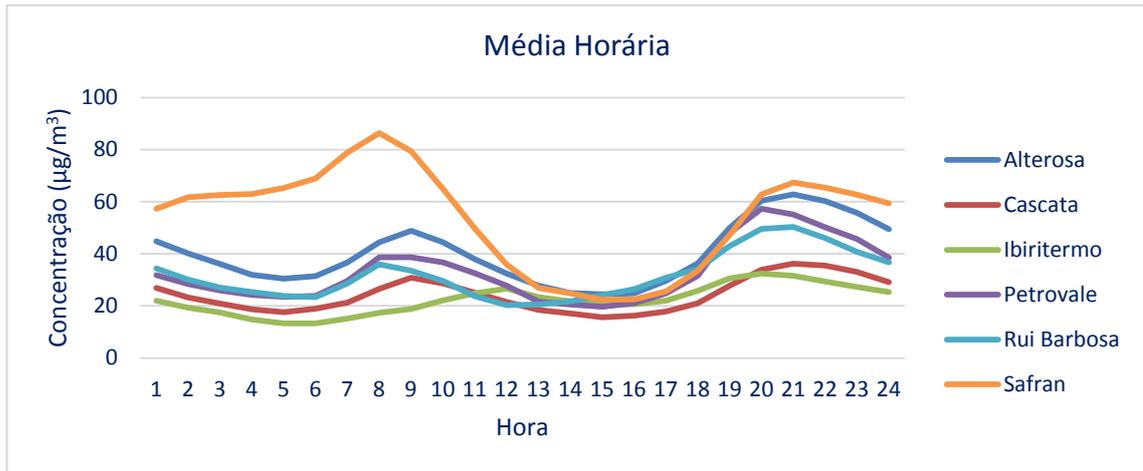


Figura 16 - Concentração média horária de MP_{10} para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.4.2. Dióxido de Nitrogênio

A similaridade encontrada entre o perfil médio horário da concentração do poluente MP_{10} pode ser identificada através da avaliação média horária no que se refere ao poluente NO_2 (Figura 17). Analogamente ao que foi verificado no caso do material particulado, todas as estações apresentaram dois picos de concentrações, associados ao tráfego veicular. É importante salientar que, como os óxidos de nitrogênio atuam na formação da molécula de ozônio, espera-se que as concentrações de NO_2 sejam menores quando as concentrações de O_3 são máximas. As maiores concentrações deste poluente foram encontradas na Estação Rui Barbosa.

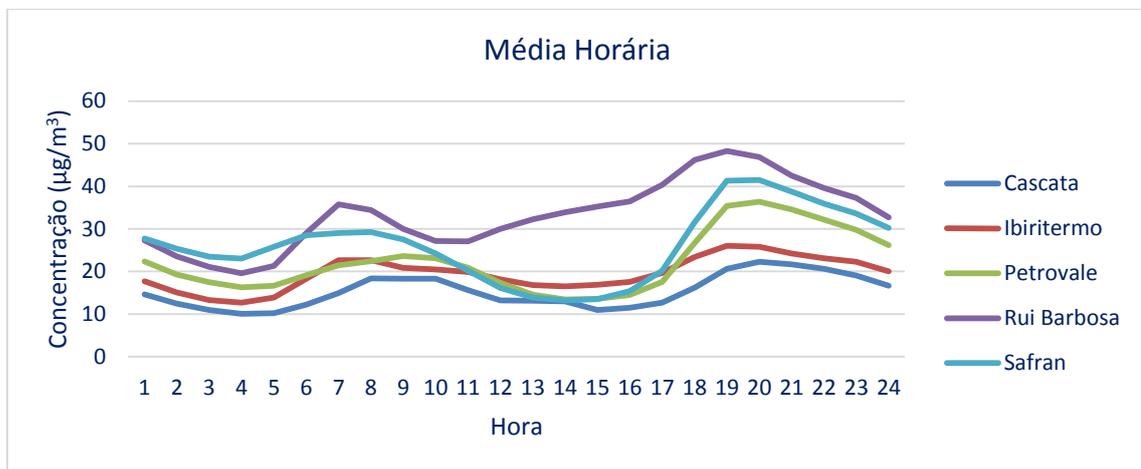


Figura 17 - Concentração média horária de NO_2 para as estações Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.4.3. Dióxido de Enxofre

O perfil que representa o comportamento médio horário do SO_2 (Figura 18) mostra um pico de concentração no início da tarde (entre às 12:00 e 15:00h) para as estações Petrovale, Cascata e Rui Barbosa; um pico de concentração pela manhã (às 10:00h) na Estação Safran e um pico de concentração no período da noite nas estações Ibiritermo e Alterosa (entre 19:00 e 21:00h). Estes

padrões podem estar associados à maior circulação de veículos pesados que liberam enxofre nestas regiões nos horários destacados.

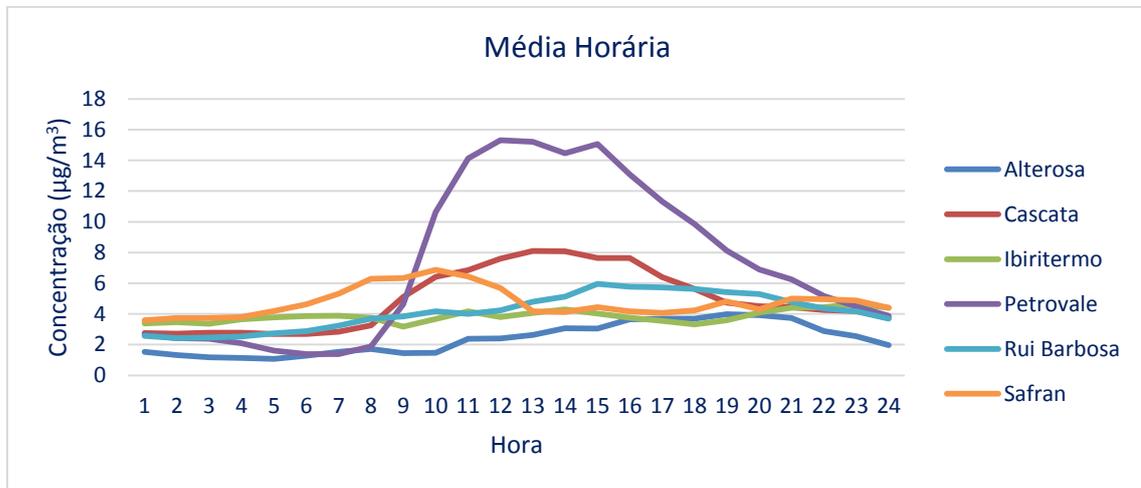


Figura 18 - Concentração média horária de SO₂ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.4.4. Ozônio

O comportamento médio horário das concentrações de O₃, registradas entre 2007 e 2012, é apresentado na Figura 19. Nesta figura, nota-se a grande similaridade entre os perfis médios horários de todas as estações com maiores valores sendo registrados no período da tarde, entre 14:00 e 16:00h, poucas horas após o horário em que é registrada a máxima incidência de radiação solar. Segundo Carvalho (2010), este atraso em relação à máxima incidência corresponde ao tempo necessário para que as reações que levam a formação de ozônio ocorram. Durante a noite, as concentrações de ozônio se reduzem rapidamente, principalmente devido à deposição seca na superfície e pela não ocorrência de reações fotoquímicas formadoras de ozônio. Como não há incidência de radiação solar neste período, não há formação de novas moléculas de ozônio e a concentração do poluente tende a cair de forma brusca. No entanto, pode-se verificar nas estações Rui Barbosa e Alterosa um ligeiro aumento das concentrações durante a madrugada (entre 03:00 e 04:00h). Este comportamento, já observado em outros estudos em outros locais do mundo (ANDRADE et al., 2012; CORSMEIER et al., 1997; REITEBUCH et al., 2000; SALMOND e MCKENDRY, 2002), pode ser explicado devido ao transporte de poluentes provenientes de outras regiões.

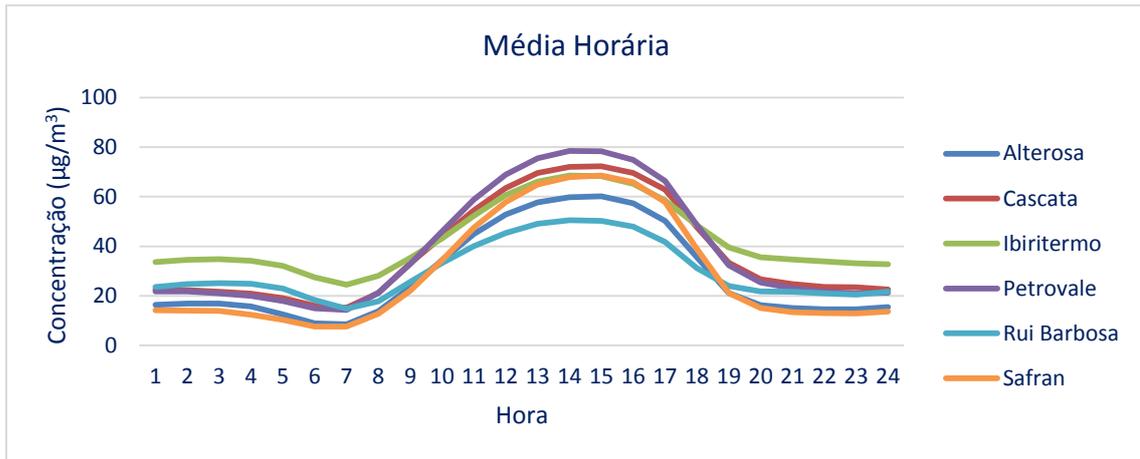


Figura 19 - Concentração média horária de O₃ para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.2.4.5. Monóxido de Carbono

O perfil médio de acordo com a hora do dia para o poluente CO, representado pela Figura 20, mostra que não há grande variação na magnitude das concentrações de acordo com a hora do dia. Em geral, observa-se concentrações um pouco maiores no período da manhã e no período da noite, momentos em que deve ocorrer um maior fluxo de veículos nas proximidades de onde estão instaladas as estações.

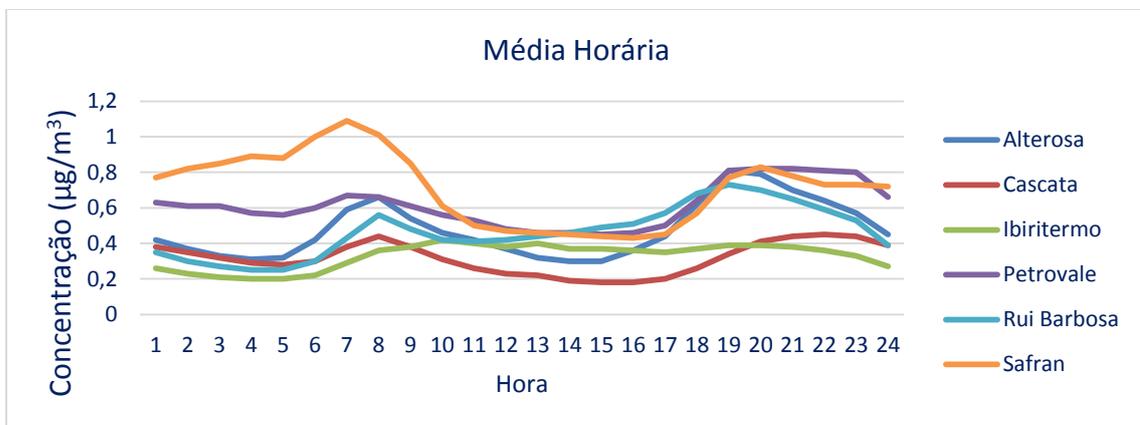


Figura 20 - Concentração média horária de CO para as estações Alterosa, Cascata, Ibiritermo, Petrovale, Rui Barbosa e Safran.

5.3. Avaliação da relação entre as concentrações de poluentes com o transporte advectivo

As condições de dispersão de poluentes em uma determinada região estão diretamente relacionadas à direção e à velocidade dos ventos (CARVALHO, 2006). Deste modo, foram construídas rosas dos ventos para cada estação de monitoramento (Figuras 21 a 32), indicando a frequência de ocorrências e as intensidades dos ventos.

5.3.1. Estação Alterosa

Em geral, verifica-se predominância de ventos do setor sul e baixo índice de calmaria que atingiu 3,38% do total de registros efetuados no período de 2007 a 2012 na Estação Alterosa (Figura 21).

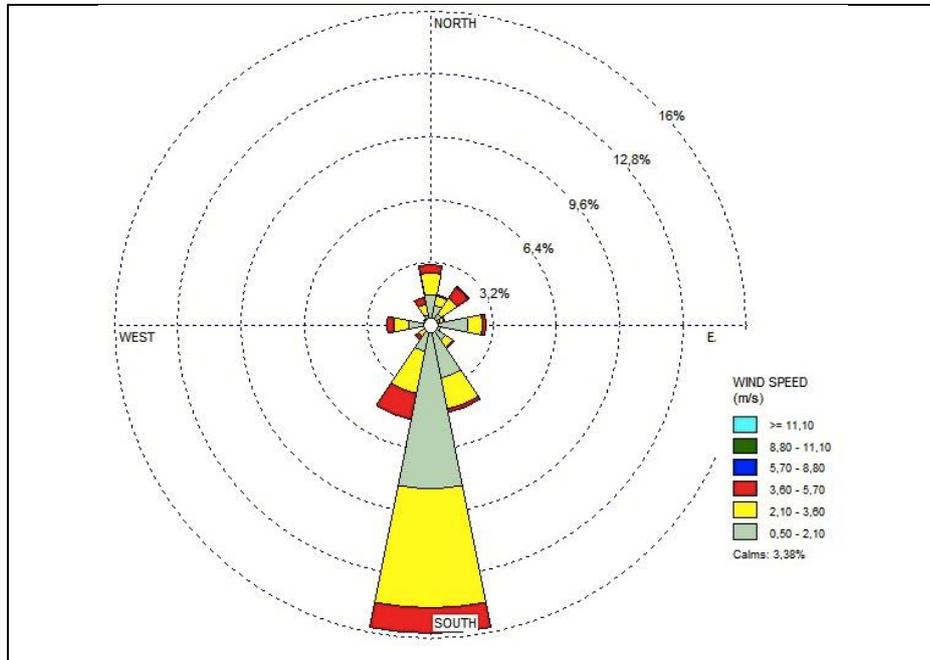


Figura 21 - Rosa dos ventos (Estação Alterosa)

Pela Figura 22 é possível verificar a predominância de ventos na direção sul/sul-sudeste durante o período da tarde e de sul/sul-sudoeste durante os demais períodos do dia. O maior índice de calmaria atingido foi de 7,62% durante a madrugada. O médio índice de calmaria observado neste período dificulta a dispersão dos poluentes provenientes das indústrias que se concentram próximas a este local.

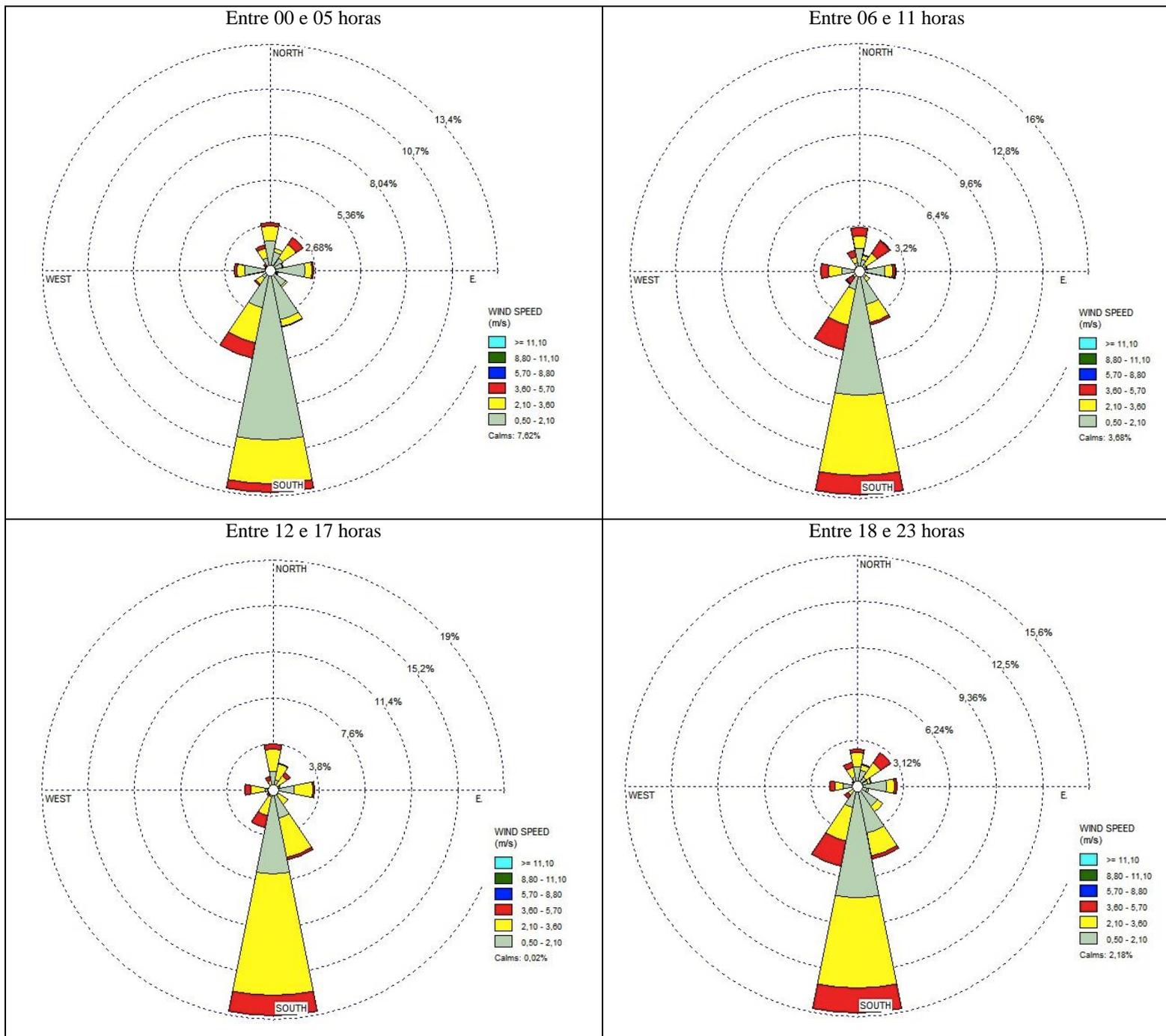


Figura 22 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Alterosa)

5.3.2. Estação Cascata

As condições de vento registradas na Estação Cascata no período de 2007 a 2012 (Figura 23) demonstram predominância de ventos das direções sudoeste/sul-sudoeste, nas quais são registradas situações de ventos com velocidade moderada e alto índice de calmaria em torno de 13%.

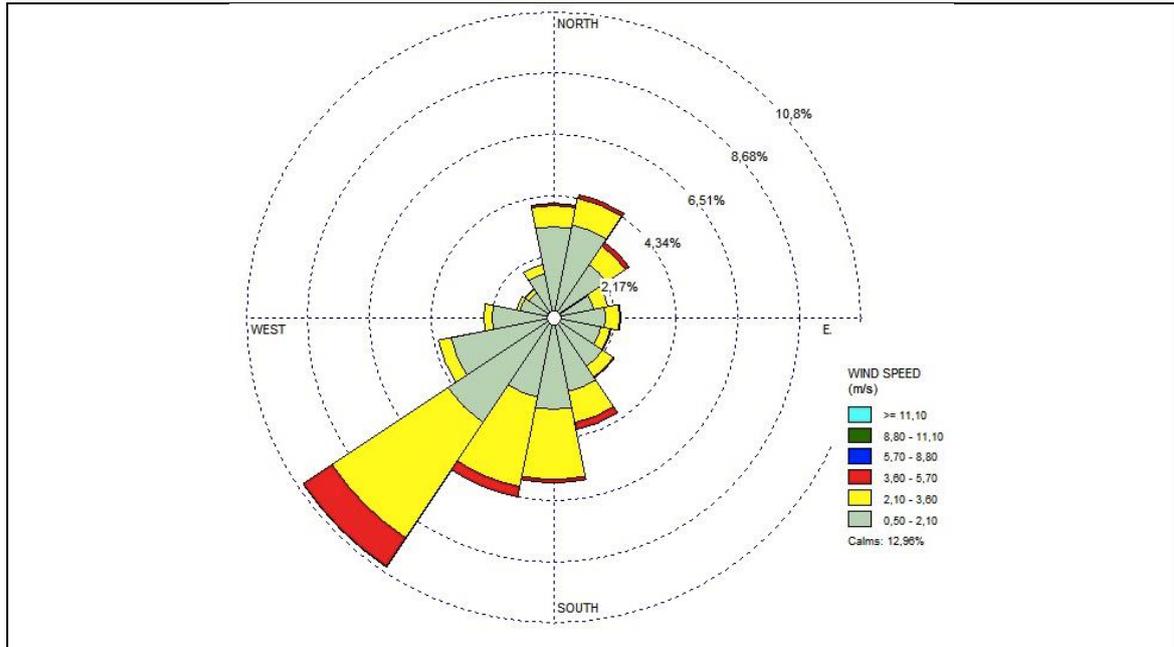


Figura 23 - Rosa dos ventos (Estação Cascata)

Analisando o regime de vento de acordo com o período do dia (Figura 24), observa-se a predominância do setor sudoeste durante o período da noite e madrugada, podendo ainda ser notado a ocorrência de ventos fracos (altos índices de calmaria) e dos setores S/SSW/SW durante o período entre 06 e 17 horas. De modo análogo ao que acontece na Estação Alterosa, os elevados índices de calmaria durante a noite, madrugada e de manhã dificultam o processo de dispersão dos poluentes provenientes das indústrias instaladas nesta região, fazendo com que os mesmos tendam a se concentrar na região sudoeste da RMBH.

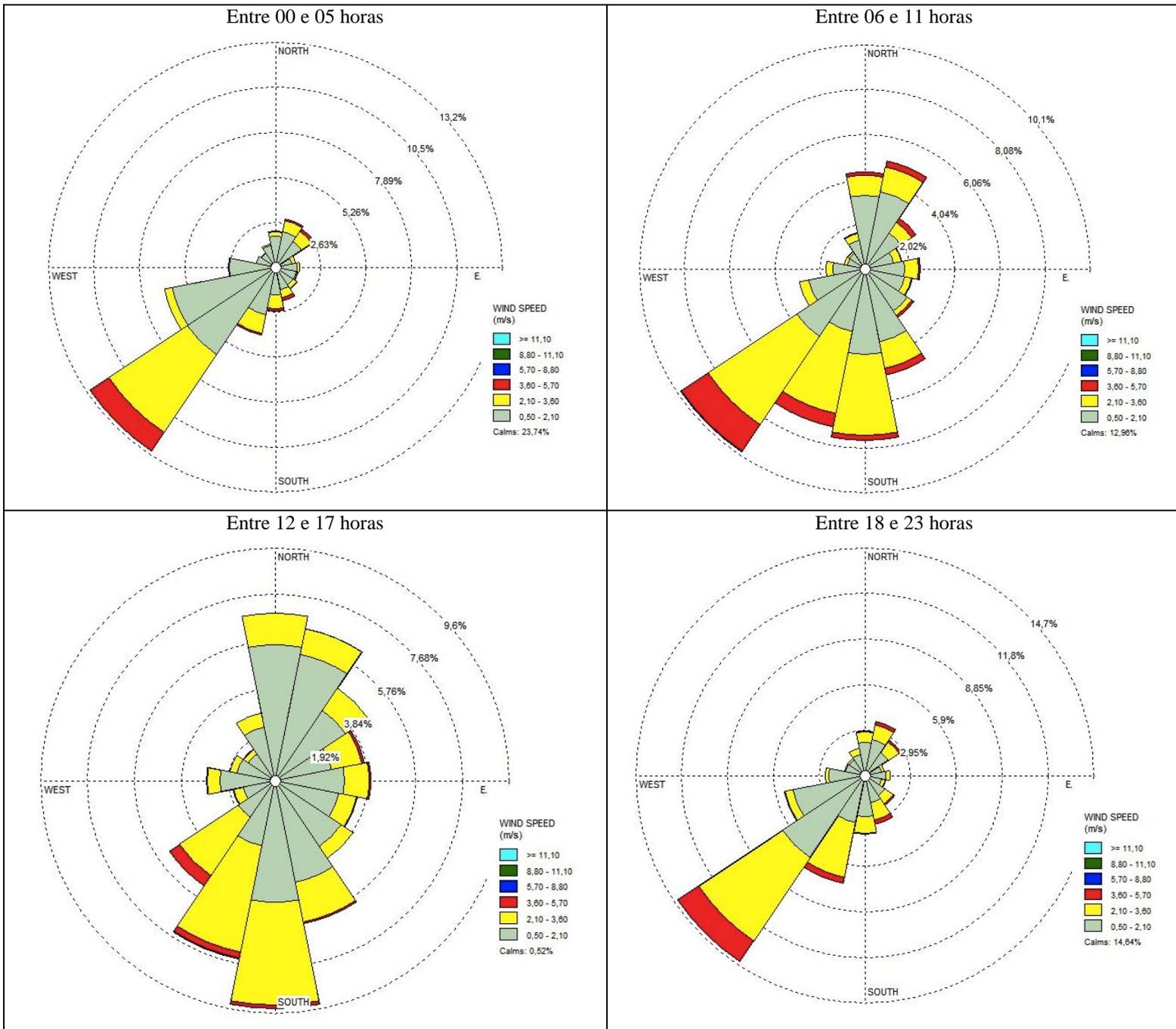


Figura 24 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Cascata)

5.3.3. Estação Ibiritermo

Verifica-se, pela Figura 25, a predominância das direções leste/leste-nordeste e um baixo índice de calmaria de apenas 0,10% do número total de registros considerados, o que facilita a dispersão dos poluentes na região onde está instalada esta estação.

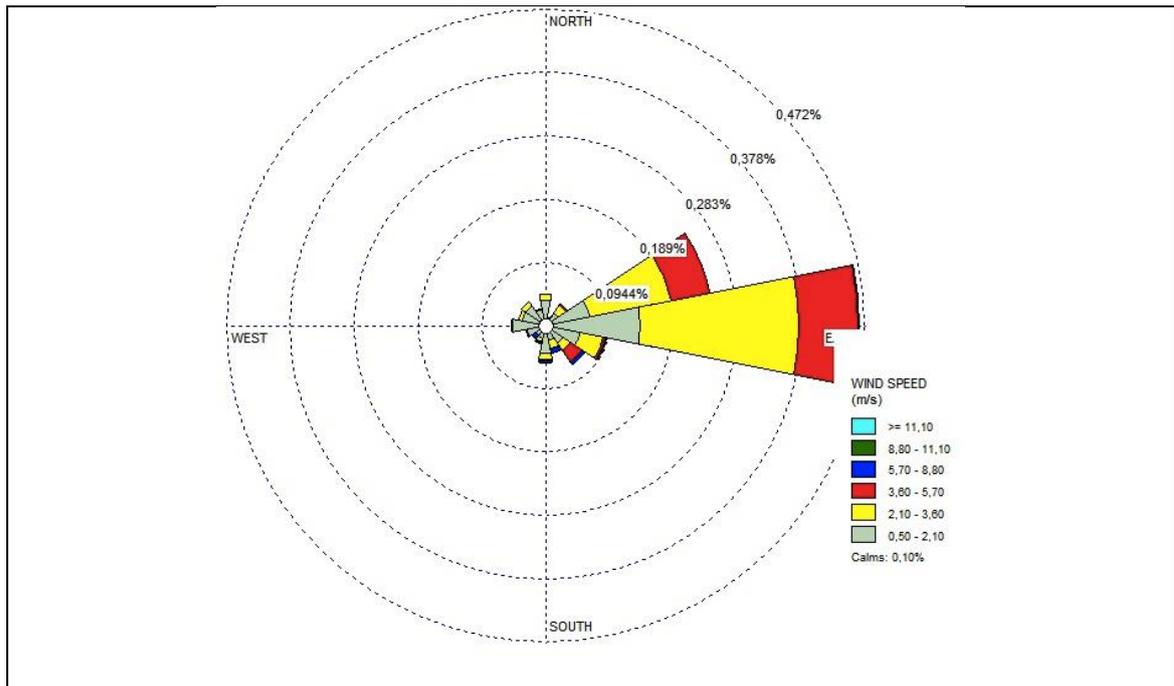


Figura 25 - Rosa dos ventos (Estação Ibiritermo)

A variação do vento, representada pela Figura 26, mostra que, durante a tarde, o vento que predomina é o vento de leste-nordeste, com menor destaque para ventos do setor oeste, enquanto no restante do dia há a prevalência de ventos leste. Os índices de calmaria revelam valores muito baixos, não ultrapassando 0,14% do total dos registros durante a madrugada. No período da manhã pode-se notar a presença de ventos mais fortes que contribuem para que os poluentes sejam dispersados nesta região.

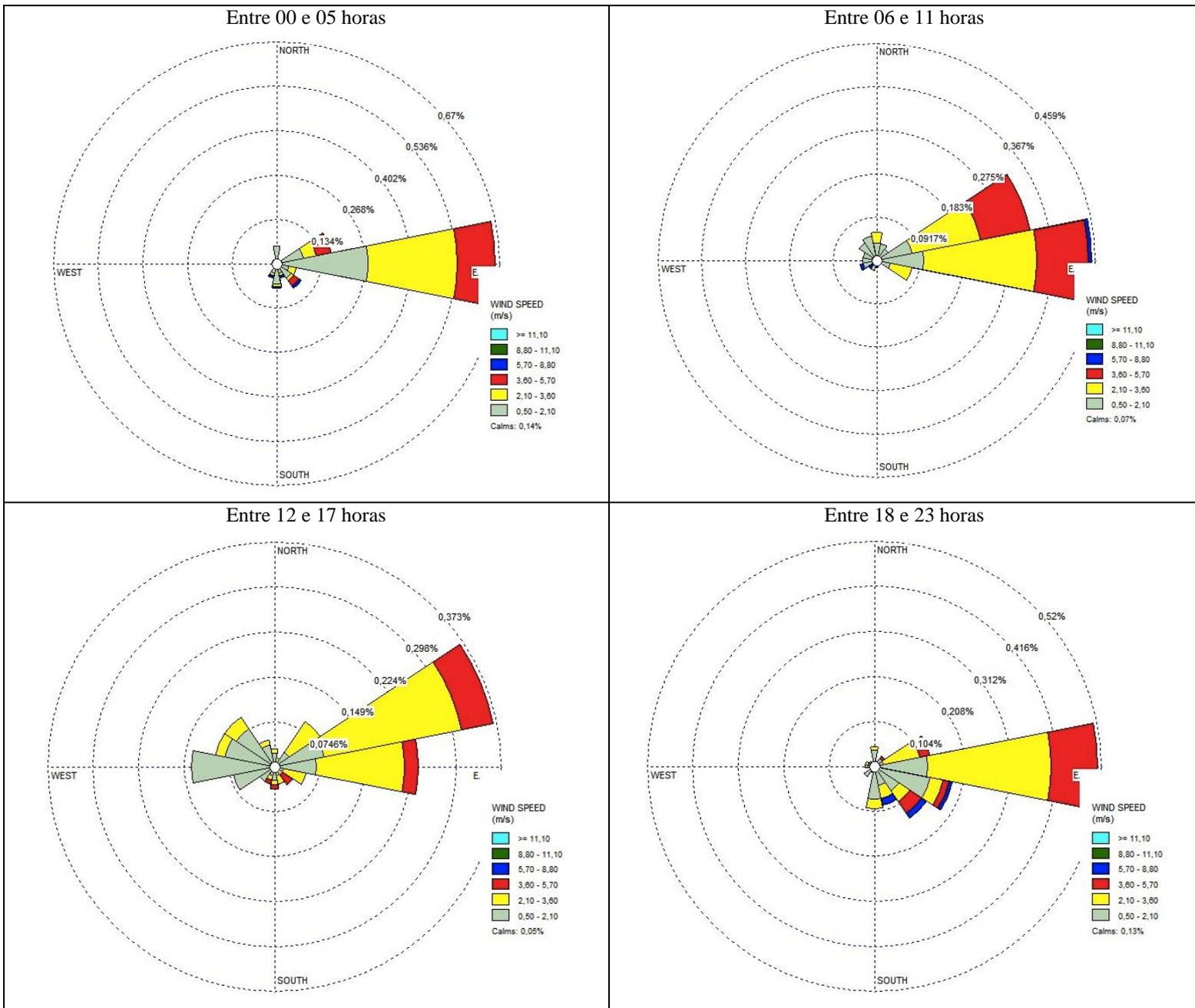


Figura 26 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Ibiritermo)

5.3.4. Estação Petrovale

Verifica-se que, embora haja ventos provenientes de diferentes direções, na Estação Petrovale (Figura 27) há predominância de ventos dos setores leste-nordeste e leste, com menor destaque para ventos do setor oeste. Esta estação revela um baixo índice de calmarias de 5,28%.

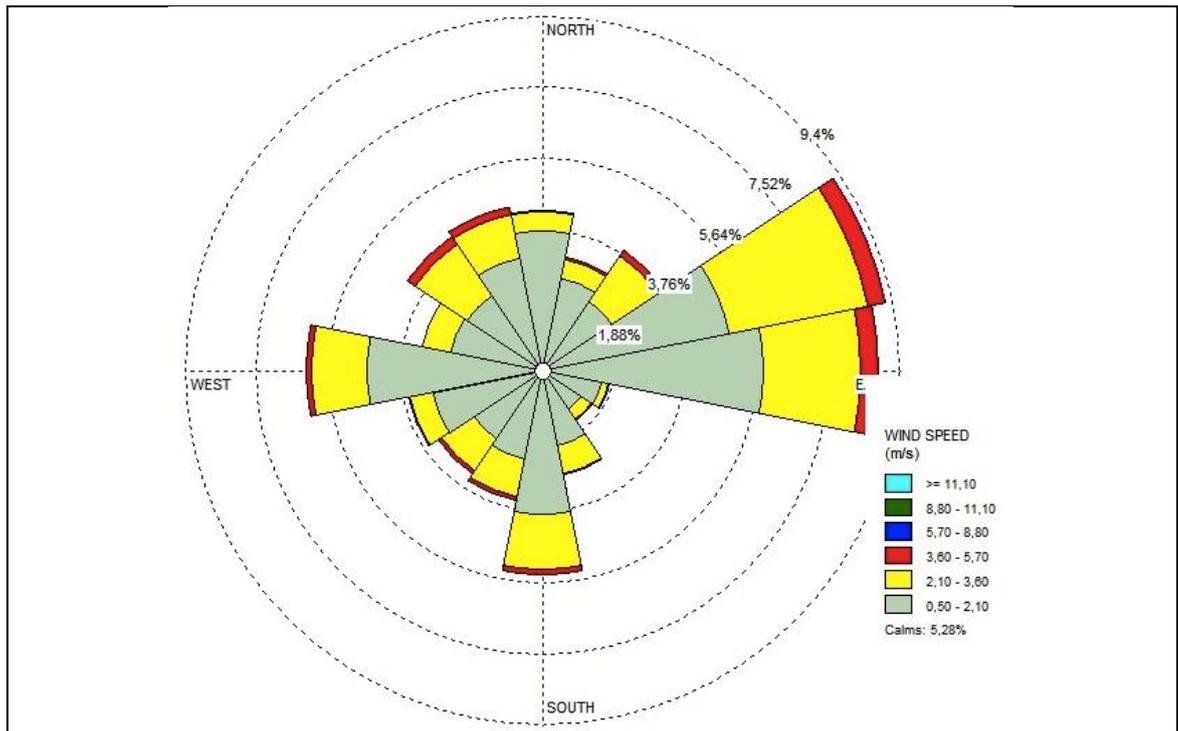


Figura 27 - Rosa dos ventos (Estação Petrovale)

Analisando o ciclo diário do vento nesta estação (Figura 28), pode-se notar que, durante a noite e a madrugada, a velocidade dos ventos dos setores leste/leste-nordeste é menor que durante o dia e o índice de calmaria durante a madrugada excede 10% do número total de dados registrados. Durante o período da tarde, prevalece o vento de setor sul, com menor destaque para o setor leste-nordeste, sendo o índice de calmaria inferior a 1% durante este período. Durante o período da manhã há o predomínio de ventos mais fortes dos setores leste-nordeste/leste.

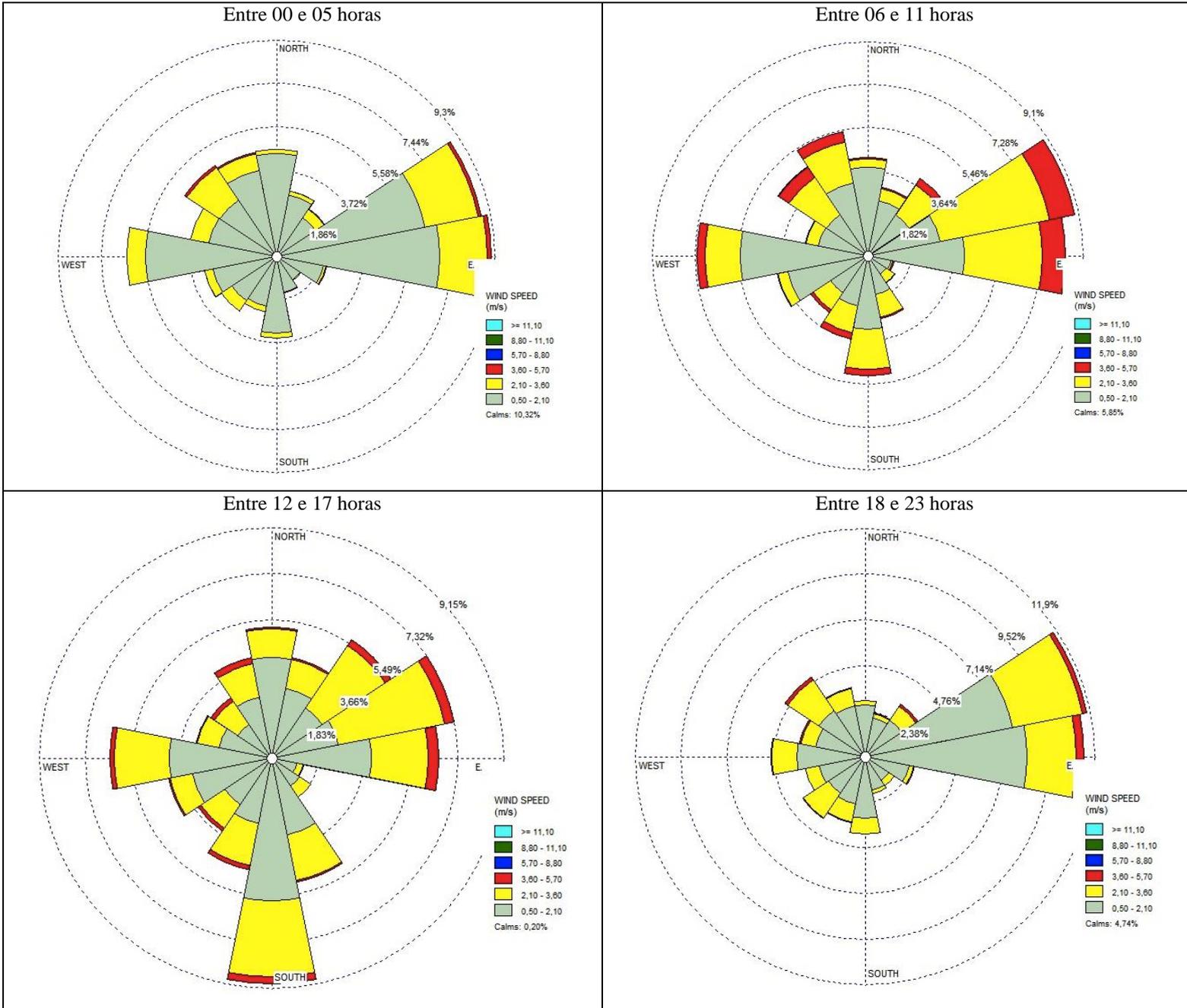


Figura 28 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Petrovale)

5.3.5. Estação Rui Barbosa

O comportamento dos registros de direção e velocidade do vento na Estação Rui Barbosa (Figura 29) revela predomínio de ventos fracos provenientes do setor sul com índice de calmaria de apenas 3,26%.

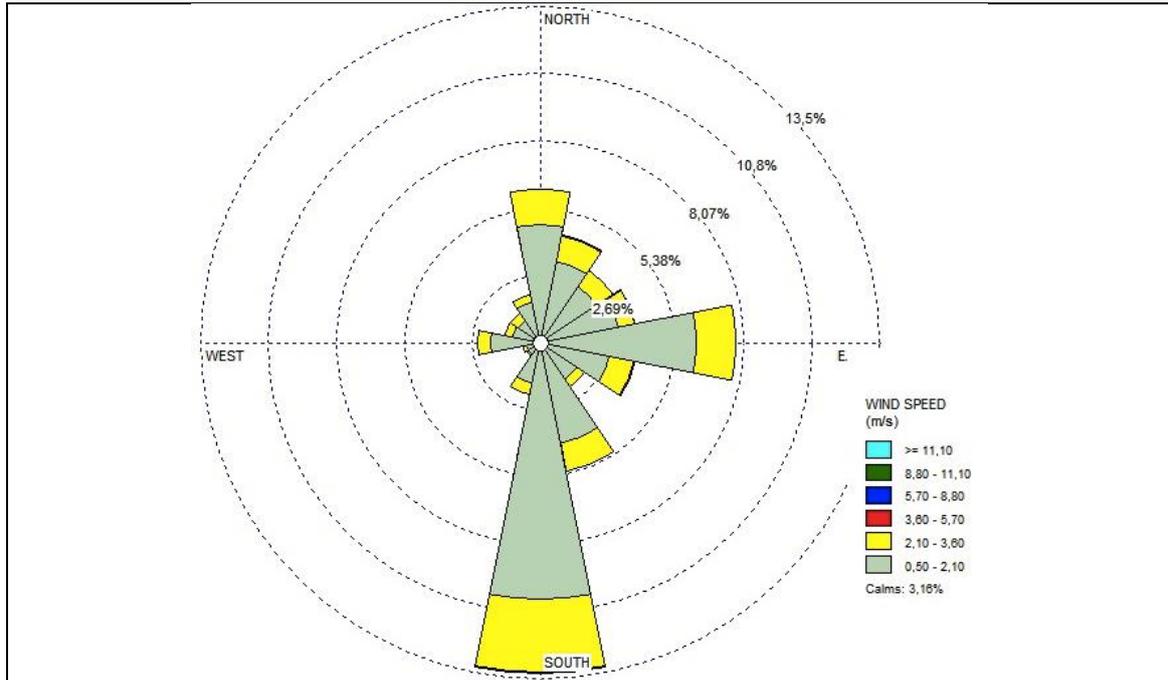


Figura 29 - Rosa dos ventos (Estação Rui Barbosa)

Pode-se notar que, durante todo o dia, há prevalência de ventos do setor sul, com menor destaque para o setor norte durante à tarde e setor leste durante os demais períodos, com maior índice de calmaria durante a madrugada (7,17% do total de dados). A ocorrência de ventos fracos durante à noite e madrugada dificulta o transporte e facilita a estagnação do ar promovendo o acúmulo de poluentes provenientes do tráfego veicular na Estação Rui Barbosa (Figura 30).

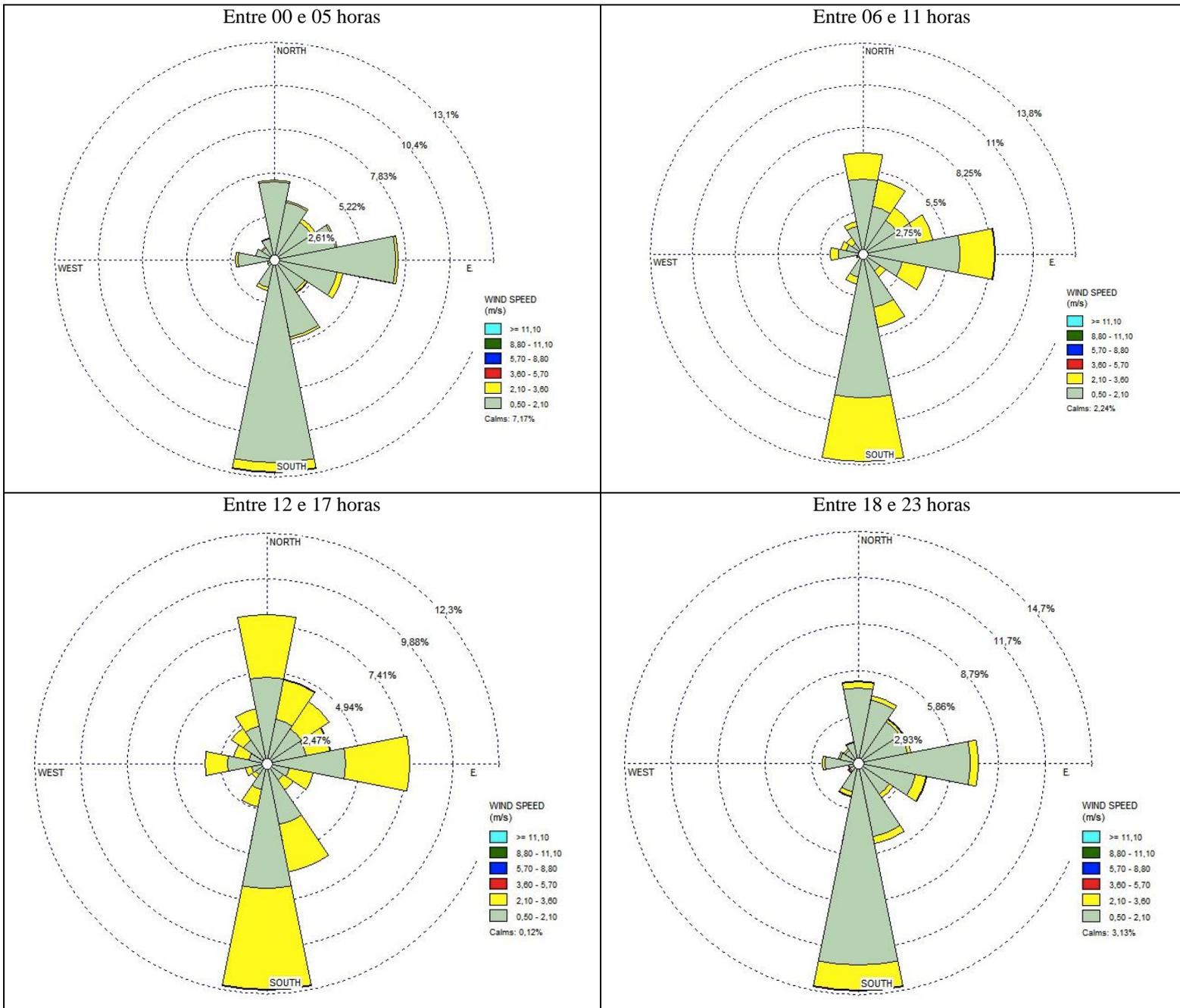


Figura 30 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Rui Barbosa)

5.3.6. Estação Safran

Avaliando as condições de vento registradas na Estação Safran (Figura 31), observa-se predominância de ventos de direção sul, na qual também é registrada situação de ventos com velocidades moderadas. Em geral, verifica-se um baixo índice de calmaria em torno de 4%.

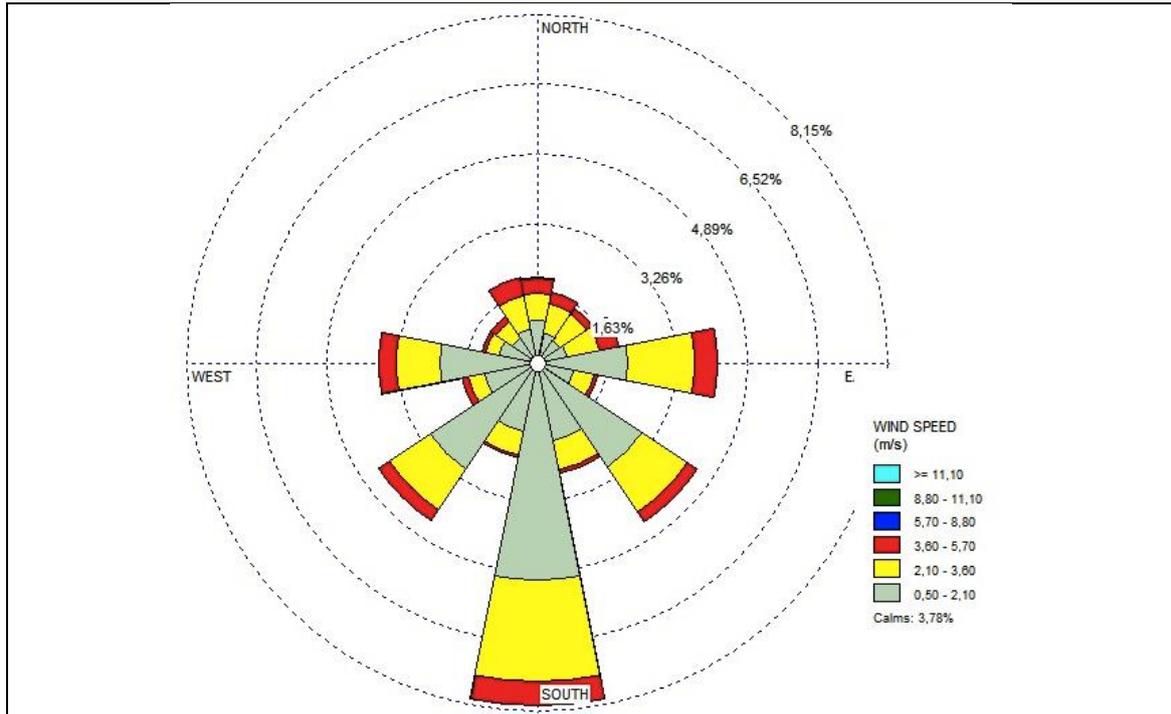


Figura 31 - Rosa dos ventos (Estação Safran)

Nota-se predomínio de ventos do setor sul ao longo de todo o dia. O índice de calmaria atingiu maiores valores (8,68%) durante a madrugada, seguido pelo período da manhã, sendo que, durante a tarde, este índice chega a 0% registrando velocidades de vento um pouco mais elevadas.

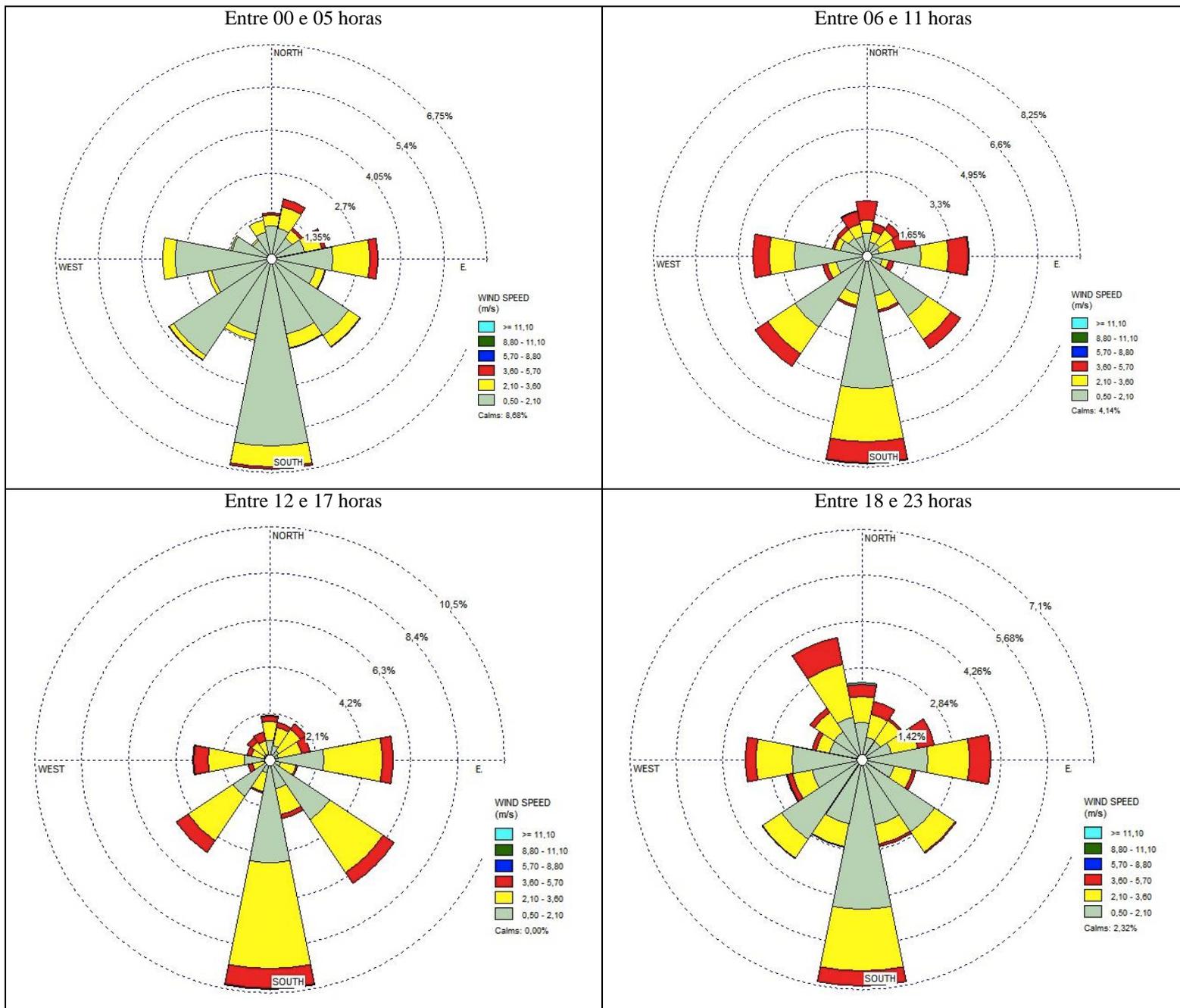


Figura 32 - Rosa dos ventos de acordo com a hora do dia (Estação Safran)

Analisando a RMBH como um todo, pode-se verificar que a Estação Cascata se destaca pelo maior percentual de calmaria em relação ao total de registros em sua série temporal de vento, atingindo o total de, aproximadamente, 13%. Este percentual é bastante elevado, quando comparado aos percentuais registrados nas demais estações, e corresponde a mais que o dobro do que foi registrado na Estação Petrovale, que é a estação com o segundo maior índice (5,28%). Nota-se que os maiores percentuais de calmaria ocorrem sempre de madrugada, tendo a Estação Cascata o maior percentual neste período (23,74%). Como destacado anteriormente, a Estação Cascata está localizada próximo à REGAP. Este fato, aliado ao padrão de estagnação dos ventos durante a madrugada, confere a esta localidade uma condição de elevada concentração de poluentes. De maneira geral, o percentual

de calmaria em todas as estações aumenta gradativamente da noite para a madrugada, e depois reduz no período da manhã. Verifica-se que, apesar dessa redução no período da manhã, as estações Alterosa, Petrovale e Safran continuam registrando percentuais superiores aos observados durante a noite. Fatores como o posicionamento da primeira e segunda estações (próximas à REGAP), e da terceira próxima a uma série de fontes industriais e em avenida de intenso tráfego veicular, em conjunto com a relativa dificuldade na diminuição dos percentuais de calmaria, podem contribuir para que haja um acúmulo de poluentes nessas localidades.

É importante observar que, na análise das rosas dos ventos, observam-se discrepâncias com relação ao padrão de vento apresentado pelas Normais Climatológicas (1961-1990). Nesta última destaca-se a predominância de ventos na direção leste em toda a região sudeste do país, não sendo evidenciada a variabilidade espacial do regime de ventos, como destacado a partir dos dados analisados por este trabalho. Observa-se o predomínio de ventos do setor leste apenas nas estações Ibiritermo e Petrovale. Ventos partindo de outros setores, nas demais estações, podem estar associados às características locais, como topografia, existência ou não de edifícios, tipo de solo e espécie de vegetação, capazes de interferir na dinâmica do vento nestas estações. Vale destacar que as estações de monitoramento são instaladas com o objetivo de monitorar a qualidade do ar do seu entorno. Assim, algumas vezes, estas são instaladas em locais que possuem eventuais obstáculos localizados no entorno das estações e que podem alterar a direção dos ventos registrada pelas estações.

6. Conclusão

Os resultados deste trabalho mostraram que não foi possível observar uma tendência de aumento ou redução para nenhum dos poluentes avaliados. No entanto, verificou-se um aumento das concentrações de alguns deles em algumas estações de monitoramento. Não se sabe ao certo o motivo deste comportamento já que, com a atuação de programas como o PROCONVE e o PRONAR era esperado que, assim como o caso de outras regiões metropolitanas, como a de São Paulo e a do Rio de Janeiro, a RMBH apresentasse uma tendência de redução das concentrações, mesmo com o aumento de suas frotas veiculares. Neste caso, o aumento das concentrações de alguns poluentes pode estar associado às características topográficas locais ou à qualidade dos dados considerados pelo estudo, que pode não ser satisfatória.

Foram verificadas violações aos Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (PNQA) para todos os poluentes, exceto para o dióxido de enxofre. Sabendo que os padrões brasileiros são bem menos restritivos que os valores estabelecidos como referência pela Organização Mundial de Saúde, isso significa que se a situação da região, levando em consideração os PNQA, já é preocupante, se forem adotados os valores sugeridos pela OMS o quadro seria ainda pior.

De modo geral, observou-se que os problemas de qualidade do ar ocorrem, principalmente, em função de poluentes provenientes de fontes veiculares e industriais, motivo pelo qual se enfatiza a importância das medidas de redução das emissões impostas pelo PROCONVE e pelo PRONAR.

A avaliação do comportamento do vento permitiu identificar as regiões mais afetadas pela maior concentração de poluentes devido à predominância do sentido do vento e regime de calmarias. Considerando as circulações atmosféricas predominantes dos setores sul, sudoeste e leste, acredita-se que os municípios localizados no setor oeste, assim como Belo Horizonte, Contagem e Betim sejam os mais atingidos pela poluição do ar na RMBH.

A ausência de dados válidos, atribuída às falhas na rede de monitoramento, e a limitação de acesso aos dados, dificultam a disponibilidade de informações a respeito da qualidade do ar na região. Deste modo, identificou-se a necessidade de investimentos na atual rede de monitoramento da qualidade do ar da região, contemplando a amostragem de compostos orgânicos voláteis, fundamentais no processo de formação da molécula de ozônio, e poluentes que não são regulamentados no Brasil, mas que são reconhecidos como danosos à saúde humana, como os hidrocarbonetos e o material particulado fino ($MP_{2,5}$). É preciso investir na manutenção da rede existente e na ampliação da mesma já que as atuais estações se localizam, principalmente, em corredores de tráfego e zonas industriais, contemplando número reduzido e pouco representativo de municípios da região. O redimensionamento da rede de monitoramento englobando a implantação de estações em áreas expostas a diferentes tipologias de emissão também seria de grande valia para o real diagnóstico da qualidade do ar no Estado de Minas Gerais.

7. Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, I. T. **A poluição atmosférica por material particulado na mineração a céu aberto**. 1999. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Mina) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- ALVIM, D. S. **Estudo dos principais precursores de ozônio na Região Metropolitana de São Paulo**. 2013. 179 f. Tese (Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- AMÂNCIO, T. C.; NASCIMENTO, C. F. L. Asma e poluentes ambientais: um estudo de séries temporais. **Revista da Associação Médica Brasileira**, v. 58, n. 3, p. 302-307, 2012.
- AMORIM, W. B. **Monitoramento da Concentração e Caracterização do Material Particulado Suspenso na Atmosfera**. 2004. 180 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2004.
- ANDERSON, J. O.; THUNDIYIL, J. G.; STOLBACH, A. J. Clearing the Air: A review of the effect of particulate matter air pollution on human health. **Journal of Medical Toxicology**, v. 8, n. 2, p. 166-175, 2012.
- ANDRADE, M.F., FORNARO, A., FREITAS, E.D., MAZZOLLI, C.R., MARTINS, L.D., BOIAN, C., OLIVEIRA, M.G.L., PERES, J., CARBONE, S., ALVALA, P., LEME, N.P., 2012. Ozone sounding in the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil: wet and dry season campaigns of 2006. **Atmospheric Environmental**, v. 61, p. 627–640, 2012.
- ASSIS, E. S. **Impactos da forma urbana na mudança climática: métodos para previsão do comportamento térmico e melhoria de desempenho do ambiente urbano**. 2000. 185 p. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- AZEVEDO, T. R. **A frota de automóveis e o pó que São Paulo respira (particulado inalável no clima da cidade)**. In: ENCONTRO DE GEÓGRAFOS DA AMÉRICA LATINA, 10., 2005, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Ed. da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005. p. 1338-1354.
- AZEVEDO, J. M. F. **A influência das variáveis ambientais (meteorológicas e de qualidade do ar) na morbidade respiratória e cardiovascular na Área Metropolitana do Porto**. 2010. 147 p. Tese (Doutorado). Instituto de Astronomia Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- BECKER, K. H.; FRICKE, W.; GUDERIAN, R.; LOBEL, J.; RABE, R.; SCHURATH, U.; RINGEY, D. T. **Air pollution by photochemical oxidants: formation, transport, control and effects on plants**. New York, Springer-Verlag, 2012.
- BELO HORIZONTE. Prefeitura Municipal. Plano Diretor de Belo Horizonte: Lei de uso e ocupação do solo: estudos básicos, 1995. Disponível em: Anuário estatístico 2000.
- BOTKIN, D. B.; KELLER, E. A. **Environmental science: earth as a living planet**. New York, John Wiley, 1995.
- BRAGA, A.; BOHM, G. M.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. N. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, São Paulo, n. 51, p. 58–71, 2001.
- BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. N. **Poluição atmosférica e seus efeitos na saúde humana**. Faculdade de medicina da USP. São Paulo. 2002. Disponível em: < http://www.comciencia.br/dossies-1-72/reportagens/cidades/paper_saldiva.pdf > Acesso em: 22 out. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resoluções**. Ministério do Meio Ambiente, 1989. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>> Acesso em: 21 set. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA - **Relatório de Acompanhamento e Avaliação do PROCONVE**. ANO 2010. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/relatorio_anual_2010_163.pdf>. Acesso em: 22 set. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Poluentes atmosféricos**. Ministério do Meio Ambiente, 2012a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosfericos>> Acesso em: 29 set. 2016.

BRASIL Ministério do Meio Ambiente - MMA - **Subsídios para os debates da necessária revisão dos padrões nacionais de qualidade do ar estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 003/1990**. Online. MMA. 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/C1CB3034/Doc_MPF.pdf>. Acesso em: 22 set. 2016.

BRUM, D. R. **Estudo da composição química do material particulado fino (MP_{2,5}) em Porto Alegre e Belo Horizonte**. 2010. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Atmosféricas) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, M. A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. P. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**. v. 32, p. 5-11, 2006.

CARVALHO, V. S. B.; P. M. P. S.; CATALDI, M.; PIMENTEL, L. C. G. Avaliação da Concentração do Ozônio e de seus precursores na RMRJ e correlação deste com variáveis meteorológicas durante o ano de 2002. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XIII, 2004, Fortaleza. **Anais do XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia**. Fortaleza: 2004.

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

CARVALHO, V. S. B. **O impacto das megacidades sobre a qualidade do ar: os casos das Regiões Metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro**. 2010. 237 f. Tese (Doutorado em Ciências Atmosféricas) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

CARVALHO, V. S. B.; FREITAS, E. D.; MAZZOLI, C. R.; ANDRADE, M. F. Avaliação da influência de condições meteorológicas na ocorrência e manutenção de um episódio prolongado com altas concentrações de ozônio sobre a Região Metropolitana de São Paulo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 4, p. 463-474, 2012.

CASTANHO, A. D. A., ARTAXO, P. Wintertime and summertime São Paulo aerosol source apportionment study. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 4889-4902. 2001

CAVALCANTI, P. M. S. **Avaliação dos impactos causados na Qualidade do Ar pela Geração Termelétrica**. 2003. 173 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Energético - COPPE) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

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

CETESB, 2000. **Poluentes atmosféricos**. CETESB. São Paulo. 2000a. Disponível em:

<<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/%20Informa?es-B?sicas/21-Poluentes>>. Acesso em: 21 ago. 2016.

CETESB, 2000. **Dióxido de enxofre**. CETESB. São Paulo. 2000b. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/dioxido_de_enxofre.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2016.

CETESB. 2002. **Estudo do Comportamento do Ozônio na Região Metropolitana de São Paulo**. CETESB. São Paulo, 2002. Série Relatórios / CETESB, IS CETESB.

CETESB. 2009. **Qualidade do Ar no Estado de São Paulo**. CETESB. São Paulo. Série Relatórios / CETESB, ISSN 0103-4103, São Paulo, 2009.

CIA. **Library**. CIA, 2013. Disponível em: <<https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/fields/2195.html>>. Acesso em: 07 jul. 2016.

CLEMENTE, D. A. **Estudo de Impacto Ambiental das Fontes Industriais de Poluição do Ar no Município de Paulínia – S.P. Empregando Modelo ISCST3**. 2000. 189 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

CLIMATEMPO, 2016. **Umidade Relativa do ar e Saúde**. Disponível em: <https://www.climatepo.com.br/noticia/2016/07/03/umidade-relativa-do-ar-e-saude-5603>. Acesso em: 12 jul. 2017.

COELHO, S. Z. S. M. **Uma análise estatística com vistas a previsibilidade de internações por doenças respiratórias em função de condições meteorológicas na cidade de São Paulo**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

COLLS, J. **Air Pollution**. USA: SPON Press Taylor & Francis Group, 2ed. 2002.

CORRÊA, T. S.; CARVALHO, V. S. B.; REBOITA, M. S. Análise de condições meteorológicas durante episódios de poluição por material particulado na RMRJ. In: **Congresso Brasileiro de Meteorologia, XVII, 2012, Gramado - RS. Anais...** Gramado – RS, 2012.

CORSMEIER, U., KALTHOFF, N., KOLLE, O., KOTZIAN, M., FIEDLER, M., 1997. Ozone concentration jump in the stable nocturnal boundary layer during a LLJ-event. **Atmospheric Environmental**. v. 31, n. 13, p. 1977–1989, 1997.

DANNI-OLIVEIRA, I. M. Poluição do ar como causa de morbidade e mortalidade da população urbana. **R. RA E GA**, Curitiba, n. 15, p. 113-126, 2008.

DENATRAN. **Frota de veículos - 2017**. Disponível em: <http://www.denatran.gov.br/estatistica/610-frota-2017>. Acesso em: 22 fev. 2018.

DUTRA, E. G.; FIORAVANTE, E. F.; FERREIRA, F. D. **Emissão veicular e o ozônio troposférico na Região Metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil**. 9o Congresso Iberoamericano de Ingeniería Mecánica. 2009.

ELMINIR, H. K. Dependence of urban air pollutants on meteorology. **Science of Total Environment**, v. 350, p. 225-237, 2005.

ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY – EPA – Victoria. 2012. Disponível em: <<http://www.epa.vic.gov.au/>>. Acesso em: 29 out. 2016.

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

FEAM, 2015. Monitoramento da qualidade do ar na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Ano base 2013.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

GAVINIER, S.; NASCIMENTO, C. F. L. Poluentes atmosféricos e internações por acidente vascular encefálico. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Taubaté, v. 9, n. 3, jul./sep. 2014.

GUERRA, F. P., MIRANDA, R. M. **Influência da meteorologia na concentração do poluente atmosférico PM_{2,5} na RMRJ e na RMSP**. II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. 2011.

GRIMM, A. M., **Meteorologia Básica**. 1999. Disponível em: <<http://fisica.ufpr.br/grimm/aposmeteo/index.html>>. Acesso em: 01 nov. 2016.

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

IBAMA. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente. 2014. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/publicadas/proconve-diminui-emissao-de-poluente-automotivos-em-ate-99>>. Acesso em: 03 nov. 2016.

IBGE. **Estatística**. IBGE, 2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pibmunicipios/2004_2008/>. Acesso em: 07 jul. 2016.

IBGE. **População**. IBGE, 2015. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2015/>>. Acesso em: 18 jul. 2016.

IM, U.; INCECIK, S.; GULER, M.; TEK, A.; TOPCU, S.; UNAL, Y.S.; YENIGUN, O.; KINDAP, T.; ODMAN, M.T.; TAYANC, M. Analysis of surface ozone and nitrogen oxides at urban, semi-rural and rural sites in Istanbul, Turkey. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 920-931, 2013.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE. **1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil**. 2014. Disponível em: <http://www.forumclima.pr.gov.br/arquivos/File/Rosana/Diagnostico_Qualidade_do_Ar_Versao_Final_Std.pdf> Acesso em: 29 set. 2016.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014**. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2016.

JENKIN, M. E., DAVIES, T. J.; STEDMAN, J. R. The origin and day-of-week dependence of photochemical ozone episodes in the UK. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 999- 1013, 2002.

JONES, A. M.; HARRISON, R. M.; BAKER, J. The wind speed dependence of the concentrations of airborne particulate matter and NO_x. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 13, p. 1682-1690, 2010.

KIM, Y. J.; KIM, K. W.; KIM, S. D.; LEE, B. K.; HAN, J. S. Fine particulate matter characteristics and its impact on visibility impairment at two urban sites in Korea: Seoul and Incheon. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 593-605, 2006.

LATHA, K. M.; BADARINATH, K. V. S. Black carbon aerosols over tropical urban environment—a case study. **Atmospheric Research**, v. 69, p. 125–133, 2003.

LYRA, D. G. P. **A influência da meteorologia na dispersão dos poluentes atmosféricos da Região Metropolitana De Salvador**. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, Florianópolis., 14. Anais... Disponível em: <http://www.cbmet.com/cbm-files/14-330d58ca3e4bb20c4d89fa6fb220ab31.pdf>. Acesso em: 30 out. 2016.

MAIOLI, B. G. **Quantificação e Caracterização do Material Particulado Fino (MP_{2,5}) na Região Metropolitana da Grande Vitória-ES**. 2011. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2011.

MALM, W.C.; MOLENAR, J. V.; ELDRED, R. A.; SISLER, J. F. Examining the relationship among atmospheric aerosols and light scattering and extinction in the Grand Canyon Area. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, p. 19251–19265, 1996.

MARIO, M. P. J. **Poluição atmosférica como condicionante no processo de ocupação do espaço urbano: Análise na cidade de Porto Alegre, RS**. 2012. 87 f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Urbano e Industrial) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

MARTINS, L. C.; LATORRE, M. R. D. O.; CARDOSO, M. R. A.; GONÇALVES, F. L. T.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 1, p. 88-94, 2002.

MELO, G. B. **Efluentes Atmosféricos e Qualidade do Ar**. Belo Horizonte: UFMG, 1997.

MENDES, F. E. **Avaliação de Programas de Controle de Poluição por veículos leves no Brasil**. 2004. 189 f. Tese (Doutorado) - Programa de Doutorado em Planejamento Energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2004.

MIRANDA, R. M., ANDRADE, M. F., WOROBIEC, A., VAN GRIEKEN, R. Characterization of aerosol particles in São Paulo Metropolitan area. **Atmospheric Environment**, v. 36, p. 345-352, 2002.

MMA, 2012. Ministério do Meio Ambiente. **Qualidade do ar: fontes fixas**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/fontes-fixas>. Acesso em: 12 mai 2016.

MORAES, A. C. L.; IGNOTTI, E.; NETTO, P. A.; JACOBSON, L. S. V.; CASTRO, H.; HACON, S. S. Sibilância em crianças e adolescentes vizinhos a uma indústria petroquímica no Rio Grande do Norte, Brasil. **Jornal de Pediatria**, v. 86, n. 4, p. 337-44, 2010.

MOREIRA, A. **Curso de poluição atmosférica na indústria de petróleo**. Rio de Janeiro: Universidade Corporativa da Petrobrás; Rio de Janeiro: Petrobrás, 2004.

MOURA, I. F. S. **Avaliação de MP₁₀ na Região Metropolitana de Belo Horizonte**. 2016. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ciências e Técnicas Nucleares da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.

OLIVEIRA, V. **A qualidade do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro: a saúde pública como elo central de articulação e suas implicações na gestão integrada saúde e ambiente**. 2008. 164 f. Tese (Doutorado). Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. São Paulo. 2008.

PEIXOTO, A. M. **Enciclopédia Agrícola Brasileira**. São Paulo: Editora da Universidade de

São Paulo: Fapesp, 2006.

PIRES, D. O. **Inventário de emissões atmosféricas de fontes estacionárias e sua contribuição para a poluição do ar na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. 2005. 194 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

PONT, V.; FONTAN, J. Comparison between weekend and weekday ozone concentration in large cities in France. **Atmospheric Environment**, v. 35, p. 1527-1535, 2001.

RADICCHI, A. L. A. A poluição na bacia aérea da região metropolitana de Belo Horizonte e sua repercussão na saúde da população. **Revista Brasileira de Estudos de População**, v. 29, n. 1, p. 195-198, 2012.

PRUDENTE, C. N.; RAIÁ, A.; REIS, R. J. Comportamento do Vento na Região Metropolitana de Belo Horizonte. XIV Congresso Nacional de Meteorologia. 2006.

RAVEN, P. H.; BERG, L. R.; JOHNSON, G. B. **Environment**. Fort Worth, Saunders College Publishing, 1995.

REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 25, n. 2, 2010.

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

REITEBUCH, O., STRASSBURGER, A., EMEIS, S., KUTTLER, W., 2000. Nocturnal secondary ozone concentration maxima analysed by sodar observations and surface measurements. **Atmospheric Environmental**, v. 34, n. 25, p. 4315-4329, 2000.

RUSSO, P. R. Poluição atmosférica: Refletindo sobre a qualidade ambiental em áreas urbanas. **Educação Pública**, Rio de Janeiro, 2000.

RYAN, W. F., PIETY, C. A.; LUEBEHUSEN, E. D. Air Quality Forecasts in the Mid-Atlantic Region: Current Practice and Benchmark Skill. **Weather and Forecasting**, v. 15, 1999.

SALDIVA, P. H. N.; VORMITTAG, E. M. P. A. A.; COSTA, R. R.; BRAGA, A. A.; MIRANDA, M.; NASCIMENTO, N. C. Monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Online**. 100 p. 2014. Disponível em: <<http://www.saudeesustentabilidade.org.br/site/wp-content/uploads/2014/07/Monitoramento-da-Qualidade-do-Ar-no-Brasil-2014.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2016.

SALMOND, J.A., McKENDRY, I.G., 2002. Secondary ozone maxima in a very stable nocturnal boundary layer: observations from the Lower Fraser Valley, BC. **Atmospheric Environmental**, v. 36, n. 38, p. 5771- 5782, 2002.

SANTOS, E. L., SALVADOR, N. N. B., Avaliação do Conceito Bolha como Critério de Compensação Ambiental em Licenciamento de Atividades Poluidoras do Ar Atmosférico – Estudos de Caso no Estado de São Paulo, **Revista Ceciliana**, ISSN, 2004.

SANTOS, T. C. **Relação de variáveis atmosféricas com a qualidade do ar no estado de São Paulo**. 2016. 88 f. Dissertação (Programa de Mestrado em Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

SCHEIBLE, M. H. Poluição do ar por partícula na Guanabara. VII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária (18-23 novembro de 1973), Salvador-BA.

- SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. 2 ed. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc, 2006. 1203 p. ISBN 0-471-72018-6.
- SILVA JÚNIOR, R. S., OLIVEIRA, M. G. L., ANDRADE, M. F. Weekend/weekday differences in concentrations of ozone, NO_x and non-methane hydrocarbon in the metropolitan area of São Paulo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, p. 100-110, 2009.
- SOUSA, K. R. P. **Estudo sobre compostos orgânicos voláteis presentes no ar do município de Paulínia**. 2002. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia Química, Campinas. 2002.
- STERN, A. C.; BOUBEL, R. W.; TURNER, B. **Fundamentals of Air Pollution**. Orlando: Academic Press, Inc., 530 p. 1984.
- STORCK, L.; LOPES, S. J.; ESTEFANEL, V.; GARCIA, D. C. **Experimentação vegetal**. 3ed. Santa Maria: UFSM. 2011, 200 p.
- TAVARES, F. V. F., BARRETO, A. A., DUTRA, E. G., JACOMINO, V. M. F. Estudo do processo de dispersão de emissões veiculares em uma microrregião de Belo Horizonte (MG) utilizando simulação numérica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 315-324. 2010.
- VAZ, J. L. L. **Estudo da Dispersão da Particulado na Atmosfera Considerando-se Meio Florestal e sua Topografia**. 2008. 188 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.
- VENDRAMINI, E. Z. **Distribuições probabilísticas de velocidades do vento para avaliação do potencial energético eólico**. 1986. 110 p. Tese (Doutorado em Agronomia). Curso de Pós-Graduação em Agronomia, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, 1986.
- WALDHEIM, P. V.; ARAUJO, R. M. M.; CARVALHO, V. S. B. **Relação entre altas concentrações de partículas inaláveis e o condicionamento meteorológicos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro entre 2000 e 2005**. In: Congresso Brasileiro de Meteorologia, XIV, Florianópolis - SC, 2006.
- WHITEMAN, D. D.; HOCH, S. W.; HOREL, J. D.; CHARLAND, A. Relationship between particulate air pollution and meteorological variables in Utah's Salt Lake Valley. **Atmospheric Environment**, v. 94, p. 742-753, 2014
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Air Quality Guidelines for Particulate Matter, Ozone, Nitrogen Dioxide and Sulphur Dioxide**. Global update 2005. Summary of Risk Assessment. Geneva: WHO, 2006. Disponível em: <http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf>. Acesso em: 29 out. 2016.
- WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION). **Air quality and health**. Fact sheet N° 313. 2011. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>>. Acesso em: 29 out. 2016.
- WOLFF, G. T.; KAHLBAUM, D. F.; HEUSS, J. M. The vanishing ozone weekday/weekend effect. **Journal Air Waste Management Association**, v. 63, p. 292-299, 2013.
- XU, W. Y.; ZHAO, C. Z.; RAN, L.; DENG, Z. Z.; LIU, P. F.; MA, N.; LIN, W. L.; XU, X. B.; YAN, P.; HE, X.; YU, J.; LIANG, W. D.; CHEN, L. L. Characteristics of pollutants and their correlation to meteorological conditions at a suburban site in the North China Plain. **Atmospheric Chemistry Physics**, v. 11, p. 4353-4369, 2011.

ZERY, M.; CARVALHO, V. S. B.; CUNHA-ZERI, G.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; LYRA, G. B.; FREITAS, E. D. Assessment of the variability of pollutants concentration over the metropolitan area of São Paulo, Brazil, using a wavelet transform. **Atmospheric Science Letters**, v. 17, p. 87-95, 2016.

ZHANG, H.; WANG, Y.; HU, J.; YING, Q.; HU, X. Relationships between meteorological parameters and criteria air pollutants in three megacities in China. **Environmental Research**, v. 140, p. 242-254, 2015.

ANEXO 1

ANOVA para NO
TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	QM	Fc	Pr>Fc
ESTANO*DIASEM*	12	0.0512	0.389	0.9674
LOCAL				
ESTANO*DIASEM	3	0.0110	0.152	0.9299
ESTANO*LOCAL	12	0.7346	5.581	0.0000
DIASEM*LOCAL	4	0.3397	2.581	0.0368
ESTANO	3	15.8915	120.722	0.0000
DIASEM	1	17.8206	135.377	0.0000
LOCAL	4	33.6780	255.840	0.0000
erro	436	0.1316		
Total corrigido	475	268.4493		
CV (%)	17.09			
Média geral	2.1223638		Número de observações: 476	

Análise complementar

Tabela 1 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator estação de monitoramento e níveis do fator estação do ano considerando as concentrações médias de monóxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Estações do Ano			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Cascata	4,50 Aa	6,46 Bb	7,90 Ab	4,09 ABa
Ibiritermo	4,29 Aa	4,53 Aa	6,65 Ab	3,78 Aa
Petrovale	5,46 Aa	9,66 Cb	12,32 Bb	5,42 Ba
Rui Barbosa	13,55 Bab	17,29 Dbc	23,42 Cc	11,67 Ca
Safran	10,37 Ba	23,48 Db	37,04 Dc	12,29 Ca

Tabela 2 - Comparação de médias para o fator Estações do Ano considerando as concentrações médias de monóxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Verão	7,63 A
Outono	12,55 B
Inverno	17,46 C
Primavera	7,45 A

Tabela 3 - Comparação de médias para o fator Dia da Semana considerando as concentrações médias de monóxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

1	13,29 B
2	9,22 A

Tabela 4 - Comparação de médias para o fator Estação de Monitoramento considerando as concentrações médias de monóxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Cascata	5,74 B
Ibiritermo	4,82 A
Petrovale	8,21 C
Rui Barbosa	16,48 D
Safran	20,79 D

ANOVA para NO_2

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	QM	Fc	Pr>Fc
ESTANO*DIASEM*	12	0.0166	0.279	0.9923
LOCAL				
ESTANO*DIASEM	3	0.0349	0.587	0.6232
ESTANO*LOCAL	12	0.4109	6.906	0.0000
DIASEM*LOCAL	4	0.0298	0.502	0.7344
ESTANO	3	2.7272	45.840	0.0000
DIASEM	1	5.0587	85.029	0.0000
LOCAL	4	9.0134	151.501	0.0000
erro	436	0.0595		
Total corrigido	475	80.5874		

Análise Complementar

Tabela 5 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator estação de monitoramento e níveis do fator estação do ano considerando as concentrações médias de dióxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Estações do Ano			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Cascata	12,42 Aa	14,10 Bab	15,32 Ab	16,18 Ab
Ibiritermo	16,11 Bb	12,22 Aa	23,01 Bc	19,70 ABc
Petrovale	16,20 Ba	20,10 Cb	26,08 BCc	22,62 Bbc
Rui Barbosa	27,50 Da	29,91 Dab	35,63 Db	34,71 Cb
Safran	21,48 Ca	26,02 Dbc	31,17 CDc	23,49 Bab

Tabela 6 - Comparação de médias para o fator Estações do Ano considerando as concentrações médias de dióxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Verão	18,74 A
Outono	20,75 A
Inverno	26,24 C
Primavera	23,34 B

Tabela 7 - Comparação de médias para o fator Dia da Semana considerando as concentrações médias de dióxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

1	24,44 B
2	20,10 A

Tabela 8 - Comparação de médias para o fator Estação de Monitoramento considerando as concentrações médias de dióxido de nitrogênio ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Cascata	14,50 A
Ibiritermo	18,00 B
Petrovale	21,25 C
Rui Barbosa	31,94 E
Safran	25,54 D

ANOVA para NO_2/NO

TABELA DE ANÁLISE DE VARIÂNCIA

FV	GL	QM	Fc	Pr>Fc
ESTANO*DIASEM [‡]	12	0.0139	0.141	0.9997
LOCAL				
ESTANO*DIASEM	3	0.0071	0.073	0.9770
ESTANO*LOCAL	12	0.9841	10.021	0.0000
DIASEM*LOCAL	4	0.3306	3.366	0.0099
ESTANO	3	8.1725	83.218	0.0000
DIASEM	1	0.4121	4.196	0.0411
LOCAL	4	2.6208	26.687	0.0000
erro	436	0.0982		
Total corrigido	475	268.4493		
CV (%)	19.69			
Média geral	1.5917702			

Número de observações: 476

Tabela 9 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator estação de monitoramento e níveis do fator estação do ano considerando as concentrações médias da razão NO_2/NO ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estações de Monitoramento	Estações do Ano			
	Verão	Outono	Inverno	Primavera
Cascata	3,80 Aa	3,73 Aa	5,03 BCb	6,27 ABb
Ibiritermo	6,20 Ba	5,92 Ba	6,46 Ca	7,28 BCa
Petrovale	4,24 Ab	3,34 Aa	4,86 Bb	8,81 Cc
Rui Barbosa	3,88 Aa	3,49 Aa	4,02 ABa	5,45 Ab
Safran	7,49 Bc	4,85 Ab	3,29 Aa	10,53 Cd

Tabela 10 - Comparação de médias para a interação entre os níveis do fator Estações de monitoramento e níveis do fator dia da semana considerando as concentrações médias da razão NO_2/NO ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Estação de Monitoramento	Dia da Semana	
	1	2
Cascata	4,84 Ba	4,57 Aa
Ibiritermo	6,46 Ca	6,52 Ba
Petrovale	5,28 Ba	5,35 Aa
Rui Barbosa	3,81 Aa	4,61 Ab
Safran	4,84 Ba	7,23 Bb

Tabela 11 - Comparação de médias para o fator Estações do Ano considerando as concentrações médias da razão NO_2/NO ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Verão	5,12 B
Outono	4,21 A
Inverno	4,73 B
Primavera	7,67 C

Tabela 12 - Comparação de médias para o fator Estações de Monitoramento considerando as concentrações médias da razão NO_2/NO ($\mu\text{g.m}^{-3}$)

Cascata	4,71 AB
Ibiritermo	6,49 D
Petrovale	5,31 BC
Rui Barbosa	4,21 A
Safran	6,54 C