

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

CENTRO TECNOLÓGICO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

LUISA MARÍA GÓMEZ PELÁEZ

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR E AS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM
GRANDES CIDADES DE AMÉRICA DO SUL**

VITÓRIA, MAIO 2019

LUISA MARÍA GÓMEZ PELÁEZ

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR E S EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM
GRANDES CIDADES DE AMÉRICA DO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção de título de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração Poluição do Ar.

Orientadores: Profa. Dra. Jane Meri Santos

Co-orientador: Prof. Dra Maria de Fátima Andrade

VITÓRIA, MAIO 2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que com sua companhia e apoio neste processo, me ajudaram a tornar o Brasil como minha segunda casa. A professora Jane Meri Santos por me orientar da melhor maneira no meu processo e por ter me ensinado tantas coisas para meu crescimento profissional e humano, a professora Maria de Fátima Andrade e Taciana Albuquerque que com seus aportes me ajudaram muito para conseguir finalizar meu trabalho da melhor forma e a todo o pessoal do laboratório NQUALIAR do Programa de Pos-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo pelo carinho e amor.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (**CAPES**) e Programa de Alianças para a Educação e a capacitação da Organização dos Estados Americanos (**PAEC-OEA**) que apoiou a pesquisa, a Jamily Faé Stocco, Nathalia Correa, Karine Klippel e Lucilio Bertoldi do Laboratório NQUALIAR que foram um apoio fundamental no processamento das bases de dados das redes de monitoramento.

Finalmente e não com menor importância, a minha família e amigos de Colômbia por viver, chorar, sorrir e amar comigo nessa linda experiência que a vida, Deus e o Universo me deram de presente. A pessoa que me conhece sabe bem o tanto que eu queria vir para o Brasil, desde a primeira aula de português que eu tive 6 anos atrás. Estou infinitamente agradecida e fico convencida que os sonhos SIM se realizam!

SUMARIO

AGRADECIMENTOS.....	3
SUMARIO.....	4
LISTA DE FIGURAS.....	6
LISTA DE TABELAS.....	11
RESUMO.....	12
ABSTRACT.....	13
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 OBJETIVO GERAL.....	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
3 DESCRIÇÃO DAS ZONAS DE ESTUDO.....	19
4 EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM GRANDES CIDADES DE AMÉRICA DO SUL..	23
4.1 INVENTÁRIOS DE EMISSÃO. METODOLOGIAS DE CÁLCULO, FATORES DE EMISSÃO E MODELOS.....	23
4.1.1 NÍVEIS DE COMPLEXIDADE DAS METODOLOGIAS	25
4.1.2 MODELOS DE EMISSÃO.....	26
4.2 METODOLOGIA DE REVISÃO DE EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS	28
4.2.1 INVENTÁRIOS DE EMISSÃO.....	28
4.2.2 BASE DE DADOS EDGAR	29
4.3 REVISÃO DOS ÚLTIMOS INVENTÁRIOS DE EMISSÃO.....	30
4.3.1 REGIÃO METROPOLITANA DO VALLE DE ABURRÁ (MEDELLÍN, COLOMBIA)	31
4.3.2 BOGOTÁ, COLOMBIA.....	36
4.3.3 REGIÃO METROPOLITANA DE QUITO, EQUADOR	38
4.3.4 REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA (VITÓRIA, BRASIL)	42
4.3.5 REGIÃO METROPOLITANA DE SANTIAGO DE CHILE, CHILE	45
4.3.6 REGIÃO METROPOLITANA DE RIO DE JANEIRO, BRASIL	48
4.3.7 REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, BRASIL	51
4.4 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. INVENTÁRIOS DE EMISSÃO..	53
4.5 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. BASES DE DADOS GLOBAL	59
4.5.1 EMISSIONS DATABASE FOR GLOBAL ATMOSPHERIC RESEARCH (EDGAR).....	61
4.5.2 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS A PARTIR DO EDGAR 2012.....	63
4.6 AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA.....	76
5 AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS ENTRE 2010-2017 EM GRANDES CIDADES DE AMÉRICA DO SUL	81
5.1 ESTADO DA ARTE	81
5.1.1 PESQUISAS NA AMÉRICA DO SUL	82
5.2 METODOLOGIA. ANÁLISE DA QUALIDADE DO AR.....	87
5.2.1 VALIDAÇÃO DAS INFORMAÇÕES DAS REDES DE MONITORAMENTO	88
5.3 CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE LONGO PRAZO.....	89
5.4 CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE CURTO PRAZO	97
5.5 AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO COM CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS	100
5.5.1 PRECIPITAÇÃO.....	101
5.5.2 TEMPERATURA.....	102
5.5.3 FENÔMENOS DE ESCALA GLOBAL	102

5.6	ANÁLISSE DA QUALIDADE DAS INFORMAÇÕES NAS REDES DE MONITORAMENTO	103
6	ANÁLISES E CONCLUSÕES.....	106
6.1	EMISSIONES ATMOSFÉRICAS	106
6.1.1	INVENTÁRIOS DE EMISSÃO.....	106
6.1.2	BASE DE DADOS EDGAR 2012	107
6.2	QUALIDADE DO AR.....	107
7	TRABALHO FUTURO.....	110
8	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	111
9	ANEXOS	121
9.1	ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DO AR AVALIADAS ..	121
9.2	ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO ...	125
9.2.1	MP _{2.5}	125
9.2.2	MP ₁₀	127
9.2.3	SO ₂	130
9.2.4	NO ₂	132
9.2.5	CO.....	135
9.3	AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE A PRECIPITAÇÃO E AS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO	138
9.3.1	Bogotá	138
9.3.2	Região Metropolitana do Vale de Aburrá.....	139
9.3.3	Região Metropolitana de Belo Horizonte.....	140
9.3.4	Região Metropolitana da Grande Vitória	141
9.3.5	Região Metropolitana de Quito	142
9.3.6	Região Metropolitana de Santiago de Chile	143
9.3.7	Buenos Aires.....	144
9.3.8	Região Metropolitana de Lima	145
9.3.9	Região Metropolitana de Rio de Janeiro	146
9.4	AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE A TEMPERATURA E AS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO	147
9.4.1	Bogotá	147
9.4.2	Região Metropolitana do Vale de Aburrá.....	148
9.4.3	Região Metropolitana de Belo Horizonte.....	149
9.4.4	Região Metropolitana da Grande Vitória	150
9.4.5	Região Metropolitana de Quito	151
9.4.6	Região Metropolitana de Santiago de Chile	152
9.4.7	Buenos Aires.....	153
9.4.8	Região Metropolitana de Lima	154
9.4.9	Região Metropolitana de Rio de Janeiro	155
9.5	PESQUISAS DESENVOLVIDAS EM AMÉRICA DO SUL, BASEADAS NAS INFORMAÇÕES DAS REDES DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR	156
9.6	EMISSIONES DE POLUENTES ATMOSFERICOS EM AMERICA DO SUL. EDGAR 2012.....	166

LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1. Grandes cidades de América do Sul e redes de monitoramento avaliadas. -----	21
Figura 4-1. Emissões do setor transporte, segundo os últimos inventários oficiais. -----	54
Figura 4-2. Emissões de material particulado por ressuspensão segundo os últimos inventários oficiais. -----	55
Figura 4-3. Emissões do setor indústria, segundo os últimos inventários oficiais.-----	56
Figura 4-4. Emissões evaporativas, segundo os últimos inventários oficiais. -----	56
Figura 4-5. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Salvador. Base de dados EDGAR 2012 -----	64
Figura 4-6. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na -----	65
Figura 4-7. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Buenos Aires. Base de dados EDGAR 2012 -----	66
Figura 4-8. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Lima. Base de dados EDGAR 2012-----	67
Figura 4-9. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Rio de Janeiro. Base de dados EDGAR 2012-----	68
Figura 4-10. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de São Paulo. Base de dados EDGAR 2012-----	69
Figura 4-11. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Base de dados EDGAR 2012 -----	70
Figura 4-12. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão em Buenos Aires. Base de dados EDGAR 2012-----	70
Figura 4-13. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Lima. Base de dados EDGAR 2012 -----	70
Figura 4-14. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Rio de Janeiro. Base de dados EDGAR 2012 -----	70
Figura 4-15. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de São Paulo. Base de dados EDGAR 2012-----	71
Figura 4-16. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Salvador. Base de dados EDGAR 2012-----	71
Figura 4-17. Emissões totais (ton/ano) para cada poluente nas diferentes cidades, segundo EC-JRC, 2018 -----	75
Figura 4-18. Distribuição das informações de poluentes atmosféricos emitidos, segundo EDGAR (Elaboração própria baseada no EC-JRC, 2018) -----	77
Figura 4-19. Localização de fontes emissores de origem industrial- Inventário de emissões de 2009 Vitória ((IEMA/Ecosoft, 2011).)-----	78
Figura 4-20. Distribuição das informações de poluentes atmosféricos emitidos, segundo EDGAR (Elaboração própria baseada no EC-JRC, 2018) -----	79
Figura 4-21. Comparação entre as emissões do setor transporte reportadas no inventario de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012) -----	80
Figura 4-22. Comparação entre as emissões da indústria reportadas no inventario de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012)-----	80
Figura 4-23. Comparação entre as emissões do setor logística reportadas no inventario de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012)-----	80
Figura 4-24. Comparação entre as emissões relacionadas com “Outras” fontes reportadas no inventario de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012) -----	80
Figura 5-1. Médias das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ e diretrizes da OMS. -----	90
Figura 5-2. Médias das concentrações anuais de MP_{10} e diretriz da OMS. -----	90

Figura 5-3. Comparação das concentrações médias anuais de $MP_{2.5}$ e MP_{10} em 29 áreas urbanas do continente americano e do mundo.-----	92
Figura 5-4. Concentrações médias anuais de NO_2 e sua comparação com diretriz da OMS. -----	94
Figura 5-5. Concentrações médias anuais de SO_2 e padrão final (PF) do Brasil -----	95
Figura 5-6. Médias das concentrações anuais de CO (divididas por $100 \mu g/m^3$)-----	96
Figura 5-7. Concentrações médias anuais de $MP_{2.5}$, MP_{10} , NO_2 , SO_2 e CO no ano 2017 e diretrizes da OMS. (Médias de Buenos Aires inválidas)-----	97
Figura 5-8. Evolução das concentrações médias diárias de $MP_{2.5}$ em grandes cidades de América do Sul -----	99
Figura 5-9. Evolução das concentrações médias diárias de SO_2 em grandes cidades de América do Sul-----	99
Figura 5-10. Evolução das concentrações médias móveis de 8 horas de O_3 em grandes cidades de América do Sul	100
Figura 9-1 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Bogotá. Equação da regressão linear e R^2 -----	125
Figura 9-2 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Medellín. Equação da regressão linear e R^2 -----	125
Figura 9-3 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Vitória. Equação da regressão linear e R^2 -----	125
Figura 9-4 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R^2 -----	125
Figura 9-5 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Quito. Equação da regressão linear e R^2	126
Figura 9-6 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Santiago. Equação da regressão linear e R^2 -----	126
Figura 9-7 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em São Paulo. Equação da regressão linear e R^2 -----	126
Figura 9-8 Análise de tendência das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ em Lima. Equação da regressão linear e R^2	126
Figura 9-9 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Bogotá. Equação da regressão linear e R^2 -----	127
Figura 9-10 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Medellín. Equação da regressão linear e R^2 -----	127
Figura 9-11 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Vitória. Equação da regressão linear e R^2 -----	127
Figura 9-12 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R^2 -----	127
Figura 9-13 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Quito. Equação da regressão linear e R^2	128
Figura 9-14 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Santiago. Equação da regressão linear e R^2 -----	128
Figura 9-15 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Buenos Aires. Equação da regressão linear e R^2 -----	128
Figura 9-16 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em São Paulo. Equação da regressão linear e R^2 -----	128
Figura 9-17 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Lima. Equação da regressão linear e R^2	129
Figura 9-18 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Salvador. Equação da regressão linear e R^2 -----	129
Figura 9-19 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{10} em Rio de Janeiro. Equação da regressão linear e R^2 -----	129
Figura 9-20 Análise de tendência das concentrações anuais de SO_2 em Bogotá. Equação da regressão linear e R^2 -----	130
Figura 9-21 Análise de tendência das concentrações anuais de SO_2 em Medellín. Equação da regressão linear e R^2 -----	130
Figura 9-22 Análise de tendência das concentrações anuais de SO_2 em Vitória. Equação da regressão linear e R^2	130

Figura 9-23 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R ² -----	130
Figura 9-24 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Quito. Equação da regressão linear e R ² ---	11
Figura 9-25 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Santiago. Equação da regressão linear e R ² -----	131
Figura 9-26 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em São Paulo. Equação da regressão linear e R ² -----	131
Figura 9-27 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Salvador Equação da regressão linear e R ² -----	131
Figura 9-28 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Rio de Janeiro. Equação da regressão linear e R ² -----	132
Figura 9-29 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Bogotá. Equação da regressão linear e R ² 132	
Figura 9-30 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Medellín. Equação da regressão linear e R ² -----	132
Figura 9-31 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Vitória. Equação da regressão linear e R ² -----	133
Figura 9-32 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R ² -----	133
Figura 9-33 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Quito. Equação da regressão linear e R ² 133	
Figura 9-34 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Santiago. Equação da regressão linear e R ² -----	133
Figura 9-35 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em Buenos Aires Equação da regressão linear e R ² -----	134
Figura 9-36 Análise de tendência das concentrações anuais de NO ₂ em São Paulo Equação da regressão linear e R ² -----	134
Figura 9-37 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Lima Equação da regressão linear e R ² --	134
Figura 9-38 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Salvador Equação da regressão linear e R ² -----	134
Figura 9-39 Análise de tendência das concentrações anuais de SO ₂ em Rio de Janeiro. Equação da regressão linear e R ² -----	135
Figura 9-40 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Bogotá. Equação da regressão linear e R ² 135	
Figura 9-41 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Medellín. Equação da regressão linear e R ² -----	135
Figura 9-42 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Vitória. Equação da regressão linear e R ² 136	
Figura 9-43 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R ² -----	136
Figura 9-44 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Quito. Equação da regressão linear e R ² -	136
Figura 9-45 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Santiago. Equação da regressão linear e R ² -----	136
Figura 9-46 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Buenos Aires Equação da regressão linear e R ² -----	137
Figura 9-47 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em São Paulo Equação da regressão linear e R ² -----	137
Figura 9-48 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Salvador Equação da regressão linear e R ² -----	137
Figura 9-49 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Rio de Janeiro Equação da regressão linear e R ² -----	137
Figura 9-50. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Bogotá -----	18
Figura 9-51. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO ₂ em Bogotá -----	18

Figura 9-52. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Bogotá-----	18
Figura 9-53. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Bogotá-----	18
Figura 9-54. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Medellín -----	19
Figura 9-55. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Medellín -----	19
Figura 9-56. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Medellín-----	19
Figura 9-57. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Medellín-----	19
Figura 9-58. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Belo Horizonte	120
Figura 9-59. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Belo Horizonte-----	20
Figura 9-60. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Belo Horizonte -----	20
Figura 9-61. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Belo Horizonte -----	20
Figura 9-62. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Vitória-----	21
Figura 9-63. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Vitória -----	21
Figura 9-64. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Vitória-----	21
Figura 9-65. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Vitória -----	21
Figura 9-66. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Quito -----	22
Figura 9-67. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Quito -----	22
Figura 9-68. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Quito-----	22
Figura 9-69. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Quito-----	22
Figura 9-70. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Santiago de Chile	23
Figura 9-71. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Santiago de Chile-----	23
Figura 9-72. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Santiago de Chile -----	23
Figura 9-73. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Santiago de Chile -----	23
Figura 9-74. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Buenos Aires ----	24
Figura 9-75. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Buenos Aires-----	24
Figura 9-76. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO em Buenos Aires-----	24
Figura 9-77. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Lima -----	25
Figura 9-78. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Lima -----	25
Figura 9-79. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Rio de Janeiro---	26
Figura 9-80. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Rio de Janeiro -----	26
Figura 9-81. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Rio de Janeiro -----	26
Figura 9-82. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Rio de Janeiro -----	26
Figura 9-83. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Bogotá-----	27
Figura 9-84. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO_2 em Bogotá-----	27
Figura 9-85. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO_2 em Bogotá -----	27
Figura 9-86. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Bogotá -----	27
Figura 9-87. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Medellín-----	28
Figura 9-88. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO_2 em Medellín-----	28
Figura 9-89. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO_2 em Medellín -----	28
Figura 9-90. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Medellín -----	28
Figura 9-91. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Belo Horizonte --	29
Figura 9-92. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO_2 em Belo Horizonte -----	29
Figura 9-93. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO_2 em Belo Horizonte-----	29
Figura 9-94. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Belo Horizonte-----	29
Figura 9-95. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Vitória -----	30
Figura 9-96. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO_2 em Vitória-----	30
Figura 9-97. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO_2 em Vitória -----	30
Figura 9-98. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Vitória -----	30
Figura 9-99. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Quito -----	31

Figura 9-100. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO ₂ em Quito-----	31
Figura 9-101. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO ₂ em Quito -----	1531
Figura 9-102. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Quito -----	31
Figura 9-103. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Santiago de Chile -----	32
Figura 9-104. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO ₂ em Santiago de Chile -----	32
Figura 9-105. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de no ₂ em Santiago de Chile -----	152
Figura 9-106. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Santiago de Chile -----	32
Figura 9-107. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Buenos Aires ---	33
Figura 9-108. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO ₂ em Buenos Aires -----	33
Figura 9-109. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO em Buenos Aires -----	33
Figura 9-110. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Lima-----	34
Figura 9-111. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO ₂ em Lima -----	34
Figura 9-112. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de material particulado em Rio de Janeiro	35
Figura 9-113. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de SO ₂ em Rio de Janeiro -----	35
Figura 9-114. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de no ₂ em Rio de Janeiro-----	35
Figura 9-115. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de CO Rio de Janeiro-----	35

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1. Informações gerais das regiões metropolitanas ou cidades estudadas.</i>	20
<i>Tabela 2. Padrões de qualidade do ar em países da América do Sul e recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS).</i>	22
<i>Tabela 3. Atividades e poluentes incluídos na análise das emissões disponíveis no EDGAR</i>	29
<i>Tabela 4. Emissões de fontes móveis na região metropolitana do Vale de Aburrá, ano 2016 (ton/ano)</i>	32
<i>Tabela 5. Emissões de fontes fixas na região metropolitana do Vale de Aburrá, ano 2016 (Ton/ ano)</i>	34
<i>Tabela 6. Emissões de fontes de tipo de área. Ano base 2016</i>	35
<i>Tabela 7. Emissões de fontes móveis em Bogotá, ano 2014 (ton/ano)</i>	37
<i>Tabela 8. Emissões de fontes móveis no Distrito Metropolitano de Quito, ano 2011 (ton/ano)</i>	39
<i>Tabela 9. Emissões de fontes fixas no Distrito Metropolitano de Quito, ano 2011 (ton/ano)</i>	40
<i>Tabela 10. Emissões de fontes tipo área no Distrito Metropolitano de Quito, ano 2011 (ton/ano)</i>	41
<i>Tabela 11. Taxas de emissões das fontes veiculares na Região Metropolitana da Grande Vitória, 2009</i>	43
<i>Tabela 12. Taxas de emissões das fontes industriais na Região Metropolitana da Grande Vitória, 2009</i>	43
<i>Tabela 13. Taxas de emissões das fontes residenciais e comerciais na Região Metropolitana da Grande Vitória, 2009</i>	44
<i>Tabela 14. Emissões das fontes industriais na região metropolitana de Santiago, ano 2012</i>	45
<i>Tabela 15. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes residenciais na região metropolitana de Santiago, ano 2012</i>	46
<i>Tabela 16. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes agrícolas na região metropolitana de Santiago, ano 2012 (ton/ano).</i>	47
<i>Tabela 17. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes móveis na região metropolitana de Santiago, ano 2012 (ton/ano).</i>	48
<i>Tabela 18. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes móveis na região metropolitana de Rio de Janeiro na metodologia bottom-up, ano 2013</i>	50
<i>Tabela 19. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes móveis na região metropolitana de Rio de Janeiro na metodologia top-down, ano 2013</i>	51
<i>Tabela 20. Emissões veiculares na Região Metropolitana de São Paulo, 2016 (ton/ano)</i>	52
<i>Tabela 21. Emissões de poluentes atmosféricos em grandes cidades de América do Sul (Ton/ ano)</i>	57
<i>Tabela 22. Poluentes atmosféricos disponíveis na base de dados EDGAR</i>	61
<i>Tabela 23. Episódios frios (azul) e quentes (vermelho) por estação</i>	103
<i>Tabela 24. Estações válidas nas redes de monitoramento de América do Sul</i>	104

RESUMO

A poluição do ar é o maior e mais persistente problema ambiental em América do Sul e no mundo, sendo a exposição ao $MP_{2.5}$ considerada o maior risco ambiental para a saúde. Segundo as estimativas da Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2016, o 91% da população urbana habitava em cidades que ultrapassaram os níveis mínimos estabelecidos por esta organização para a concentração de $MP_{2.5}$. Esta pesquisa apresenta uma revisão das concentrações de longo e curto prazo de poluentes atmosféricos como: dióxido de nitrogênio (NO_2), dióxido de enxofre SO_2 , material particulado (MP_{10} e $MP_{2.5}$), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O_3) registradas entre 2010 e 2017 pelas redes de monitoramento automático de onze regiões metropolitanas de América do Sul, incluindo 3 das 28 megacidades e 3 das 34 grandes cidades do mundo. Apesar dos esforços para monitorar a qualidade do ar, em algumas cidades se encontraram grandes falências na difusão, consistência e apresentação das informações fornecidas pelas autoridades ambientais. Na comparação com as diretrizes anuais da OMS, o material particulado ($MP_{2.5}$ e MP_{10}) registrado em todas as cidades, ultrapassou durante todos os anos do período estudado, o NO_2 foi ultrapassado por 4 das 11 cidades que tinham registro. A diretriz da média diária da OMS para SO_2 foi ultrapassada somente por Vitória (nos últimos dois anos), cidades como Rio de Janeiro e Belo Horizonte, tiveram ultrapassagens acima do Objetivo Intermediário 1 (OI-1). As médias de 8h de ozônio (média das médias móveis de 8 horas) sempre estiveram abaixo da diretriz da OMS, porém Rio de Janeiro, São Paulo e Belo Horizonte, tiveram todos os anos dados atípicos de ultrapassagens da guia da OMS e do OI-1.

Na revisão das emissões foi encontrado que 6 das 11 cidades consideradas não tem inventários recentes disponíveis, nas 5 cidades restantes foram analisadas as emissões disponibilizadas para o ano 2012 na *Emissions Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR). Os inventários encontrados estão atualizados no máximo até o ano de 2016, o que torna mais difícil para as autoridades ambientais gerar políticas ambientais e fazer gestão da qualidade do ar eficiente. A maioria dos inventários foi desenvolvida com fatores de emissão de outras cidades e inclusive de outros países, mas apesar do ajuste com as condições locais é necessário o investimento no desenvolvimento de fatores locais que permitam cumprir os princípios de qualidade, transparência, precisão, consistência, comparabilidade e integralidade.

ABSTRACT

Air pollution is the largest and most persistent environmental problem in South America and in the world. Exposure to PM_{2.5} is considered the largest environmental health risk. According to World Health Organization (WHO), in 2016, the 91% of the urban population lived in cities that exceed the minimum levels established by this Organization for PM_{2.5}. This research presents a review of the long-and short-term concentrations of air pollutants such as nitrogen dioxide (NO₂), Sulphur dioxide (SO₂), particulate matter (PM₁₀ and PM₁₀), carbon monoxide (CO) and ozone (O₃) recorded between 2010 and 2017 in automatic monitoring networks of eleven metropolitan regions of South America (Including 3 of 3 from 28 and 34 large mega-cities in the world). Despite efforts to monitor air quality, in some cities were found large gaps in the diffusion, consistency and presentation of information provided by the environmental authorities. In comparison with the annual WHO Air Quality Guidelines (WHO-AQG), the particulate matter (PM_{2.5} and PM_{2.5}) registered in all cities, exceeded during every year of the period studied, the NO₂ has been exceeded by 4 of the 11 cities that had record. The guideline of the daily average of who to SO₂ was exceeded only by Vitoria (over the past two years), cities like Rio de Janeiro and Belo Horizonte, had exceedances above the Interim Target 1 (IT-1). The ozone (average running averages of 8 hours) always been below the WHO-AQG, but Rio de Janeiro, São Paulo and Belo Horizonte, had every year atypical data of exceedance the WHO-AQG and IT-1.

In the emissions review was found that 6 of 11 cities has no recent inventories available, in the 5 that have no inventory was analyzed the 2012 information of *Emissions Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR). The inventories found are updated in the maximum until the year 2016, which makes it more difficult for environmental authorities generate environmental policies and make effective air quality management. Most of the inventory was developed with emission factors from other cities and even other countries, but despite the fit with local conditions is necessary investment in the development of local factors which make it possible to comply with the principles of quality, transparency, accuracy, consistency, comparability and completeness.

1 INTRODUÇÃO

O aumento populacional e os processos acelerados de urbanização das grandes cidades, além dos desafios relativos ao desenvolvimento econômico, originam a necessidade de planejamento e governança para o crescimento das cidades a fim de prover alimentação, habitação, mobilidade e outros serviços para o bem-estar dos habitantes que dependem da produção industrial, da geração de energia e do setor de transporte que são as principais atividades relacionadas às emissões de poluentes atmosféricos que deterioram a qualidade do ar (WMO, 2012; Gulia et al., 2015; Boas et. al., 2018).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2016, 91% da população não respirava ar limpo e mais da metade da população urbana esteve exposta a níveis ambientais de poluentes que superaram em até 2.5 vezes os padrões estabelecidos pela OMS. Nesse ano, a poluição atmosférica causou aproximadamente 4.2 milhões de mortes prematuras no mundo e junto com a poluição de ambientes internos a cifra atingiu 7 milhões (WHO, 2018), segundo a OMS as populações mais afetadas estão nas cidades e países em desenvolvimento (WHO, 2016b). Por conta da grande evidência científica sobre os impactos da exposição ao $MP_{2.5}$ (entre as quais destacam-se: Pope et al., 2002; Pope et al., 2004; Laden et al., 2006; Krewski et al., 2009; Apte et al., 2018; Li et al., 2018, entre outros) e sendo considerado o quarto fator de risco para a saúde humana e o maior entre os riscos ambientais (WHO, 2016b), a Organização Mundial da Saúde acompanha a evolução anual das concentrações deste poluente e do MP_{10} desde o ano 2008 (baseados nas redes de monitoramento e os registros das autoridades ambientais), publicando e atualizando periodicamente as bases de dados (WHO, 2016a).

O número de megacidades no mundo e o tamanho das suas populações aumentaram fortemente na segunda metade do século XX (Baklanov et al., 2016). Segundo a última revisão das perspectivas de urbanização global da Organização das Nações Unidas (UN, 2018), a população urbana tem aumentado rapidamente nas últimas seis décadas passando de 751 milhões a 4.2 bilhões em 2018 que equivale a 55% da população mundial. Espera-se que em 2050, essa porcentagem aumente para 68%. Na América latina e Caribe, a porcentagem de população urbana é ainda maior (81%), sendo atualmente a segunda região mais urbanizada do mundo, depois da América do Norte (UN, 2018). Estas regiões densamente povoadas (cidades de tamanho médio: entre 1 e 5 milhões de

habitantes, grandes cidades: entre 5 e 10 milhões de habitantes e megacidades: mais de 10 milhões de habitantes), são responsáveis por uma quantidade importante de poluentes emitidos na atmosfera que não necessariamente permanecem dentro dos limites dos centros urbanos e podem ser transportados em grandes distâncias dependendo do tipo de substância, condições meteorológicas, topográficas, etc, contribuindo para a concentração de background no hemisfério inteiro (Baklanov et. al., 2016). A poluição do ar é o maior e mais persistente problema ambiental e de saúde pública na América Latina e Caribe, onde os gradientes socioeconômicos entre os países e a inequidade ampliam os problemas ambientais gerando padrões de emissão diferenciados, exposição aos poluentes e vulnerabilidade às mudanças climáticas (WMO/IGAC, 2012; Faiz et al., 1995; Baklanov et. al., 2016).

Na América do Sul, estão localizadas 3 das 28 megacidades do mundo: Rio de Janeiro no Brasil (12.83 milhões), Buenos Aires na Argentina (15.02 milhões) e São Paulo no Brasil (20.83 milhões) (considerada também metacidade por ter mais de 20 milhões de habitantes). As megacidades são definidas como aquelas cidades ou aglomerações urbanas contínuas com população maior que 10 milhões de habitantes (UN, 2015), porém, o termo *megacidade* é às vezes usado em referência à grandes cidades ou aglomerações onde mais de 5 milhões de habitantes trabalham, moram e utilizam meio de transporte para se deslocar (Molina e Molina 2004). Em 2014, as megacidades albergavam 12 % da população urbana do mundo, enquanto as grandes cidades albergavam 8 %. A América do Sul tem 3 das 43 grandes cidades do mundo: Santiago no Chile, Bogotá na Colômbia e Lima no Peru. Espera-se que em 2030 estas duas últimas cidades formem parte do grupo das 43 megacidades projetadas para esse ano (UN, 2015; 2018).

Vários estudos sobre clima, poluição e megacidades têm sido realizados nos últimos anos na América do Sul, porém ainda há poucos avanços no entendimento das ligações entre poluição e clima (que considerem os impactos de poluentes de meia vida na qualidade do ar e no clima) e nas mudanças que ocorrem nos processos na camada limite planetária (como os efeitos das ilhas de calor e estratificação térmica em terrenos complexos) (Andrade-Flores et al., 2016). Os escassos recursos humanos e econômicos investidos nas pesquisas da atmosfera na região (exceto Brasil) fazem com que haja poucas ligações com outras pesquisas ou com programas internacionais para

produzir verdadeiros impactos no desenvolvimento da ciência no nível local. Além disso, elas não estão permeando efetivamente nas políticas e decisões ambientais dos países (WMO/IGAC, 2012).

Da mesma forma que monitorar a qualidade do ar, contribui na dimensão e diagnóstico da problemática ambiental numa cidade, os inventários de emissão permitem realmente focar as estratégias de planejamento e gestão da qualidade do ar, a partir da identificação das fontes poluidoras. Um inventário é basicamente um conjunto de dados que caracterizam e consolidam mediante a somatória de fontes, as emissões de poluentes atmosféricos numa área geográfica, num tempo determinado (MINAMBIENTE, 2017). Junto com a análise das concentrações no ar, os inventários são uma ferramenta fundamental para o desenho de políticas e ações que garantam o cumprimento dos padrões ambientais nacionais e os recomendados pela OMS e para o acompanhamento das políticas implantadas (CESTEB, 2017).

Devido à necessidade de informação de emissões como entrada nos modelos de dispersão de poluentes como ferramenta para avaliar os níveis de poluição numa região e para o desenvolvimento de políticas de controle e gerenciamento da qualidade do ar, um inventário de emissões deve ser completo e preciso, segundo as possibilidades e objetivos estabelecidos brindando confiabilidade e eficiência na hora de usar essas informações (Madrado et al., 2018). Construir um inventário em qualquer escala é sempre um grande desafio, por conta da dificuldade no detalhamento da informação e a variedade das fontes poluidoras. Na literatura se assegura que entre os diferentes fatores da modelagem, as emissões são o ponto de maior incerteza, pelo qual se evidencia a importância de desenvolver inventários de emissão mais próximos da realidade possível (Thunis et al., 2016).

Com o aumento do uso de modelagem numérica para entender a química atmosférica nas escalas local, regional e global a criação de inventários de ampla abrangência se converteu em essencial. A partir dessa necessidade e com o objetivo de aumentar o conhecimento das emissões e permitir a difusão dessa informação para diferentes aplicações no mundo, têm sido desenvolvidas bases de dados globais como EDGAR (EC-JRC, 2018), que apresenta dados das emissões no mundo resultantes das principais fontes de emissão, nos últimos 20 anos.

Considerando o exposto anteriormente e depois de realizar a revisão de literatura, foi evidenciado que atualmente não existe na América do Sul um diagnóstico de visão regional da problemática da qualidade do ar, nem uma análise das tendências das concentrações de poluentes atmosféricos dos últimos anos. O presente estudo fornece informações atualizadas da situação de qualidade do ar na América do Sul e ampliar o entendimento a partir de uma análise das concentrações dos poluentes atmosféricos (dióxido de nitrogênio (NO_2), dióxido de enxofre (SO_2), material particulado (MP_{10} e $\text{MP}_{2.5}$), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O_3)), registradas nas redes de monitoramento das grandes aglomerações urbanas de América do Sul no ano 2017 e as tendências apresentadas desde o ano 2010 (Região Metropolitana de Lima- Peru, Bogotá- Colômbia, Região Metropolitana de Santiago- Chile, Região Metropolitana de Belo Horizonte- Brasil, Região Metropolitana de Vale de Aburrá (Medellín)-Colômbia, Região Metropolitana de Salvador-Brasil, Região Metropolitana da Grande Vitória-Brasil e Região Metropolitana de Quito-Ecuador).

Em relação ao estudo de emissões de atmosféricas, na literatura científica existem diferentes trabalhos que incluem a revisão e análise de emissões, principalmente em grandes cidades (Gallardo et al., 2012, Andrade et al., 2017), a comparação de inventários nacionais com bases de dados globais (Van Amstel et al., 1999; Muntean et al, 2014; Puliafito et al., 2017; Madrazo et al., 2018), entre outros. Com o objetivo de contribuir e avançar nos estudos das emissões em América do Sul, este trabalho apresenta uma revisão dos inventários oficiais mais recentes disponibilizados pelas autoridades ambientais das 11 regiões metropolitanas (descritas acima) incluindo o estado da arte, metodologias utilizadas fatores de emissão etc. e para aquelas que não tiverem inventário recente disponível, se avaliaram as emissões de 8 poluentes compiladas para o ano 2012 na base de dados global EDGAR, para 18 setores (incluindo fontes industriais e veiculares).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as emissões de poluentes atmosféricos e a qualidade do ar e em grandes cidades da América do Sul: São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Salvador, Vitória, Buenos Aires, Lima, Quito, Santiago, Medellín e Bogotá.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar as emissões de fontes fixas e móveis nas grandes cidades de América do Sul, a partir da revisão dos dados e as metodologias utilizadas nos inventários de emissões oficiais ou das informações disponibilizadas no *Emissions Database for Global Atmospheric Research (EDGAR)*.
- Analisar o estado atual da qualidade do ar (em termos das concentrações de MP₁₀, MP_{2,5}, Óxidos de Nitrogênio e Enxofre e Ozônio) obtidos das redes de monitoramento das grandes cidades de América do Sul e em dados disponíveis na literatura científica.

3 DESCRIÇÃO DAS ZONAS DE ESTUDO

Nesta dissertação foram consideradas onze regiões metropolitanas na área de estudo, termo considerado para aquela divisão territorial que tem como objetivo que municípios limítrofes se unam para uma atuação integrada do poder público no planejamento e execução de determinadas estratégias para o bem comum (CETESB, 2017). Os critérios de seleção das Regiões Metropolitanas ou cidades dentro de América do Sul para esta pesquisa foram: **a)** população urbana (incluindo cidades ou regiões metropolitanas com mais de 1 milhão de habitantes), **b)** localização (incluindo cidades espalhadas na região de estudo) e **c)** disponibilidade de informação (baseado numa busca preliminar de informação nas redes de monitoramento de qualidade do ar).

Foram selecionadas 3 megacidades ou Regiões Metropolitanas (RM) com mais de 12 milhões de habitantes (RM de São Paulo- Brasil, RM de Buenos Aires- Argentina, RM de Rio de Janeiro- Brasil), 4 grandes cidades com mais de 7 milhões (RM de Lima- Peru, Bogotá- Colômbia, RM de Santiago- Chile e RM de Belo Horizonte- Brasil) e 4 cidades medianas com mais de 2 milhões (RM Vale de Aburrá (Medellín)-Colômbia, Salvador-Brasil, RM da Grande Vitória-Brasil e RM de Quito-Ecuador), localizadas em 6 países de América do Sul. Estas onze aglomerações urbanas não representam, necessariamente, toda a região. Mas, pelo fato de incluir 7 das mais populosas cidades na região abrangendo 21.9% e 26.2% da população total e urbana em América do Sul, respetivamente (Ver Figura 3-1 e Tabela 1).

Todas as regiões metropolitanas selecionadas incluem as capitais dos estados ou departamentos que são responsáveis pelo maior aporte ao Produto Interno Bruto (PIB) dos estados como no caso de São Paulo, Rio de Janeiro, Belo horizonte, Salvador e Vitória e inclusive pelo maior PIB nos países como no caso de São Paulo e Bogotá e o segundo maior como Quito e Medellín. Informações adicionais como localização geográfica, população em 2015 e projeção a 2030, PIB e estações de monitoramento da qualidade do ar, são apresentadas na Tabela 1, onde o PIB apresentado corresponde as capitais ou municípios principais em cada região (taxa de cambio do dólar média do Banco Mundial no ano de referência). As estações avaliadas incluem aquelas automáticas que contavam com informações no ano 2017 de pelo menos um poluente.

A Tabela 2 apresenta os padrões de qualidade do ar nas cidades incluídas no estudo e aquelas recomendadas pela Organização Mundial da Saúde.

Tabela 1. Informações gerais das regiões metropolitanas ou cidades estudadas.

Região Metropolitana	Localização Geográfica ^(a)		População urbana (milhares) ^(a)			Área km ²	PIB (Milhares USD)	Estações avaliadas/ totais
	Latitude	Longitude	1950	2015	2030			
São Paulo - Brasil	-23.5475	-46.6361	2334	20,883	23,824	8000 ^(b)	195,535 ^(k) (2015)	20/29
Buenos Aires - Argentina	-34.6051	-58.4004	5166	14,706	16,456	13,285 ⁽ⁱ⁾	234,021 ⁽ⁿ⁾ (2016)	4/4
Rio de Janeiro - Brasil	-22.9028	-43.2075	3026	12,941	14,408	6800 ^(b)	\$ 96,416 ^(k) (2015)	14/37
Lima - Perú	-12.0432	-77.0282	1066	9813	12,266	2817 ^(e)	68,945 ^(m) (2017)	10/10
Bogotá - Colômbia	4.6097	-74.0818	630	9708	12,343	562 ^(d)	99,746 ⁽ⁿ⁾ (2016)	11/12
Santiago - Chile	-33.4569	-70.6483	1322	6523	7243	15,403 ^(h)	\$ 114,894 ^(g) (2017)	13/13
Belo Horizonte - Brasil	-19.9208	-43.9378	412	5754	6583	9500 ^(b)	\$ 26,259 ^(k) (2015)	7/13
Vale de Aburrá (Medellín) – Colômbia	6.2518	-75.5636	376	3735	344	1156 ^(f)	\$ 38,076 ^(o) (2013)	14/40
Salvador - Brasil	-12.9711	-38.5108	403	3594	4181	4354 ⁽ⁱ⁾	\$ 17,395 ^(k) (2015)	7/7
Grande Vitória (Vitória) - Brasil	-20.3054	-40.3079	85	1877	2311	2331 ^(b)	\$ 6925 ^(k) (2015)	9/9
Quito - Equador	-0.2299	-78.5250	206	1734	2180	4218 ^(c)	1642 ^(l) (2016)	8/9

^(a)UN, 2018; ^(b)Pacheco et al., 2017; ^(c)Zalakeviciute et al., 2018; ^(d)Demographia, 2018; ^(e)INEI, 1996; ^(f)AMVA, 2016; ^(g)Banco Central de Chile, 2018. Valor da Região metropolitana; ^(h)Biblioteca del Congreso Nacional de Chile, 2018; ⁽ⁱ⁾Atlas de desenvolvimento humano do brasil, [n,d] ^(j)Buenos Aires, 2018; ^(k)IBGE, 2018, ^(l)Banco Central de Equador, 2018. ^(m)INEI, 2017. ⁽ⁿ⁾América Economía, 2016 ^(o)América Economía, 2014.



Figura 3-1. Grandes cidades de América do Sul e redes de monitoramento avaliadas.

Tabela 2. Padrões de qualidade do ar em países da América do Sul e recomendações da Organização Mundial da Saúde (OMS).

Poluente	NO ₂ µg/m ³		SO ₂ µg/m ³			MP ₁₀ µg/m ³		MP _{2.5} µg/m ³		O ₃ µg/m ³		CO mg/m ³		PTS		Referência
Tempo de média	1 h	Anual	24 h	Anual	Outro	24 h	Anual	24 h	Anual	1 h	8 h	1 h	8 h	24 h	Anual	
OMS	200	40	OI-1: 125 OI-2: 50 Guia: 20	--	Guia: 500 (10min)	OI-1:150 OI-2:100 OI-3: 75 Guia: 50	OI-1:70 OI-2:50 OI-3: 30 Guia: 20	OI-1:75 OI-2:50 OI-3: 37,5 Guia: 25	OI-1:35 OI-2:25 OI-3: 15 Guia: 10	--	OI-1:160 Guia: 100	--	--	--	--	OMS, 2006
Brasil																
Belo Horizonte	PI1: 260 PI2: 240	PI1: 60 PI2: 50	PI1: 125 PI2: 50	PI1: 40 PI2: 30	--	PI1: 120 PI2: 100	PI1: 40 PI2: 35	PI1: 60 PI2: 50	PI1: 20 PI2: 17	--	PI1: 140 PI2: 130	--	PF:10	PF: 240	PF: 80	CONAMA, 2018
Salvador	PI3:220	PI3:45	PI3:30	PI3:20		PI3:75	PI3: 30	PI3:37	PI3: 15	--	PI3:120	--				
Rio de Janeiro	PF: 200	PF: 40	PF: 20			PF: 50	PF:20	PF: 25	PF: 10		PF: 100					
São Paulo	MI1: 260 MI2: 240 MI3: 220 PF:200	MI1: 60 MI2:50 MI3:45 PF:40	MI1: 60 MI2: 40 MI3: 30 PF: 20	MI1: 40 MI2: 30 MI3:20	--	MI1:120 MI2:100 MI3:75 PF:50	MI1:40 MI2:35 MI3:30 PF:20	MI1: 60 MI2: 50 MI3: 37 PF: 25	MI1: 20 MI2: 17 MI3: 15 PF: 10	--	MI1: 140 MI2: 130 MI3: 120 PF: 100	--	PF: 10	PF:240	PF:80	Decreto Estadual nº 59.113/2013
Vitória	MI1: 240 MI2: 220 MI3: 210 PF:200	MI1: 50 MI2:45 MI3:42 PF:40	MI1: 60 MI2: 40 MI3: 30 PF: 20	MI1: 40 MI2: 30 MI3: 20	--	MI1:120 MI2:80 MI3:60 PF:50	MI1:45 MI2:33 MI3:25 PF:20	MI2:50 MI3:37 PF:25	MI2:20 MI3:15 PF:10	--	MI1: 140 MI2: 120 MI3: 110 PF: 100	PF: 30	PF: 10	MI1:180 MI2:170 MI3:160 PF: 150	MI1:65 MI2:63 MI3:62 PF:60	Decreto Estadual nº 3463-R de 16/12/2013
Argentina																
Buenos Aires	PI: 376 PI: 376	PI 100 PI 100	PI:367	PI: 79	PI: 1,309 (3h)	PI: 150	PI: 50 PI: 50	--	--	PI: 263 PI: 263	PI: 157 PI: 157	PI:40	PI:10	--	--	APRA, 2013
Chile																
Santiago de Chile	400	100	250	80	--	150	50	50	20	--	120	30	10	--	--	MINSEGPRES, 1998, 2002, 2003a, 2003b, 2003c, 2011
Peru																
Lima	200	100	250	--	--	100	50	--	--	--	100	30	10	--	--	GOBIERNO DE LIMA,2017
Colômbia																
Bogotá	200	60 M: 40 (1)	50 M:20(1)	--	100 (1h)	75	50 M: 30(1)	37	25 M:15(1)	--	100	35	5	--	--	MADS, 2017
Medellín																
Equador																
Quito	200	40	125	60	500	100	50	50	15	--	100	30	10	--	--	ECUADOR, 2003

(1) Meta definida para o 2030. PI: Padrão Intermediário; PF: Padrão final, M:Meta, MI: Meta intermedia

4 EMISSÕES ATMOSFÉRICAS EM GRANDES CIDADES DE AMÉRICA DO SUL

A qualidade do ar numa cidade é explicada pelas condições meteorológicas e as emissões locais, e é por isso que inventários de emissões contribuem na avaliação e estimativa da qualidade do ar necessária para definir estratégias de prevenção e controle. Da mesma forma, a poluição na escala regional e local é fortemente dependente das emissões nessas mesmas escalas e quanto mais detalhada a escala dos inventários, mais estas poderão ser usadas em modelos de previsão (Alonso et. al., 2010).

Existem dois tipos de inventários, aqueles desenvolvidos para *planejamento* (avaliar áreas que não atendem os padrões de qualidade do ar, formulação de estratégias de diminuição das concentrações, desenho de uma rede de monitoramento, entre outras) e os realizados com fins de *modelagem* (previsão da qualidade do ar, avaliação da dispersão dos poluentes, avaliação da eficiência de medidas de controle, entre outros) (US-EPA, 2017). Os dois requerem um amplo conhecimento das fontes fixas e móveis da região de estudo e necessitam de avaliação e atualização permanente sobre o número e a localização das fontes, assim como também as características de operação e consumo de combustível das mesmas (Behrentz, 2009).

Na América do Sul, poucas cidades têm inventário de emissões e desafortunadamente não atendem os princípios de qualidade, transparência, precisão, consistência, comparabilidade e integralidade, além disso centram-se só nos principais setores das regiões urbanas e capitais, deixando do lado cidades menores, áreas rurais e as emissões naturais (Alonso et al, 2010).

Neste capítulo são apresentadas as informações mais recentes das emissões de poluentes atmosféricos regulados em grandes cidades na América do Sul, isto é para MP₁₀, MP_{2.5}, NO_x, SO_x, CO, COVs, a partir da compilação dos últimos inventários e a revisão das emissões de 2012 a partir da base de dados global EDGAR, para aquelas cidades que não apresentaram um inventário recente.

4.1 INVENTÁRIOS DE EMISSÃO. METODOLOGIAS DE CÁLCULO, FATORES DE EMISSÃO E MODELOS

Existem diferentes formas de estimar as emissões atmosféricas, a primeira e mais precisa é fazer medições diretas nas fontes poluidoras da cidade durante um período determinado, a segunda é

balanços de massa (que também requer monitoramento das entradas e saídas em cada processo envolvido nas fontes). Porém, devido às dificuldades em fazer este monitoramento, a terceira forma e a mais comum é combinar informação dos processos envolvidos nas atividades ou setores (comumente chamado de nível de atividade) com coeficientes que contribuam na quantificação da emissão em cada processo (incluindo possíveis sistemas de remoção ou controle nas fontes) (Fatores de emissão) (Ver Equação 1). Outra forma de estimar as emissões é mediante modelos de emissão desenvolvidos com equações empíricas para um processo e tipo de fonte determinada, geralmente utilizam informação das concentrações ambientais dos poluentes para estimar as emissões e são modelos amplamente usados para fontes difusas ou dispersas (MINAMBIENTE, 2017 e EEA, 2016).

$$\text{Inventário de Emissões} = \sum_{i=1}^n FA_{i,t} \times FE_{i,j}$$

Equação 1

Onde:

$FA_{i,t}$ é o nível de atividade da fonte i durante o tempo (t)

$FE_{i,j}$ é o fator de emissão da substância ou mescla de substâncias (j) para a atividade (i).

O Fator de atividade se refere às características próprias da fonte de estudo (tempo de operação, quantidade de matéria prima, quantidade de produto gerado, etc.), no caso das fontes veiculares está comumente relacionado com a distância percorrida por um veículo ou a distância percorrida por uma categoria veicular num período de tempo determinado, ou também pode se referir ao consumo de combustível (MINAMBIENTE, 2017). Segundo a informação disponível e a fonte estudada, a equação 1 é multiplicada pela porcentagem da eficiência na remoção que tiver o método de controle associado (US-EPA, 2017).

O fator de emissão é um valor representativo para relacionar a quantidade do poluente emitido na atmosfera com a atividade que emitiu com esse poluente. Estes fatores são comumente expressos como o peso do poluente dividido por uma unidade em peso, volume, distância ou duração da atividade emissora (por exemplo, quilogramas de particulado emitido por megagramas de carvão utilizado) (US-EPA, 2017). Estes fatores podem ser calculados a partir de monitoramento nas fontes, balanços de massa ou modelos de estimação numa amostra representativa do tipo da fonte avaliada (MINAMBIENTE, 2017), somente assim, poderá ser compilada a informação detalhada

dos processos, qualidade dos combustíveis utilizados, tecnologias de abatimento de emissões, etc. (EEA, 2016)

Quando não se tem fatores de emissão locais, existem algumas instituições internacionais que criaram bases de dados com esta informação, tais como “*AP-42 Compilation of Air Pollutant Emission Factors*” da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA, 2009: <https://www.epa.gov/>) , O manual “*EMEP/EEA Air pollutant emission inventory guidebook*”, da Agência Ambiental Europeia (EEA, 2016: <https://www.eea.europa.eu>) ou a base de dados do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2018 <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/main.php>), no caso de Gases Efeito Estufa (MINAMBIENTE, 2017).

Os inventários de emissão dividem as fontes segundo sua tipologia, a mais comum delas é fontes **i) fixas** (aquelas localizadas em um lugar específico que não se deslocam) que podem ser pontoais (chaminés industriais) ou dispersas (aterro sanitário), **ii) móveis** (aquelas que por seu propósito são suscetível a deslocamentos, como automóveis, ônibus, aviões, etc.) (MINAMBIENTE, 2017).

Existem diferentes abordagens nos inventários de emissões, *top-down* e *bottom-up* a escolha deles depende exclusivamente do objetivo e da disponibilidade de informação (MINAMBIENTE, 2017). As duas requerem informação das Atividade poluidoras e Fatores de emissão que relacionem o poluente emitido com essas atividades. A principal diferença entre *top-down* e *bottom-up* está relacionada com a especificidade do Fator de Emissão e o nível da agregação espacial e temporal da informação das atividades (Thunis et al., 2016).

Na abordagem *top-down* a informação da Atividade é primeiro coletada na escala nacional e regional e depois distribuída sobre uma grade na área de interesse, esta pode geralmente é quantidade de energia ou combustível consumidos. A distribuição espacial é baseada em informação característica ou indicadores estatísticos da área como por exemplo: densidade da população, vias, uso do solo, etc (INEMAR, 2005). No caso da *bottom-up* os dados de Atividade são obtidos numa escala espacial mais fina e depois é agregada na resolução requerida (Thunis et al., 2016).

4.1.1 NÍVEIS DE COMPLEXIDADE DAS METODOLOGIAS

Segundo a guia da Agência Ambiental Europeia, os inventários de emissões atmosféricas podem ser desenvolvidos com 3 níveis de complexidade, passando pela básica, intermediária e

complexa. Estes níveis dependem da quantidade e qualidade de informação disponível para o inventário (EEA, 2016).

- **Metodologia 1 (Tier 1):** Consiste na relação linear simples entre o nível de atividade (disponíveis em bases de dados de informação estatística na zona de estudo) e o fator de emissão (os mais utilizados no mundo são a *Compilation of Air Pollution Emission Factor* (AP-42) da Agencia de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) e os definidos na *European Commission* (EC).
- **Metodologia 2 (Tier 2):** Usa o mesmo ou um fator de atividade similar da metodologia anterior, mas os fatores de emissão, são aqueles desenvolvidos no país de estudo. Na maioria dos casos esta metodologia envolve um nível de precisão maior, com estatísticas das atividades e processos mais detalhados.
- **Metodologia 3 (Tier 3):** A última metodologia é a mais avançada e requer informação mais específica que as anteriores. Às vezes inclui modelos sofisticados.

Usando as fontes veiculares como exemplo de aplicação dos 3 níveis de complexidade mencionados, na *tier 1*, é usado o combustível como fator de atividade, combinado com fatores de emissão média para esse combustível utilizado. Na *tier 2*, é considerado como fator de atividade, o combustível utilizado por cada categoria veicular e o padrão de emissão. Finalmente, na *tier 3*, as emissões são estimadas a partir de dados técnicos com alto grau de confiabilidade para o fator de atividade, incluindo aspectos como a operação do motor em frio e quente, ciclos de condução (velocidade média por trecho, quilômetros recorridos, etc.), entre outros (MINAMBIENTE, 2017).

4.1.2 MODELOS DE EMISSÃO

4.1.2.1 Fontes fixas

Alguns dos modelos mais utilizados neste tipo de fontes, são TANKS (US-EPA, 1999), WATER9 (US-EPA, 2001) e LANDFILL (Amy et al., 2006).

TANKS foi desenhado pela US EPA para estimar as emissões que resultam a partir de líquidos orgânicos em tanques de armazenamento. A informação de entrada que requer está relacionada com dados do tipo de tanque, diâmetro, comprimento, volume de trabalho, frequência de

armazenamento e características do teto e os parâmetros meteorológicos de temperatura e umidade relativa (US-EPA, 1999).

WATER9 é usado para calcular emissões das plantas de tratamento de esgoto. As emissões são calculadas a partir das propriedades do componente de interesse dentro das plantas e sua concentração no resíduo gerado (US-EPA, 2001).

LANDFILL é um modelo que estima emissões de gases resultantes dos aterros sanitários e precisa informação da capacidade de desenho do aterro, taxa e capacidade potencial de geração de metano e anos de operação. Utiliza uma equação simples de decaimento de primeira ordem (Amy et al., 2006).

4.1.2.2 Fontes veiculares

No caso das fontes móveis ou veiculares os modelos mais conhecidos são LEAP, COPERT, MOBILE, MOVES e IVE. (MINAMBIENTE, 2017).

O modelo LEAP (*Longe-range Energy Alternatives Planning System*) é desagregado em quatro níveis: Setor, subsetor, uso final e dispositivos, para estimar emissões de fontes veiculares. A análise é focada no uso final onde a demanda de energia é calculada como o produto do nível da atividade (relacionado com fatores como número de veículos e quilometragem recorrido) e a intensidade energética (relacionado com a eficiência energética dos veículos) (AMVA, 2018).

COPERT é um modelo amplamente utilizado no mundo, desenvolvido pela Agência Ambiental Europeia que permite estimar as emissões veiculares na escala nacional, regional e local com resolução temporal anual, diária e horaria. Utiliza o enfoque “*Top-Down*” partindo de consumos e emissões gerais para toda a frota veicular. COPERT estima emissões geradas por veículos com gasolina, diesel e GLP para seis categorias veiculares e subcategorias como tipo de combustível, peso do veículo, tamanho do motor, tecnologia de padrão de emissões, etc (EMISIA, 2014).

MOBILE é um software desenvolvido pela US EPA na linguagem FORTRAN para estimar fatores de emissão veiculares (considerando tanto emissões da combustão como emissões evaporativas). Utiliza informação de testes nos veículos feitos com dinamômetros e dados da distância percorrida por cada tipo de veículo (número de quilômetros por dia, número de dias por ano que circula o veículo, número de veículos da frota). As versões mais recentes do

modelo, incluem um fator da deterioração da frota veicular e os efeitos da velocidade e do teor de enxofre na gasolina (MINAMBIENTE, 2017).

MOVES é um simulador de emissões de veículos desenvolvido pela US EPA utilizado para criar fatores de emissão e realizar inventários tanto para veículos transitando nas vias quanto para veículos fora de via. O modelo permite ingressar informação do tipo de veículo, períodos de tempo, poluentes, tipos de vias, entre outras (MINAMBIENTE, 2017).

Finalmente, o Modelo Internacional de Emissões (IVE) foi desenvolvido pela Universidade de Califórnia para estimar emissões veiculares e gerar ferramentas apoiar principalmente países em desenvolvimento, com condições de tráfego e tecnologias veiculares diferenciadas de outros países. O modelo permite focar estratégias de controle e planejamento do setor transporte, prever cenários de emissão e avaliar os objetivos propostos na diminuição das emissões numa cidade. Tem um amplo grupo de poluentes e uma grande base de dados de tecnologias veiculares que abrange 300 categorias, segundo idade, tamanho do motor, tecnologia de controle de emissões e combustíveis (MINAMBIENTE, 2017).

Há ainda várias iniciativas locais para uma melhor descrição das emissões veiculares considerando características de cada local e melhoria da espacialização das fontes móveis (Freitas et al., 2011 e Ibarra-Espinosa et al., 2018)

4.2 METODOLOGIA DE REVISÃO DE EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

4.2.1 INVENTÁRIOS DE EMISSÃO

Seguindo a mesma estratégia acolhida no item 5.2, foi feita uma busca dos inventários de emissão disponíveis nas principais regiões metropolitanas em América do Sul (Ver item 3 DESCRIÇÃO DAS ZONAS DE ESTUDO). A coleta de informação incluiu uma busca dos relatórios publicados oficialmente nos sites das autoridades ambientais em cada cidade. Esta pesquisa foi feita no último trimestre do ano 2018 e alguma informação pôde ter sofrido variações ou atualizações depois da coleção feita.

A revisão incluiu os aspectos metodológicos de cada inventário de emissão (fatores e modelos de emissão), tipos e detalhes das fontes avaliadas, poluentes considerados e emissões anuais,

com o alvo de obter uma base de dados sobre os últimos inventários oficiais realizados pelas autoridades ambientais na região.

4.2.2 BASE DE DADOS EDGAR

Em algumas cidades não esteve disponível nenhum inventário de emissão de fontes fixas (como o caso do Rio de Janeiro e São Paulo), fontes móveis ou ambas (no caso de Lima, Salvador, Belo Horizonte e Buenos Aires) ou os inventários disponíveis eram anteriores ao ano de 2010. Considerando o amplo uso dos dados da *Emissions Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR) em pesquisas dos fenômenos de transporte, dispersão e transformação de poluentes na atmosfera (Ver item 4.5), nesta dissertação foram utilizados os dados mais recentes, correspondentes a versão *v4.3.2_AP 1970-2012 (Gases and Aerosols)* (EC-JRC, 2018).

Para isso foram estudadas as bases de dados (em formato .txt), expressas em tonelada / ano para 8 poluentes, em 18 setores ou atividades, em cada coordenada geográfica do mundo onde se tivesse dado. A análise incluiu o processamento desses dados e sua comparação com os shapes ou mapas das regiões metropolitanas de Lima, Salvador, Belo Horizonte, Buenos Aires, Rio de Janeiro e São Paulo, a partir do uso do Sistema de Informação Geográfica do Software Arcgis 10.5 que permitiu a leitura adequada das emissões apresentadas no item 4.5.2. As atividades e poluentes que foram avaliados se apresentam na Tabela 3.

Tabela 3. Atividades e poluentes inclusos na análise das emissões disponíveis no EDGAR

Código IPCC	Atividade	Poluentes
1A1a	Industria de Energia	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP10, MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
1A2	Combustão para manufatura	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP10, MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂
1B1a+1B2a1+1B2a2+1B2a3+1B2a4+1B2c	Exploração de combustível	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP10, MP2.5_fossil, SO ₂
2C1a+2C1c+2C1d+2C1e+2C1f+2C2	Produção de ferro e aço	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP10, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
2A	Produção de minerais não metálicos	BC, CO, NMVOC, MP10, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
1A3c+1A3e	Ferrovias, oleodutos e veículos fora de via	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP10, MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
6A+6D	Aterro sanitário	NMVOC, MP10, MP2.5_fossil,
1A3B	Transporte rodoviário	BC, CO, NMVOC, NO _x , OC, MP10, MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
4C+4D	Solos agrícolas	NO _x , MP10, MP2.5_fossil,

Código IPCC	Atividade	Poluentes
4F	Queimas agrícolas	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_bio, SO ₂ ,
2B	Processos químicos	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_fossil, SO ₂ ,
2D	Alimentos e papel	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_fossil, SO ₂ ,
4B	Gestão de esterco	NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_fossil,
2C3+2C4+2C5	Produção de metais não ferrosos	BC, CO, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_fossil, SO ₂ ,
1A1b+1A1c+1A5b 1+1B1b+1B2a5+1 B2a6+1B2b5+2C1b	Refinarias de petróleo e indústria de transformação	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
1A3d+1C2	Navios	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
6C	Incineração de resíduos sólidos	BC, CO, NMVOC, NO _x , MP ₁₀ , MP2.5_bio, MP2.5_fossil, SO ₂ ,
3	Solventes e produtos	NMVOC, MP ₁₀ , MP2.5_fossil,

BC: Black Carbon, CO: Monóxido de carbono, NMVOC: Compostos Orgânicos Voláteis não metano, MP₁₀: Material particulado com diâmetro menor ou igual a 10 micras, MP_{2.5fossil}: Material particulado com diâmetro menor ou igual a 2.5 micras, SO₂: Dióxido de enxofre, NO_x: óxidos de nitrogênio.

Fonte. Elaboração própria baseada nas informações disponíveis no EC-JRC, 2018

Da mesma forma como descrito no capítulo 5, os resultados da revisão das emissões atmosféricas em América do Sul, apresentados no item 4.3 e 4.5.2 correspondem a compilação das emissões nas regiões metropolitanas selecionadas, mas serão somente nomeadas as capitais ou cidades mais importantes, assim: São Paulo, Buenos Aires, Rio de Janeiro, Lima, Bogotá, Santiago, Belo Horizonte, Medellín, Salvador, Vitória e Quito.

4.3 REVISÃO DOS ULTIMOS INVENTÁRIOS DE EMISSÃO

Foi realizada uma revisão dos últimos inventários de emissão encontrados na busca de literatura feita principalmente nos sites oficiais das autoridades ambientais. Aqui são apresentadas as informações gerais, metodologias e resultados dos inventários de emissões segundo as categorias e considerações definidas por cada autoridade ambiental ou entidade contratada para o desenvolvimento do inventário.

Os inventários que serão descritos neste capítulo correspondem as das regiões metropolitanas nas quais se localizam as cidades de Medellín, Bogotá, Quito, Vitória, São Paulo e Rio de Janeiro. Das duas últimas só se apresenta a revisão dos inventários de emissões resultantes das

fontes veiculares, já que só se teve acesso a esses relatórios. A compilação de todos os resultados encontrados é mostrada no item 4.4 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. INVENTÁRIOS DE EMISSÃO

As emissões em cidades como Buenos Aires, Lima, Salvador e Belo Horizonte serão apresentadas no item 4.5. EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. BASES DE DADOS GLOBAL , já que não foi possível ter acesso aos inventários de poluentes atmosféricos regulados, nos sites oficiais das autoridades ambientais.

4.3.1 REGIÃO METROPOLITANA DO VALLE DE ABURRÁ (MEDELLÍN, COLOMBIA)

A Região Metropolitana do Valle de Aburrá, tem inventários ou atualizações de suas emissões de poluentes atmosféricos para os anos de 1996, 1999, 2005, 2007, 2009, 2011, 2013, 2015, 2016. O inventário de emissões mais recente na região metropolitana do Valle de Aburrá corresponde ao ano base 2016. No ano 2017 foi publicado a atualização de fontes fixas industriais, cujas emissões foram estimadas em sua maioria com os fatores de emissão da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA), reportados no *Compilation of Air Pollution Emission Factor (AP-42)*. Para algumas atividades industriais foram usados os fatores de emissão da Agência Ambiental Europeia (EEA) em conjunto com o *European Monitoring and Evaluation Programme for international co-operation to solve transboundary air pollution problems (EMEP-EEA)*. (AMVA, 2017).

Por outro lado, em 2018 foi publicada a atualização do inventário de fontes móveis ano base 2016 (AMVA, 2018), onde foram utilizados os fatores de emissão *International Vehicle Emissions* (IVE) e o modelo LEAP para o cálculo das emissões e da demanda energética do parque automotor; esta ferramenta tem sido usada pela autoridade ambiental no desenvolvimento dos últimos quatro inventários (anos bases: 2011, 2013, 2015 e 2016). Os fatores de emissão IVE foram selecionados de acordo com as tecnologias veiculares disponíveis no país e corrigidos segundo as condições próprias da zona de estudo: umidade relativa: 50%, altura: 950 msnm, conteúdo de enxofre na gasolina: 300 ppm, conteúdo de enxofre no diesel: 50 ppm e conteúdo de etanol na gasolina de 10% v/v (o diesel está misturado com óleo de palma, mas não se tem fator de correção no modelo IVE) (AMVA, 2018). O inventário publicado em 2018 também inclui a avaliação de emissões de fontes de tipo área ou fontes dispersas como: Pontos de combustível (emissões de COVs), aterro sanitário (emissões de CH₄,

CO₂ e NMOC) e emissões evaporativas de processos industriais e armazenamento de combustível.

As atualizações do ano base em 2016, (AMVA, 2017 e AMVA, 2018) também incluíram a revisão das emissões de Gases Efeito Estufa (GEE) (Dióxido de carbono: CO₂, Metano: CH₄ e Óxido Nitroso: N₂O) provenientes das fontes fixas e móveis.

4.3.1.1 Fontes e emissões

a. Fontes móveis

A frota veicular em 2016; segundo as informações fornecidas pelas Secretárias de trânsito e transporte dos 10 municípios que constituem a região metropolitana, foi de 1.301.291 veículos, dos quais a maioria são motocicletas (56,26%) e automóveis (35,89%). A Tabela 4 apresenta a distribuição das categorias veiculares na região e as emissões dos poluentes regulados (CO, NO_x, SO_x, COVs e MP_{2,5}) no ano 2016.

Tabela 4. Emissões de das fontes móveis na região metropolitana do Vale de Aburrá, ano 2016 (ton/ano)

Categoria	Quantidade (%)	Tipo	Poluentes atmosféricos (ton/ano)				
			CO	NO _x	SO _x	COVs	MP _{2,5}
Autos	35.89	Leves	15.067	942	70	1032	11
		Medianos	16.756	435	91	722	29
		Pesados	3374	203	10	122	2
Taxis	1.75	Leves	900	210	26	54	4
		Medianos	36	8	1	1	0
Ônibus	0.37	Leves	55	38	0	6	1
		Medianos	822	716	6	131	17
		Pesados	72	29	0	7	1
Camiões	2.19	Leves	12.677	710	5	587	86
		Medianos	59.282	2782	19	2680	302
		Pesados	11.063	1624	10	807	91
Metroplus	0.34	Leves	19	1	0	0	0
		Medianos	48	2	0	0	0
		Pesados	26	1	0	0	0
Tratocamiões	0.75	Pesados	662	757	2	131	57
Caminhões basculantes	0.03	Pesados	1569	2164	8	334	484
Motos 2T	1.52	Leves	966	1	0	412	9
		Leves	9007	244	20	1935	123
Motos 4T	54.74	Medianos	17.956	384	66	3517	150
		Pesados	1240	35	3	267	17
Autos serviço especial	1.45	Leves	218	56	6	14	2
		Medianos	426	156	10	24	6
		Pesados	48	28	1	10	3

Categoria	Quantidade (%)	Tipo	Poluentes atmosféricos (ton/ano)				
			CO	NOx	SOx	COVs	MP _{2.5}
Ônibus serviço especial	0.97	Leves	5838	895	5	425	37
		Medianos	9070	1532	11	620	81
		Pesados	2315	414	2	173	22
Total			169.512	15.363	372	14.014	1534

Fonte: Adaptada da última atualização das emissões móveis na região metropolitana do Valle de Aburrá. Ano base 2016. AMVA, 2018

Os caminhões, embora sejam a categoria veicular com menos unidades na região metropolitana do Valle de Aburrá, são os principais responsáveis das emissões de CO e NO_x, respondendo por 49% e o 33% do total, respetivamente, isto é devido principalmente a idade desta frota, onde se encontram veículos mais antigos que a média as outras categorias. O MP_{2.5} é explicado principalmente pelos caminhões basculantes com 32%, seguidos dos caminhões com 31% e das motos de quatro tempos com 19%. As duas últimas categorias também são as principais responsáveis pelas emissões dos Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) e os autos são os maiores emissores de SO_x, com 46%.

Entre o grupo de combustíveis utilizados, o diesel é o maior contribuinte das emissões de MP_{2.5} e NO_x (77% e 73%, respetivamente das emissões totais), a gasolina é o maior responsável pelas emissões de SO_x, COVs e CO, aportando o 88%, 86% e 72% respetivamente. Finalmente o Gás Natural apresenta uma contribuição menor de 22% do CO e de 2% do NO_x. Isto pode ser explicado com o fato de que a maioria dos veículos que usam este combustível não foram desenhados para isso e trabalham tanto com gasolina, quanto gás, gerando uma combustão incompleta (AMVA, 2018).

No ano base 2016, as fontes móveis, segundo a atualização publicada em 2018 (AMVA, 2018), foram responsáveis pela emissão de 3.216.341 toneladas de CO₂, 43.611 toneladas de CH₄ e 88 de N₂O (4.332.907 de CO₂-equivalente), as categorias de autos e caminhões são as principais responsáveis destas emissões. Nas fontes de área, o aterro sanitário “La Pradera” mostrou emissões de CH₄ de 20.519,4 ton/ano, CO₂ de 56.300,5 ton/ano e de NMOC 882 ton/ano (AMVA, 2018)

b. Fontes fixas

Os resultados mostraram que na região há 432 empresas que emitem poluentes atmosféricos que correspondem a 1448 fontes de emissão; a maioria delas localizadas em Medellín e Itagüí (72% e 60% das fontes, respectivamente). As principais atividades identificadas como poluidoras são: **a)** têxtil, metalomecânica, **b)** bebidas, alimentos e tabaco e **c)** setor químico, com 17%, 21%, 14% e 15% do total das fontes encontradas (AMVA, 2017). A Tabela 5 apresenta as emissões de CO, NO_x, SO_x, COV, MP, MP₁₀ e MP_{2.5} de cada atividade produtiva avaliada no inventário de emissões, onde se observa que a indústria têxtil, é a maior responsável pelas emissões de todos os poluentes, exceto os COVs, cujo principal emissor é atividade produtiva relacionada com plásticos, borrachas e embalagens.

Tabela 5. Emissões das fontes fixas na região metropolitana do Vale de Aburrá, ano 2016 (Ton/ ano)

Atividade Produtiva	CO	NO_x	SO_x	COVs	MP	MP₁₀	MP_{2.5}
Bebidas, alimentos e tabaco	314,6	193,0	133,5	382,6	94,8	36,0	21,0
Têxtil e confecção	1797,3	1505,4	2189,8	71,0	1182,9	687,6	147,2
Cerâmicos e vítreos	686,5	773,1	224,1	263,9	435,2	73,5	34,4
Papel, papelão, polpa e impressão	66,8	101,6	149,4	2,7	92,3	59,9	24,7
Plásticos, borrachas e embalagens	7,1	8,4	1,0	454,7	3,2	1,0	0,6
Metalomecânico	69,0	74,0	51,2	200,3	161,2	98,6	8,0
Químico	82,9	135,0	165,5	69,6	219,0	64,8	26,6
Couro	66,0	69,2	144,8	160,9	89,0	56,1	18,9
Derivados do petróleo	21,3	30,3	24,7	1,5	1,8	1,7	1,3
Terciário	10,8	13,0	1,2	0,5	0,2	0,0	0,0
Serrarias e depósitos de madeira	107,3	68,8	4,2	11,3	66,7	59,6	51,3
Outras Indústrias	3,4	20,6	0,4	149,2	6,8	0,2	0,0
Total	3233,0	2992,4	3089,7	1768,2	2353,3	1139,1	334,1

Fonte: Última atualização das emissões fixas industriais na região metropolitana do Valle de Aburrá. Ano base 2016. AMVA, 2017

Na região existem 97 empresas do setor têxtil, reunindo 243 fontes de emissão. 69% dos equipamentos nesta indústria funcionam a partir do uso de Gás Natural e os 29% restantes a partir do carvão, estes últimos estão relacionados com 90% das emissões atmosféricas. Como se evidencia na Tabela 5 as empresas da indústria Têxtil e confecção respondem por 50% do CO e NO_x, 70% do SO_x, 60% do MP₁₀ e 45% do MP_{2.5}. Na distribuição das emissões desta indústria por município, se mostra Medellín como o principal emissor de CO e COVs.

Em relação aos Gases Efeito Estufa (GEE), o setor industrial na região metropolitana emitiu 1.17 milhões de toneladas de CO₂, 48,4 toneladas de CH₄ e 137,9 toneladas de N₂O

(Correspondente a 1.208.618 toneladas de CO₂-equivalente). Da mesma forma que as emissões de poluentes regulados, o setor têxtil é o maior responsável dos GEE. No 2016 o município de Medellín teve as maiores emissões de metano, Girardota as de Óxido nítrico e Itagüí, Girardota e Medellín as de Dióxido de carbono (AMVA, 2017).

c. Fontes de tipo área

As emissões de fontes tipo área incluíram aquelas evaporativas industriais dos setores que estão apresentados na Tabela 6 e dos postos de combustível e tanques de armazenamento na Região Metropolitana do Vale de Aburrá. Os resultados evidenciaram que 50% do COVs vem de processos industriais, o 48% de postos de combustível e o 2% restante dos tanques de armazenamento dos combustíveis. (AMVA, 2018).

Tabela 6. Emissões de fontes de tipo de área. Ano base 2016

Fonte	Processo	Unidades avaliadas	COVs (ton/ano)	
Emissões evaporativas industriais	Produção de bebidas destiladas	1 empresa	1598	2195
	Torrefação do café	1 empresa	0.6	
	Produção de pinturas e verniz	3 empresas	128	
	Produção de cerveja	1 empresa	88	
	Produção de fibras sintéticas	2 empresas	79	
	Fabricação de chips e petiscos	1 empresa	0.37	
	Recobrimento de rolos metálicos e latas	2 empresas	301	
Postos de combustível		SD	2136	2136
Tanques de Armazenamento de combustível		19 tanques	73,19	73,19
Total			4404	4404

SD: Sem dados

Fonte: Última atualização das emissões fixas industriais na região metropolitana do Valle de Aburrá. Ano base 2016. AMVA, 2018

As emissões do aterro sanitário foram estimadas como projeção dos resultados do inventário 2013 (a partir do modelo LanGem). As emissões de CH₄, CO₂ e Compostos orgânicos não metano (NMOC) foram 20.519,4, 56,300,5 e 882 toneladas/ ano, respetivamente.

4.3.2 BOGOTÁ, COLOMBIA

Na capital da Colômbia, tem sido realizados diferentes esforços para conhecer e compreender as emissões atmosféricas dentro da sua área urbana. O primeiro tem a ver com o trabalho da Agência Internacional de Cooperação Japonesa em 1991, tendo como principal conclusão que 80% das emissões de SO_x eram causadas pelas fontes industriais. No ano de 2001 se desenvolveu o Plano de Gestão da Qualidade do Ar, identificando que 86% das emissões de SO_x e o 67% do Material Particulado proviam de fontes fixas. Também neste ano se realizou o primeiro inventário de emissões fixas a partir do uso dos fatores de emissão do AP-42 da Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (US EPA) (Behrentz, 2010).

No ano 2010 se publicou o Plano Decenal de descontaminação adotado pelo Decreto 098 de 2011 como uma ferramenta de planejamento para melhorar os índices de qualidade do ar na cidade e cumprir em 2020 os padrões nacionais (Behrentz, 2010). Para o estabelecimento das metas do plano foi realizado em 2009 um inventário de emissões fixas e móveis com o ano base 2008, que permitiu identificar os setores industriais de maior contribuição nas emissões da cidade (Behrentz, 2010). Este trabalho incluiu o desenvolvimento de fatores de emissão locais para algumas das categorias industriais a partir de monitoramento isocinéticos em uma amostra representativa das principais fontes de emissão (Behrentz, 2009).

No ano de 2017 no documento técnico de suporte para a modificação do Decreto 098 de 2011, a Secretaria Distrital de Ambiente de Bogotá, fez uma atualização das emissões para 2012 e 2014, baseadas no inventário de 2008. O inventário inclui, além de maior quantidade de fontes fixas (industriais) e móveis (veiculares), uma revisão de fontes relacionadas com o comercio, incêndios florestais, fontes tipo área (armazenamentos de combustíveis e pontos de combustível) e fontes biogênicas (estimações correspondentes ao ano 2012). Também se fez uma atualização dos fatores de emissão e eficiência energética para as fontes móveis em relação ao estabelecidos em 2008 (BOGOTÁ, 2017b).

4.3.2.1 Fontes e emissões

a. Fontes móveis

No ano de 2014, a frota veicular na cidade de Bogotá contava com 1.985.110 (869.803 mais que no 2012). O inventário estimou tanto fontes móveis em vias quanto aquelas fora das vias que correspondem a aeroportos, construções, reabilitação de vias etc. (Ver Tabela 7).

Tabela 7. Emissões de fontes móveis em Bogotá, ano 2014 (ton/ano)

Poluente	Em vias	% Contribuição em vias	Fora de vias	% Contribuição fora de vias	Total
MP₁₀	1318	89%	156	11%	1474
MP_{2.5}	1094	89%	130	11%	1224
NO_x	98.702	95%	5146	5%	103.848
SO₂	13.398	99%	159	1%	13.557
CO	786.758	99%	4517	1%	791.275
CO₂	12.941.449	94%	769.157	6%	13.710.606
COV	109.942	100%	--	--	109.942

Fonte: (BOGOTÁ, 2017b).

Entre os resultados foi encontrado que as motocicletas tiveram importantes aportes nas emissões de CO e COV (48% e 38%). A categoria com maior aporte de material particulado são os caminhões ou veículos de carga, com 43%, seguido dos veículos de transporte especial e Transporte Público Coletivo (veículos que não tem vínculo com o Sistema Integrado de Transporte na cidade), com 11% cada um. O inventário de 2014 considerou também as fontes móveis fora das vias ou das rotas (aeroportos, máquinas de construção ou de reabilitação de vias e máquinas industriais), mostrando as maiores contribuições para MP_{2.5}, MP₁₀ e NO_x (11%, 11% e 5%) (BOGOTÁ, 2017b).

Os resultados da atualização mais recente das emissões mostraram que as fontes móveis são os maiores contribuintes na poluição na cidade, responsáveis pelo 99,5%, 98,3%, 87,4%, 75,2% e 53,8% (CO, NO_x, SO₂, MP_{2.5} e MP₁₀, respetivamente). No caso dos Compostos Orgânicos Voláteis, 80,8 % provem das fontes veiculares e o 17,5% das fontes de área. (Ver Tabela 21).

As fontes móveis em Bogotá contribuem com 93,9% do total das emissões de CO₂, estimadas em 14.603.456 toneladas no 2014. Dentro dessas fontes, os automóveis foram os principais emissores com 34%, seguido das caminhonetas com 18%, as demais categorias veiculares tiveram um aporte abaixo de 9%. 6,1% corresponde às fontes fixas industriais. Na análise de veículos fora de vias inclusa na atualização de 2014, se encontrou uma emissão de 769.157 toneladas (correspondente a 6% do total das emissões nestes veículos). (BOGOTÁ, 2017b).

b. Fontes fixas

Em 2014 foram avaliadas as fontes industriais e comerciais, estas últimas se referem a churrasqueiras, restaurantes e vendas ambulantes da cidade e pela sua magnitude e dispersão geográfica, o inventário sugere que as estimações podem corresponder somente a uma fração do total. No ano 2016 foram descritas 2678 fontes fixas (1794 industriais e 884 comerciais), respondendo por 44% do MP₁₀, 21.7% do MP_{2.5} e porcentagens abaixo de 12% dos outros poluentes avaliados (Ver Tabela 21). Se destaca que as fontes comerciais contribuem de maneira importante nas emissões de CO, COV, MP_{2.5} com porcentagens de 79%, 54%, 19% e 11% do total emitido pelas fontes fixas (BOGOTÁ, 2017b).

c. Outras

Na cidade é comum a ocorrência de incêndios florestais, principalmente em temporadas secas. Entre o ano 2009 e 2016 se apresentaram 98 deles consumindo mais de 600,8 hectares vegetais, razão pela qual foram estimadas as emissões de MP₁₀, MP_{2.5}, NO_x, SO_x e CO (Ver Tabela 21) (BOGOTÁ, 2017b).

Nesta atualização do inventário também foram avaliadas fontes de material particulado MP₁₀ suscetível a ressuspensão encontrando um total de 43.142 Toneladas/ano (vias pavimentadas e não pavimentadas, 93,2%, reabilitação de vias, 0,3%, pedreiras, 2,2%, construção de prédios 2,9%, desgaste de freios, pneus e superfícies, 1,5%). No caso do MP_{2.5} estas emissões foram de 9716 toneladas/ano (vias pavimentadas e não pavimentadas, 84,7%, reabilitação de vias, 0,1%, pedreiras, 4,4%, construção de prédios 9,9%, desgaste de freios, pneus e superfícies, 0,9%). Embora tenham sido estimadas as emissões de ressuspensão (a partir do uso da metodologia do AP-42 da US EPA), estas informações apresentam alta incerteza, por conta da quantidade de variáveis envolvidas no cálculo. O inventário deixa claro que é necessário desenvolver mais estudos em relação a este tipo de fontes que envolva caracterização química e física de material particulado (BOGOTÁ, 2017b).

4.3.3 REGIÃO METROPOLITANA DE QUITO, EQUADOR

A *Corporación Municipal para el Mejoramiento del Aire de Quito* (CORPAIRE), tem realizado inventários de emissões para os anos 2003, 2005, 2007, 2009 e o último disponível no ano de 2011. O inventário em sua versão mais recente incluiu tanto o domínio do Distrito Metropolitano de Quito, quanto um domínio criado no próprio informe que inclui 15 municípios

a mais. A base de informação principal para a construção deste inventário foram os documentos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA) relacionados com fatores de emissão e a compilação do AP-42, o Inventário de emissões atmosféricas da Zona Metropolitana do Vale de México do 2004 e 2006 e o Manual de inventários de poluentes atmosféricos da Agência Ambiental Europeia do 2009 (QUITO, 2014). Os resultados dos dois domínios considerados, mostraram a mesma proporção de emissões de poluentes, porém somente serão apresentadas as emissões do Distrito Metropolitano de Quito.

4.3.3.1 Fontes e emissões

a. Fontes móveis

No inventário de emissões por fontes móveis, foram considerados tanto veículos nas ruas, quanto o tráfego aéreo. Para os primeiros foram usadas as metodologias de amostragem, modelagem, fatores de emissão e balanços de massa, para os segundos somente fatores de emissão. A maioria dos fatores de emissão foram tomados da Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Distrito Federal de México e da Compilação do AP-42 da US EPA. A Tabela 8 apresenta as emissões de fontes móveis para o ano base 2011.

Tabela 8. Emissões de fontes móveis no Distrito Metropolitano de Quito, ano 2011 (ton/ano)

Fontes / combustível / categoria		Poluentes atmosféricos (toneladas/ ano)					
		CO	SO ₂	Nox	MP ₁₀	MP _{2.5}	COVNM
Tráfego veicular		77.480	1058	16.877	1090	828	11.879
Gasolina	Particulares	23.014	415	3137	132	72	3059
	Taxis	7368	95	1463	30	17	499
	Micro-ônibus	1125	3	53	1	0	104
	Ônibus	1972	3	99	3	2	171
	Camionete	10.829	91	1581	30	16	1442
	Pesados	2860	1	38	1	1	183
Motos		7829	16	80	7	4	610
Diesel	Particulares	120	17	75	28	21	37
	Taxis	1	0	1	0	0	0
	Micro-Ônibus	322	31	140	24	21	76
	Ônibus	5567	103	2703	199	172	1453
	Pesados	16473	282	7507	635	503	4244
Tráfego aéreo		499	108	467	4	4	56
Total		77.978	1166	17.344	1095	832	11.935

Fonte Adaptada da Última atualização das emissões na região metropolitana do Quito. Ano base 2011 QUITO, 2014

O CO no Distrito Metropolitano de Quito, é principalmente emitido pelas fontes móveis, especialmente pelos veículos particulares leves e pesados que utilizam diesel e é o poluente mais abundante em peso na atmosfera (98,5%). Da mesma forma, as fontes móveis (especialmente ônibus e veículos pesados cujo combustível é diesel) em 2011 também foram as maiores emissoras de NO_x (69,2%) e de MP_{2.5} (62,2%, principalmente dos veículos a diesel).

b. Fontes fixas

No último inventário de emissões foi incluída a revisão de fontes fixas como termoeletricas, processos de combustão, processos industriais e aterros sanitários. No ano de 2011, a Secretaria de Ambiente registrou 234 estabelecimentos industriais e de serviços com 520 fontes fixas e emissão de poluentes atmosféricos (Ver Tabela 9). A metodologia para a estimativa destas emissões resultantes das termoeletricas e processos de combustão, incluiu a combinação de amostragem, fatores de emissão e balanços de massa, nos processos somente foram usados fatores de emissão do AP-42 e nos aterros sanitários foi usada a modelagem e fatores de emissão.

Tabela 9. Emissões de fontes fixas no Distrito Metropolitano de Quito, ano 2011 (ton/ano)

Fontes	Poluentes atmosféricos						
	CO	SO ₂	Nox	MP ₁₀	MP _{2.5}	COVNM	NH ₃
Termoeletricas	330	1898	5790	52	44	NE	47
Combustão outras	353	1594	1247	235	182	101	41
GLP	6	0	11	1	1	1	NA
Diesel	37	420	410	41	27	6	6
Bunker	18	1124	201	67	44	3	3
Madeira	175	7	143	105	90	5	25
Geração	116	43	482	21	20	87	7
Processos	3	89	0	85	0	5475	NE
Alimentos e bebidas	NE	NE	NE	1	NE	1079	NE
Pinturas e solventes industriais	NE	NE	NE	71	NE	106	NE
Metalomecânica	NE	NE	NE	1	NE	3625	NE
Baterias	NE	NE	NE	10	NE	NE	NE
Plásticos	NE	NE	NE	NE	NE	607	NE
Fundição	NE	NE	NE	0	NE	NE	NE
Vitro	NE	NE	NE	NE	NE	24	NE
Produção de H₂SO₄	NA	89	NA	NA	NA	NA	NA
Madeira	3	NE	NE	3	NE	35	NE

Fontes	Poluentes atmosféricos						
	CO	SO ₂	Nox	MP ₁₀	MP _{2.5}	COVNM	NH ₃
Aterre-o Sanitário	NE	NE	NE	NE	NE	38	NE
Total	686	3582	7037	372	226	5614	88

NE. Não estimado

NA. Não aplica

Fonte Adaptada da Última atualização das emissões na região metropolitana do Quito. Ano base 2011 QUITO, 2014

As fontes fixas tiveram as maiores contribuições para as emissões de SO₂ (74,4%), grande parte delas provenientes das termoelétricas e combustão. O NO_x, MP₁₀, MP_{2.5}, COVNM, tiveram um aporte destas fontes de 23,1%, 11,3%, 16,9% e 14,6%, respectivamente.

c. Fontes tipo área

Nas fontes tipo área foram incluídas: biogênicas, uso doméstico de GLP, uso doméstico e comercial de solventes, emissões domésticas de NH₃, postos de distribuição e armazenamento de combustível, pedreiras, erosão eólica, vias pavimentadas e não pavimentadas e incêndios florestais e estruturais (Ver Tabela 10). Para todas as estimações deste tipo de fontes, foram utilizados fatores de emissão e em alguns dos casos, estes foram combinados com modelagem (ressuspensão, erosão eólica e emissões biogênicas).

Tabela 10. Emissões de fontes tipo área no Distrito Metropolitana do Quito, ano 2011 (ton/ano)

Fontes	Poluentes atmosféricos						
	CO	SO ₂	Nox	MP ₁₀	MP _{2.5}	COVNM	NH ₃
Processos industriais						1653	
Dissolvente comercial doméstico						6473	
Pedreiras				640	63		
Vias não pavimentadas				556	55		
Vias pavimentadas				417	101		
Erosão eólica do solo				170	17		
Pontos e armazenamento de combustíveis						5690	
Uso residencial de GLP	387	5	677	36	36	41	
Emissões domésticas NH₃							1442
Incêndios e Queimas	75	0	3	7	6	4	0
Biogênicas						6930	
Total	462	5	680	1825	278	20,792	1442

Fonte Adaptada da Última atualização das emissões na região metropolitana do Quito. Ano base 2011 QUITO, 2014

Este tipo de fontes mostrou o maior aporte de MP_{10} no 2011 com aproximadamente 55,4% do total emitido no Quito, como resultado de pedreiras, ressuspensão de vias não pavimentadas e erosão do solo. A emissão de NH_3 das fontes de área também foi o mais alto de todas as fontes avaliadas (74,9%).

4.3.4 REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA (VITÓRIA, BRASIL)

O Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, desenvolveu 3 inventários de emissão para a região metropolitana da Grande Vitória (publicados em 1998, 2005, 2011). O mais recente deles é o Inventário de 2010 que avalia as emissões no ano base 2009. A metodologia deste último inventário incluiu o uso de informação do monitoramento das emissões existentes, fatores de emissão do AP-42 da US EPA e da *European Commission* (EC), e balanços de massa, segundo a disponibilidade de informação (IEMA/Ecosoft, 2011).

4.3.4.1 Fontes e emissões

Os resultados deste informe são apresentados em termos de taxas de emissão expressas em quilogramas/hora, porém com o objetivo de apresentar na Tabela 21 de maneira consistente com todos os resultados das outras regiões metropolitanas estudadas, os dados de Vitória foram convertidos em toneladas por ano.

b. Fontes veiculares

No inventário, as vias primárias (de maior tráfego) e vias secundárias, foram consideradas de maneira separada. As primeiras, como fontes lineares com 125 vias identificadas e as segundas como fontes de tipo área. Por ser a única referência nacional para este tipo de estudos, foram utilizados os fatores de emissão da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) do 2009, desenvolvidos para a Região Metropolitana de São Paulo (IEMA/Ecosoft, 2011). Também foram feitas algumas campanhas de monitoramento de Material Particulado em 3 vias principais.

Segundo o Departamento Estadual de Trânsito do Espírito Santo os combustíveis utilizados na frota de Vitória no ano de 2009 incluíam gasolina principalmente (66%), flex (15%), óleo Diesel (11%) e gás natural veicular (3%) (IEMA/Ecosoft, 2011). A Tabela 11 apresenta as taxas de emissão para vias primárias e secundárias. O inventário das fontes veiculares foi validado com o modelo de dispersão *Community Multiscale Air Quality* (CMAQ), a partir dos dados

encontrados no próprio inventário, informação meteorológica (obtida na modelagem com o *Weather Research and Forecasting* (WRF)), informações do terreno, uso do solo. Estes resultados foram comparados com os dados de monitoramento da Rede da Grande Vitória no ano 2009 e permitiram validar os fatores de emissão da CETESB. A análise mostrou a necessidade de ajuste no fator de emissão do monóxido de carbono (foi definido um fator multiplicador de 1.85), por conta da subestimação aproximada de 7335 toneladas (IEMA/Ecosoft, 2011).

Tabela 11. Taxas de emissões das fontes veiculares na Região Metropolitana da Grande Vitória, 2009

Origem	Taxas de emissões atmosféricas [kg/h]						
	MP	MP ₁₀	MP _{2.5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Vias Primárias	1148,4	815,4	585,7	19,8	530,5	5134,5	721,0
Vias Secundárias	1743,2	1237,6	507,3	26,4	1132,5	10.831,2	1239,7
Total	2891,6	2053,1	1093,1	46,2	1663,0	15.965,8	1960,7

Fonte. (IEMA/Ecosoft, 2011).

Neste inventário também foi calculado o material particulado por ressuspensão, sendo encontrada uma taxa de emissão de MP₁₀ de 1904 (kg/h) e de MP_{2.5} de 944 (kg/h).

c. Fontes industriais

Devido ao grande número de empreendimentos na Região Metropolitana da Grande Vitória, foram considerados na análise 88 deles, que eram potencialmente os mais significativos em termos das emissões de poluentes atmosféricas. Esse grupo de industriais representaram na região 91% das emissões totais de fontes fixas industriais. Embora só tenham sido inventariadas essas indústrias, as demais também foram consideradas no relatório, com uma abordagem mais geral a partir do uso de combustível. Os resultados da compilação de dados de monitoramento nas fontes industriais e a aplicação de fatores de emissão nos modelos são apresentados na Tabela 12 (IEMA/Ecosoft, 2011).

Tabela 12. Taxas de emissões das fontes industriais na Região Metropolitana da Grande Vitória, 2009

Atividade	Taxas de emissões atmosféricas [kg/h]						
	MP	MP ₁₀	MP _{2.5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Industrial - Alimentícia	4,8	3,7	3,1	3,1	19,0	9,0	0,7
Industrial - Produtos Minerais	78,5	43,5	15,5	9,4	22,8	40,7	2,7
Industrial - Química	9,9	9,3	3,7	20,2	6,8	66,1	269,6
Industrial - Minero-Siderúrgica	954,4	538,2	271,5	2536,0	2369,8	15.841,3	256,1
Total	1047,5	594,7	293,8	2568,7	2418,4	15.957,0	529,0

Fonte. (IEMA/Ecosoft, 2011).

d. Fontes residenciais e comerciais

Foram estimadas as emissões da atividade comercial e das residências (principalmente devidas a fogões, fornos, aquecedores e refrigeradores) a partir da análise do consumo de Gás Liquefeito de Petróleo (GLP), Gás Natural (GN) e produtos que contêm Compostos Orgânicos Voláteis (produtos de limpeza, controle de pragas, tintas, etc.) (Ver Tabela 13).

Tabela 13. Taxas de emissões das fontes residenciais e comerciais na Região Metropolitana da Grande Vitória, 2009

Município	Taxa de Emissão Média [kg/h]							
	Origem	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}	SO ₂	Nox	CO	COV
Cariacica	Combustão GLP	0,27	0,07	0,07	0,47	4,99	2,79	0,37
	Combustão GN	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Produtos contendo COV	-	-	-	-	-	-	175,41
Serra	Combustão GLP	0,29	0,07	0,07	0,52	5,51	3,08	0,40
	Combustão GN	0,38	0,38	0,38	0,03	4,95	4,15	0,27
	Produtos contendo COV	-	-	-	-	-	-	194,03
Viana	Combustão GLP	0,04	0,01	0,01	0,08	0,83	0,46	0,06
	Combustão GN	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	0,04	< 0,01
	Produtos contendo COV	-	-	-	-	-	-	29,16
Vila Velha	Combustão GLP	0,30	0,08	0,08	0,53	5,63	3,16	0,05
	Combustão GN	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	Produtos contendo COV	-	-	-	-	-	-	198,28
Vitória	Combustão GLP	0,23	0,06	0,06	0,41	4,36	2,44	0,32
	Combustão GN	0,43	0,43	0,43	0,03	5,64	4,74	0,31
	Produtos contendo COV	-	-	-	-	-	-	153,50
Total		1,95	1,10	1,10	2,04	31,95	20,87	752,53

Fonte. (IEMA/Ecosoft, 2011).

e. Emissões de atividades específicas

Entre outras fontes avaliadas no inventário de Vitória, estiveram presentes as seguintes: **a) aterros sanitários** (Marca Ambiental e Centro de Tratamento de Resíduos de Vila Velha), avaliados a partir do uso do modelo *Landgem* (US-EPA, 2005) e fatores de emissão, **b) Estocagem, transporte e comercialização de combustíveis** (envasadoras de GLP, Terminais de estocagem e postos de combustível) **c) Emissões residenciais e comerciais**, **d) Logística em portos**, onde foram avaliados principalmente os navios e rebocadores durante a realização de

manobras e em espera no cais e foi utilizada a metodologia e fatores de emissão da *European Commission* (2002) e *e) aeroportos* (aeronaves e veículos) (Ver Tabela 21) (IEMA/Ecosoft, 2011).

4.3.5 REGIÃO METROPOLITANA DE SANTIAGO DE CHILE, CHILE

A última atualização do inventário de emissões da região metropolitana de Santiago, corresponde ao ano base de 2012 e foi realizado pela Universidade de Santiago de Chile (USCH) em convênio com Ministério do Meio Ambiente sendo publicado com 2014. Os resultados do inventário se apresentam segundo a categorização feita pela USCH. Estas informações foram validadas a partir do uso dos dados num modelo de dispersão que foi posteriormente validado com dados observados nas redes de monitoramento (USCH, 2014).

4.3.5.1 Fontes e emissões

a. Fontes industriais

As fontes industriais foram separadas em grandes e pequenas. As grandes foram consideradas como fontes pontuais individuais as quais incluíram 50% do total das fontes emissoras de poluentes atmosféricos em Santiago. Para o cálculo de emissões foi usada a Equação 1, considerando os dados dos processos (quantidade de toneladas produzidas e consumo de combustível) de cada atividade fornecidos pela Secretaria Regional Ministerial de Saúde ou pela base de dados das emissões declaradas pelas empresas (regidas pelo Decreto Supremo N 138 de 2005). Os fatores de emissão utilizados nesta atualização do inventário foram os do AP-42 da US EPA (USCH, 2014). Como fontes pequenas, se consideraram as fontes fixas grupais que aportam 50% das emissões de MP₁₀. O cálculo de suas emissões incluiu, além dos fatores de emissão do AP42 da US EPA, o uso de fatores de emissão disponíveis no inventário de emissões de Austrália (USCH, 2014). A Tabela 14 apresenta as emissões das fontes industriais.

Tabela 14. Emissões das fontes industriais na região metropolitana de Santiago, ano 2012

Setor Industrial	Emissões de poluentes [ton/ano]						
	MP ₁₀	MP _{2.5}	NO _x	SO _x	COV	CO	CO ₂
Grandes fontes	333	298	2188	1966	-	893	-
Caldeiras	9	9	446	751		103	
Processos industriais	324	291	1742	1215		790	
Produtos minerais	91	80	1.435	1108		302	
Alimentos e agricultura	32	29	ND	ND		ND	

Processos siderúrgicos	115	96	10	ND		422	
Outros	86	86	297	107		66	
Fontes Pequenas	409	319	1584	24	13	246	829,261
Geração Elétrica	-	45	1149	-	10,3		690,453
Total	742	662	4921	1990	23	1139	1,519,714

ND Não definido

Fonte. Adaptada da Última atualização das emissões na região metropolitana do Santiago Ano base 2012 USCH, 2014

b. Fontes residenciais

Neste tipo de fontes foram incluídas aquelas relacionadas com o uso de lenha, parafina ou querosene, Gás Liquefeito de Petróleo (GLP), Gás Natural (GN) e Gás Propano Diluído (GPD) usados nas residências. A lenha é o mais utilizado na região metropolitana (da ordem de 170.882.568 kg/ano) usada em 117.097 dispositivos (USCH, 2014). A Tabela 15 apresenta as emissões das fontes residenciais.

Tabela 15. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes residenciais na região metropolitana de Santiago, ano 2012

Setor	MP ₁₀	MP _{2,5}	NO _x	SO _x	COV	CO	CH ₄	NH ₃	CO ₂
Combustão lenha	2086	1982	222	0	10,374	19,882	1626	183	28,988
Combustão GLP	32	30	1.036	1		211		2	
Combustão GN	42	40	344	2		147		0	
Gás de cidade	1	0.95	7	0		3		0	
Combustão parafina	25	24	176	291		49		8	
Solventes					21,976				
Pinturas					9,530				
Fugas de GLP					11,670				
Total	2186	2077	1785	294	53,550	20,292	1626	193	281,988

Fonte. Última atualização das emissões na região metropolitana do Santiago Ano base 2012 USCH, 2014

c. Emissões evaporativas

As emissões evaporativas incluíram armazenamento, transporte e distribuição de combustível (somente foi considerada a gasolina), aplicação de pavimento, lavagem em seco, processos com pintura de veículos, artes gráficas, etc. Na região metropolitana há 546 postos de combustível (465 na zona urbana e 81 na zona rural), as emissões de Compostos Voláteis (COV) foram estimadas a partir do modelo TANKS 4.0.9.d desenvolvido pela EPA. A maioria das emissões de COVs em 2012 foram de atividade relacionada com artes gráficas (17,582 ton/ano), seguido da distribuição de combustível (7250 ton/ano) e da pavimentação (2081 ton/ano) (Ver Tabela 21). (USCH, 2014).

d. Emissões agrícolas

Nas emissões agrícolas se consideraram as queimadas, incêndios florestais, fontes biogênicas, fertilizantes e praguicidas, criação de animais, aterros sanitários e tratamento de esgotos. Para o cálculo foram usados os fatores de emissão da Agência Ambiental Europeia (*European Monitoring and Evaluation Programme for international co-operation to solve transboundary air pollution problems EMEP-EEA, 2013*). As emissões biogênicas foram estimadas com o modelo MEGAN 2.1 (WSU, 2014) (Modelo de Emissões de Gases e Aerossóis da Natureza versão 2.1), para os aterros sanitários foi usado o modelo LANDGEM e os fatores de emissão do AP-42 da US EPA (Ver Tabela 16).

Tabela 16. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes agrícolas na região metropolitana de Santiago, ano 2012 (ton/ano).

Setor	MP ₁₀	MP _{2.5}	NO _x	SO _x	COV	CO	CH ₄	NH ₃	CO ₂
Queimas agrícolas	31	26	10	2	2	299		11	
Incêndios florestais	171	154	62	13	164	1777		14	
Emissões biogênicas					14.858				
Fertilizantes e praguicidas								13.864	
Criação de animais								19.497	
Aterros Sanitários	3	3	7.5			137,64	88.071		242.571
Tratamento de esgotos						6,7		9,04	
Total	205	183	80	15	15.031	2214	88.071	33.395	242.571

Fonte. Última atualização das emissões na região metropolitana do Santiago Ano base 2012. USCH, 2014

e. Fontes móveis

As emissões do transporte público são resultado dos outputs do modelo TSAN2 e são expressas como uma malha de emissão baseada na média dos fatores de emissão da frota veicular. Também foram estimadas as emissões das vias principais (Ver Tabela 17).

Tabela 17. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes móveis na região metropolitana de Santiago, ano 2012 (ton/ano).

Setor	MP ₁₀ (1)	MP _{2.5}	NO _x	SO _x	HCt	CO	NH ₃	CO ₂
Transporte público	72	60	4514	4	158	908		447.739
Transporte em vias urbanas e interurbanas	338	282	7589	12	618	7471	256	1.230.721
Transporte em vias principais e secundarias (2)	2467	2056	27.253	223	13.370	117.348	1858	8.725.837
Total	2877	2398	39.356	239	14.146	125.727	2114	10.401.297

(1) O MP₁₀ foi calculado considerando que é um 20% maior que o MP_{2.5}

(2) Dados que provêm da simulação com o modelo MODEM 2010

Fonte. Última atualização das emissões na região metropolitana do Santiago Ano base 2012 USCH, 2014

Foi realizada uma análise da ressuspensão de material particulado, mas essas emissões não foram consideradas como válidas já que os valores obtidos ficaram muito mais altos dos que outras fontes de emissão, e ainda a composição química das amostras de MP_{2.5} coletadas em uma estação de monitoramento da qualidade do ar de Quito mostrou que os compostos não vêm da ressuspensão causada pelo trânsito veicular.

Além de veículos em vias, foram analisados também os veículos que estão fora delas, neste caso aqueles usados no setor da construção. Para isso foi estimado o consumo mínimo de combustível para este setor (Ver Tabela 21).

4.3.6 REGIÃO METROPOLITANA DE RIO DE JANEIRO, BRASIL

No ano de 2004 foi desenvolvido o primeiro inventário de emissões de fontes fixas e móveis da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Depois, em 2013 foram atualizadas as emissões das fontes móveis (ano base 2012) as quais tiveram sua última atualização no ano de 2016, onde o Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA) publicou as emissões móveis com ano base 2013 (INEA, 2016).

Nesse inventário foram utilizadas as metodologias *bottom-up* para as fontes tipo linhas (emissões em determinados trechos de vias públicas) e a metodologia *top-down* no caso das emissões de fontes difusas (ver definição destas metodologias no item 4.2.1). Foi necessária a metodologia *top-down* considerando as emissões como fontes tipo área já que é impossível calcular as emissões de todas as vias na Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

Como o inventário de fontes fixas teve sua última atualização no ano de 2004, estas emissões serão avaliadas no item “4.5 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. BASES DE DADOS GLOBAL ” onde se apresenta, segundo a base de dados EDGAR as emissões no ano 2012. A seguir se descreve somente as emissões relacionadas com o inventário de fontes móveis.

4.3.6.1 Fontes e emissões

a. Fontes móveis

No caso das fontes tipo linhas (metodologia *bottom-up*) foi indispensável contar com dados de fluxos veiculares e devido à escassez destas informações, estes foram complementados com dados do aplicativo Google Maps. Foram inventariadas 1233 vias e algumas delas segmentadas em trechos, por conta da disponibilidade de informação, obtendo-se assim 1599 trechos de vias. Os fatores de emissão para veículos do ciclo Otto e motocicletas à gasolina e flex foram os do relatório anual da CETESB (2013), para os do ciclo diesel foram os estabelecidos pela Secretaria do Estado do Ambiente no inventário do Estado do ano de 2011. Foram estimadas as emissões de MP_{10} por ressuspensão nas vias a partir de informações como massa média dos veículos que trafegam na via, velocidade média, número de dias com precipitação superior a 0,254 mm no período considerado, número de dias no período considerado, fator relativo ao tamanho da partícula (4,22 g/km) e carga de partículas na superfície do pavimento ($0,03\text{ g m}^{-2}$, que é o valor utilizado pela EPA para vias asfaltadas e com fluxo superior a dez mil veículos por dia) (INEA, 2016).

Por outro lado, a metodologia *top-down* incluiu a avaliação em detalhe do inventário de fontes móveis de escala nacional do Ministério de Meio Ambiente no ano 2013. Além dos fatores de emissão utilizados na metodologia anterior, foram incluídos fatores para poluentes não regulados como hidrocarbonetos não metano (NMHC), tomados do inventário nacional de 2011

A frota veicular para o ano de 2013 compreendia 1.352.561 unidades entre Automóveis (73,1% a maioria deles usavam flex), comerciais leves (11,9%), Ônibus (2%), caminhões (3%) e motocicletas (10%) (INEA, 2016). Os resultados do inventário obtidos com a metodologia *bottom-up* são apresentados na Tabela 18, onde se evidencia uma maior contribuição dos veículos do ciclo Otto, automóveis e motocicletas nas emissões de CO (82%) e NMHC (78%), e a categoria de caminhões pesados e ônibus urbanos se destaca pela grande participação nas emissões de NO_x (82%) e MP (65%). Essas emissões são consequência dos fatores de emissão,

assim como da quantidade de veículos pertencentes a estas categorias. O material particulado de ressuspensão foi principalmente emitido pelo trânsito de veículos, sendo sua estimativa dependente diretamente do número de veículos.

Segundo o inventário calculado com a metodologia *bottom-up*, o CO (55,61%) e o NO_x (32,73) foram em 2013, os maiores responsáveis pela poluição do ar resultante das fontes veiculares. Já o SO_x, MP (escapamento) e RCHO foram os poluentes com menor contribuição.

Tabela 18. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes móveis na região metropolitana de Rio de Janeiro na metodologia *bottom-up*, ano 2013

Tipo de veículo	Emissões de poluentes atmosféricos (ton/ano) 2013.									
	CO	NMHC	NMHC	NMHC	RCHO	NO _x	SO _x	MP	MP	MP
		Escapamento	Evaporação	Totais				Escapamento	Ressuspensão	Totais
Automóveis	20.687,25	1291,57	1693,72	2985,29	83,76	2459,63	571,40	9,92	694,60	704,52
Comerciais leves do ciclo Otto	1114,46	91,87	87,64	179,51	5,08	172,95	29,05	0,79	63,19	63,98
Comerciais leves do ciclo Diesel	518,09	118,58	-	118,58	-	2617,80	177,15	52,74	80,40	133,14
Ônibus rodoviários	27,15	5,38	-	5,38	-	133,18	3,24	2,30	1,47	3,77
Ônibus urbanos	502,43	102,90	-	102,90	-	2479,48	45,11	43,47	20,47	63,94
Caminhões leves	165,17	41,82	-	41,82	-	868,16	21,89	25,43	9,93	35,36
Caminhões médios	275,62	83,83	-	83,83	-	1491,69	22,67	63,66	10,29	73,95
Caminhões pesados	866,81	236,42	-	236,42	-	4637,51	71,98	152,70	32,67	185,37
Motocicletas	1177,29	160,84	-	160,84	-	51,17	10,90	-	2,81	704,52
Total	25.334,27	2133,20	1781,36	3914,56	88,83	14.911,58	953,37	351,03	915,83	1266,86

*RCHO. Aldeídos

NMHC. Hidro carbonetos não metano

Fonte. Última atualização das emissões das fontes móveis na região metropolitana do Rio de Janeiro Ano base 2013 INEA, 2016

As emissões das fontes veiculares com a metodologia *Top-down*, isto é, aquelas calculadas a partir do inventário nacional, são apresentadas na Tabela 19. Os resultados obtidos com esta metodologia foram maiores cerca de 55%. Os poluentes MP, SO_x e RCHO mostraram o mesmo perfil, tendo as menores contribuições no total de poluição do ar. No caso o CO e NO_x tiveram a maior contribuição (45% e 43% respectivamente).

Tabela 19. Emissões de poluentes atmosféricos das fontes móveis na região metropolitana de Rio de Janeiro na metodologia *top-down*, ano 2013

Tipo de veículo	Emissões de poluentes atmosféricos (ton/ano) 2013									
	CO	NMHC	NMHC	NMHC	RCHO	NOx	SOx	MP	MP	MP
		Escapamento	Evaporação	Totais				Escapamento	ressuspensão	Totais
Automóveis	25.874,98	3066,09	7353	4630,96	146,79	4331,13	1232,68	20,41	1620,44	1640,85
Comerciais leves do ciclo Otto	2589,49	128,24	2195	298,03	15,76	527,97	171,20	1,86	228,84	230,71
Comerciais leves do ciclo Diesel	247,89	56,74	-	56,74	-	1252,56	84,76	25,24	38,47	63,70
Ônibus rodoviários	233,08	46,16	-	46,16	-	1143,33	27,78	19,77	12,61	32,38
Ônibus urbanos	4313,42	883,38	-	883,38	-	21.286,44	387,26	373,22	175,76	548,98
Caminhões leves	362,16	89,37	-	89,37	-	1897,46	49,18	52,16	22,32	74,48
Caminhões médios	560,54	165,82	-	165,82	-	3016,49	48,00	121,29	21,79	143,07
Caminhões pesados	1610,92	423,70	-	423,70	-	8583,15	159,74	262,76	72,50	335,26
Motocicletas	5087,59	691,88	-	691,88	-	217,83	46,01	11,98	140,66	152,64
Total	40.880,07	5.551,37	9547,62	7286,02	162,55	42.256,34	2206,61	888,70	2333,38	3222,08

*RCHO. Aldeídos

NMHC. Hidrocarbonetos não metano

Fonte. Última atualização das emissões das fontes móveis na região metropolitana do Rio de Janeiro Ano base 2013 INEA, 2016

A principal conclusão do inventário foi que apesar do aumento global da demanda por transporte, as emissões deste setor não aumentaram entre 2001 e 2013, por causa dos programas federais de controle de emissões veiculares, o PROCONVE, e programas estaduais.

4.3.7 REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO, BRASIL

O inventário de emissões de fontes veiculares na Região Metropolitana de São Paulo mais recente foi publicado no ano 2017 e inclui a estimação de emissões entre 2006 e 2016 a partir da metodologia *bottom-up* para os poluentes CO, NOx, NMHC, aldeídos (RCHO) e material particulado e *top-down* para a estimacão do SO₂. Para este último, foi calculada a emissão em função do teor de enxofre máximo permitido na especificação do combustível, mas na realidade é esperado um teor menor e consequentemente uma emissão menor que a estimada. (CETESB, 2017b).

4.3.7.1 Fontes e emissões

a. Fontes móveis

Em 2016 a frota veicular do estado de São Paulo era estimada em 15,3 milhões de unidades, dos quais 7.316.193 pertencentes à Região Metropolitana de São Paulo. A distribuição da frota inclui 5.253.275 automóveis (a maioria deles com flex fuel), 947.790 comerciais leves (a maioria deles com flex fuel), 176.730 caminhões com diesel, 56.354 ônibus com diesel e 882.043 motocicletas (CETESB, 2017b).

A metodologia de cálculo de emissões pelo escapamento, envolveu a Equação 1 onde o nível de atividade ou intensidade de uso, foi a distância percorrida pelo veículo ao longo de um ano, disponibilizados no relatório “Curvas de intensidade de uso por tipo de veículo automotor da frota da cidade de São Paulo”, publicado em 2014 pela CETESB e foram ajustados segundo o consumo aparente de combustível rodoviário observado na cidade e a partir das informações da Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Os fatores de emissão foram os estabelecidos pela CETESB a partir de informações de fabricante de veículos nos Relatórios de Valores de Emissão de Produção (RVEP). (CETESB, 2017b).

O inventário apresenta que os automóveis têm a maior contribuição no CO, COV e NMHC. No caso do Material Particulado e Dióxido de enxofre, estes têm maior contribuição por todas as categorias de veículos com motor do ciclo Diesel (Ver Tabela 20) (CETESB, 2017b).

Das 30.541 toneladas de COV emitidas no 2016 (expressados como hidrocarbonetos menos metano), 6.253 foram por abastecimento de combustível nos postos, 8.751 por evaporação nos veículos, 14.835 por escapamento e 706 corresponderam a aldeídos (RCHO).

Tabela 20. Emissões veiculares na Região Metropolitana de São Paulo, 2016 (ton/ano)

Categoria	Combustível	Poluentes atmosféricos				
		CO	NOx	MP	SO2	COV
Automóveis	Gasolina C	43.198	5.646	25	66	9391
	Etanol Hidratado	15.083	1214	nd	nd	2913
	Flex-gasolina C	12.463	1252	24	68	4965
	Flex-etanol hidratado	14.684	1.178	nd	nd	4427
Comerciais leves	Gasolina C	7.403	853	5	18	2203

Categoria	Combustível	Poluentes atmosféricos				
		CO	NOx	MP	SO2	COV
Comerciais leves	Etanol Hidratado	898	87	nd	nd	219
	Flex-gasolina C	1719	217	4	14	812
	Flex-etanol hidratado	2447	197	nd	nd	683
	Diesel	863	3704	165	189	220
	Semileves	191	990	45	27	58
	Leves	822	4582	182	129	241
	Médios	543	3100	147	77	173
	Semipesados	1247	7161	200	247	267
	Pesados	1195	7346	187	245	300
	Urbanos	2166	10.839	296	11	443
Ônibus	Micro-ônibus	327	1684	59	2	79
	Rodoviários	183	1198	27	42	50
Motocicletas	Gasolina C	22.520	790	63	7	2932
	Flex-gasolina C	627	42	3	1	88
	Flex-etanol hidratado	454	28	nd	nd	75
Total		129.032	52.109	1435	1141	30.541

*nd: Não disponível

Fonte. CETESB, 2017b

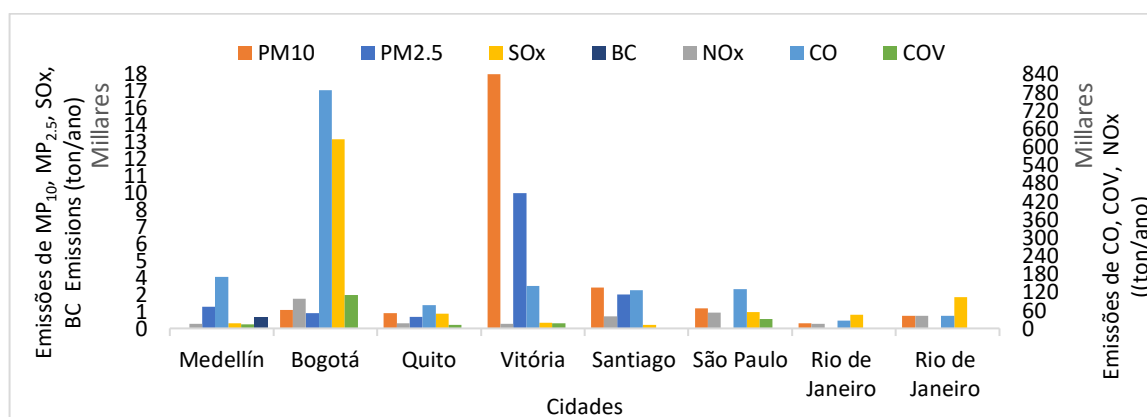
Entre as principais conclusões do inventário se apresenta uma tendência de queda nas emissões dos poluentes entre 2006 e 2016, que foi provavelmente motivada pela incorporação de veículos com novas tecnologias e substituição dos mais antigos. Especialmente o SO₂ diminuiu fortemente suas emissões por causa da redução do teor de enxofre no diesel implementada em 2013 e na gasolina em 2014. No caso do NOx e COV (precursores do ozônio), em 2016 as concentrações monitoradas na rede de monitoramento da região metropolitana de São Paulo, evidenciam que embora as emissões diminuíram, ainda se tem ultrapassagens de qualidade do ar relacionadas com o NO₂ e com os poluentes secundários ozônio e partículas finas (CETESB, 2017).

4.4 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. INVENTÁRIOS DE EMISSÃO

Devido as diferenças encontradas nos inventários na forma como são classificadas as fontes de emissão, neste capítulo foi adotada a seguinte classificação para a revisão realizada nas 6 regiões metropolitanas: *a) Transporte, b) Indústria, c) Ressuspensão, d) Residenciais e comerciais* (restaurantes, combustão residencial,) *e) Incêndios* (naturais florestais, incêndios

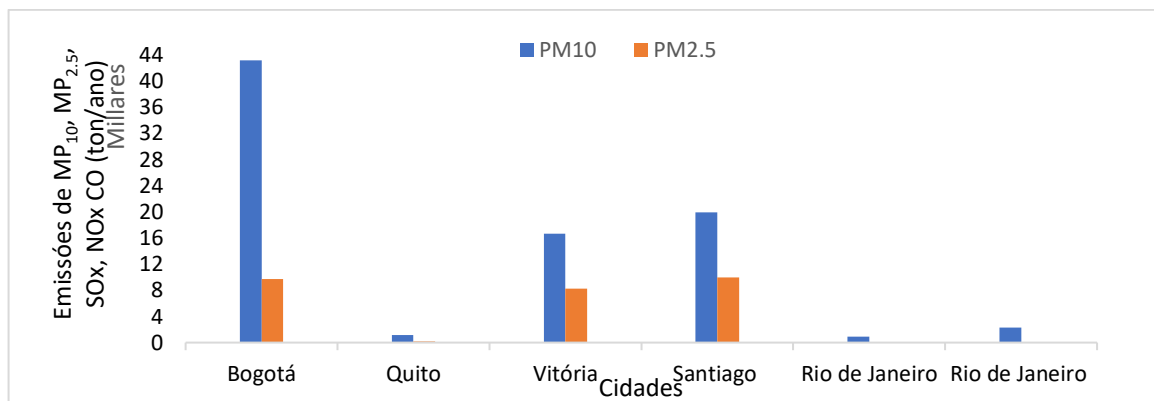
de construções e queimadas), **f) evaporativas** (incluindo postos de combustível, armazenamento de combustível, aterros sanitários, emissões evaporativas de processos industriais, tratamento de água, fertilização, criação de animais, etc.), **g) biogênicas**, **h) Logística** (aeroportos, portos e tráfego aéreo) **e j) outros** (pedreiras, veículos fora de via no setor da construção e todas as demais fontes que não permitem ser classificadas nas categorias anteriores). No caso de Vitória, para fins de comparação com outras cidades, as emissões são apresentadas em toneladas por ano, considerando períodos de operação ou emissão contínua.

A Figura 4-1 apresenta a compilação das emissões de fontes veiculares obtidas na revisão dos inventários de emissão de Medellín, Bogotá, Quito, Santiago, São Paulo e Rio de Janeiro (emissões estimadas com a abordagem *Bottom-up*). O eixo vertical esquerdo mostra as emissões em toneladas por ano de MP₁₀, MP_{2.5}, SO₂ e BC e o eixo vertical direito apresenta as emissões de CO, COV e NO_x. Da mesma forma, a Figura 4-2 apresenta as emissões estimadas para ressuspensão de material particulado. Evidencia-se que embora não sejam valores comparáveis por conta das diferenças próprias de cada Região Metropolitana (extensão, população, condições meteorológicas, etc.) e ano base de cada inventário (Ver Tabela 21), a exceção de Vitória e Bogotá, todas as cidades apresentam emissões da mesma ordem de grandeza. Na figura, Vitória apresenta as maiores emissões de MP_{2.5} e MP₁₀ (9576 e 17.985 ton/ano). Santiago é o segundo maior emissor de MP_{2.5} (2398 ton/ano) e MP₁₀ (2877 ton/ano). Bogotá apresenta as maiores emissões de CO, SO_x, COV e NO_x (786.758, 13.398, 109.942 e 98.702 ton/ano, respetivamente). As emissões do Rio de Janeiro calculadas com a metodologia *Top-down*, foram maiores que as de *Bottom-up*, como se descreveu no item 4.3.6.



*O MP₁₀ de São Paulo e Rio de Janeiro, corresponde realmente a Material Particulado

Figura 4-1. Emissões do setor transporte, segundo os últimos inventários oficiais.



*O MP₁₀ de Rio de Janeiro, corresponde realmente a Material Particulado

Figura 4-2. Emissões de material particulado por ressuspensão segundo os últimos inventários oficiais.

Em relação ao material particulado em suspensão, a Figura 4-2 mostra os resultados encontrados nos inventários, indicando grandes quantidades de MP₁₀ por ressuspensão em Bogotá, Santiago e Vitória. O MP_{2.5} é apresentado numa proporção menor, sendo muito similar entre Santiago, Bogotá e Vitória (9927, 9716, 8271 ton/ano). Os inventários de Medellín e São Paulo não incluíram esta avaliação. Uma vez mais, as emissões de Rio de Janeiro, estimadas com metodologia *top-down* são menores que as estimadas com *bottom-up*, porém as duas são baixas em comparação com outras cidades (916 e 2333 ton/ano, respectivamente). Os resultados apresentados para Santiago e Bogotá não foram considerados válidos dentro do inventário, porém são mostradas para fins de revisão.

A Figura 4-3 apresenta as emissões industriais nas cidades de Medellín, Bogotá, Quito, Santiago e Vitória. Nesta última, os valores de NO_x, SO_x e CO foram divididos por um fator de 10 por conta das dimensões do gráfico, sendo os valores reais 21.185, 22.502 e 139.783 ton/ano, respectivamente. Além de apresentar as maiores emissões destes poluentes, Vitória apresentou as maiores emissões de MP₁₀ e MP_{2.5} (5210 e 2574 ton/ano, respectivamente). Quito teve o maior aporte no COV (5576 ton/ano) e o segundo maior aporte nas emissões de NO_x (7037 ton/ano) e SO_x (3582 ton/ano)

Por outro lado, a Figura 4-4 mostra as emissões evaporativas, onde Santiago ocupa o primeiro lugar com emissões de COV de 28,431 ton/ano, seguido de Bogotá (23,786 ton/ano), Quito (13,854 ton/ano), Medellín (4404 ton/ano) e Vitória (2946 ton/ano). Somente Vitória e Santiago apresentaram informações de CO e NO_x.

A Tabela 21 apresenta a compilação das emissões encontradas nas últimas atualizações dos inventários de emissão nas sete regiões metropolitanas onde se teve disponibilidade da informação. Os detalhes das metodologias de cálculo e as diferentes classificações das fontes, segundo cada autoridade ambiental são mostradas no item 4.3 REVISÃO DOS ULTIMOS INVENTÁRIOS DE EMISSÃO.

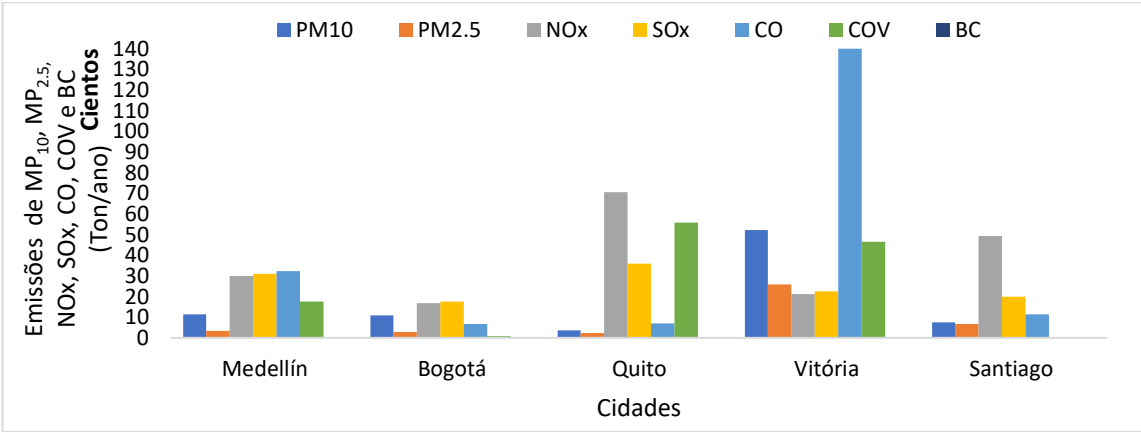


Figura 4-3. Emissões do setor indústria, segundo os últimos inventários oficiais.

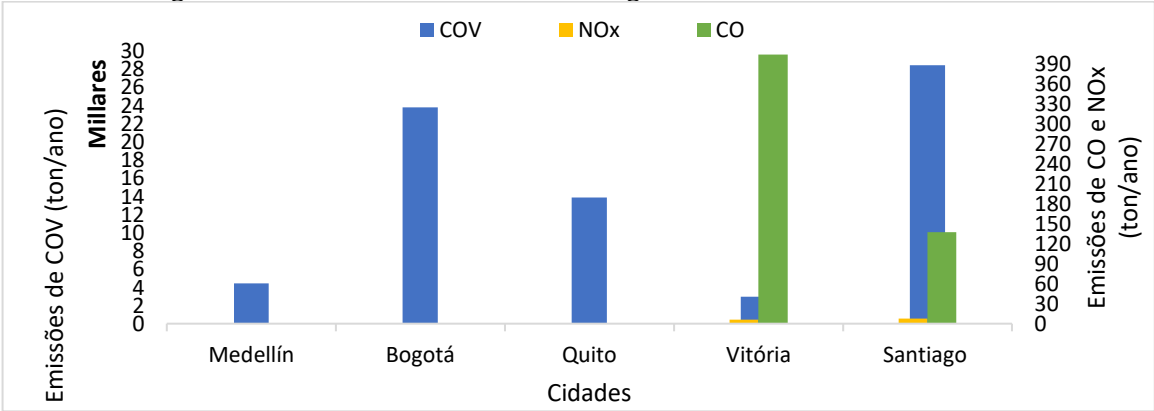


Figura 4-4. Emissões evaporativas, segundo os últimos inventários oficiais.

Tabela 21. Emissões de poluentes atmosféricos em grandes cidades de América do Sul (Ton/ ano)

Cidade/ ano base/ ano publicação	Fonte	MP ₁₀	MP _{2.5}	NOx	SOx	CO	COV	BC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
Medellín/ 2016 Transporte 2018, industriais 2017	Transporte		1.534	15.363	372	169.512	14.014	789	3.216.341	43.611	88
	Industria	1.139	334	2.992	3.090	3.233	1.768	24	166.299	48	138
	Ressuspensão										
	Residenciais e comerciais										
	Incêndios florestais										
	Evaporativas						4.404		53.301	20.519	
	Biogénicas										
	Logística										
	Outros										
	Subtotal	1.139	1.868	18.355	3.462	172.745	20.186	813	3.435.941	64.179	226
Bogotá (1) (4) /2014/2017	Transporte	1.318	1.094	98.702	13.398	786.758	109.942		12.941.449		
	Industria	1.078	285	1.673	1.758	677	88				
	Ressuspensão	43.142	9.716								
	Comerciais	130	68	67	190	2.529	105				
	Incêndios florestais	61	50	14	0	500					
	Evaporativas						23.786				
	Biogénicas						2.197				
	Logística										
	Outros	156	130	5.146	159	4.517			769.157		
	Subtotal	45.885	11.343	105.602	15.505	794.981	136.118		13.710.606		0
Quito (2) / 2011/2014	Transporte	1.091	828	16.877	1.058	77.479	11.879		2.473.537	530	189
	Industria	372	226	7.037	3.582	686	5.576		487.108	16.773	12
	Ressuspensão	1.143	173								
	Residenciais e comerciais	36	36	677	5	387	41		649.226	10	45
	Incêndios	7	6	3		75	4		556	2	
	Evaporativas						13.854				
	Biogénicas						6.930				
	Logística	4	4	467	108	499	56		123.132	7	4
	Outros	640	63								
	Subtotal	3.293	1.336	25.061	4.753	79.126	38.340		3.733.559	17.322	250
Vitória/2009/2011	Transporte	17.985	9.576	14.568	405	139.860	17.176				

Cidade/ ano base/ ano publicação	Fonte	MP ₁₀	MP _{2.5}	NO _x	SO _x	CO	COV	BC	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
	Industria	5.210	2.574	21.185	22.502	139.783	4.634				
	Ressuspensão	16.681	8.271								
	Residenciais e comerciais	10	10	280	18	183	6.592				
	Incêndios										
	Evaporativas			6	0	404	2.946				
	Biogénicas										
	Logística	634	630	5.496	4.799	1.052	477				
	Outras	28	23	79	11	98	70				
	Subtotal	40.547	21.083	41.614	27.734	281.381	31.895				
Santiago /2011/2014	Transporte	2.877	2.398	39.356	239	125.727			10.401.297	0	
	Industria	742	662	4.921	1.990	1.139	23		1.519.714		
	Ressuspensão	19.954	9.927								
	Residenciais	2186	2077	1785	294	20.292	53.550		281.988	1.626	
	Incêndios	202	180	72	15	2.076	166				
	Evaporativas	3	3	8		138	28.431		88.071		
	Biogénicas						14.858				
	Logística	6	6	341	25	663					
	Outros	568	534	5.244	6	5.423			681.638		
	Subtotal	24.571	13.918	50.120	2.304	137.195	48.833		12.972.708	1.626	
São Paulo /2016/2017 (4) (5)	Transporte	1435		52.109	1.141	129.032	30.541				
	Subtotal	0		196.852	4.704	366.128	80.254				
Rio de Janeiro (3) (5) /2013/2016	Transporte Bottom Up	351		14.912	953	25.334					
	Transporte Top down	889		42256.34	2.207	40.880					
	Resuspensão Bottom Up	916									
	Resuspensão Top down	2.333									
	Subtotal	1.267		14.912	953	25.334					

(1) O valor das emissões biogénicas foi estimado no inventário do ano base 2012

(2) Dados correspondentes as emissões do Distrito Metropolitano de Quito, COVs expressados como Compostos Orgânicos Voláteis Não metano (NMCOV)

(3) Inventário calculado com duas metodologias, Bottom-Up e Top-down. O subtotal é calculado na tabela somente com os resultados de Bottom-Up

(4) SO_x expressado como SO₂

(5) MP₁₀ corresponde a Material Particulado (MP), nos inventários de São Paulo e Rio de Janeiro.

Fonte: Elaboração própria baseada nas fontes de informação indicadas nos itens 4.3 e 4.5.2

4.5 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS. BASES DE DADOS GLOBAL

Devido ao desenvolvimento e uso de ferramentas de modelagem para estudar os fenômenos de transporte, dispersão e transformação de poluentes na atmosfera, diferentes programas e organizações têm criado bases de dados com informação das emissões numa escala que vai desde a escala continental até a global. As bases de dados mais reconhecidas na comunidade científica são: *Emissions Database for Global Atmospheric Research* (EDGAR), *Global Atmospheric Inventory Activity* (GEIA), *Centre on Emission Inventories and Projections* (CEIP), *REanalysis of the TROpospheric chemical composition over the past 40 years* (RETRO) e o modelo do *International Institute for Applied Systems Analysis Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies* (IIASA-GAINS). Entre as suas principais diferenças estão metodologia de cálculo, fatores de emissão, distribuição geográfica das emissões e fontes de emissão e poluentes avaliados (Butler et al., 2008 e Alonso et al., 2010). EDGAR é considerada única por disponibilizar dados históricos de 20 anos e por isso é amplamente usada na comunidade científica (Madrazo et al., 2018).

Geralmente, estas bases de dados possuem baixa resolução e não contêm as características principais de cada região, inclusive algumas regiões ou países de América do Sul estão pobremente representados, devido à ausência de inventários nacionais, campanhas de monitoramento e ausência de dados em geral nesta região (Alonso et al. 2010).

Butler et al., (2008) fizeram uma revisão detalhada de três inventários globais EDGAR, RETRO e IPCC-AR4, identificando as suas principais diferenças. Dentre elas, o EDGAR apresenta informações mais específicas sobre os poluentes e suas fontes nos diferentes setores ou atividades, com 27 setores seguido do RETRO com 7 e IPCC-AR4 com 3. Quanto aos poluentes, ao contrário dos outros, o RETRO tem disponível a especificação (tratamento de 22 espécies) dos Hidrocarbonetos Não Metanos (HCNM). Os autores expõem que estes inventários não foram desenhados para uma megacidade particular e são feitos a partir de informações com diferentes escalas, desse modo esperam-se diferenças com os inventários locais. Dentro da revisão de Butler et al., 2008, também se fez uma seleção de 30 cidades grandes no mundo para comparar as emissões dos CO, NO_x e HCNM nos 3 inventários para o ano 2000 e para estimar a contribuição destas megacidades no inventário global, obtendo para os 3 que as megacidades aportam entre o 9% e 12% da emissão global destas substâncias.

Alonso et al. (2010), apresentaram um inventário regional de fontes móveis na América do Sul criado a partir da integração dos inventários locais de algumas das maiores cidades nesta região nas bases de dados globais EDGAR e RETRO e a extrapolação de dados nas cidades brasileiras que careciam de informações. O objetivo foi avaliar a aplicabilidade do inventário desenvolvido, na modelagem de poluentes regional e local. O modelo utilizado para o inventário foi o *Coupled Chemistry Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developmentts on the Regional Atmospheric Modeling System* (CCATT-BRAMS) que incorporou um novo esquema de extrapolação em relação ao estabelecido na sua versão original. Este esquema utiliza o centro geográfico das áreas urbanas e considera uma análise de correlação das emissões de poluentes com fatores como, população, desenvolvimento humano e densidade veicular. Nos resultados este último fator e os poluentes CO e NO_x foram os selecionados para a extrapolação de dados em outras cidades, devido aos altos valores de correlação (0.88 e 0.95, respectivamente).

Alonso et al. (2010) encontrou diferenças grandes entre os dados do EDGAR e os inventários locais especialmente nas cidades brasileiras avaliadas e concluiu que os inventários globais EDGAR e RETRO, têm falhas quanto à informação detalhada das emissões na escala local, principalmente em cidades dentro de América do Sul e deveriam ser melhorados através da inclusão das informações dos inventários locais (Crippa et al., 2016).

Vários trabalhos fizeram análise crítica das séries temporais da base de dados EDGAR para determinados poluentes (Crippa et al., 2016, Muntean et al., 2014, Madrazo et al., 2018, Puliafito et al., 2017). Muntean et al. (2014) avaliaram a série de emissões de mercúrio no período 1970-2008 utilizando EDGAR v.4 e revisaram sua relação com as políticas ambientais de mitigação nesse mesmo período de tempo em diferentes países do mundo. Os autores encontraram que as emissões globais de mercúrio para o ano 2008 foram de 1287 toneladas a maioria (72%) foi para o mercúrio gasoso Elemental, seguido pelo mercúrio gasoso oxidado (22%) e o mercúrio em partículas (6%). A atividade ou setor com maior contribuição no 2008 nas emissões foi a mineração de ouro artesanal e de pequena escala, seguida pela combustão, produção de cimento e outras indústrias de metais. Também foi avaliada a aplicação do inventário de emissões global no modelo de transporte químico GEOS-Chem.

Madrazo et al., 2018 fez uma comparação do EDGAR v4.2 com um inventário de emissões locais nacionais na Havana Cuba, encontrando diferenças principais nos níveis de atividade,

onde EDGAR superestimou os valores para Transporte, setor da Energia e setor da Indústria. A pesquisa também conclui que os fatores de emissão utilizados no EDGAR, foram amplamente maiores que os fatores locais (em alguns casos até 20 vezes maiores).

Recentemente na América Latina e ilhas do Caribe, o *United Nations Environment Programme (UNEP)* e o *Climate and Clean Air Coalition (CCAC)* fizeram um estudo dos poluentes climáticos de vida curta (SLCP) nessa região a partir dos inventários nacionais e das informações disponibilizadas na base de dados GAINS. Na avaliação dos inventários, os autores encontraram que as informações de emissões de Gases Efeito Estufa poderiam ter melhor qualidade, assim como outros poluentes como MP_{2.5}, MP₁₀, BC e OC. Também evidenciaram que as lacunas encontradas estiveram relacionadas com as emissões de algumas fontes como: Combustão residencial, Queimas agrícolas, Transporte, Agricultura, Resíduos e extração e distribuição de combustível (UNEP-CCAC, 2016).

4.5.1 EMISSIONS DATABASE FOR GLOBAL ATMOSPHERIC RESEARCH (EDGAR)

O EDGAR é uma base de dados global de emissão de poluentes atmosféricos, desenvolvida pela Comissão Europeia e a Agência de Avaliação Ambiental de Holanda e desenhada especialmente para projetos e estudos de modelagem da química atmosférica. Atualmente é uma das mais utilizadas devido, entre outras coisas, à especificidade nos setores ou atividades de emissão (Butler et al., 2008).

A base de dados fornece informação de emissões de poluentes atmosféricos (Ver Tabela 22) para cada país numa resolução de 0.1° x 0.1° (ou 10 km), utilizando dados de atividade fornecidos pela Agência Internacional de Energia (IEA pelas siglas em inglês) para todas as fontes relacionadas com uso de combustível e com a indústria da energia, ou pela Organização das Nações Unidas para as emissões da agricultura.

Tabela 22. Poluentes atmosféricos disponíveis na base de dados EDGAR

Tipo de poluente	Poluentes
Gases efeito estufa	Dióxido de Carbono (CO ₂), Metano (CH ₄), Óxido de Nitrogênio (N ₂ O), Hidrofluorcarbonetos (HFC-23, 32, 125, 134a, 143a, 152a, 227ea, 236fa, 245fa, 365mfc, 43-10-mee), Perfluorcarbonetos (PFCs: CF ₄ , C ₂ F ₆ , C ₃ F ₈ , c-C ₄ F ₈ , C ₄ F ₁₀ , C ₅ F ₁₂ , C ₆ F ₁₄ , C ₇ F ₁₆), Hexafluoreto de enxofre (SF ₆), Trifluoreto de Nitrogênio (NF ₃) e Fluoreto de sulfureto (SO ₂ F ₂).

Tipo de poluente	Poluentes
Precursores de ozônio	Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Nitrogênio (NOx), Compostos Orgânicos Voláteis não metanogênicos (NMVOC) e Metano (CH ₄)
Gases ácidos	Amônio (NH ₃), Óxidos de Nitrogênio (NOx) e Dióxido de enxofre (SO ₂).
Partículas primárias	Material Particulado de diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 10 micras (MP10), Material Particulado de diâmetro aerodinâmico menor ou igual a 5 micras MP2.5 e especiação carbonácea (BC, OC)
Substâncias destruidoras de ozônio	CFC, Halons, Hidroclorofluorcarbonetos, tetracloreto de carbono (CCl ₄), Brometo de Metilo (CH ₃ Br) e Clorofórmio de metilo (CH ₃ CCl ₂).
Outros	Mercúrio (Ag)

Fonte: EC-JRC, 2018

Atualmente a base de dados traz Gridmaps e séries temporais desde 1970- 2017 para CO₂, 1990-2012 para outros Gases Efeito Estufa e 1970-2010 para os outros poluentes. A informação é dada para 27 atividades industriais ou setores (energia, refinarias de petróleo, combustão para manufatura, transporte veicular, aviação, agricultura, entre outros) para cada país expressa em kton substância / ano.

A metodologia de cálculo de emissão do EDGAR é baseada no uso de fatores de emissão em cada país seguindo a seguinte equação geral (Ver Equação 2):

Equação 2

$$EM_C(y, x) = \sum_{i,i,k} [AD_{C,i}(y) * TECH_{C,i,j}(y) * EOP_{C,i,j,k}(y) * EF_{C,i,j}(y, x) * (1 - RED_{C,i,j,k}(y, x))]$$

Onde:

EM: Emissões de um país **C** calculadas para cada substância **x** numa base anual **y** e num setor da indústria **i**. **AD:** Atividade humana do setor **i** do país **C**. **TEC (j):** Mistura de tecnologias disponíveis para cada setor **i**, **EOP:** Porcentagem de abatimento de cada medida de controle no final do tubo **k** medida para cada tecnologia **j**, **EF:** Fator de emissão do país **C** para o setor **i**, e tecnologia **j**, **RED:** Redução relativa das emissões não controladas com a instalação da medida de controle **k**. (EC-JRC, 2018).

4.5.2 EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS A PARTIR DO EDGAR 2012

A seguir são apresentados os resultados obtidos da revisão de emissões feita a partir da base de dados do EDGAR, em termos das porcentagens de contribuição de cada uma das atividades ou setores nas Regiões metropolitanas de Salvador (Figura 4-5), Belo Horizonte (Figura 4-6), Buenos Aires (Figura 4-7), Lima (Figura 4-8), Rio de Janeiro (Figura 4-9) e São Paulo (Figura 4-10).

A Figura 4-11, Figura 4-12, Figura 4-13, Figura 4-14, Figura 4-15 e Figura 4-16 mostram de maneira mais resumida as porcentagens do aporte de emissões das **fontes industriais** (Energia, Combustão na indústria de Manufatura, Exploração de Combustível, Produção de ferro e aço, Produção de minerais não metálicos, Processos Químicos, Alimentos e papel, Produção de minerais não ferrosos, Refinarias de Petróleo e Solventes e Produtos), **fontes móveis** (Transporte) e **outras** (Aterros Sanitários, Solos Agrícolas, Queimas Agrícolas, Gerenciamento de esterco, navios e Incineração de Resíduos Sólidos) para cada poluente. Estas figuras evidenciam que nas seis Regiões Metropolitanas avaliadas com os dados do EDGAR em 2012, as maiores fontes de emissão foram as fixas industriais, exceto para os poluentes BC e CO em Lima que tiveram maior aporte das fontes móveis (66% e 76%, respectivamente) e o CO em Buenos Aires, que onde as fontes industriais emitiram 69%).

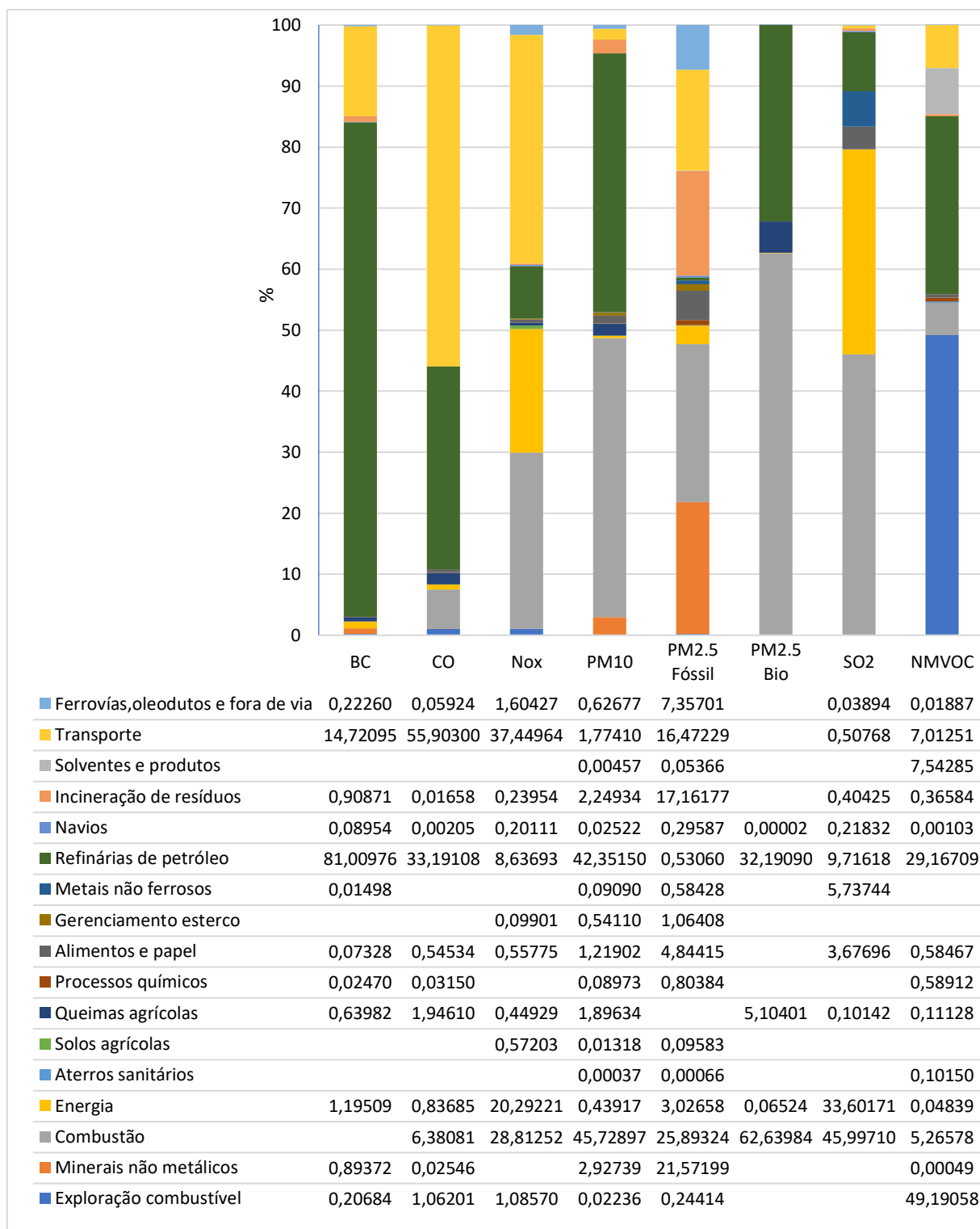


Figura 4-5. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Salvador. Base de dados EDGAR 2012

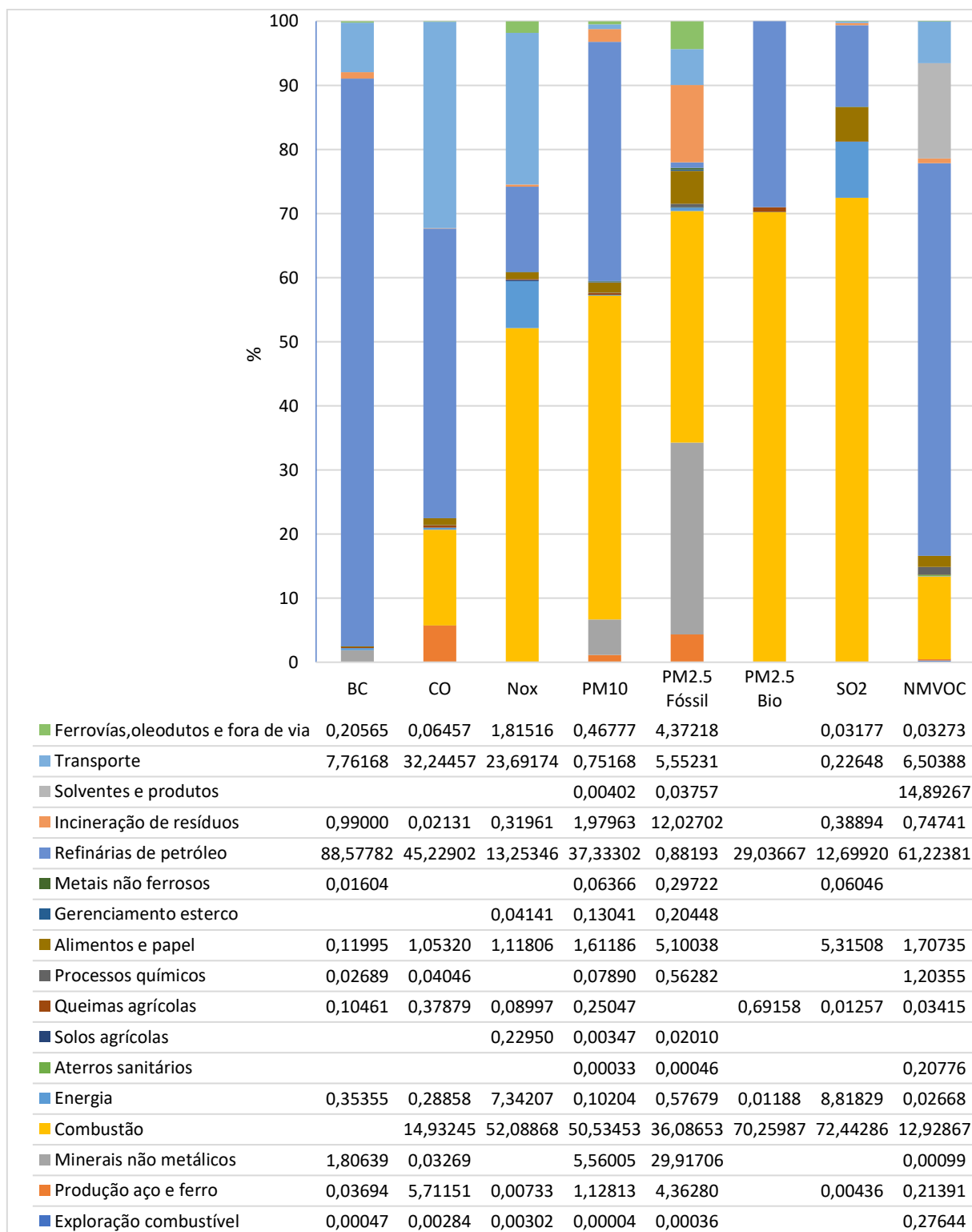


Figura 4-6. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Base de dados EDGAR 2012

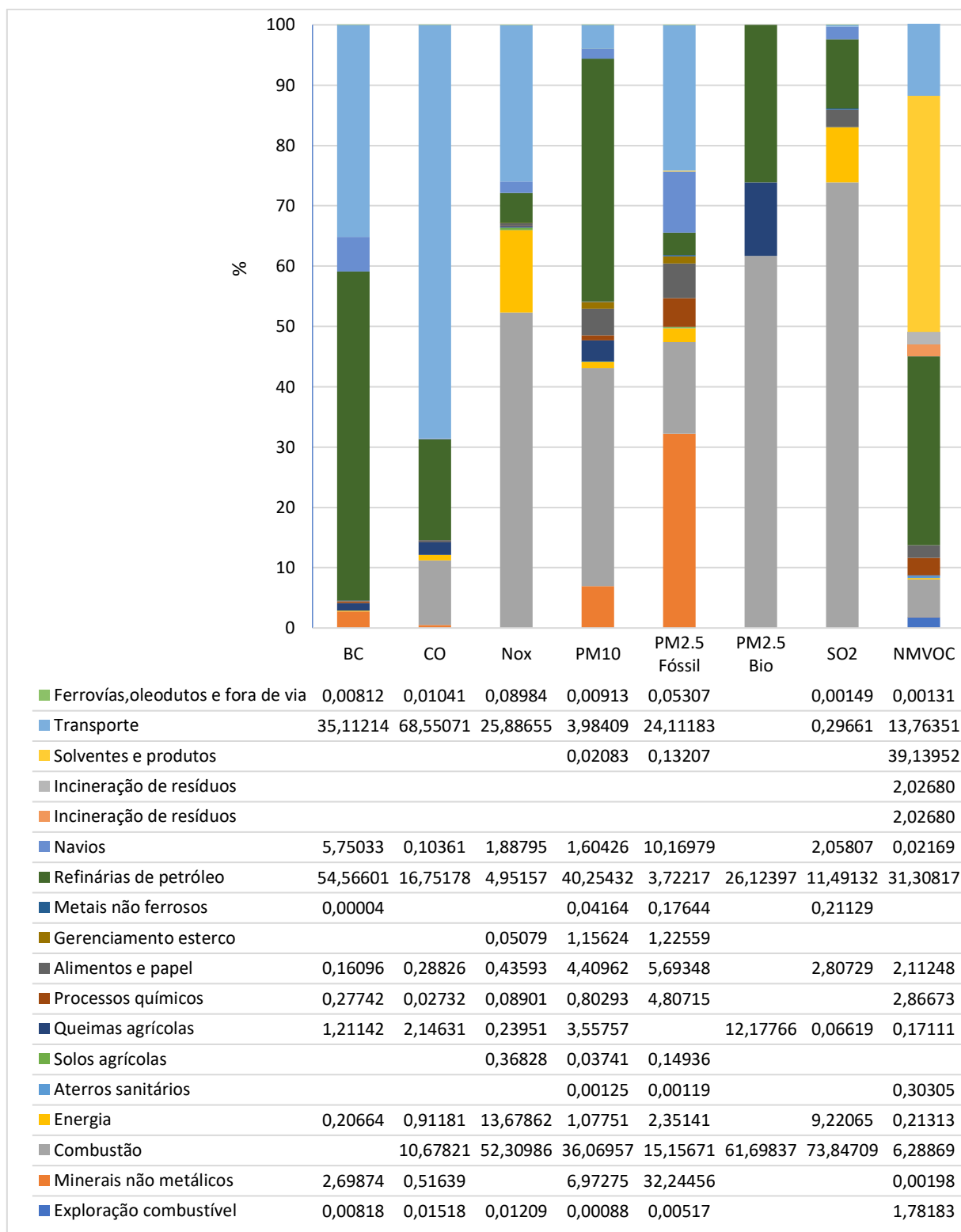


Figura 4-7. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Buenos Aires. Base de dados EDGAR 2012

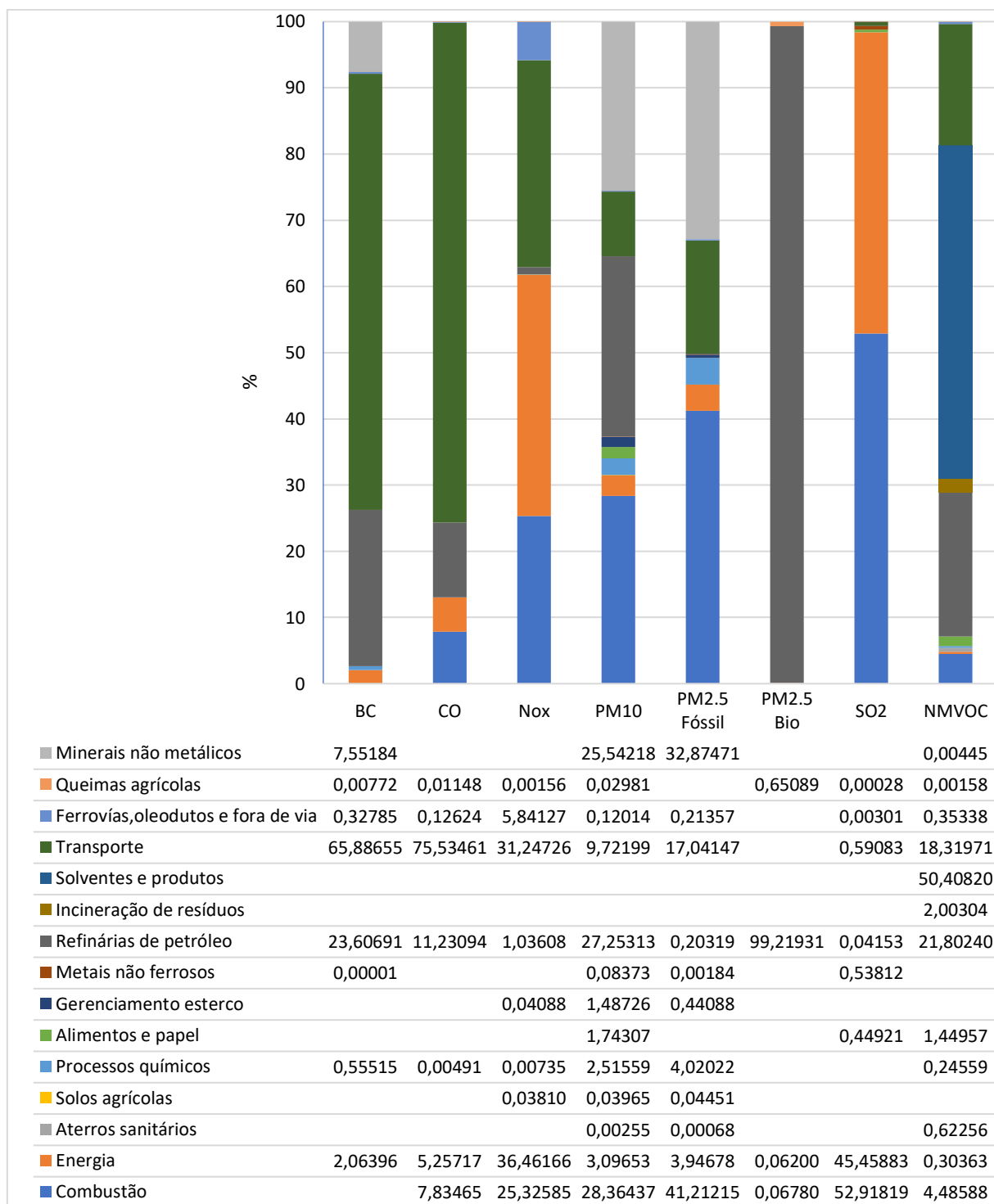


Figura 4-8. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Lima. Base de dados EDGAR 2012

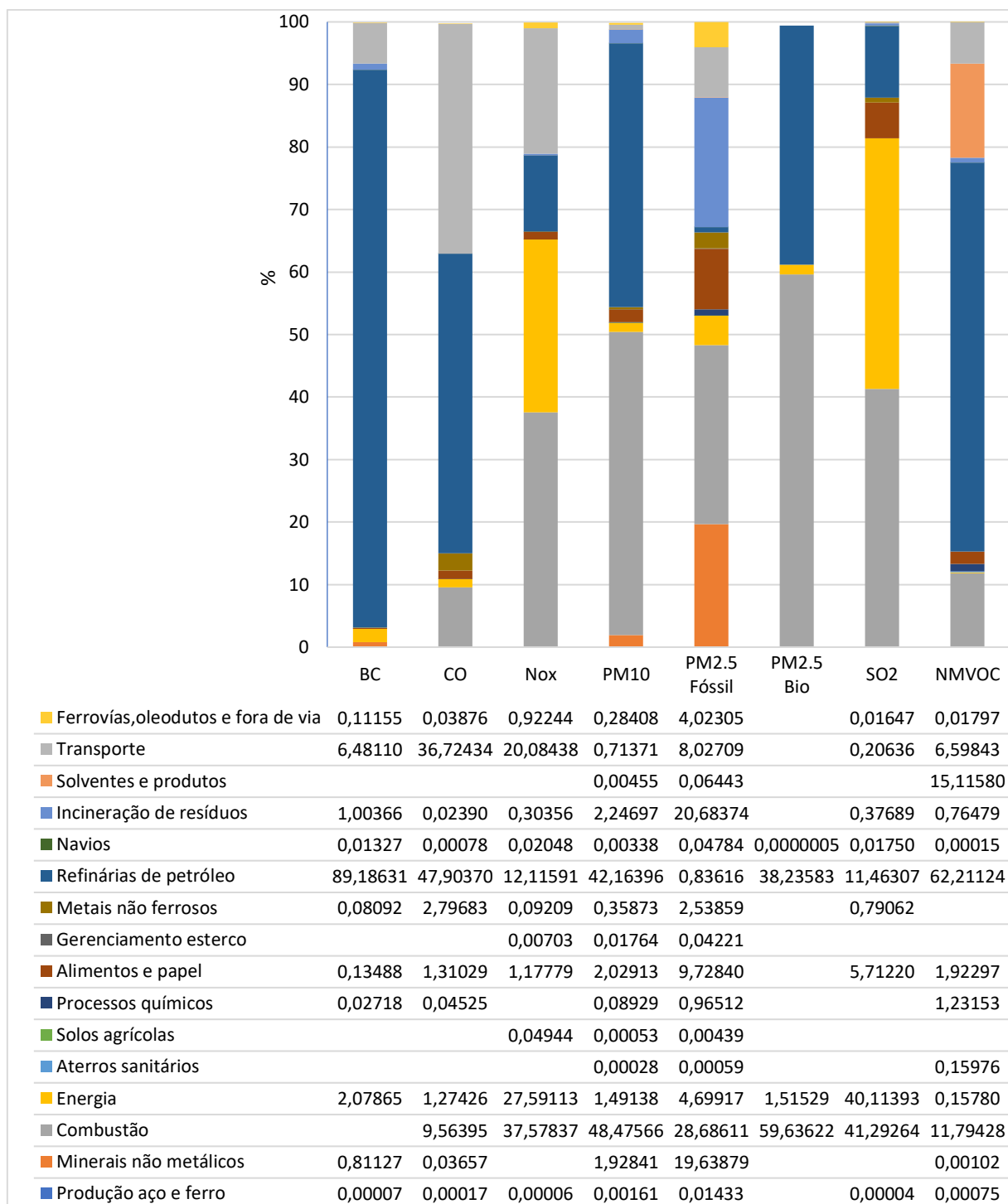


Figura 4-9. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Rio de Janeiro. Base de dados EDGAR 2012

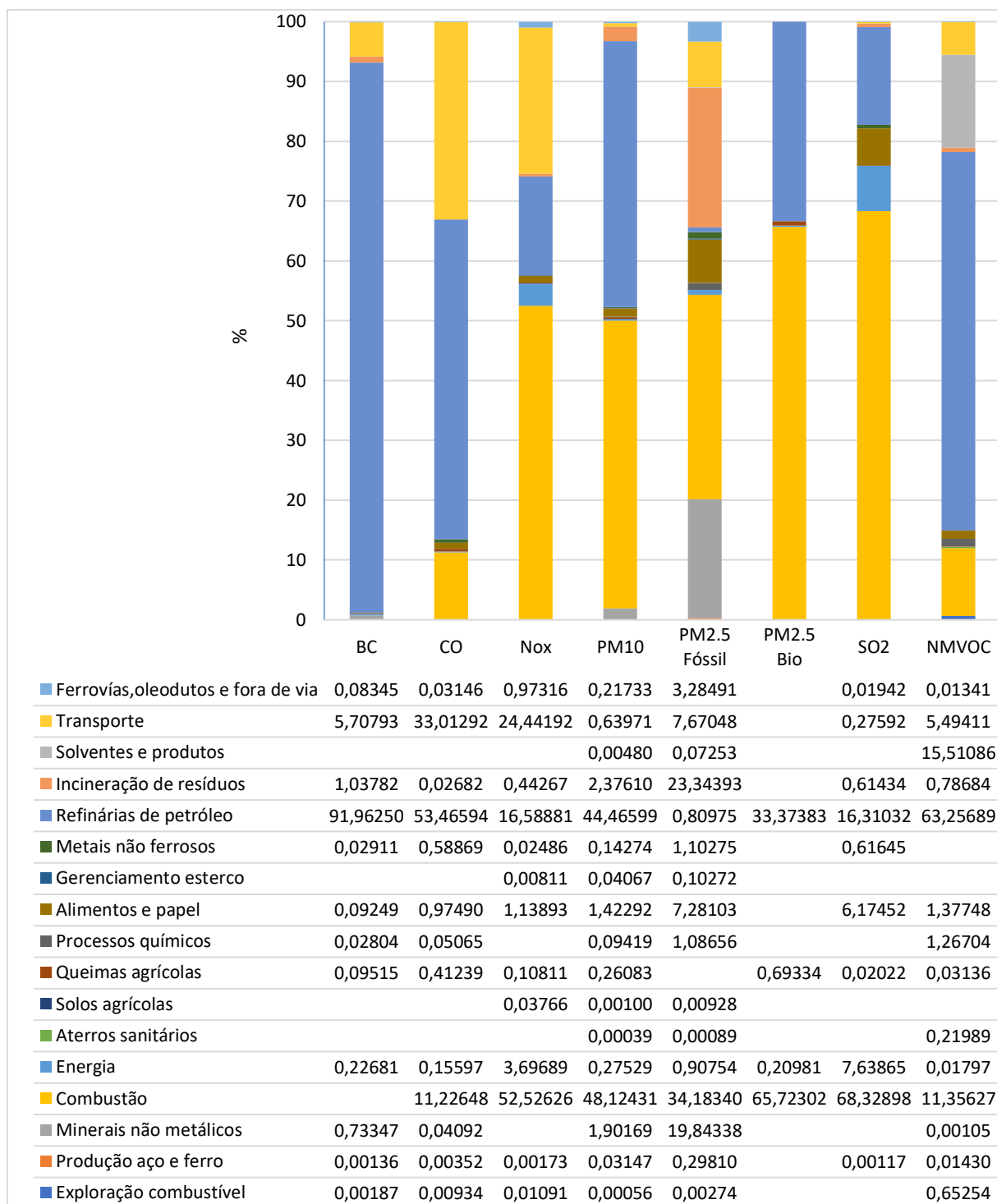


Figura 4-10. Contribuição em porcentagem das atividades emissoras de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de São Paulo. Base de dados EDGAR 2012

Figura 4-11. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Belo Horizonte. Base de dados EDGAR 2012

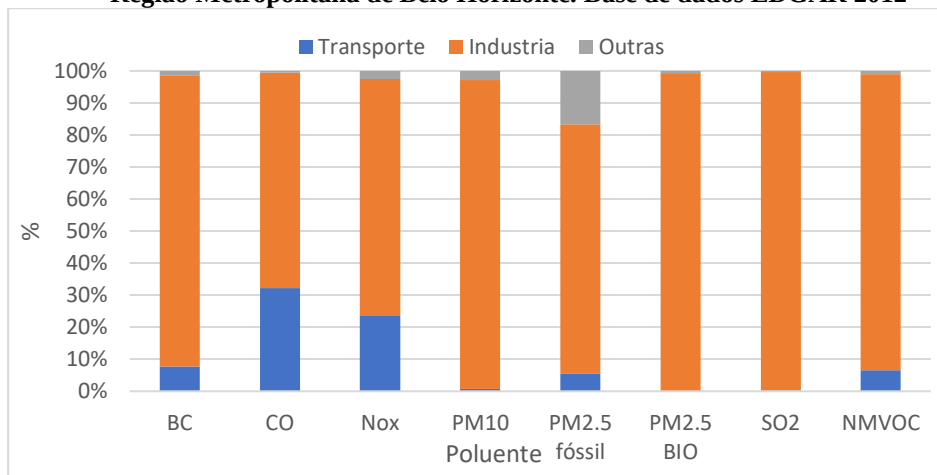


Figura 4-12. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão em Buenos Aires. Base de dados EDGAR 2012

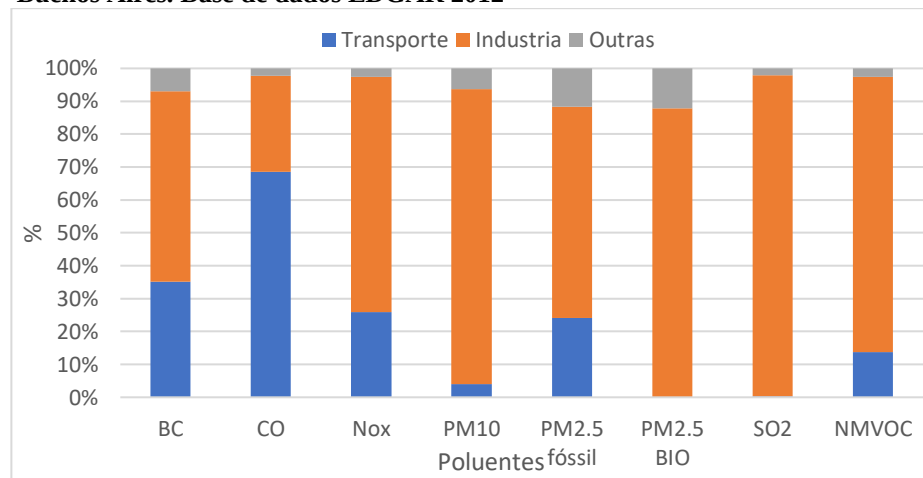


Figura 4-13. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Lima. Base de dados EDGAR 2012

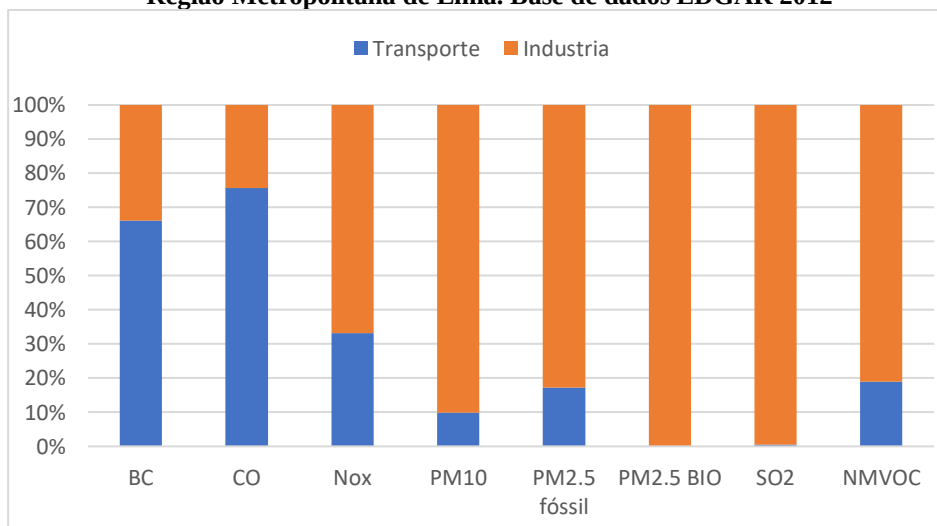


Figura 4-14. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Rio de Janeiro. Base de dados EDGAR 2012

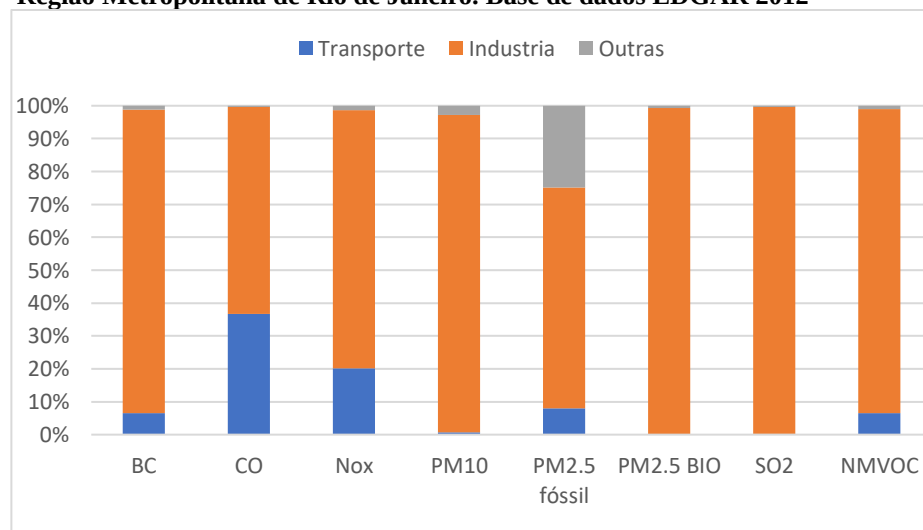


Figura 4-15. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de São Paulo. Base de dados EDGAR 2012

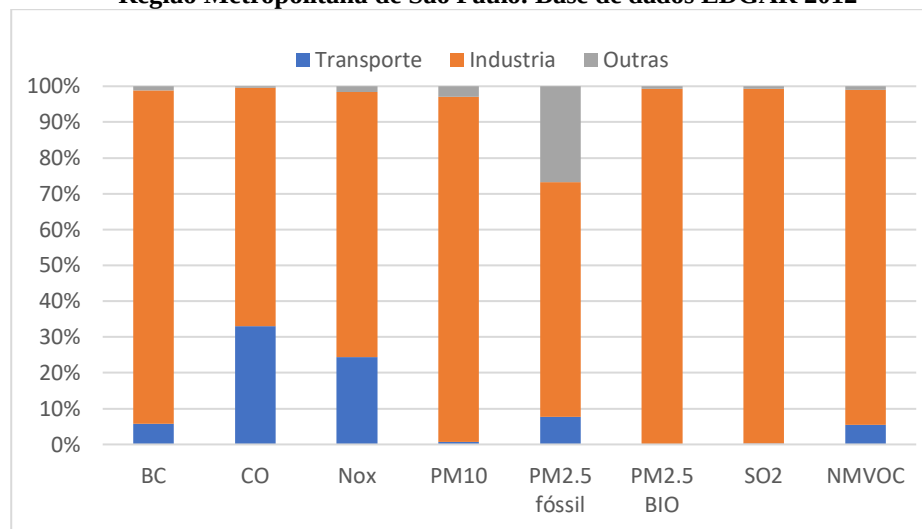
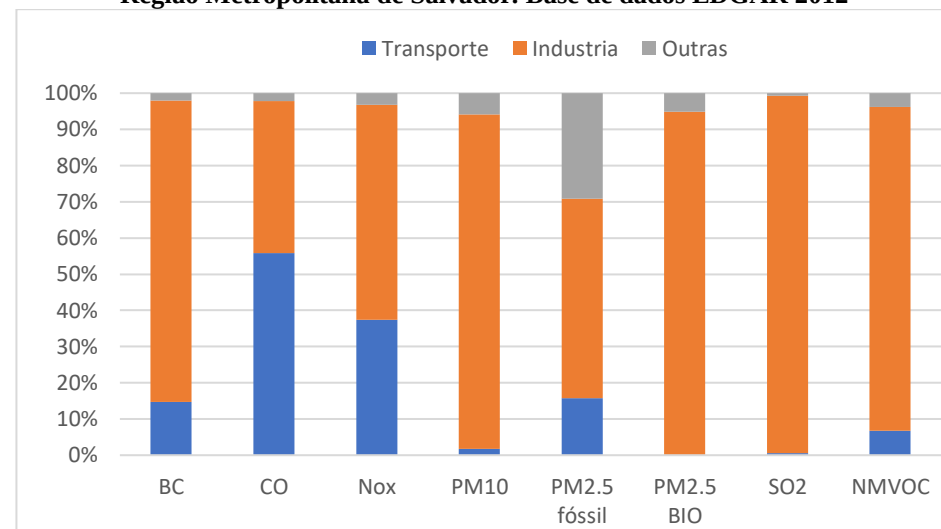


Figura 4-16. Contribuição em porcentagem das principais fontes de emissão na Região Metropolitana de Salvador. Base de dados EDGAR 2012



Segundo a sobreposição realizada no ArcGis, a Região Metropolitana de Salvador, apresentou dados de emissão para todas as atividades estudadas, exceto para Produção de Ferro e Aço. Os resultados encontrados nesta cidade, indicam que a maior fonte de emissão de CO e NO_x são as veiculares (Transporte) com contribuições aproximadas de 55% (38957 ton/ ano) e 37% (4644 ton/ano), respetivamente. No caso do MP_{2.5} fóssil e BC este setor emitiu 16% (141 ton/ano) e 15% (83 ton/ano) os demais poluentes estiveram por baixo de 15% na contribuição na emissão total (Ver Figura 4-5).

O setor Combustão foi o maior responsável pelas emissões de MP₁₀, MP_{2.5} fóssil e SO₂ com valores aproximados de 46% (4596 ton/ano), 26% (222 ton/ano) e 63% (3192 ton/ano). Exploração de Combustível é a atividade com maiores emissões de NMVOC (49%, 45371 ton/ano), nos demais poluentes a contribuição foi menor que 2%. Refinarias de Petróleo foi também um dos setores com importantes aportes nas emissões de BC, 82% (459 ton/ano), CO, 33% (23130 ton/ano), MP₁₀, 42% (4257), MP_{2.5} bio, 32% (1142 ton/ano) e NMVOC, 29% (26902 ton/ano). A Produção de metais não ferrosos teve seu maior aporte nas emissões de MP_{2.5} fóssil (22%, 185 ton/ano). O setor de Energia teve suas maiores porcentagens nas emissões de NO_x e SO₂ (20%, 2516 ton/ano e 34%, 2332 ton/ano). As porcentagens de aporte de Navios estiveram em todos os casos abaixo de 0.3% (Ver Figura 4-5).

No caso da Região Metropolitana de Belo Horizonte a Figura 4-6 apresenta uma baixa gama de cores o que é uma clara representação de que as maiores emissões provêm das Refinarias de Petróleo e Combustão. As Refinarias foram o maior responsável pelas emissões de BC, CO, MP_{2.5} Bio e NMVOC (89% ou 2610 ton/ano, 45% ou 139068 ton/ano 29% ou 6471 ton/ano e 61% ou 156627 ton/ano, respetivamente). Por outro lado, a Combustão teve emissões que representaram 52%, 51%, 36%, 70%, 72% de NO_x, MP₁₀, MP_{2.5} fóssil, MP_{2.5} bio, SO₂ respetivamente do total emitido em Belo Horizonte.

Com menor aporte nas emissões, o setor de Transporte emitiu aproximadamente 7% do BC e NMVOC, 32% do CO, 24% de NO_x. O material particulado e SO₂ deste setor teve porcentagens menores que 5%. O setor de Solventes e Produtos teve um aporte de 15% nas emissões de NMVOC (Ver Figura 4-6).

Em Buenos Aires a Figura 4-7 mostra que o setor de Combustão teve o maior aporte nas emissões de NO_x, MP_{2.5} Bio e SO₂ (52%, 58254 ton/ ano, 62%, 4392 ton/ ano e 74%, 50294 ton/ ano). As Refinarias de Petróleo também tiveram aportes importantes nas emissões de BC (55%,

781 ton/ano), MP₁₀ (40%, 10325 ton/ano), MP_{2.5 Bio} (26%,1860 ton/ano) e NMVOC (31%,89897 ton/ano). As maiores emissões de NMVOC foram as resultantes da atividade de Solventes e Produtos (39%,112383 ton/ano).

O setor de Transporte emitiu aproximadamente 35% de BC (502 ton/ano), 69% de CO (334276 ton/ano), 26% de NO_x (28828 ton/ano) e o 25% de MP_{2.5 Fossil} (976 ton/ano). As maiores emissões deste último poluente foram as relacionadas com o setor de Produção de Minerais não Metálicos (32%,1305 ton/ano). Os Navios tiveram uma emissão de 10 % (411 ton/ano) do MP_{2.5 Fossil} e abaixo de 6% nos outros poluentes (Ver Figura 4-7).

A (Figura 4-8) apresenta as contribuições das diferentes atividades, para as emissões atmosféricas de Lima, mostrando uma predominância do setor Transporte, principalmente nas emissões de BC (66%, 268 ton/ano), CO (75%,85553 ton/ano), NO_x (31%,9689 ton/ano), e MP_{2.5 Fossil} (17%,532 ton/ano). O setor das Refinarias de Petróleo também teve importantes aportes nas emissões de BC (24%,96 ton/ano), MP₁₀ (27%,1513 ton/ano), MP_{2.5 Bio} (99%,240 ton/ano) e NMVOC (22%,12291 ton/ano).

A combustão foi a maior responsável das emissões de MP₁₀ (28%,1575 ton/ano), MP_{2.5 Fossil} (41%,1287 ton/ano) e SO₂ (53%,12519 ton/ano). O setor de Energia foi o maior responsável pelo NO_x emitido (37%,11306 ton/ano) e o segundo maior de SO₂ (45%,10754 ton/ano) (Figura 4-8).

No Rio de Janeiro, a Figura 4-9 mostra novamente o setor de Refinarias de Petróleo como um dos maiores responsáveis das emissões na região com o 89% do BC (5864 ton/ano), 48% do CO (297026 ton/ano), 42% do MP₁₀ (54431 ton/ano), 38% do MP_{2.5 Bio} (14597 ton/ano) e 62% do NMVOC (350818 ton/ano). A Combustão também foi um dos setores mais importantes em termos de emissão, respondendo por 38% do NO_x (47178 ton/ano), 48% do MP₁₀ (62579 ton/ano), 29% do MP_{2.5 Fossil} (2615 ton/ano), 60% do MP_{2.5Bio} (22766 ton/ano), 41% do SO₂ (39435 ton/ano).

Em São Paulo as cores apresentadas na Figura 4-10 evidenciam que o setor Transporte, Refinarias de Petróleo e combustão são os maiores responsáveis pelas emissões. Transporte teve os principais aportes nas emissões de CO (33%, 385915 ton/ano) e NO_x (25%, 44512 ton/ano). As Refinarias responderam por 92% do BC (12369 ton/ano), 53% do CO (625007 ton/ano), 44% do MP₁₀ (114824 ton/ano), 33% do MP_{2.5bio} (30800 ton/ano) e 63% do NMVOC

(731604 ton/ano). Combustão foi o maior responsável pelas emissões de NO_x com 52% (95658 ton/ano), MP₁₀ (48%, 124271 ton/ano), MP_{2.5fóssil} (34%, 5840 ton/ano), MP_{2.5bio} (66%, 60654 ton/ano) e SO₂ (68%, 84683 ton/ano). No MP_{2.5fóssil}, Incineração de resíduos e Produção de Minerais não metálicos tiveram também aportes importantes (23%, 3988 ton/ano e 20%, 3390 respectivamente)

A Figura 4-17 mostra os valores totais de emissão de cada uma das regiões metropolitanas no ano 2012. Os valores detalhados da figura e as emissões de cada setor (toneladas/ano) são apresentados no Anexo 9.6. A figura evidencia que em todas as cidades as maiores emissões foram as de CO e NMVOC, no caso do São Paulo estas estiveram muito superiores as das demais cidades, seguida por Rio de Janeiro. As menores emissões de todos os poluentes foram as de Lima e Salvador.

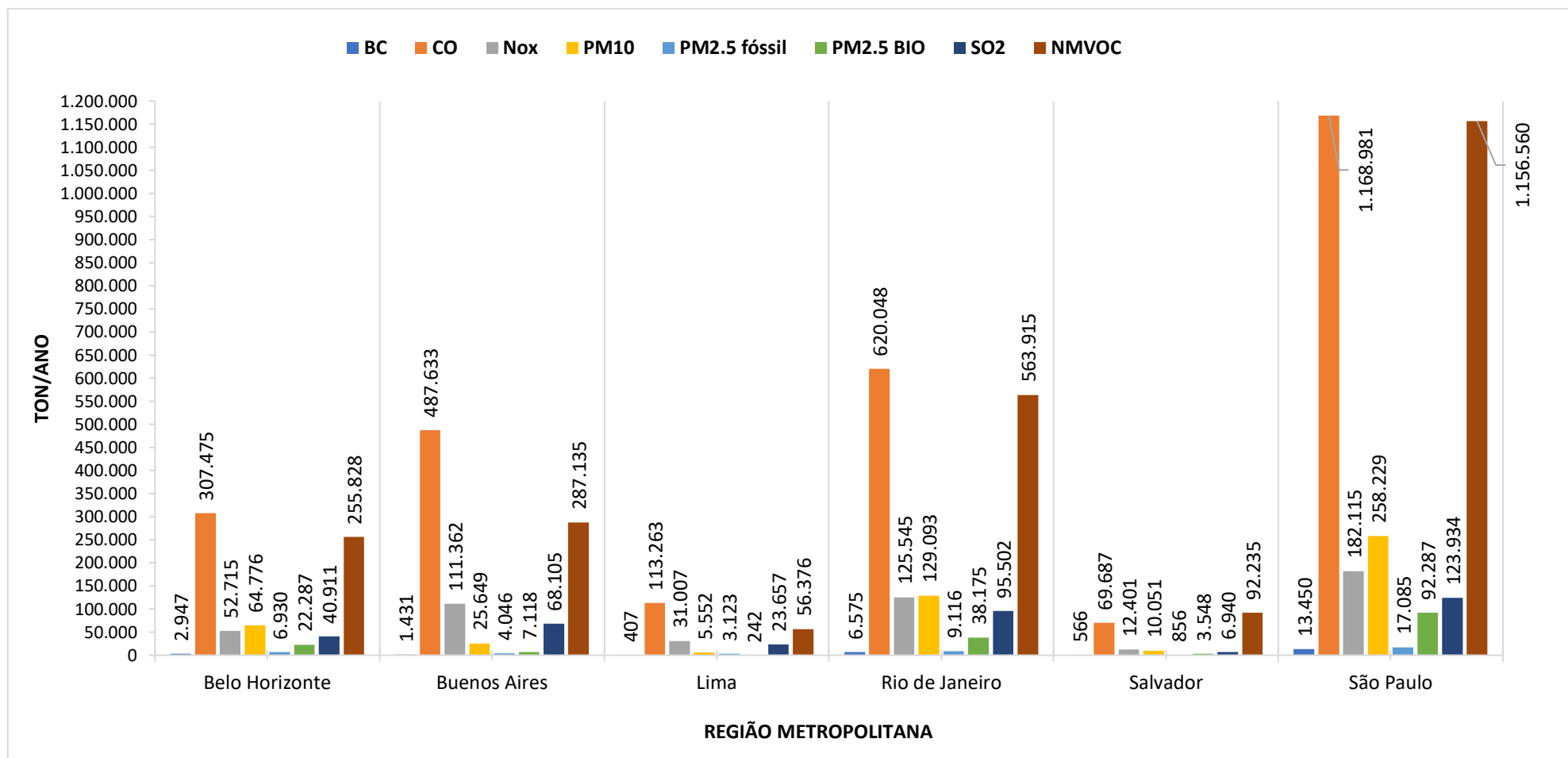


Figura 4-17. Emissões totais (ton/ano) para cada poluente nas diferentes cidades, segundo EC-JRC, 2018

4.6 AVALIAÇÃO DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS NA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA

A base de dados de emissões EDGAR vem sendo utilizada amplamente pela comunidade científica nos estudos de modelagem de dispersão de poluentes, por conta da sua disponibilidade de dados e atividades econômicas. De forma similar ao trabalho realizado por outros autores, especialmente Madrazo et al., 2018, nesta dissertação se fez uma comparação das emissões do EDGAR versão v4.3.2_AP 1970-2012 (*Gases and Aerosols*) (EC-JRC, 2018) e o inventário de emissões mais recente da Região Metropolitana da Grande Vitória (ano base 2009). Para isso, se fez uma classificação dos tipos de fontes do EDGAR, segundo os grupos estabelecidos pelo inventário. A Figura 4-18 mostra a distribuição dos 18 pontos com informação disponível na base de dados EDGAR, é importante destacar que foram desenhadas as coordenadas que tiveram dados pelo menos de um poluente numa atividade econômica. No caso de Vitória, capital do Estado e cidade principal dessa Região Metropolitana, somente teve registro numa coordenada geográfica. É importante esclarecer que a precisão das coordenadas oferecidas pela base de dados EDGAR é baixa e só tem 1 casa decimal, dificultando a localização exata das fontes de emissão.

A Figura 4-20 apresenta a contribuição de cada atividade econômica na emissão total de BC, CO, NMVOC, NO_x, PM₁₀, PM_{2.5} BIO, PM_{2.5} FÓSSIL e SO₂. Segundo a sobreposição realizada no ArcGIS, a Região Metropolitana de Salvador, apresentou pelo menos um dado de emissão de um poluente para todas as atividades estudadas (18 atividades econômicas que são apresentadas na Tabela 3). Os resultados indicaram que o setor Combustão foi o maior contribuinte nas emissões de todos os poluentes, exceto CO e NMVOC onde se teve também grandes aportes de Transporte (16% de CO e 11% de NMVOC) e de Refinarias de petróleo (23% de CO e 45% de NMVOC). O caso mais relevante é o SO₂, onde o 93% provem do setor combustão. As refinarias de petróleo também tiveram grandes contribuições em poluentes como BC (31%), PM₁₀ (15%) e PM_{2.5} BIO (10%).

A Figura 4-19 apresenta a localização das fontes de emissões identificadas no inventário da RM de Vitória. Em comparação com a Figura 4-18, o EDGAR apresenta menor quantidade de fontes e as principais diferenças estão relacionadas com a não representação do complexo industrial Porto de Tubarão, considerado e definido pela autoridade ambiental como um dos principais emissores de poluentes (Ver círculo amarelo na Figura 4-19). Além disso, não foram levadas em conta algumas emissões no setor noroeste em Vila Velha.

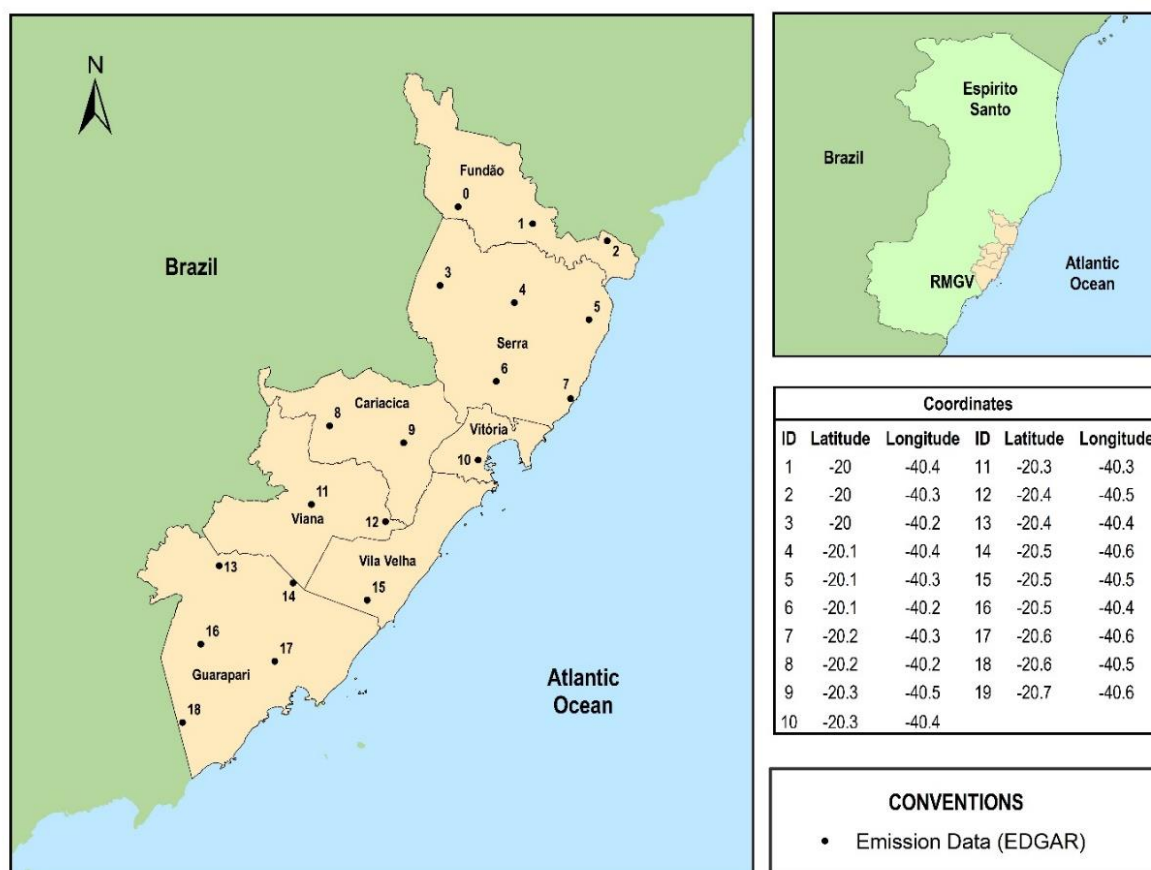


Figura 4-18. Distribuição das informações de poluentes atmosféricos emitidos, segundo EDGAR (Elaboração própria baseada no EC-JRC, 2018)

A Figura 4-21. Comparação entre as emissões do setor transporte reportadas no inventário de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012) Figura 4-21, Figura 4-22, Figura 4-23 e Figura 4-24, apresentam a comparação entre as emissões estimadas na base de dados EDGAR e as apresentadas no inventário de emissões de 2009 do setor transporte, indústria, logística e outras, respectivamente.

No setor transporte, os resultados da base de dados EDGAR, mostraram valores de CO superestimados e valores de NMVOC, NOX, PM₁₀, PM_{2.5} FÓSSIL e SO₂ por abaixo dos valores apresentados pela autoridade ambiental no inventário (Ver Figura 4-21). No caso da indústria novamente o CO é superestimado pela base de dados EDGAR e contrário ao acontecido com o setor transporte, os demais poluentes foram também superestimados por esta base dados, porém, neste caso estiveram muito perto quando comparados com os inventários de emissões.

Finalmente as fontes relacionadas com logística (portos e aeroportos), na base de dados EDGAR tiveram valores de emissão muito distantes dos valores reportados no inventário e muito baixos, exceto o CO, que novamente foi superestimado. Nas fontes chamadas “outras”, a base de dados EDGAR teve os maiores valores de emissão que estiveram muito acima do estimado no inventário.

A fontes por ressuspensão, fontes evaporativas, residências e comerciais não tiveram informação na base de dados EDGAR, por isso não foram comparadas.

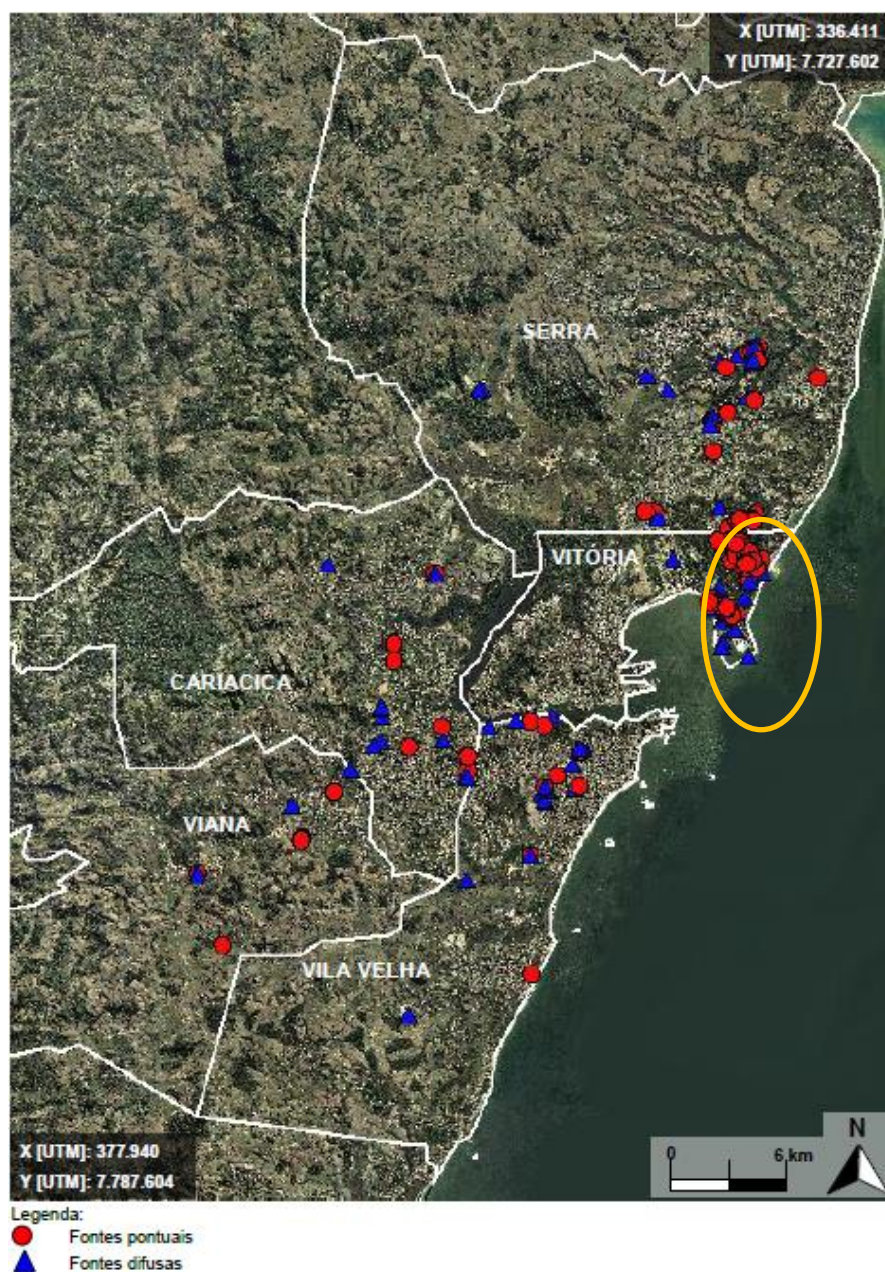


Figura 4-19. Localização de fontes emissores de origem industrial- Inventário de emissões de 2009 Vitória ((IEMA/Ecosoft, 2011).)

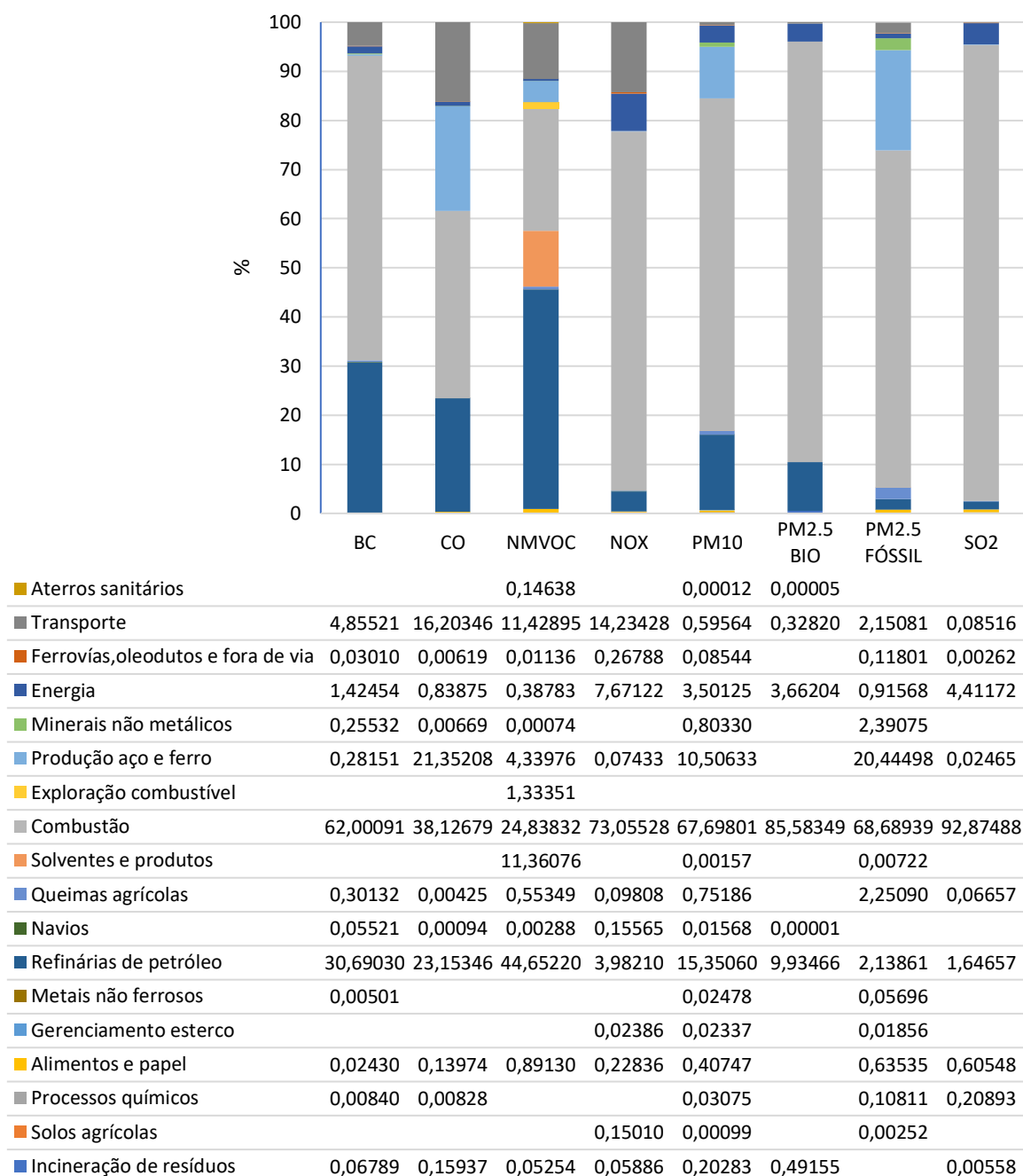


Figura 4-20. Distribuição das informações de poluentes atmosféricos emitidos, segundo EDGAR (Elaboração própria baseada no EC-JRC, 2018)

Figura 4-21. Comparação entre as emissões do setor transporte reportadas no inventário de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012)

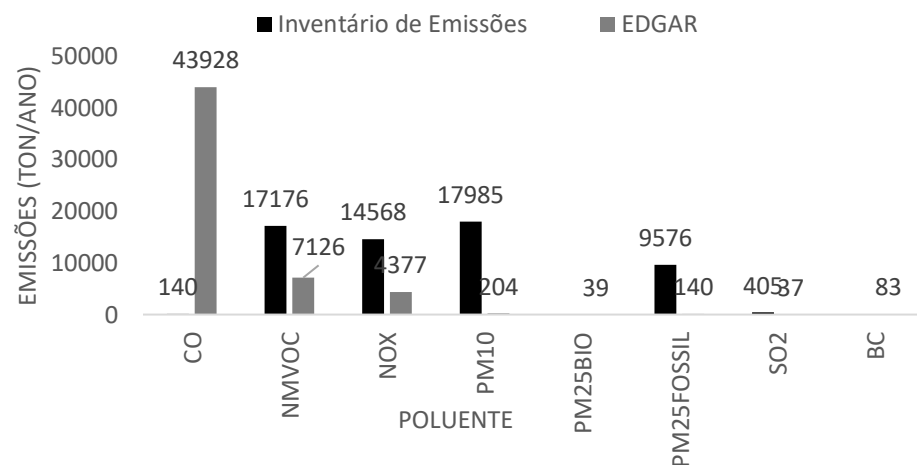


Figura 4-22. Comparação entre as emissões da indústria reportadas no inventário de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012)

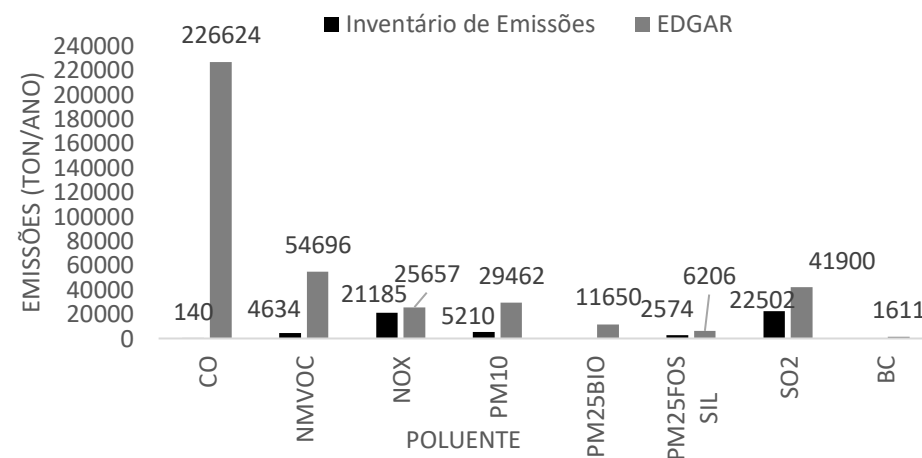


Figura 4-23. Comparação entre as emissões do setor logística reportadas no inventário de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012)

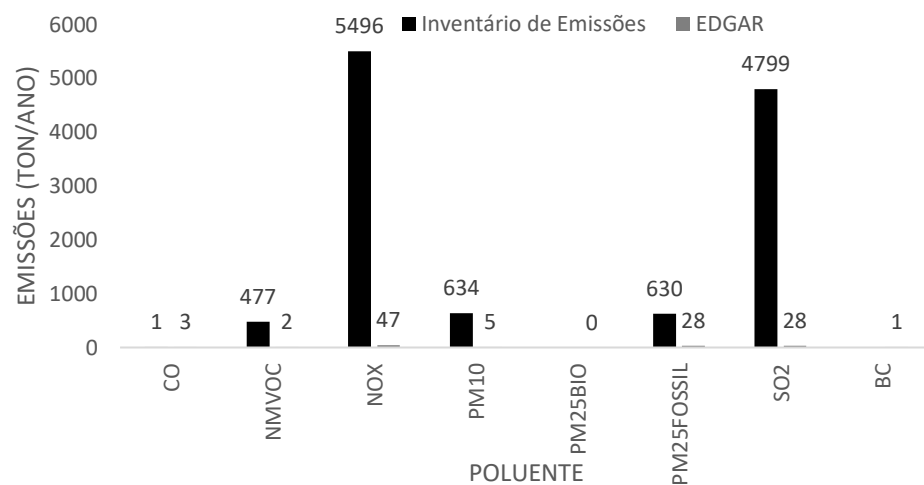
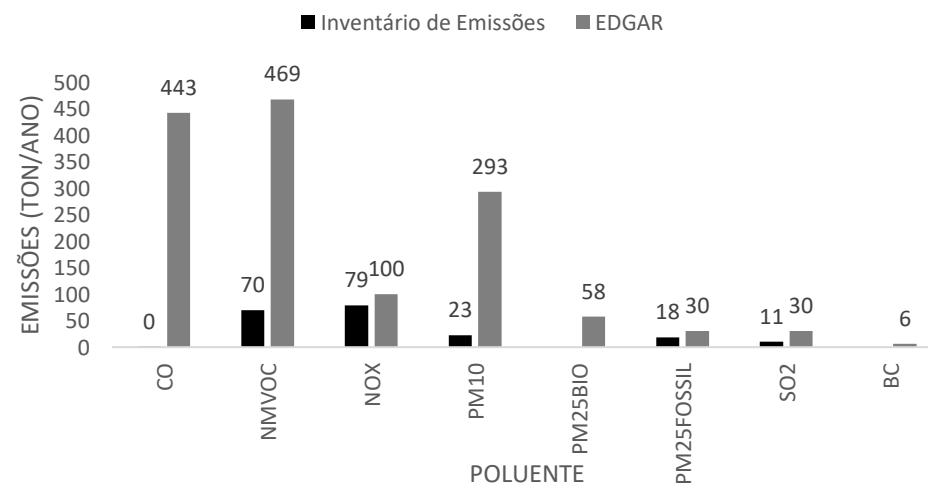


Figura 4-24. Comparação entre as emissões relacionadas com “Outras” fontes reportadas no inventário de emissões (2009) e a base de dados EDGAR (2012)



5 AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS ENTRE 2010-2017 EM GRANDES CIDADES DE AMÉRICA DO SUL

5.1 ESTADO DA ARTE

Vários estudos têm sido desenvolvidos para analisar a qualidade do ar em diferentes cidades e países do mundo, focando na grande maioria nas megacidades devido à disponibilidade de informação, ao aumento nas emissões de poluentes e ao forte impacto delas. As pesquisas divergem em sua abordagem, algumas estudam as concentrações de poluentes em função da eficiência das políticas ambientais de controle (Parrish et al., 2011), outras relacionam a questão do desenvolvimento econômico das megacidades com a poluição e as mudanças climáticas (Molina et al., 2004; Baklanov et al., 2016, WMO/IGAC, 2012), entre outras.

Em 2012, a *World Meteorological Organization (WMO)* e a *International Global Atmospheric Chemistry (IGAC)* publicaram o relatório “*Impacts of megacities on air pollution and climate*”, em que foi reportada a revisão das publicações e estudos feitos nas principais cidades de cada continente do mundo, relacionando a influência das atividades das megacidades no aumento da poluição do ar e nas mudanças do clima (WMO/IGAC, 2012). O relatório discute brevemente os avanços em modelagem, monitoramento de poluentes, legislação ambiental e qualidade de inventários de emissões. Um dos principais resultados que o documento apresenta, é a comparação dos dados de MP_{10} em 26 centros urbanos do mundo. Embora sejam de difícil comparação devido às diferenças nas metodologias de medição e no processamento de dados, o relatório mostra que até as cidades mais desenvolvidas estão perto ou ultrapassam as diretrizes recomendadas pela OMS.

Ao mesmo tempo que as megacidades apresentam maiores concentrações de poluentes, algumas delas são consideradas por alguns autores como um exemplo no desenho e implementação de estratégias para diagnóstico, gestão e controle da poluição. Parrish et. al. (2011) apresentam de maneira positiva o progresso da qualidade do ar nas cidades de Los Angeles, Nova York e Cidade de México, a partir da avaliação e comparação das séries temporais dos poluentes nas últimas 5 décadas, estabelecendo-as como exemplo para outras megacidades do mundo. Nesse estudo foram avaliadas a topografia, meteorologia e emissões de poluentes para realizar a comparação entre cidades. Os autores focaram especialmente nos

eventos históricos ou políticos que fizeram com que as emissões diminuíssem com o tempo. Os Compostos Orgânicos voláteis (COVs) e Óxidos de nitrogênio (NOx) no caso de Los Angeles, têm tido comportamento decrescente desde 1970 e apesar do aumento nas fontes móveis na cidade, o ozônio, não supera as 200 ppbv desde 1989, tudo isso devido à diferentes estratégias de controle como o desenvolvimento de conversor catalíticos e veículos com motores mais eficientes que permitem melhores práticas de condução.

Baklanov et al. (2016) fizeram uma revisão sobre as complexas interações entre clima, poluição do ar e megacidades, deixando claro que apesar do grande avanço científico no tema, tem-se vazios do conhecimento que ainda devem ser preenchidos. Eles descrevem de maneira geral a ideia de que as megacidades, além de emitir poluentes, têm se convertido em ilhas de calor, mudando fortemente o clima local e alterando os padrões de circulação do vento, além da sua influência no fenômeno de mudança climática.

Além dos efeitos sobre o clima, os impactos na saúde têm sido bastante investigados, geralmente através da análise das funções concentração resposta, demonstrando a importância de estudar principalmente o Material Particulado e o Ozônio devido a seus altos impactos na população (OMS, 2014; Gouveia et al., 2017; Cipriano et al., 2004).

5.1.1 PESQUISAS NA AMÉRICA DO SUL

Frequentemente as pesquisas científicas levam em conta a América Latina e as ilhas do caribe (LAC pelas siglas em inglês) como uma região homogênea por causa da história, cultura e costumes similares, mas na questão de poluição do ar é importante considerar suas grandes diferenças topográficas, climáticas e de emissões. Na América do Sul, estas condições são altamente variáveis devido a aspectos físicos como a presença da cordilheira dos Andes, a Amazônia, a Mata Atlântica e a Patagônia, por exemplo, e situações socioeconômicas sem equidade que tendem a aumentar os problemas ambientais, e causa a diferenciação nos padrões de emissão de poluentes atmosféricos, níveis de exposição e vulnerabilidade aceitos (Andrade et al., 2016).

Andrade et al., (2016) apresentaram uma revisão das últimas informações relacionadas com a qualidade do ar em algumas cidades da região de LAC e identificaram as necessidades de futuras pesquisas sobre a química atmosférica em LAC. Bogotá é uma das cidades da LAC que tem uma rede de monitoramento de poluentes desde 1997 que embora tem tido dificuldades na

sua operação, constitui um insumo fundamental no desenho e avaliação de políticas de controle e priorização de pesquisas em qualidade do ar. Andrade et al. (2016) afirmam que apesar dos esforços no monitoramento e desenvolvimento de políticas e estratégias de controle da poluição nas nações da América Latina, as concentrações dos poluentes ainda ultrapassam as diretrizes recomendadas pela Organização Mundial da Saúde.

Esses autores descreveram também a valiosa conformação, no ano 2013 do *Americas Working Group* (AWG) onde a *International Commission on Atmospheric Chemistry and Global Pollution* (iCACGP) e o *International Global Atmospheric Chemistry* (IGAC) juntaram seus esforços para desenhar estratégias para melhorar as colaborações entre cientistas da região LAC e cientistas da comunidade internacional; eles fazem treinamentos periódicos das últimas ferramentas de monitoramento e modelagem para as novas gerações de pesquisadores e fortalecem a credibilidade das investigações feitas na região.

Os estudos realizados na América do Sul têm sido, principalmente, baseados em informações provenientes das redes de monitoramento de poluentes atmosféricos e têm os seguintes objetivos: **i)** avaliação de inventários de emissões (Vivanco e Andrade, 2006; Gallardo et al., 2012; Pacheco et al., 2017), **ii)** validação de estudos de modelagem da dispersão e transformação química ou prognóstico de poluentes (Freitas et al., 2005; Toro et al., 2006; Zárate et al., 2007; Saide et al., 2011; Westerlund et al., 2014; Sanchez et al., 2018; Nedbor-Gross et al., 2018; Moisan et al., 2018), **iii)** impactos na saúde da população exposta a poluição (Bakonyi et al., 2004; Cifuentes et al., 2005; Martins et al., 2010; García-Ubaque et al., 2011; Romieu et al., 2012; Freitas et al., 2013; Prieto-Parra et al., 2017; Costa et al., 2017; Gouveia et al., 2018; Andreão et al., 2018), **iv)** análise estatística de séries temporais (Reisen et al., 2014; Martins et al., 2017; Reisen et al., 2018), **v)** avaliação das estratégias de prevenção e controle da poluição implementadas pelos órgãos ambientais a partir da análise de tendências de poluentes numa cidade específica (Jorquera et al. 2000; Bedoya e Martinez, 2009; Carvalho et al., 2015; Pacsi, 2016; Pérez-Martínez et al., 2017; Andrade et al., 2017; Pacheco et al., 2017; Zalakeviciute et al., 2018), entre outros (Veja Anexo 9.3)

Alguns estudos têm se focado na análise das tendências de qualidade do ar nas Regiões Metropolitanas de São Paulo, Lima, Medellín e Santiago de Chile, utilizando informações obtidas nas redes de monitoramento. Similar ao estudo realizado por Parrish et al. (2011) em cidades norte-americanas, Andrade et al. (2017) desenvolveram um estudo detalhado da

evolução histórica da qualidade do ar da Área Metropolitana de São Paulo (AMSP) nos últimos 30 anos, a partir de revisão das fontes de emissão dos poluentes como MP_{10} , SO_2 , CO , NO_2 e O_3 , dados de qualidade do ar nas estações de monitoramento e diferentes pesquisas feitas nesta região. Os autores apresentaram a eficiência das estratégias e políticas de controle de emissão que têm sido implementadas na AMSP no tempo mediante a análise da série temporal de poluentes, mostrando que, exceto para o ozônio, a tendência da média anual é decrescente. Eles fizeram uma ênfase especial na evolução das tecnologias para o monitoramento de poluentes como o $MP_{2.5}$ e sua especiação química e indicaram que as ferramentas de modelagem têm ajudado no entendimento da problemática de poluição em São Paulo associada principalmente ao ozônio e ao material particulado.

Pacsi (2016) fizeram uma análise temporal (horária, mensal e multianual) das concentrações de material particulado na Região Metropolitana de Lima entre 2001 e 2014. As médias anuais de MP_{10} nas nove estações de monitoramento avaliadas, ultrapassaram o padrão nacional ($50 \mu g/m^3$) e a diretriz da OMS. Porém, os resultados mostraram uma diminuição moderada desde 2007. No caso do $MP_{2.5}$, todas as estações ultrapassam a diretriz estabelecida pela OMS e apresentaram um crescimento entre 2001 e 2006 quando, após os maiores picos de concentração, apresentou uma diminuição drástica até 2010 devido a ações como a implementação de padrões de qualidade do ar e de emissão veicular e melhoria da qualidade dos combustíveis utilizados na região. Desde 2010, o comportamento das médias anuais foi estável, possivelmente devido ao aumento da frota veicular.

Jorquera et al. (2000) avaliaram as tendências dos três poluentes atmosféricos mais importantes em Santiago de Chile entre o 1989 e 1998, encontrando que as políticas de qualidade do ar para a redução dos poluentes em episódios críticos de material particulado no inverno, tiveram um impacto positivo nas concentrações de MP_{10} e $MP_{2.5}$ que foi causado principalmente pelo estabelecimento de padrões de emissão mais estritos nas fontes móveis e fixas, sua adequada implementação e a interrupção parcial de fontes em episódios de emergência. No caso do Ozônio, houve uma tendência decrescente nas médias mensais, mas nos últimos dois anos da análise (1996-1998), as concentrações permaneceram estáveis.

Bedoya e Martinez (2009) realizaram uma análise estatística das concentrações de poluentes com regulamentação no período 2001 a 2007 na Região Metropolitana do Vale de Aburrá

(Medellín), encontrando uma variação cíclica no longo do dia do material particulado, que é concordante com as horas de maior trânsito veicular.

Martins et al. (2017) fizeram uma análise estatística para avaliar eventos extremos de poluição do ar (*Extreme Value Analysis EVA*) e seus períodos de retorno nas duas maiores regiões urbanas do Brasil: Regiões Metropolitanas de Rio de Janeiro (RMRJ) e São Paulo (RMSP). Os autores avaliaram dados de monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO e NO₂), material particulado (MP_{2.5} e MP₁₀) e ozônio (O₃) com o objetivo de estudar os valores extremos desses poluentes, por seu alto impacto na saúde da população das áreas urbanas. Eles utilizaram a Distribuição Generalizada de Pareto (GPD pelas siglas em inglês) e as Distribuições Generalizadas de Valores Extremos (GEV) Gumbel, Fréchet e Weibull para analisar os dados no período entre 1996-2011 e 2005-2011 para RMSP e RMRJ, respectivamente.

Em relação ao material particulado na RMSP, os resultados apresentaram as probabilidades de valores extremos de concentração mais altas durante o inverno e períodos de reincidência das concentrações acima de 250 µg/m³ e 100 µg/m³ a cada 1,2 e 1,4 anos para MP₁₀ e MP_{2.5}, respectivamente. No caso do ozônio foi o contrário, os valores extremos ocorreram no verão com concentrações horárias acima de 200 µg/m³ e reincidência a cada 1,6 anos. A reincidência dos eventos extremos na RMRJ ocorreu em períodos menores e o poluente com maior frequência foi o ozônio. Comparando o comportamento dos poluentes nas duas regiões, RMSP apresentou as maiores concentrações para todos, exceto para NO e MP₁₀ no verão e mostrou maior probabilidade para eventos extremos. RMRJ apresentou menores períodos de altas concentrações, sendo as maiores concentrações mostradas para o O₃ e MP_{2.5} (Martins et al., 2017).

Apesar do grande número de pesquisas de qualidade do ar na América do Sul, elas continuam ainda isoladas, além de que não representam necessariamente um insumo para a tomada de decisões políticas dos governos (WMO/IGAC, 2012). De acordo com o relatório da WMO/IGAC, 2012, estabelecer redes de conhecimento e pesquisa permitiria compartilhar informação, ferramentas, metodologias e estratégias de controle que sejam adequadas e adaptáveis às particularidades dos países da América do Sul.

Poucos estudos têm avaliado e comparado as tendências das concentrações anuais dos poluentes atmosféricos regulados considerando uma visão regional em América do Sul. Entre os grandes

problemas para esse tipo de estudo estão: o monitoramento na região que não é suficientemente robusto e está restrito às grandes cidades e a grande variabilidade das técnicas e protocolos de medição dos poluentes e o acesso complexo à informação (Clean Air Institute, 2013). Em 2013, o Clean Air Institute fez o primeiro esforço por compilar os dados de concentrações de poluentes atmosféricos na América Latina a fim de apresentar o panorama da qualidade do ar (linha base 2011) e as tendências desde 1997, incluindo 21 cidades com população maior que um milhão de habitantes. O estudo indicou que no ano 2011, todas as cidades que monitoraram o MP_{10} e 10 das 11 que apresentaram dados de $MP_{2.5}$ ultrapassaram os valores guia estabelecidos pela OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respetivamente).

Nesse mesmo ano, Romieu et al. (2012) desenvolveram um estudo multicêntrico para estimar os efeitos do incremento na concentração diária de MP_{10} e ozônio de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no risco de mortalidade da população de nove cidades de América Latina (no México, Brasil e Chile). Além da análise individual, foram realizadas estimativas dos efeitos regionais do MP_{10} , encontrando incrementos na mortalidade de 0,77% por causas naturais, 0,94% por causas cardiopulmonares, 1,19% por causas respiratórias, 0,72% por causas cardiovasculares e 1,10% por acidentes cerebrovasculares e 2,44% por enfermidades pulmonares obstrutivas crônicas. Relativamente ao ozônio, foram encontradas menores associações com os casos de mortalidade por enfermidade cardiopulmonar (0,23%), respiratória (0,21%) e cardiovasculares (0,23%).

Riojas-Rodríguez et al. (2016) realizaram uma avaliação do monitoramento das concentrações anuais (segundo os últimos registros oficiais das autoridades ambientais) e dos padrões estabelecidos para material particulado ($MP_{2.5}$ e MP_{10}) na América Latina. Os autores encontraram, que dentre os 33 países investigados, somente 17 tinham algum tipo de informação sobre estes poluentes, ou seja, somente 20% da população na região vive em cidades que possuem monitoramento da qualidade de ar. Geralmente, as redes de monitoramento encontradas estavam nas capitais ou nas maiores cidades, e as mais robustas em termos da cobertura da população estavam no Brasil, Chile, Colômbia e México. Dentre as 104 cidades que monitoraram o MP_{10} , somente na cidade de Salvador (Brasil) a concentração deste poluente estava abaixo da diretriz da OMS e das 57 que monitoraram o $MP_{2.5}$, apenas 4 cidades apresentaram valores de concentração deste poluente abaixo da diretriz da OMS.

Na região também têm sido realizados estudos que desenvolvem campanhas curtas de amostragem de poluentes para fins específicos, como: **i)** correlação com dados de saúde da população exposta (Herrera et al., 2011; Álvarez e Salazar, 2013; Nascimento et al., 2017; Sosa et al., 2017), **ii)** caracterização e identificação de fontes de emissão de Compostos Orgânicos Voláteis (COVs) (Franco et al., 2015; Galvão et al., 2016), **iii)** validação e análise de resultados de modelagem atmosférica (Zárate et al., 2007; CORNARE, 2015; Moscoso-Vanegas, et al., 2015; K2 INGENIERÍA, 2017; Gavidia-Calderón et al., 2018), **iv)** análise da composição química de material particulado (Carvalho-Oliveira et al., 2005; Gioia et al., 2010; Vasconcellos et al., 2011; López et al., 2011; Caumo et al., 2016; Ramirez et al., 2018; Galvão et al., 2019), **v)** análise da influência das condições meteorológicas nas variações temporais e espaciais de concentração de poluentes (Sánchez-Ccoyllo, e Andrade 2002; Arkouli et al., 2010) e **vi)** caracterização do perfil vertical da concentração de ozônio troposférico e seu transporte na camada limite planetária (Andrade et al., 2012), entre outros.

5.2 METODOLOGIA. ANÁLISE DA QUALIDADE DO AR

Para apresentar um panorama representativo que indicasse as concentrações dos poluentes regulados na América do Sul, foram analisados dados horários registrados nas principais redes de monitoramento de onze áreas metropolitanas na região (Ver item 3 DESCRIÇÃO DAS ZONAS DE ESTUDO). A coleta de dados incluiu uma busca preliminar dos dados horários dos poluentes: MP_{10} , $MP_{2.5}$, CO, O_3 , SO_2 e NO_2 no período 2010-2017 nos sites oficiais das autoridades ambientais em cada cidade (QUITO, 2017; BOGOTÁ, 2017a; SIATA, 2017; SINCA, 2017; INEA, 2017; IEMA, 2017; CETESB, 2017a; APRA, 2017). No caso de não estarem disponíveis como no caso de Lima, Salvador e Belo Horizonte, foi feita a solicitação oficial deles aos órgãos competentes. Informações relacionadas com os padrões de qualidade do ar e localização de estações de monitoramento, foram consultadas também nos sites das autoridades ambientais nacionais ou locais, segundo o caso. A busca foi feita no primeiro trimestre do ano 2018 e alguma informação pôde ter sofrido variações ou atualizações depois da coleção feita nesta investigação.

Devido ao grande número de estações de monitoramento principalmente em São Paulo, Rio de Janeiro, Medellín e Santiago foi feita uma seleção com o objetivo de incluir o maior número de

estações e poluentes que representassem a qualidade do ar das áreas urbanas nas regiões metropolitanas. Para Vitória, Salvador, Quito, Lima, Buenos Aires e Bogotá, foram processadas todas as estações pertencentes a rede de monitoramento oficial nas quais se teve acesso da informação no período 2010-2017. No caso de Belo Horizonte, foram processadas todas as estações das quais se obteve informação (Ver Figura 3-1 e Tabela 1).

Na análise, somente foram consideradas aquelas estações que tivessem equipes de monitoramento automático ou registrassem informações horárias ou diárias de monitoramento. A informação detalhada das estações avaliadas em cada cidade e os poluentes que monitoram é apresentada no Anexo 9.1. Foi feito o processamento dos dados horários das onze regiões metropolitanas, exceto Buenos Aires onde os dados de CO e MP₁₀ disponíveis eram expressos como médias móveis de 8 horas e médias móveis de 24 horas, respectivamente.

Os resultados são apresentados nos itens 5.3, 5.4 e 5.6 onde os dados apresentados correspondem a compilação de estações de monitoramento espalhadas em todas as cidades que compõem as regiões metropolitanas, porém serão somente nomeadas as capitais ou cidades mais importantes, assim: São Paulo, Buenos Aires, Rio de Janeiro, Lima, Bogotá, Santiago, Belo Horizonte, Medellín, Salvador, Vitória e Quito.

5.2.1 VALIDAÇÃO DAS INFORMAÇÕES DAS REDES DE MONITORAMENTO

O critério de validação utilizado no processamento dos dados foi unificado para permitir a comparação dos níveis de concentração dos poluentes nas onze regiões metropolitanas estudadas e foi baseado nos critérios adotados por cada cidade. As médias diárias de cada estação de monitoramento foram calculadas só para aqueles dias que tinham 75% de dados horários válidos, da mesma forma, foram calculadas as médias móveis de 8 h (no caso do ozônio).

Com o objetivo de representar a alta variabilidade climática anual na região e sua influência nas concentrações dos poluentes atmosféricos, no cálculo das médias anuais em cada estação de monitoramento foram consideradas válidas só aquelas que tivessem 50 % de dados diários válidos em cada quadrimestre do ano (janeiro-abril, maio-agosto, setembro-dezembro). As médias anuais espaciais (consideradas como representativas de cada cidade ou região

metropolitana) foram calculadas a partir das médias anuais válidas disponíveis no conjunto de estações de monitoramento. No caso de não tiver nenhuma estação com valor médio anual válido, foi utilizado um segundo critério de validação considerando aquelas médias com 2 quadrimestres com o 50% dos dados diários válidos e 1 quadrimestre com 25% dos dados, ou 1 quadrimestre com 50% e 2 quadrimestres com 40% dos dados válidos. Em alguns anos do período de estudo analisado nenhuma estação atingiu este critério, por isso e com o alvo de ter pelo menos uma ideia das concentrações dos poluentes, a média anual é apresentada como a média das concentrações anuais que atingiram o critério secundário ou não atingiram nenhum critério de validação.

5.3 CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE LONGO PRAZO

A Figura 5-1 apresenta as médias das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ nas 8 cidades onde o poluente é monitorado e as ultrapassagens da diretriz e objetivos intermediários da OMS no período estudado. Todas as cidades ultrapassaram o valor guia ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) de média aritmética anual. Somente Belo Horizonte (2013 e 2104) e Vitória (2014-2016) estiveram abaixo de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ que corresponde ao objetivo intermediário 3 (OI-3) da OMS que representa também a Meta Intermediária 3 no Brasil. O objetivo intermediário 2 (OI-2), foi ultrapassado em Santiago durante todo o período e em Medellín, nos últimos 6 anos, Lima ultrapassou este valor em 3 dos 4 anos com registros. O Objetivo intermédio 1 (OI-1); $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ foi ultrapassado em Medellín no período 2013-2017, as outras cidades apresentaram valores inferiores. O padrão primário estabelecido em Brasil (que coincide com o padrão local de Vitória), Chile e Colômbia ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) somente foi atendido em Vitória e Belo Horizonte (durante todo o período investigado), São Paulo e Bogotá atenderam este valor em 5 e 4 anos respectivamente, Medellín, ao contrário, ultrapassou o padrão nacional durante todos os anos quando houve registro. O padrão nacional de Quito ($15 \mu\text{g}/\text{m}^3$) não foi atingido nesta cidade em nenhum dos anos estudados (Veja padrões de qualidade do ar na Tabela 2).

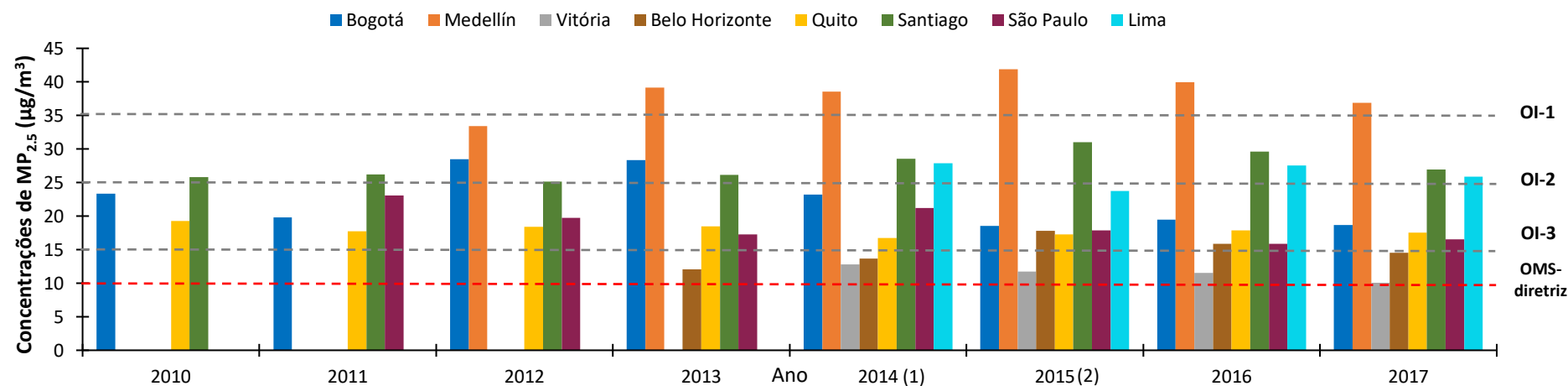


Figura 5-1. Médias das concentrações anuais de $PM_{2.5}$ e diretrizes da OMS.
(1) Lima inválido (2) Belo Horizonte inválido

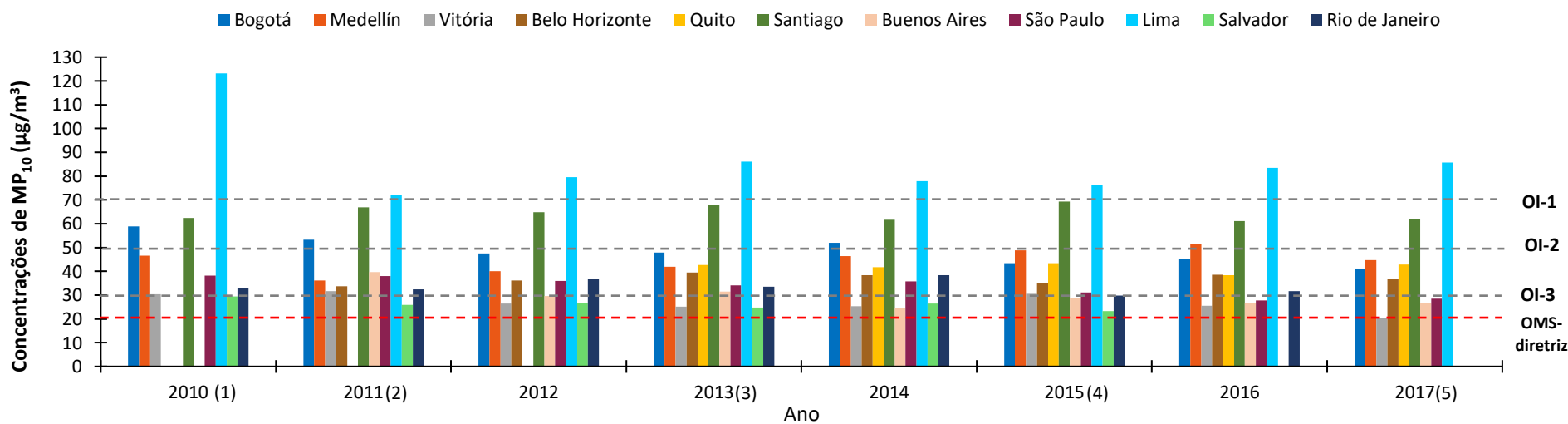


Figura 5-2. Médias das concentrações anuais de PM_{10} e diretriz da OMS.
(1) Lima e Salvador inválidos (2) Medellín inválido (3) Quito inválido (4) Buenos Aires e Salvador inválidos (5) Buenos Aires Invalido

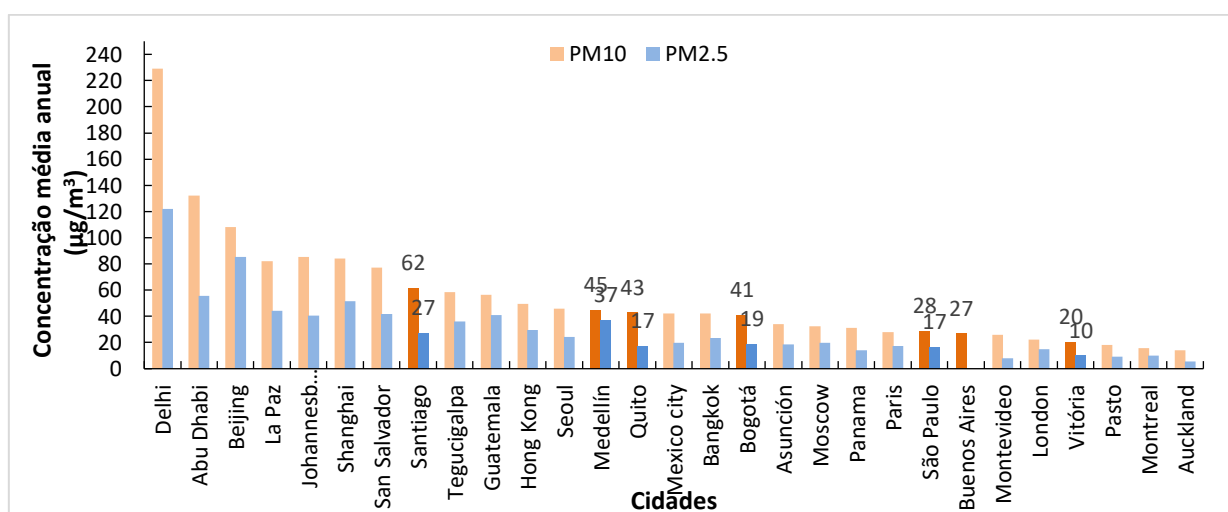
Foi realizada uma análise de tendência (ajuste linear) nos dados apresentados na Figura 5-1 e em duas cidades foi evidenciada uma diminuição das concentrações anuais de $MP_{2.5}$ com inclinações nas regressões lineares de $-0,96 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ ($R^2 = 0,61$) e $-0,84 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ ($R^2 = 0,93$) em São Paulo e Vitória, respectivamente. Em Bogotá, embora não se tenha um comportamento claro que permitisse um ajuste linear, a Figura 5-1 mostra que as concentrações diminuíram no período 2010-2011 e 2012-2015, e nos últimos dois anos as concentrações aumentaram menos de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Em Medellín, as concentrações apresentaram uma tendência crescente desde 2012 até 2015, quando alcançou seu valor máximo registrado até hoje ($41,9 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 16,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e começou uma diminuição progressiva. Quito e Santiago apresentam concentrações quase constantes no tempo com concentrações entre $16,8 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $19,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e entre $25,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $31,0 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 3,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. No caso de Lima, onde só se teve registro nos últimos quatro anos, as concentrações anuais não apresentam tendência linear clara e os valores oscilaram entre $23,8 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $27,9 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Por outro lado, Belo Horizonte apresentou um aumento de 20.2% entre 2013 e 2017. (A análise de tendências é apresentada no 9.2ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO)

O valor da diretriz da OMS para o MP_{10} ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), foi ultrapassado em todas as cidades estudadas conforme pode ser visto na Figura 5-2. Lima e Santiago apresentaram as maiores concentrações anuais deste poluente, ultrapassando durante todos os anos, o OI-1 ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e OI-2 ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$), respectivamente. O OI-2 também foi excedido por Bogotá (2010, 2011 e 2014) e Medellín (2015 e 2016). Salvador esteve sempre igual ou abaixo do OI-3 ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Vitória esteve igual ou abaixo desse valor em 5 dos 8 anos de estudo e Belo Horizonte sempre esteve acima do OI-3, porém, abaixo do OI-2.

As tendências das concentrações médias anuais apresentadas na Figura 5-2 mostram uma diminuição das concentrações anuais de MP_{10} em Bogotá entre 2010 e 2017 com inclinação de $-2,06 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ ($R^2 = 0,76$) na regressão linear. Da mesma forma, as regressões lineares para São Paulo e Salvador mostram inclinações negativas de $-1,57 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ ($R^2 = 0,89$) e $-1,90 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ ($R^2 = 0,65$), respectivamente. As outras cidades não tiveram um ajuste linear importante, mas considerando as concentrações iniciais (2010) e atuais (2017), cidades como Vitória e Buenos Aires, diminuíram suas médias em 33,8% e 29,6% logrando ficar no caso de Vitória, muito perto da diretriz da OMS. Quito teve o primeiro registro no ano 2013 ($42,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 9,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e tem permanecido quase constante no tempo, decrescendo só até $38,4 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm$

11,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mais ainda ultrapassando em 22% o OI-3 e 48% a guia da OMS. No caso de Lima, a concentração média anual passou de 123,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2010 (dato inválido, concentração média anual da estação “ATE”) até uma concentração de $85,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 31,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no 2017, mas em todo o período avaliado ultrapassou o OI-1. Medellín, Santiago e Belo Horizonte apresentaram um comportamento sem variações importantes nas concentrações anuais (entre 36,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (dato inválido, baseado somente nas informações da estação “Institución Educativa Colombia-Girardota”) e $51,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para Medellín, $61,2 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 7,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $69,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para Santiago e entre $33,6 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 4,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $39,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 9,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Rio de Janeiro passou de ter $33 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2010 até $31,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2016 ainda ultrapassando a guia e o OI-3 da OMS. (A análise de tendências é apresentada no Anexo 9.2).

As concentrações de longo prazo de $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} nas cidades estudadas estiveram sempre acima das diretrizes da OMS (Ver Figura 5-1 e Figura 5-2) e inclusive algumas cidades se mantiveram acima do Objetivos Intermediários 3 (OI-3) para estes poluentes, como no caso de Medellín para $\text{MP}_{2,5}$ e Lima para MP_{10} . Comparando as concentrações do último ano de registro com os valores médios de outras áreas urbanas no continente americano estão abaixo de cidades como San Salvador (El Salvador) e La Paz (Bolívia) e por baixo de grandes centros urbanos no mundo como Delhi, Abu Dhabi, Beijing, Johannesburg e Shanghai (Ver Figura 5-3).



* Os dados das cidades incluídas nesta pesquisa correspondem ao último ano de registro e os dados das outras cidades pertencem a coleção das redes de monitoramento da qualidade do ar feita pela OMS (WHO, 2016a).

Figura 5-3. Comparação das concentrações médias anuais de $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} em 29 áreas urbanas do continente americano e do mundo.

As médias das concentrações anuais de NO₂, SO₂ e CO entre 2010 e 2017 são apresentadas nas Figuras 5, 6 e 7, respectivamente. Deste conjunto de poluentes, a OMS apresenta diretriz para concentração anual de NO₂, e para concentração de 25 horas e de 10 minutos de SO₂. Devido a isto o SO₂ anual foi comparado com os padrões anuais estabelecidos em Brasil, Argentina, Chile e Equador (Ver Tabela 2).

A Figura 5-4 evidencia que a diretriz da OMS para o NO₂ (40 µg/m³) foi ultrapassada em todos os anos avaliados pelo menos numa cidade na região, exceto em 2014 onde a maior concentração anual registrada foi 37,0 µg/m³ ± 8,8 µg/m³ (Santiago). As cidades de Bogotá, Vitória, Belo Horizonte, Quito, Salvador, Rio e Medellín estiveram sempre abaixo do valor guia, no caso contrário; Buenos Aires, Santiago, São Paulo e Lima ultrapassaram este valor em 4, 5, 2 e 1 (ano 2010 foi considerado inválido para Lima) dos anos estudados, respectivamente. Quanto aos padrões de qualidade do ar e os objetivos locais e nacionais (ver Tabela 2), todos são atendidos.

As tendências lineares das concentrações anuais do NO₂ mostram uma diminuição em Buenos Aires com uma inclinação na regressão linear de -2,73 µg/m³ano (R² = 0,61), porém o último ano apresenta uma concentração de 37,7 µg/m³ ± 2,6 µg/m³, somente 2,3 µg/m³ abaixo do valor estabelecido pela OMS. São Paulo e Belo Horizonte também apresentaram diminuição importante neste poluente com uma inclinação de -2,59 µg/m³ano (R² = 0,75) e -3,45 µg/m³ano (R² = 0,81), respectivamente. As demais cidades não apresentam um comportamento linear que permitisse analisar as tendências, entretanto cidades como Bogotá e Vitória apresentam diminuições de 28,1% e 25,8% no 2017 em relação as concentrações de 2010 com flutuações pequenas entre 2011 e 2016. Só considerando as médias anuais válidas, Quito, Lima e Medellín, permaneceram constantes no longo do tempo com valores que oscilaram entre 22,6 µg/m³ ± 5,2 µg/m³ e 24,5 µg/m³ ± 5,2 µg/m³, entre 19 µg/m³ (dado inválido, concentração média da única estação válida: “VTM”) e 30,7 µg/m³ ± 15 µg/m³, e entre 28,0 µg/m³ ± 10 µg/m³ e 37,7 µg/m³ ± 8,3 µg/m³, respectivamente. Rio de Janeiro e Salvador apresentam poucas flutuações no tempo, mas mostram uma diminuição marcada entre 2010 e o último ano de registros de 36,2% e 24,7%, respectivamente. No caso de Santiago, embora não se ajustou na regressão linear, teve um aumento na média das concentrações anuais de 11,1% no período 2010-2017, sendo a média anual mais alta durante os últimos 5 anos consecutivos. (A análise de tendências é apresentada no 9.2ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO).

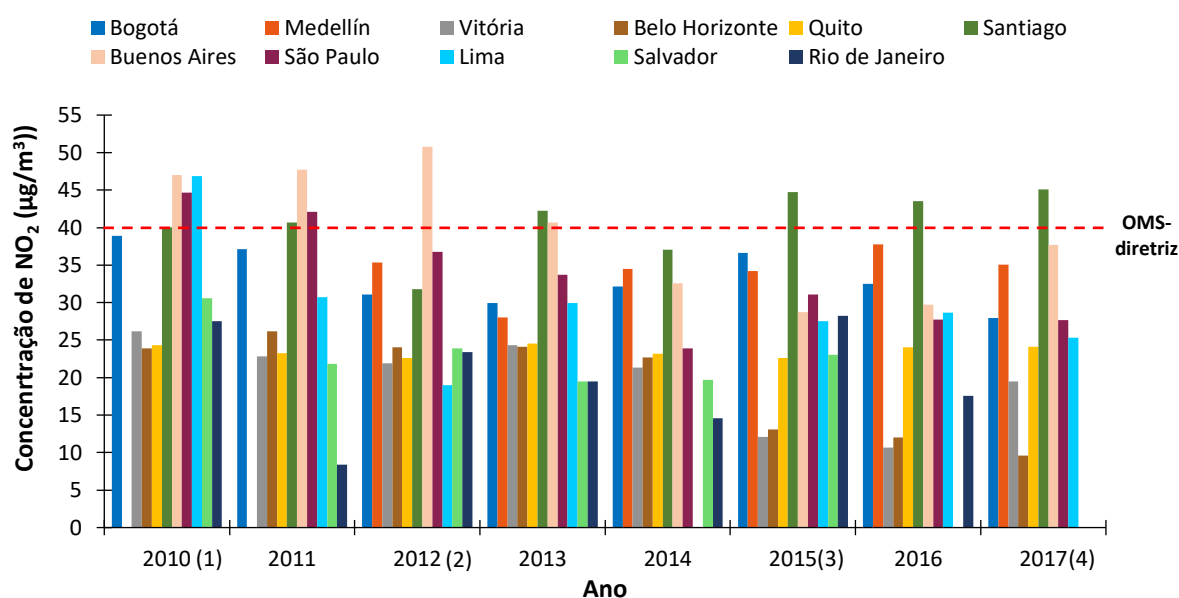


Figura 5-4. Concentrações médias anuais de NO₂ e sua comparação com diretriz da OMS.
(1) Lima e Salvador inválidos (2) Medellín inválido (3) Buenos Aires e Salvador inválidos (4) Buenos Aires inválido

A Figura 5-5 apresenta as tendências anuais do SO₂ nas cidades avaliadas onde a maioria das cidades se ajusta numa regressão linear. As tendências lineares das concentrações anuais do SO₂ mostram inclinações negativas leves de -0,71 µg/m³ano em Bogotá ($R^2 = 0,68$), -2,06 µg/m³ano em Vitória ($R^2 = 0,85$), -0,67 µg/m³ano em São Paulo ($R^2 = 0,93$). Por outro lado, dentro das cidades com ajustes maiores a 0,6 nas regressões lineares, evidenciam-se inclinações positivas como Salvador que embora todos os anos apresentou as menores concentrações anuais deste poluente na região, vem apresentando um incremento paulatino (inclinação de 0,26 µg/m³ano, $R^2 = 0,89$). Rio de Janeiro, teve um acréscimo entre 2010 e 2016 de 62,5% com flutuações importantes no período de estudo, caso contrário, a média das concentrações anuais de Quito (entre 3,1 µg/m³ ± 1,5 µg/m³ e 5,3 µg/m³ ± 2,4 µg/m³), Santiago (entre 3,8 µg/m³ ± 0,6 µg/m³ e 5,9 µg/m³ ± 1,6 µg/m³) permaneceu mais ou menos constante no tempo. Belo Horizonte teve sua menor concentração média anual em 2010 (3,88 ± 1,6 µg/m³) e a maior em 2014 (11,71 ± 19,6 µg/m³)

A cidade de Medellín só contou com dados para calcular médias anuais dos últimos 4 anos, e apresentou valores entre 10,5 µg/m³ (dado inválido, concentração média anual da estação: “Tráfico centro-Medellín”) e 19,5 µg/m³ (concentração média anual da única estação válida:

“SOS Aburrá Norte-Girardota”), correspondendo neste período às maiores na região. Em quanto aos padrões de qualidade do ar e os objetivos locais e nacionais (veja Tabela 2), todos foram atendidos inclusive não são apresentados na Figura 5-5. Em Vitória se encontraram as maiores concentrações desse poluente entre 2010 e 2013 e esteve próximo de ultrapassar o padrão final (PF) nacional (CONAMA, 2018) e local no 2010 e 2011 (20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

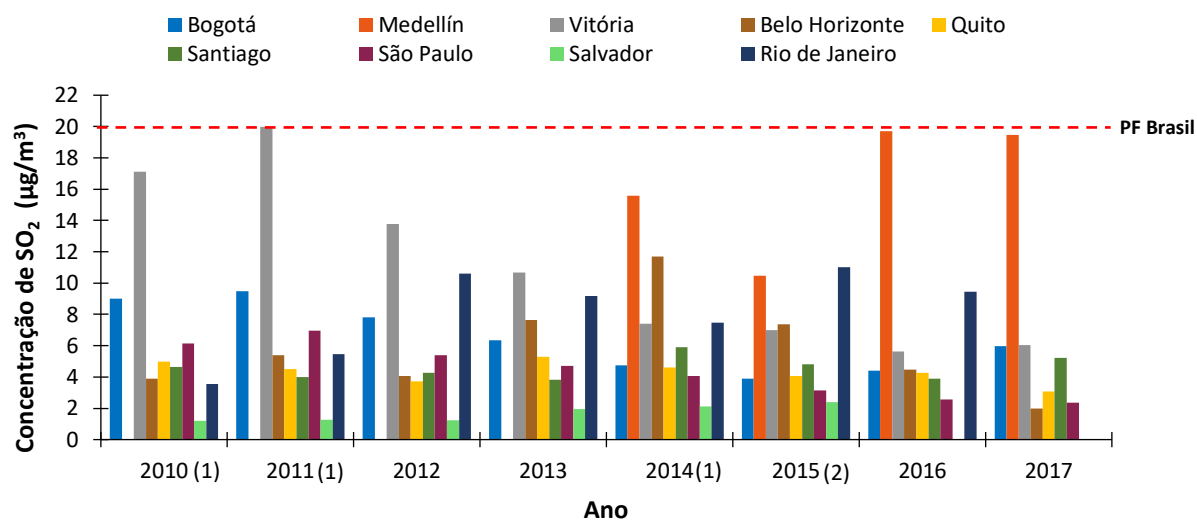


Figura 5-5. Concentrações médias anuais de SO_2 e padrão final (PF) do Brasil
(1) Salvador inválido (2) Medellín, Belo Horizonte e Salvador inválidos

As tendências das médias das concentrações anuais do CO são apresentadas na Figura 5-6 (os valores são apresentados divididos por 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a maioria das cidades apresentaram coeficientes de determinação que permitiram o ajuste na regressão linear, na região este foi o poluente com maiores cidades com tendências decrescentes e inclinações positivas ou negativas mais marcadas. Vitória mostrou uma inclinação negativa forte de $-29,6 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ ($R^2 = 0,89$) e foi no ano de 2017 a cidade com a menor concentração média anual. Da mesma forma, Salvador, Belo Horizonte e São Paulo, tiveram um comportamento decrescente com inclinações marcadas de $-28,4 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$, $-46,7 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$ e $-82,4 \mu\text{g}/\text{m}^3\text{ano}$, respectivamente e um coeficiente de determinação $R^2 \geq 0,66$. De forma similar ao comportamento anual do SO_2 , Medellín foi a cidade com maiores médias nos últimos 3 anos, tendo seu maior valor e o maior da região no ano 2015 ($1484,7 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 313 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Bogotá e São Paulo estiveram durante a maioria do tempo de estudo entre os valores mais altos, mas com diminuições em 2017 de 22,9% e 44,4%, respectivamente em relação ao 2010. Médias que se mantiveram um pouco mais

estáveis foram Buenos Aires (entre $345,4 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $852,8 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 116,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Quito (entre $603,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 128,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $749,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 157,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Rio de Janeiro (entre $595,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 427,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $844,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ((concentração média anual da única estação válida: “Adalgisa”)), e Santiago (entre $645 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 115,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $834,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 169 \mu\text{g}/\text{m}^3$). (A análise de tendências é apresentada no 9.2 ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO)

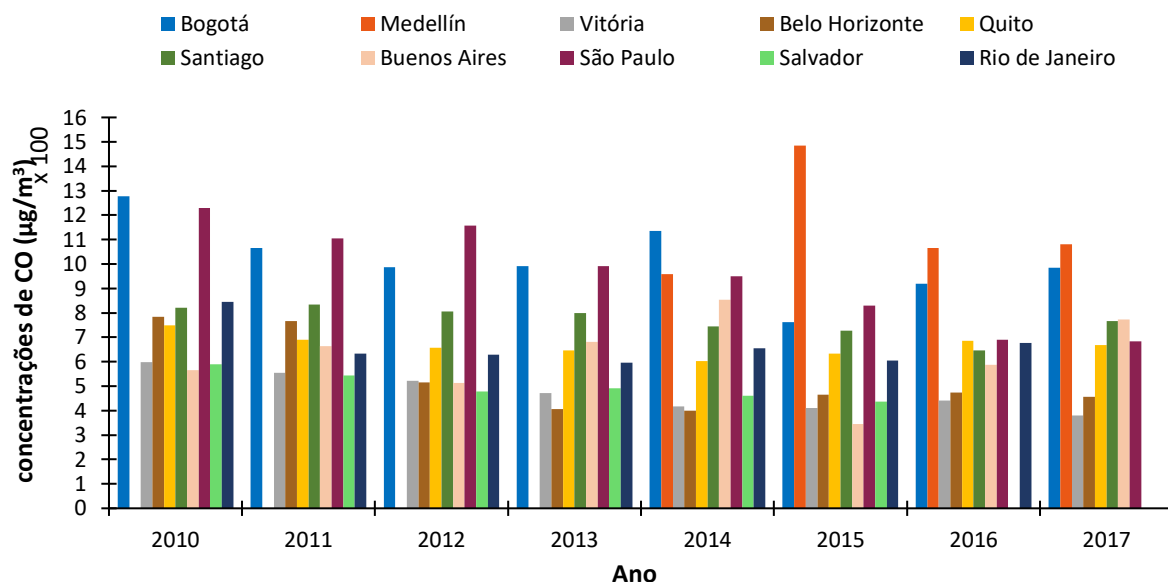


Figura 5-6. Médias das concentrações anuais de CO (divididas por 100 µg/m³)
 (1) Buenos Aires e Salvador inválidos (2) Buenos Aires inválido

Os resultados das tendências observadas nos dados da Região Metropolitana de São Paulo, mostram coerência com o exposto por Carvalho et al., 2015 e Andrade et al., 2017, onde se evidencia uma diminuição (com ajustes <0.6 nas regressões lineares) desde 2009 no MP_{10} , CO, SO_2 e NO_2 devida principalmente a implementação das fases P6 e P7 do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) e os programas locais de controle de emissões móveis e fixas na região metropolitana. Esta tendência, segundo nossos resultados, continua até hoje.

A Figura 5-7 do panorama atual (Ano base 2017) das médias das concentrações anuais de $\text{MP}_{2.5}$, MP_{10} , NO_2 , SO_2 e CO em grandes cidades de América do Sul e sua comparação com os valores anuais recomendados pela OMS (Exceto para CO e SO_2). No 2017, o $\text{MP}_{2.5}$ nas oito cidades que tiveram registro superou os $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O MP_{10} ultrapassou em todas as cidades os $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (diretriz da OMS) sendo Lima a cidade com a maior concentração deste poluente (superando

em mais de quatro vezes a diretriz da OMS). A concentração de NO₂ em Santiago foi a mais alta da região ($45,09 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 5,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) e a única que ultrapassou o valor recomendado pela OMS. Vitória teve as menores concentrações médias anuais de todos os poluentes, exceto de SO₂, cujo menor valor foi para Belo horizonte. Por outro lado, Medellín teve as maiores concentrações médias de MP_{2.5}, SO₂ e CO.

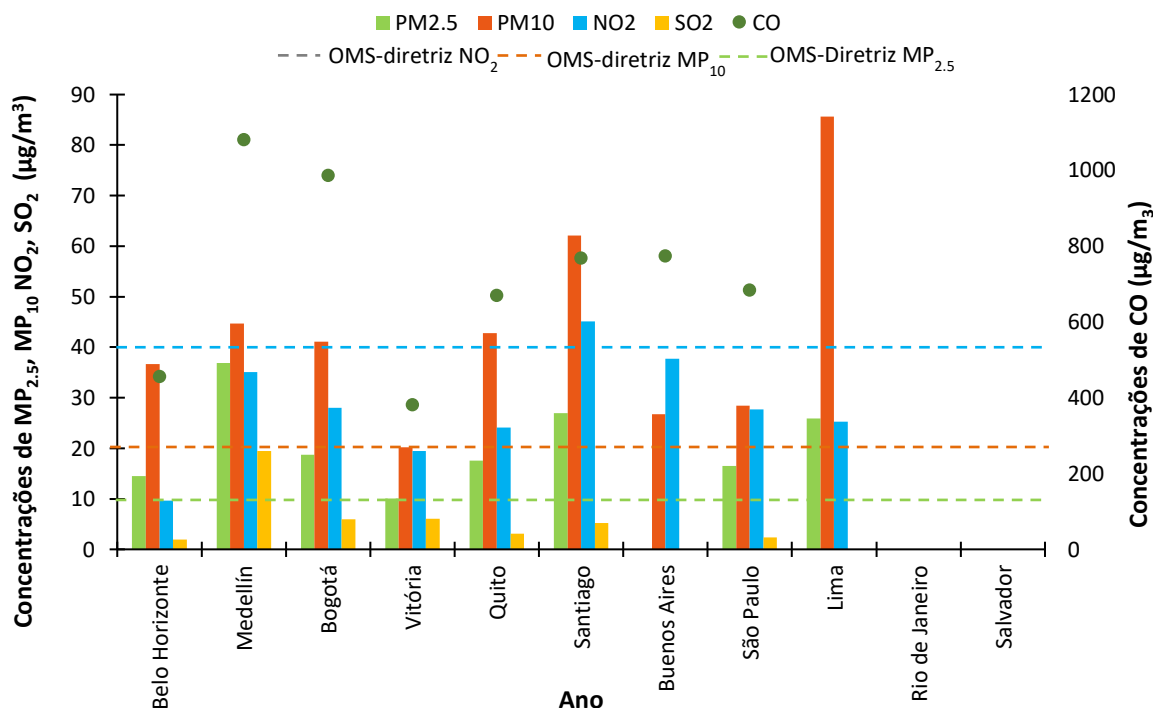


Figura 5-7. Concentrações médias anuais de MP_{2.5}, MP₁₀, NO₂, SO₂ e CO no ano 2017 e diretrizes da OMS. (Médias de Buenos Aires inválidas)

5.4 CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DE CURTO PRAZO

A Figura 5-8 indica que para todos os anos, todas as cidades apresentaram ultrapassagens da diretriz de 24 horas da OMS para MP_{2.5} ($25 \mu\text{g}/\text{m}^3$), exceto Vitória em 2017, representando a maior problemática de curto prazo na região. Da mesma forma, todas as cidades tiveram ultrapassagens do Objetivo intermediário 1 (OI-1: $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) na maioria dos anos, exceto Vitória, Belo Horizonte (2013 e 2017). Santiago apresentou a maior quantidade de ultrapassagens do OI-1, seguido por Medellín. Em Medellín, embora 2016 tenha sido o ano onde se apresentou o maior valor atípico da série temporal nesta cidade ($117 \mu\text{g}/\text{m}^3$), em 2012 a maioria dos dados ultrapassou a guia. O episódio mais crítico de poluição registrado em Medellín até hoje ocorreu no ano 2016 e foi devido ao MP_{2.5}, além de ter o maior número de

registros diários de concentrações superiores a $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OI-1) como mostrado na Figura 5-8, no mês de março desse ano registrou-se em todas as estações de monitoramento índices de qualidade do ar (IQA) que estiveram entre “moderada” e “perigosa para a saúde”. (AMVA, 2016). No caso de Quito, a maioria das médias diárias de $\text{MP}_{2.5}$ estiveram abaixo da diretriz da OMS.

Da mesma forma que para o $\text{MP}_{2.5}$, todas as cidades tiveram ultrapassagens de SO_2 acima da diretriz de 24 horas da OMS ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (Ver Figura 5-9). Porém, a grande maioria dos valores diários em todos os anos de registro de Bogotá, Belo Horizonte, Quito, Santiago, São Paulo e Salvador, estiveram abaixo dessa diretriz. No caso de Bogotá, Vitória, Quito, Belo Horizonte e Rio de Janeiro estas apresentaram algumas ultrapassagens do OI-2 da OMS ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). No caso das duas últimas cidades também se evidenciaram ultrapassagens do OI-1 ($125 \mu\text{g}/\text{m}^3$) atingindo no Rio de Janeiro até $280 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Salvador teve as menores médias diárias em todos os anos de estudo (somente em 2014 teve alguns dias de ultrapassagens da diretriz da OMS).

Em relação às concentrações das médias móveis de 8 horas de O_3 , a Figura 5-10 apresenta um comportamento estável na região. Todas as cidades apresentaram ultrapassagens da diretriz da OMS ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$), exceto Salvador, Lima e Santiago, esta última cidade teve as menores concentrações do poluente na região com valores menores que $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bogotá (2010), Medellín (2016), Belo Horizonte (2010-2015 e 2017), São Paulo (2010-2017) e Rio de Janeiro (2010-2016), ultrapassaram também o OI-1 ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$) da OMS. Os maiores valores atípicos na região foram encontrados no Rio de Janeiro (com valores maiores que $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ em 2012).

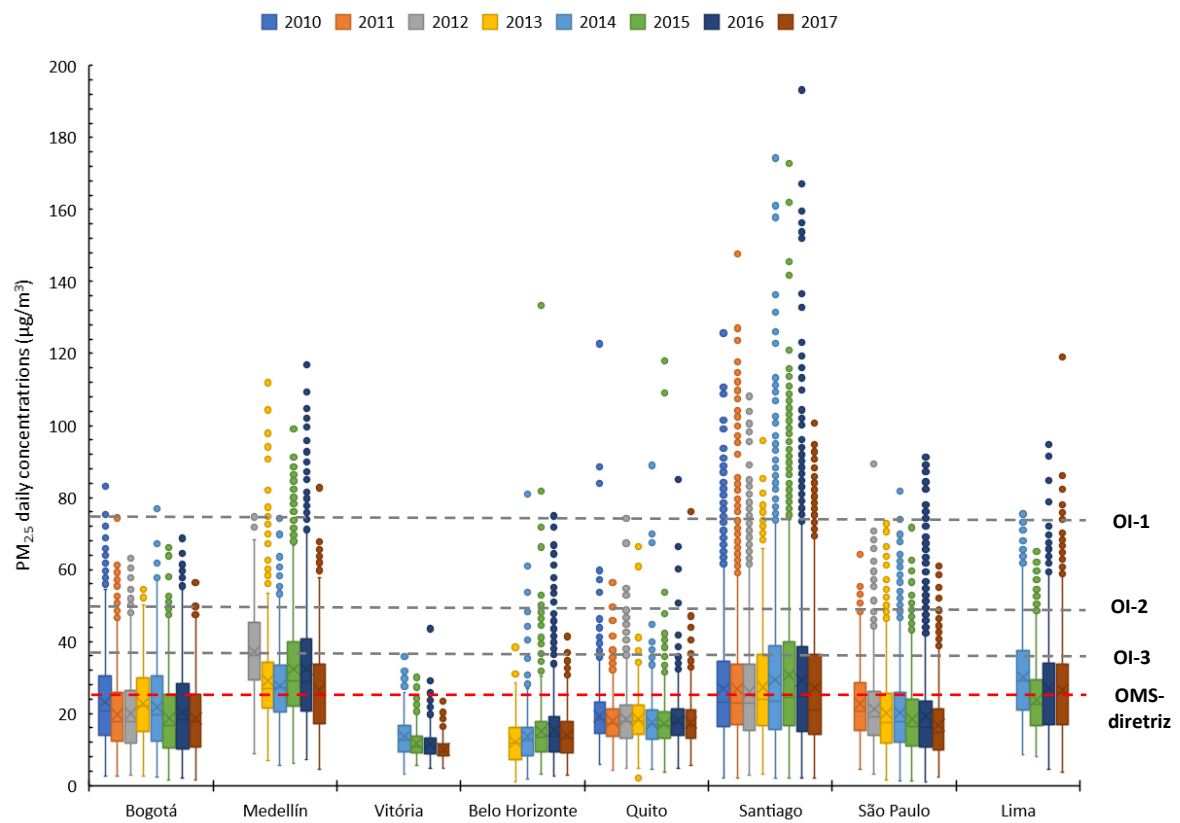


Figura 5-8. Evolução das concentrações médias diárias de $MP_{2.5}$ em grandes cidades de América do Sul

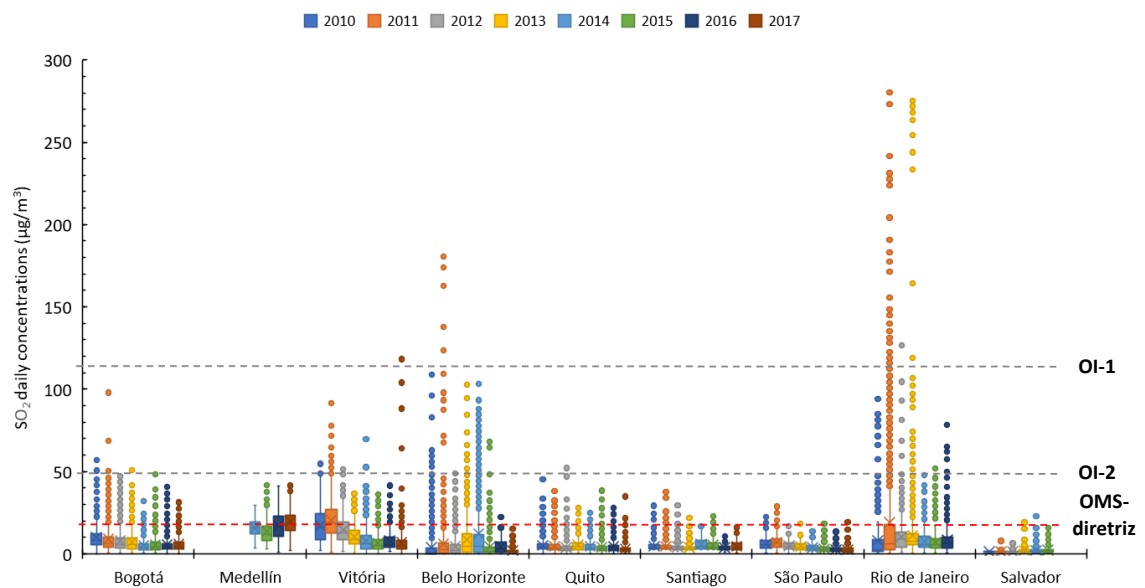


Figura 5-9. Evolução das concentrações médias diárias de SO_2 em grandes cidades de América do Sul

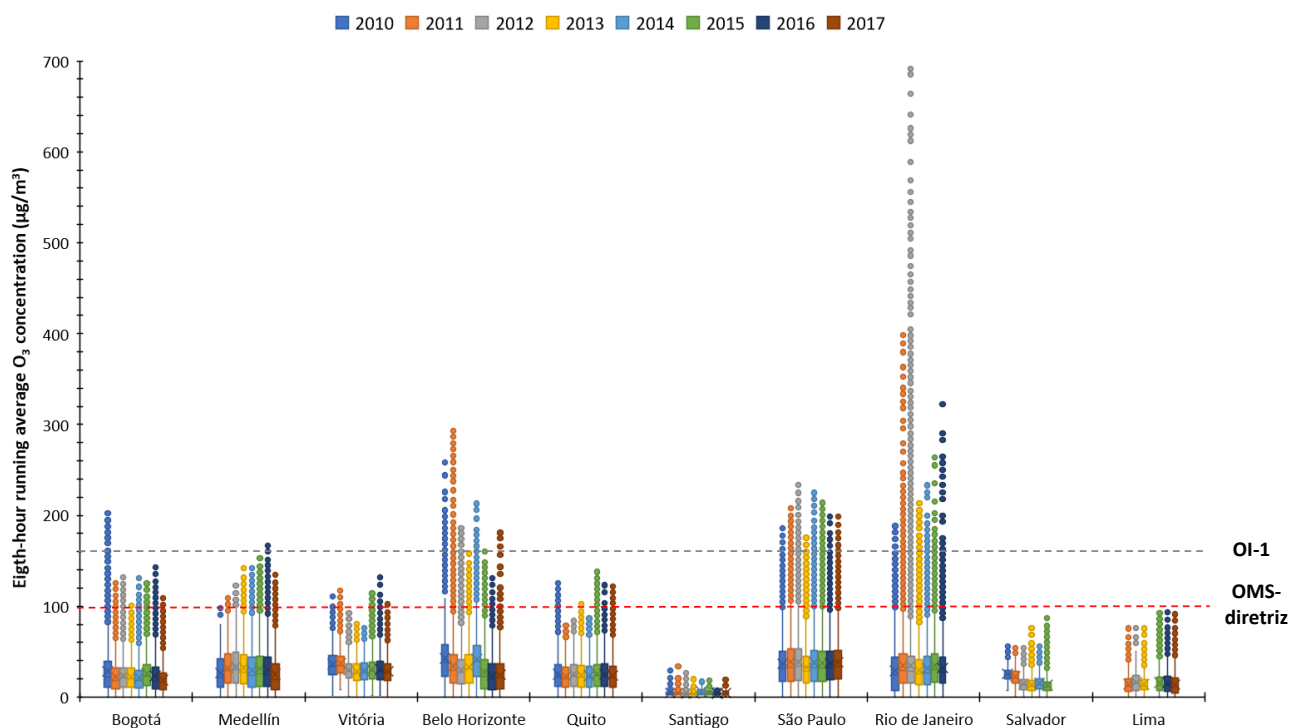


Figura 5-10. Evolução das concentrações médias móveis de 8 horas de O₃ em grandes cidades de América do Sul

5.5 AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO COM CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS

Considerando a estreita relação entre a poluição do ar e as condições meteorológicas e topográficas descritas em diferentes trabalhos, (Cheng, et al., 2019), foi realizada uma análise geral e breve dos principais parâmetros que influenciam o comportamento dos poluentes de longo prazo (níveis de precipitação, temperatura e ocorrência de fenômenos de escala global como El Niño-Oscilação Sul - ENOS), a partir da revisão dos valores médios anuais de pluviosidade em cada região metropolitana.

É importante destacar que os relatórios que apresentam a qualidade do ar das cidades ou regiões metropolitanas, embora apresentem as informações meteorológicas monitoradas mês a mês, nenhum deles mostrou uma análise da relação destas variáveis com os níveis de concentração de poluentes atmosféricos registrados na rede de monitoramento que pudesse explicar ou descrever o comportamento dos poluentes, em função da meteorologia.

O anexo 9.3 apresenta a análise das concentrações médias de longo prazo de MP_{2.5}, MP₁₀, NO₂, SO₂ e CO em relação a precipitação média anual (mm) e temperatura superficial média anual em cada região metropolitana estudada.

5.5.1 PRECIPITAÇÃO

Começando pela precipitação, foi evidenciada uma relação estreita e importante entre as concentrações calculadas para cada ano (2010-2017) e os níveis de pluviosidade anual reportados em cada região metropolitana.

Em Medellín, destacasse o comportamento da precipitação registrada entre 2013 e 2015 que aumentou em 216 mm/ano mostrando uma relação direta com as concentrações de MP_{2.5} que entre 2013 e 2015 aumentou em 5,4 µg/m³. Nesta cidade, aumentos da precipitação estiveram na maioria das vezes relacionados com aumentos nas concentrações de MP_{2.5} e NO₂ (Ver item 9.3.2), possivelmente devido a que, os acréscimos nas precipitações representam una situação desfavorável pelo aumento das nuvens e a diminuição da radiação solar incidente, favorecendo a estabilidade atmosférica e os fenômenos de inversão térmica. Nesta cidade as piores condições de dispersão por conta destes fenômenos, ocorrem principalmente nos períodos de transição entre a época seca a húmida (fevereiro-abril e outubro-novembro). No caso de Bogotá, as concentrações de MP₁₀, SO₂ e CO também estiveram (na maioria das vezes) diretamente relacionadas com a quantidade de precipitação média anual registrada.

Vitória apresentou comportamento oposto quando a precipitação foi analisada com MP₁₀ entre 2011 e 2012 e 2014 e 2015 e com NO₂, no período 2011 e 2014. Mesma relação inversa foi evidenciada em Quito, onde o MP₁₀ aumentou enquanto a precipitação diminuiu (2014-2016), no caso de SO₂ e NO₂, Quito mostrou relação direta com a precipitação. De maneira similar, Santiago de Chile apresentou relações inversas entre PM₁₀ e precipitação e relações diretas entre SO₂, NO₂ e CO e precipitação. Rio de Janeiro mostrou aumentos importantes da concentração média anual quando a precipitação diminuiu. Embora, não foi realizada uma análise de correlação entre variáveis meteorológicas e concentração de poluentes, as relações inversas evidenciadas principalmente com precipitação e partículas) podem ser relacionadas possivelmente com uma limpeza da atmosfera, gerando melhores condições de dispersão de material particulado.

Em Buenos Aires a precipitação apresentou um comportamento direto com o PM_{10} e inverso com CO (principalmente entre 2010 e 2013). Em Rio de Janeiro destacou-se que as concentrações de PM_{10} aumentaram quando a precipitação diminuiu.

5.5.2 TEMPERATURA

A temperatura média superficial também foi avaliada versus as concentrações médias anuais dos poluentes trabalhados, encontrando poucas relações lineares claras entre estas duas variáveis.

No caso de Medellín o MP_{10} teve um comportamento crescente com um acréscimo de 11,5 $\mu g/m_3$ entre 2010 e 2014, que correspondeu com um aumento de 1,1 graus centígrados na temperatura superficial média anual. Do mesmo jeito que a concentração, a temperatura neste período sempre apresentou um comportamento crescente até 2014, no 2015 decresceu junto com a concentração média anual de MP_{10} . No caso de NO_2 também foi evidenciada uma relação direta nos anos 2013 até 2015.

Cidades como Bogotá e Quito apresentaram relação direta das concentrações de MP_{10} com a temperatura média superficial.

5.5.3 FENÔMENOS DE ESCALA GLOBAL

Segundo a National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), entre o período de estudo adotado neste trabalho (2010-2017), os anos que tiveram anomalias negativas (associadas a La Niña) ou positivas (associadas a El Niño) baseadas no Oceanic Niño Index (ONI), são mostradas na Tabela 23.

Segundo a tabela seguinte, no início do ano 2010 as anomalias foram positivas e na segunda metade passaram para negativas até o ano 2011, que no caso de cidades como Bogotá, Quito e Lima, isso correspondeu a uma transição entre período quente e frio. Neste último esperam-se abundantes níveis de chuva e consequentes diminuições das temperaturas, situação que coincide nestas três cidades com os anos de maiores concentrações médias anuais de poluentes (Ver item 5.3), possivelmente devido as condições desfavoráveis para dispersão atmosférica relacionadas com estas variáveis meteorológicas.

Tabela 23. Episódios frios (azul) e quentes (vermelho) por estação

Year	DJF	JFM	FMA	MAM	AMJ	MJJ	JJA	JAS	ASO	SON	OND	NDJ
2010	1.5	1.3	0.9	0.4	-0.1	-0.6	-1.0	-1.4	-1.6	-1.7	-1.7	-1.6
2011	-1.4	-1.1	-0.8	-0.6	-0.5	-0.4	-0.5	-0.7	-0.9	-1.1	-1.1	-1.0
2012	-0.8	-0.6	-0.5	-0.4	-0.2	0.1	0.3	0.3	0.3	0.2	0.0	-0.2
2013	-0.4	-0.3	-0.2	-0.2	-0.3	-0.3	-0.4	-0.4	-0.3	-0.2	-0.2	-0.3
2014	-0.4	-0.4	-0.2	0.1	0.3	0.2	0.1	0.0	0.2	0.4	0.6	0.7
2015	0.6	0.6	0.6	0.8	1.0	1.2	1.5	1.8	2.1	2.4	2.5	2.6
2016	2.5	2.2	1.7	1.0	0.5	0.0	-0.3	-0.6	-0.7	-0.7	-0.7	-0.6
2017	-0.3	-0.1	0.1	0.3	0.4	0.4	0.2	-0.1	-0.4	-0.7	-0.9	-1.0
2018	-0.9	-0.8	-0.6	-0.4	-0.1	0.1	0.1	0.2	0.4	0.7	0.9	0.8
2019	0.8	0.8	0.8	0.8	0.7							

Fonte: Adaptada de:

https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php

No caso de cidades como Medellín e Santiago onde são frequentes os fenômenos de inversão térmica, as concentrações de longo prazo dos poluentes, são especialmente altas, por conta da intensificação da inversão relacionada com a ocorrência do fenômeno ENSO, especificamente no período 2015-2016 onde a fase seca foi muito forte, anos de maiores concentrações médias anuais.

Finalmente, nas cidades de Belo Horizonte, São Paulo, Vitoria e Rio de Janeiro, os anos 2010 e 2012 foram ENSO – Fase niña, que deu como resultado altas concentrações de longo prazo dos poluentes.

5.6 ANÁLISE DA QUALIDADE DAS INFORMAÇÕES NAS REDES DE MONITORAMENTO

A Tabela 24 apresenta o número de estações de monitoramento de MP_{2.5}, MP₁₀, NO₂, SO₂ e CO que foram processadas em cada região metropolitana. O valor entre parêntesis corresponde ao número de estações efetivamente válidas em cada ano que atingiram o critério de validação adotado e com as quais se fez o cálculo das médias anuais. No caso do O₃ são apresentadas somente o número de estações avaliadas na pesquisa.

Tabela 24. Estações válidas nas redes de monitoramento de América do Sul

Poluente	Cidade	Ano							
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
MP _{2.5}	Medellín	0	0	4 (1)	4 (4)	4 (4)	7 (5)	5 (5)	9 (5)
	Bogotá	5 (5)	5 (4)	5 (1)	6 (1)	10 (7)	10(10)	11(9)	11(10)
	Vitória	0	0	0	0	2 (1)	2 (2)	2 (2)	2 (2)
	Belo Horizonte	0	0	0	1 (1)	1 (1)	9(0)*	9(5)	9(6)
	São Paulo	0	2 (1)	4 (1)	4 (2)	6 (4)	7 (6)	9 (6)	10 (9)
	Rio de Janeiro	0	0	0	0	0	0	0	0
	Salvador	0	0	0	0	0	0	0	0
	Quito	5 (4)	5 (4)	5 (5)	5 (5)	6 (5)	5 (5)	6 (5)	6 (6)
	Santiago	11(11)	11(11)	11(11)	11(11)	11(9)	11(11)	12(10)	13(11)
	Buenos Aires	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lima	0	0	0	0	10(0)*	10 (9)	10 (7)	9 (6)
MP ₁₀	Medellín	1 (1)	1(0)**	3 (1)	3 (3)	3 (3)	5 (3)	5 (5)	5 (5)
	Bogotá	11 (9)	11 (9)	11(11)	11(11)	11 (9)	11(11)	11(11)	11(11)
	Vitória	8 (6)	8 (8)	9 (5)	8 (6)	8 (6)	8 (6)	8 (7)	9 (3)
	Belo Horizonte	0	5 (2)	5 (5)	6 (3)	7 (6)	9(6)	9(8)	9(8)
	São Paulo	12(12)	13(12)	17(15)	17(15)	18(17)	19(17)	15(14)	15(13)
	Rio de Janeiro	7 (3)	10 (2)	10 (7)	10 (5)	10 (8)	11 (9)	10 (9)	0
	Salvador	1(0)**	5 (1)	5 (5)	7 (6)	7 (7)	7(0)**	0	0
	Quito	0	0	0	3(0)**	3 (3)	3 (3)	3 (3)	3 (1)
	Santiago	11(11)	11(11)	11(11)	11(11)	11(11)	11(11)	12(10)	12(10)
	Buenos Aires	0	3 (2)	3 (3)	3 (1)	3 (1)	4(0)*	3 (3)	3 (10)
	Lima	3(0)**	4 (3)	5 (3)	5 (4)	10 (2)	10 (8)	10 (9)	10(10)
NO ₂	Medellín	0	0	3(0)*	3 (3)	4 (4)	6 (4)	6 (3)	6 (6)
	Bogotá	6 (5)	6 (2)	6 (2)	6 (3)	6 (3)	6 (5)	6 (4)	6 (2)
	Vitória	6 (6)	7 (4)	7 (2)	5 (5)	6 (3)	3 (1)	3(0)*	5 (3)
	Belo Horizonte	5 (1)	5 (4)	5 (5)	6 (2)	9 (6)	7 (4)	7 (6)	7 (7)
	São Paulo	7 (7)	7 (7)	9 (9)	9 (9)	10 (9)	12 (9)	11 (9)	11(10)
	Rio de Janeiro	5 (3)	6 (2)	6 (5)	7 (5)	7 (3)	7 (5)	6 (2)	0
	Salvador	1(0)**	5 (1)	5 (5)	7 (6)	7 (7)	7(0)**	0	0
	Quito	6 (6)	6 (6)	7 (6)	7 (7)	7 (6)	6 (6)	7 (6)	7 (7)
	Santiago	11(11)	11(11)	11 (4)	11(11)	11(11)	11(10)	10 (8)	8 (7)
	Buenos Aires	3 (1)	3 (2)	3 (2)	3 (1)	3 (1)	4(0)*	3 (3)	3(0)**
	Lima	3(0)*	4 (3)	5 (1)	3 (2)	0	9 (2)	10 (5)	10 (7)
SO ₂	Medellín	0	0	0	0	1 (1)	3(0)*	2 (1)	1 (1)
	Bogotá	7 (4)	7 (5)	7 (5)	7 (6)	7 (4)	7 (3)	5 (3)	6 (5)
	Vitória	7 (6)	7 (7)	8 (3)	6 (2)	7 (1)	5 (3)	5 (4)	5 (2)
	Belo Horizonte	6 (5)	6 (6)	6 (6)	7 (3)	9 (7)	7 (1)	7 (3)	7 (0)*
	São Paulo	4 (4)	4 (4)	5 (2)	5 (4)	5 (5)	6 (5)	6 (4)	6 (6)
	Rio de Janeiro	8 (3)	10 (3)	10 (8)	11 (7)	10 (4)	10 (7)	12 (6)	0
	Salvador	1(0)**	5(0)**	5 (2)	7 (2)	7(0)**	7(0)**	0	0
	Quito	6 (6)	6 (6)	7 (6)	7 (7)	8 (6)	7 (7)	8 (7)	7 (7)
	Santiago	7 (7)	7 (5)	7 (6)	7 (7)	7 (5)	6 (4)	4 (4)	4 (3)
	Buenos Aires	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lima	0	0	0	0	0	0	0	0

Poluente	Cidade	Ano							
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
CO	Medellín	0	0	0	0	1 (1)	4 (2)	4 (3)	3 (3)
	Bogotá	7 (5)	7 (6)	7 (7)	7 (5)	7 (2)	7 (6)	6 (3)	6 (5)
	Vitória	5 (5)	5 (5)	5 (5)	5 (4)	5 (4)	5 (5)	5 (3)	5 (5)
	Belo Horizonte	6 (3)	6 (5)	6 (6)	7 (3)	9 (6)	7 (4)	7 (7)	7 (7)
	São Paulo	9 (8)	9 (9)	11 (9)	11(11)	12(11)	13(12)	12(11)	12(11)
	Rio de Janeiro	3 (1)	3 (2)	3 (3)	4 (2)	3 (2)	4 (3)	5 (2)	0
	Salvador	1(0)**	5 (1)	5 (5)	7 (5)	7 (7)	7(0)**	0	0
	Quito	6 (6)	6 (6)	6 (6)	6 (6)	7 (6)	6 (6)	7 (6)	7 (7)
	Santiago	11(11)	11(11)	11(11)	11(11)	11(11)	11 (9)	11(10)	9 (9)
	Buenos Aires	4(0)*	3 (1)	3 (3)	3 (1)	3 (2)	4(0)*	3 (3)	3(0)**
O3	Lima	0	0	0	0	0	0	0	0
	Medellín	1	1	4	5	6	7	7	6
	Bogotá	7	8	8	8	9	9	9	9
	Vitória	4	4	3	3	4	4	4	4
	Belo Horizonte	6	6	6	7	9	7	7	7
	São Paulo	9	9	13	13	14	15	16	16
	Rio de Janeiro	8	10	10	11	10	11	13	0
	Salvador	1	5	5	7	7	7	0	0
	Quito	8	8	8	8	8	7	8	8
	Santiago	11	10	10	10	10	10	10	9
	Buenos Aires	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lima	0	4	5	5	0	10	10	10

*Ano no qual nenhuma estação cumpriu o primeiro critério de validação mais houve pelos menos uma estação que atingiu o segundo critério e com isso foi calculada a concentração média anual

** Ano no qual nenhuma estação cumpriu os critérios de validação.

Fonte: Elaboração própria

Rio de Janeiro não apresentou informações sobre nenhum poluente para o último ano do período de estudo (2017). No caso de Salvador, somente se teve acesso ao primeiro quadrimestre deste ano, por essa razão não foi calculada a média anual de 2017. Em Buenos Aires, embora havia dados dos três quadrimestres do 2017, nenhuma estação de monitoramento atendeu o critério de validação definido no item 5.2.1 VALIDAÇÃO DAS INFORMAÇÕES DAS REDES DE MONITORAMENTO para nenhum poluente.

6 ANÁLISES E CONCLUSÕES

6.1 EMISSÕES ATMOSFÉRICAS

6.1.1 INVENTÁRIOS DE EMISSÃO

Na América do Sul a qualidade dos inventários desenvolvidos se vê comprometida pelo fato de terem sido desenvolvidas utilizando fatores de emissão que são desenhados para outras regiões que tem características extremadamente diferentes (WMO/IGAC, 2012). Segundo expõe o relatório do WMO/IGAC, essa problemática está mudando pouco ao pouco e algumas pesquisas estão se desenvolvendo em relação a determinação de fatores de emissão locais.

A metade das cidades avaliadas apresentou inventário de emissões com ano base recente, no caso, Medellín, Bogotá, Quito, Santiago, Vitória. No caso do Rio de Janeiro e São Paulo, essas cidades somente tinham inventário recente de fontes móveis. Em geral os inventários encontrados incluíram as principais fontes de emissão identificando claramente os setores avaliados, porém não se inclui na maioria deles, a totalidade de atividades em cada tipo de fonte, e algumas fontes importantes como as Residenciais, não são avaliadas.

Na região, estão presentes poucos inventários de emissão com estimações de material particulado por ressuspensão e naquelas cidades onde se inclui como Santiago e Bogotá, tem alta incerteza que faz com que sejam considerados inválidos pelas autoridades ambientais. A maioria dos inventários utilizam fatores de emissão estabelecidos em outras cidades e inclusive em outros países, os quais representam pouco ou nada a situação própria dessas cidades. Os períodos de atualização destes inventários são muito precários, o mais atualizado deles teve como ano base o 2016.

6.1.2 BASE DE DADOS EDGAR 2012

Como foi dito, esta dissertação teve uma análise geral da base de dados EDGAR e não inclui uma comparação com inventários locais, devido à ausência de algumas categorias de fontes nos inventários e a diferenças nas bases temporais. Porém, a revisão bibliográfica feita, permite concluir que as emissões desta base de dados global, têm diferenças importantes em comparação com os inventários e estimações locais. Estas diferenças são devidas principalmente às discrepâncias metodológicas, informação das atividades e processos das fontes poluidoras, incluindo os fatores de emissão.

Adicionalmente, o fato dessas bases de dados (e inclusive os inventários locais ou nacionais) não incluírem todas as fontes ou não terem o detalhamento de atividades e fontes complexas como as não convencionais, queima de combustíveis residenciais, emissões evaporativas, etc, acabam prejudicando a precisão dos resultados de emissão e consequentemente as pesquisas de modelagem da qualidade do ar que as usam como entrada.

Um exemplo destas incertezas, é o caso de Buenos Aires onde segundo o inventário nacional se apresentam grandes aportes importantes do setor navios, porém, segundo a revisão e comparação entre o inventario nacional e os dados do EDGAR feita por Puliafito et al., 2017, este setor foi superestimado nos poluentes CO e CH₄. Em outros setores como Energia e Transporte o EDGAR teve diferenças muito pequenas e pouco significativas.

No exercício feito para comparar as informações do EDGAR com as emissões registradas no inventário de emissões para a Região Metropolitana da Grande Vitoria, podem se evidenciar grandes lacunas, relacionadas com a precisão da localização das fontes. Embora a comparação das emissões foi feita em bases temporais diferentes (2009 no caso do inventario oficial e 2012 no caso da base de dados EDGAR), foi possível evidenciar grandes diferenças entre as duas fontes de informação, na maioria deles, foi o EDGAR quem apresentou as menores quantidades de fontes e valores mais baixos (exceto nas fontes industrias, e fontes classificadas como “outras”, onde o inventário de emissões reportou valores menores).

6.2 QUALIDADE DO AR

Algumas situações particulares em cidades com condições topográficas e geomorfológicas complexas como Medellín (e sua Região Metropolitana), localizada num vale estreito, fazem com que em períodos de tempo específicos (no caso, março e novembro na transição entre a época seca e úmida), se tenham processos de formação de nuvens e inversão térmica que impedem a dispersão vertical das massas de ar (IDEAM, 2018). Essas condições, somadas à restrição horizontal da configuração montanhosa no Vale de Aburrá, e aos padrões de emissões atmosféricas, geram um ambiente pouco favorável, em termos do acúmulo de contaminantes e sua transformação química (AMVA, 2016). Várias contingências ambientais têm sido declaradas na região nos últimos anos, por conta dos episódios de poluição (especialmente por MP_{2.5}), sendo a última delas declarada para o período entre 18 de fevereiro e 30 de março de 2019, por conta das altas concentrações de MP_{2.5} evidenciadas nos prognósticos da autoridade

ambiental. Este aumento nos últimos anos, das concentrações de longo e curto prazo de material particulado (principalmente $MP_{2.5}$) na região metropolitana do Vale de Aburrá, é associado ao aumento das emissões de $MP_{2.5}$ que passaram de 1465.5 toneladas por ano em 2013 (AMVA, 2015) até 1830.1 toneladas por ano em 2015 (AMVA, 2017). As principais fontes de emissão segundo AMVA, são as fontes veiculares.

Nos meses de fevereiro e março de 2019, Bogotá esteve em alerta ambiental por conta dos altos níveis de poluição atmosférica. Segundo a revista colombiana “Dinero”, o plano de descontaminação desenvolvido em 2011 e que buscava em 10 anos, diminuir a poluição na cidade não foi implementado, por conta da pouca vontade política nos temas ambientais, embora tenha sido adotado legalmente com o Decreto 098 de 2011. Segundo as estimações do plano, elaborado pela Universidade dos Andes (uma das mais reconhecidas e prestigiosas do país), ter executado o plano poderia ter evitado a cada ano, 1500 mortes e 27,500 admissões hospitalares em crianças por causas respiratórias, e teria se gerado uma economia de 16 bilhões entre 2010 e 2020 (Revista Dinero, 2019).

Conforme afirmado por Cifuentes et al. (2005), a compilação de informações sobre a qualidade do ar na América do Sul, precisa de grande esforço devido às diferenças no monitoramento, registro e processamento dos dados. O principal problema evidenciado neste estudo foi a disponibilidade dos dados das redes de monitoramento e os poucos e ineficientes canais de comunicação ou contato que se tem de algumas autoridades ambientais responsáveis pelos dados de algumas cidades na região. Outra dificuldade que já havia sido identificada pelo Clean Air Institute e encontrada neste trabalho foi a validação ou qualidade dos dados fornecidos pelas autoridades ambientais que em muitas ocasiões foi desconhecida. De acordo com diferentes autores (WMO/IGAC, 2012; Andrade et al., 2016), estabelecer redes de conhecimento e pesquisa da química atmosférica permitiria compartilhar informação precisa da problemática, ferramentas, metodologias e estratégias de controle que seriam adequadas e adaptáveis às particularidades dos países da América do Sul.

Apesar do amplo número de pesquisas realizadas no mundo e da organização e divulgação das informações pela OMS esclarecendo os impactos do $MP_{2.5}$ nas populações expostas (principalmente no longo prazo), e apesar de que algumas cidades em América do Sul terem diminuído desde 2010 as concentrações anuais de $MP_{2.5}$, como São Paulo, Vitória e Bogotá, numa visão geral na região não se observa uma tendência nesse mesmo sentido. Cidades como

Medellín e Santiago, embora nos últimos anos 3 anos apresentassem uma diminuição de 11,94% e 13,21%, respectivamente, na série temporal avaliada sempre ultrapassaram os padrões nacionais e em consequentemente a diretriz da OMS. Belo Horizonte e Quito estiveram sempre abaixo do OI-2, sendo duas das cidades com concentrações menores na região. Lima não teve um comportamento claro, mas sempre ultrapassou os 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

As concentrações de MP_{10} e NO_2 na região parecem permanecer constantes no tempo, sem grandes flutuações das médias anuais para o período investigado. O MP_{10} ultrapassou em todas as cidades a diretriz da OMS, enquanto o NO_2 , na maioria das vezes, a diretriz da OMS foi atendida. Com exceção de Medellín e Rio de Janeiro, o SO_2 teve uma tendência clara de diminuição nas grandes cidades de América do Sul. O CO teve um comportamento decrescente em 4 das 10 cidades com registros.

Nos esforços políticos para regulamentação da concentração do $\text{MP}_{2.5}$ no ar, destacam-se o Brasil, que no ano retrasado atualizou os padrões que foram estabelecidos desde 1990 e incluiu limites diário e anual para este poluente em metas progressivas até atingir aos da diretriz da OMS (que coincidem com os previamente exigidos em São Paulo). Colômbia também atualizou sua legislação e desde julho de 2018, estão regendo padrões próximos do OI-3 para a média diária e do OI-2 para média anual (a meta para 2030 é adotar o OI-3). Chile e Equador tem legislações de 2011 e 2003 respectivamente que estabelecem padrões entre os OI-2 e OI-3 da OMS. Por outro lado, Argentina e Peru continuam sem níveis máximos permissíveis nem rede de monitoramento para o $\text{MP}_{2.5}$.

Também se destacam os planos e estratégias na região que vem mostrando avanços significativos na redução da poluição atmosférica como o Programas de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores PROCONVE no Brasil. Criado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) para estabelecer limites máximos de emissão e prazos de cumprimento, a partir do estabelecimento de exigências tecnológicas nos veículos nacionais e importados (IBAMA, 2016). Em Medellín, desde o ano 2017 foi implementado o *Plan Integral Gestión de la Calidad del Aire* como o documento guia para enfrentar a problemática que atualmente tem a região metropolitana do Vale de Aburrá. Ele define metas de qualidade do ar para 30 anos a partir da implementação de estratégias em 10 diferentes focos e o trabalho conjunto entre os diferentes atores institucionais, públicos e privados (AMVA, 2017).

7 TRABALHO FUTURO

Baseado na revisão de literatura e no trabalho realizado na dissertação, se recomenda fazer trabalhos e pesquisas com os dados de qualidade do ar fornecidos pelas autoridades ambientais. Esta dissertação fez a compilação de uma base de dados horários (2010 e 2017) importante que permitiria uma avaliação estatística das tendências de poluentes em 11 regiões metropolitanas da região, que incluía a análise do comportamento dos poluentes regulados com a meteorologia, probabilidade de eventos extremos, entre outros.

Da mesma forma, também se evidencia a necessidade de continuar nos avanços no desenvolvimento de inventários regionais ou modelos de emissões, que permitam avaliar e comparar as emissões de poluentes atmosféricos na América do Sul na mesma base temporal e fazer futuras análises que relacione a eficiência de políticas ambientais.

Com o fim de representar a realidade atual da problemática de emissões de poluentes atmosféricos, e considerando que a literatura mostra grandes lacunas nas bases de dados globais, como no caso do inventário EDGAR, se recomenda uma atualização e revisão detalhada dos dados na região, que permita melhorar a informação. Embora tenham sido encontrados alguns estudos em América do Sul que fazem uso desta base de dados, são poucos os que avaliam a qualidade e distribuição geográfica dessa informação a partir de comparação com inventários nacionais e locais.

Embora neste trabalho tenha sido feita uma revisão geral das condições de precipitação nas regiões metropolitanas e seu possível relacionamento com situações de aumento ou diminuição de concentrações de poluentes no longo prazo, é recomendada uma análise minuciosa e detalhada (preferivelmente mensal) da correlação entre as variáveis meteorológicas como radiação solar, umidade relativa, precipitação, velocidade e direção do vento e as concentrações de longo e curto prazo em cada cidade de América do Sul. Isso permitirá ter um maior entendimento dos fatores que afetam a dispersão dos poluentes e uma explicação mais acertada das altas ou baixas concentrações apresentadas nos itens 5.3 e 5.4.

8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alonso M.F., Longo, K.M., Freitas, S.R., Da Fonseca, R.M., Marécal, V., Pierre, M., Gallardo L., 2010. An urban emissions inventory for South America and its application in numerical modeling of atmospheric chemical composition at local and regional scales. *Atmospheric Environment*, 44, 5072-5083. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.013>.

Álvarez Miño, L., Salazar Ceballos, A., 2013. Síntomas respiratorios y función pulmonar en niños de 6 a 14 años de edad y su relación con la contaminación por material particulado MP_{10} en Santa Marta-Colombia. *Revista Española de salud pública*, 87(3), 239-246. <http://dx.doi.org/10.4321/S1135-57272013000300003>

América Economía, 2014. Las mejores ciudades para hacer negocios em América Latina. Ranking. Available in: <https://rankings.americaeconomia.com/mejores-ciudades-para-hacer-negocios-2014/ranking/> Accessed on january/2019

América Economía, 2016. Las mejores ciudades para hacer negocios em América Latina. Ranking. Available in: <https://www.americaeconomia.com/negocios-industrias/conozca-el-ranking-2016-de-las-mejores-ciudades-para-hacer-negocios-de-america-l> Accessed on january/2019

AMVA, 2015. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Inventario de Emisiones Atmosféricas el Valle de Aburrá, año base 2013. Informe final. Convenio de Asociación No. 315 de 2014. Available in <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Inventario-de-emisiones/2013-Inventario-de-emisiones-atmosfericas.pdf> Accessed on May/2019.

AMVA, 2017. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Inventario de Emisiones Atmosféricas el Valle de Aburrá, año base 2015. Informe final. Convenio de Asociación No. 335 de 2016. Available in. https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Inventario-de-emisiones/Inventario_FuentesFijas2016_FuentesM%C3%B3viles2015.pdf Accessed on May/2019.

AMVA, 2016. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Plan de Gestión 2016-2019: Territorios Integrados. Available in: <https://www.metropol.gov.co/> Accessed on october/2018

AMVA, 2017. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá, actualización 2015. Available in: https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Inventario-de-emisiones/Inventario_FuentesFijas2016_FuentesM%C3%B3viles2015.pdf Accessed on February /2019

AMVA, 2018. Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Actualización Inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá- Año 2016. Available in: https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/Inventario-de-emisiones/Inventario_FuentesM%C3%B3viles2016.pdf Accessed on February/2019

Amy, Alexander; Burklin, Clint; Singleton, Amanda. 2006. LandGEM: Landfill Gas Emissions Model. Version 3.02: United States: EPA. 56 p.

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 Environment*, 61, 627-640. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.083>

Andrade, M.F., Kumar, P., Freitas, E.D., Ynoue, R.Y., Martins, J., Martins, L.D., Nogueira, T., Perez-Martinez, P., de Miranda, R.M., Albuquerque, T., Goncalves, F.L.T., Oyama, B., Zhang, Y., 2017. Air quality in the megacity of São Paulo: evolution over the last 30 years and future perspectives. *Atmospheric Environment*, 159, 66–82. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>

Andrade-Flores, M., Rojas, N., Melamed, M. L., Mayol-Bracero, O. L., Grutter, M., Dawidowski, Antuña-Marrero, J. C., Rudamas, C., Gallardo, L., Mamani-Paco, R., Andrade, M. F., 2016. Fostering a collaborative

atmospheric chemistry research community in the Latin America and Caribbean Region. Bulletin of the American Meteorological Society, 97(10), 1929-1939. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00267.1>

Andreão, W. L., Albuquerque, T. T., Kumar, P., 2018. Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities. Atmospheric Environment, 194, 71–78. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.034>.

APRA, 2017. Agencia de Protección Ambiental. Red de monitoreo de aire. Buenos Aires-Argentina. Available in: http://www.buenosaires.gob.ar/areas/med_ambiente/apra/calidad_amb/red_monitoreo/texto.php?menu_id=32434 Accessed on february/2018.

Apte, J. S., Brauer, M., Cohen, A. J., Ezzati, M., Pope, C. A., 2018. Ambient MP_{2.5} Reduces Global and Regional Life Expectancy. Environmental Science & Technology Letters, 5(9), 546–551. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00360>

Arkouli, M., Ulke, A. G., Endlicher, W., Baumbach, G., Schultz, E., Vogt, U., Muller, M., Dawidowski, L., Faggi, A., Wolf-Benning, U., Scheffknecht, G., 2010, Distribution and temporal behavior of particulate matter over the urban area of Buenos Aires. Atmospheric Pollution Research, 1(1), 1-8. <https://doi.org/10.5094/APR.2010.001>

Atlas do Desenvolvimento Urbano do Brasil, [n.d]. Perfil Região Metropolitana de Salvador. Available in: http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_rm/salvador Accessed on june/2018

Baklanov A., Molina L.T., Gauss M., 2016. Megacities, air quality and climate. Atmospheric Environment, 126, 235-249. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.11.059>

Bakonyi, S. M. C., Danni-Oliveira, I. M., Martins, L. C., Braga, A. L., 2004. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. Revista de Saúde Pública, 38(5), 695-700. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102004000500012>

Banco Central de Chile, 2018. Cuentas Nacionales. PIB Regional Available in: <https://si3.bcentral.cl/Siete/secure/cuadros/arboles.aspx> Accessed on october/2018

Banco Central de Ecuador, 2018. El Comercio. Available in <https://www.elcomercio.com/actualidad/guayas-economia-pib-bancocentral-crecimiento.html> Accessed on october/2018

Bedoya, J., Martinez, E., 2009. Calidad del Aire en el Valle de Aburrá Antioquia-Colombia. DYNA. 76(158) 7-15. Available in: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0012-73532009000200001&lng=en&tlng=es Accessed on June/2018.

Behrentz, 2009. Elementos técnicos del Plan Decenal de Descontaminación de Bogotá. Univerisdad de los Andes. Available in: <https://uniandes.edu.co/sites/default/files/asset/document/parte-2-inventario.pdf> Accessed on january/2019.

Behrentz, 2010. Plan Decenal de descontaminación del aire para Bogotá. Secretaría Distrital de Ambiente. Available in: http://ambientebogota.gov.co/en/c/document_library/get_file?uuid=b5f3e23f-9c5f-40ef-912a-51a5822da320&groupId=55886 Accessed on february/2019.

Boas, D.S.V., Matsuda M., Toffoletto, O., Garcia M.L.B, Saldiva, P.H.N., Marquezini, M.V. 2018. Workers of São Paulo city, Brazil, exposed to air pollution: Assessment of genotoxicity. Mutation Research/Genetic Toxicology Environmental Mutagenesis. 834, 18-24. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2018.08.002>

BOGOTÁ, 2017a. Secretaría Distrital de Ambiente. Red de Monitoreo de Calidad del Aire. Bogotá-Colombia. Available in: <http://ambientebogota.gov.co/red-de-calidad-del-aire> Accessed on february/2019.

BOGOTÁ, 2017b. Secretaría Distrital de Ambiente. Documento técnico de soporte. Modificación del decreto 98 de 2011. Available in: http://www.ambientebogota.gov.co/c/document_library/get_file?uuid=d134928c-8756-4a69-ad18-ff09bb822fef&groupId=3564131 Accessed on february/2019.

BUENOS AIRES, 2018. Qué es el Área Metropolitana de Buenos Aires. Available in <http://www.buenosaires.gob.ar/gobierno/unidades%20de%20proyectos%20especiales%20y%20puerto/que-es-amba> Accessed on July/2018

Butler T.M., Lawrence M.G., Gurjar B.R., Aardenne J.V., Schultz M., Lelieveld J. 2008. The representation of emissions from megacities in global emission inventories. *Atmospheric Environment*. 42, 703–719. <http://doi:10.1016/j.atmosenv.2007.09.060>

Carvalho, V.S.B., Freitas, E.D., Martins, L.D., Martins, J.A., Mazzoli, C.R., Andrade, M.F., 2015. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. *Environmental Science & Policy*, 47, 68-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2014.11.001>

Carvalho-Oliveira, R., Pozo, R. M. K., Lobo, D. J. A., Lichtenfels, A. J. F. C., Martins-Junior, H. A., Bustilho, J. O. W. V., Saiki, M., Sato, I. M., Saldiva, P. H. N., 2005. Diesel emissions significantly influence composition and mutagenicity of ambient particles: a case study in São Paulo, Brazil. *Environmental Research*, 98(1), 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2004.05.007>

Caumo, S. E. S., Claeys, M., Maenhaut, W., Vermeylen, R., Behrouzi, S., Shalamzari, M. S., Vasconcellos, P. C., 2016. Physicochemical characterization of winter MP₁₀ aerosol impacted by sugarcane burning from São Paulo city, Brazil. *Atmospheric Environment*, 145, 272-279. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.046>

CETESB, 2017a. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade do Ar. Dados horários. São Paulo-Brasil. Available in: <http://s.ambiente.sp.gov.br/html-ar/dados-horarios.html> Accessed on February/2018.

CETESB, 2017b. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Emissões veiculares no Estado de São Paulo. 2016. Available in: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/> Accessed on: February/2019

Cheng, N., Cheng, B., Li, S., & Ning, T. (2019). Effects of meteorology and emission reduction measures on air pollution in Beijing during heating seasons. *Atmospheric Pollution Research*, 10(3), 971-979.

Cifuentes, L.A., Krupnick, A.J., O’Ryan R., Toman M.A., 2005. Urban Air Quality and Human Health in Latin America and the Caribbean. Washington DC. Inter-American Development Bank. Available in <https://publications.iadb.org/en/publication/urban-air-quality-and-human-health-latin-america-and-caribbean> Accessed on February/2018

Clean Air Institute, 2013. Air quality in Latin American: an overview. Washington DC. Available in: <http://www.cleanairinstitute.org/calidaddeaireamericalatina/cai-report-english.pdf>. Accessed on March/2018.

CONAMA, 2018. Resolução CONAMA No. 491/2018. Conselho Nacional de Meio Ambiente. MMA, Brasília. Available in: <http://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=21/11/2018&jornal=515&pagina=155&totalArquivos=178> Accessed on April/2018

CORNARE, 2015. Corporación Autónoma Regional de las Cuencas de los Ríos Negro y Nare. Estudio de la Dispersión de Contaminantes Atmosféricos en la Jurisdicción de Cornare. 64 p. Available in: https://www.cornare.gov.co/SIAR/aire/CALIDAD_DE_AIRE/CONTENIDO/INFORME-GENERAL_1.pdf Accessed on January/2019

Costa, A. F., Hoek, G., Brunekreef, B., de Leon, A. C. M. P., 2017. Effects of NO₂ exposure on daily mortality in São Paulo, Brazil. *Environmental Research*, 159, 539-544. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.041>

Crippa M., Janssens-Maenhout G., Dentener F., Guizzardi D., Sindelarova K., Muntean M., Van Dingenen R., Granier C. 2016. Forty years of improvements in European air quality: regional policy-industry interactions with global impacts. *Atmospheric Chemistry and Physics*. 16, 3825-3841 <https://doi.org/10.5194/acp-16-3825-2016>.

Demographia, 2018. Demographia World Urban Areas. 14th Annual Edition: 201804. Available in: <http://www.demographia.com/db-worldua.pdf> Accessed on April/2018

EEA. European Environment Agency. 2016 EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. Technical guidance to prepare national emission inventories. Luxembourg. No. 12. ISBN 978-92- 9213-806-6. ISSN: 1977-8449. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>

EC. European Commission. Joint Research Centre (JRC)/Netherlands Environmental Assessment Agency (PBL). Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR), release version 4.3.2 Available in: http://edgar.jrc.ec.europa.eu/overview.php?v=432_AP, 2018. Accessed in: December/2018

EMISIA. Mission for Environment. 2014 COPERT. Available in: <http://emisla.com/products/copert>. Accessed on december/2018.

Faiz, A., Gautam, S., Burki, E., 1995. Air pollution from motor vehicles: issues and options for Latin American countries. *Science of the Total Environment*, 169(1-3), 303-310. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04662-K](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04662-K)

Franco, J.F., Pacheco, J., Belalcazar, L.C., Behrentz, E., 2015. Characterization and source identification of VOC species in Bogota, Colombia. *Atmósfera*, 28(1), 1-11. [https://doi.org/10.1016/S0187-6236\(15\)72155-7](https://doi.org/10.1016/S0187-6236(15)72155-7)

Freitas, E.D., Martins, L.D., Silva Dias, P.L., Andrade, M.F., 2005. A simple photochemical module implemented in RAMS for tropospheric ozone concentration forecast in the Metropolitan Area of Sao Paulo, Brazil: coupling and validation. *Atmospheric Environment*, 39(34), 6352–6361. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.017>

Freitas, C.U., Junger W., De Leon A. P., Grimaldi R., Rodriguez M.A.F., Gouveia N., 2013. Poluição do ar em cidades brasileiras: selecionando indicadores de impacto na saúde para fins de vigilância. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 22(3), 445-454. <http://dx.doi.org/10.5123/S1679-49742013000300009>

Freitas S.R., Longo K.M., Alonso M.F., Pirre M., Marecal V., Grel G., Stockler R. Mello R.F. and Sánchez Gácita M. Geosci. 2011.PREP-CHEM-SRC – 1.0: a preprocessor of trace gas and aerosol emission fields for regional and global atmospheric chemistry models. *GeoscientificModel Development*. 4, 419-433. doi:10.5194/gmd-4-419-2011

Gallardo, L., Escribano, J., Dawidowski, L., Rojas, N., Andrade, F.M., Osses, M., 2012. Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogota, Buenos Aires, Santiago, and Sao Paulo. *Atmospheric Environment*, 47, 12-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.051>

Galvão, E.S., Santos, J.M., Reis Junior, N.C., Stuetz, R.M., 2016. Volatile organic compounds speciation and their influence on ozone formation potential in an industrialized urban area in Brazil. *Environmental Technology*, 37(17), 2133-2148. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1142001>

Galvão, E. S., Reis Jr, N. C., Lima, A. T., Stuetz, R. M., Orlando, M. T. D. A., Santos, J. M., 2019. Use of inorganic and organic markers associated with their directionality for the apportionment of highly correlated sources of particulate matter. *Science of The Total Environment*, 651, 1332-1343. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.263>

García-Ubaque, J.C., García-Ubaque, C.A., Vaca-Bohórquez, M.L., 2011. Medical consultation in productive age population related with air pollution levels in Bogota city. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 165–169. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.03.020>

Gavidia-Calderón M., Vara-Vela A., Crespo N.M., Andrade M.F. 2018. Impact of time-dependent chemical boundary conditions on tropospheric ozone simulation with WRF-Chem: An experiment over the Metropolitan Area of São Paulo. *Atmospheric Environment*, 195, 112-124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.09.026>

Gioia, S.M.C.L., Babinski, M., Weiss, D.J., Kerr, A.A.F.S., 2010. Insights into the dynamics and sources of atmospheric lead and particulate matter in Sao Paulo, Brazil, from high temporal resolution sampling. *Atmospheric Research*, 98(2-4), 478-485. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.08.016>

Gouveia, N. e Junger, W. L., 2018. Effects of air pollution on infant and children respiratory mortality in four large Latin-American cities. *Environmental Pollution*, 232, 385-391 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.125>

Gulia, S., Nagendra, S. M. S., Khare, M., Khanna, I., 2015. Urban air quality management-A review. *Atmospheric Pollution Research*, 6(2), 286-304. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.033>

Herrera, T. A., Echeverri, L. C., Maya V. G. J, Ordóñez, M. J., 2011. Respiratory pathologies in preschool children and their association to air pollutant concentration in Medellin city (Colombia). *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(19), 21-31. Available in http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1692-33242011000200003 Accessed on february/2018

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2016. Programa de Controle de Emissões Veiculares (PROCONVE). Available in: <http://www.ibama.gov.br/emissoes/veiculos-automotores/programa-de-controle-de-emissoes-veiculares-proconve> Accessed on: march/2019.

Ibarra-Espinosa, S., Ynoue, R., O'Sullivan, S., Pebesma, E., Andrade, M. D. F., and Osses, M.: VEIN v0.2.2: an R package for bottom-up vehicular emissions inventories, *Geosci. Model Dev.*, 11, 2209-2229, <https://doi.org/10.5194/gmd-11-2209-2018>, 2018.

IBGE, 2018. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Brazilian Institute of Geography and Statistics). Base de dados 2010-2015 PIB dos Municípios. Available in: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-detalle-de-midia.html?view=mediaibge&catid=2102&id=1630> Accessed on may/2018

IDEAM, 2018. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Informe del Estado de la Calidad del Aire em Colombia 2017. Primera edición. Bogotá DC, 2018. Available in: http://www.andi.com.co/Uploads/Informe_ECalidadl_Aire_2017_636748401757382604.pdf Accessed on february/2019

IEMA/Ecosoft, 2011. Inventário de emissões atmosféricas da Região da Grande Vitória. Available in: <https://iema.es.gov.br/qualidadedoar/inventariodefuentes> Accessed on december/2018.

IEMA, 2017. Instituto Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Qualidade do ar. Dados de Monitoramento. Vitória-Brasil. Available in: <https://iema.es.gov.br/qualidadedoar/dadosdemonitoramento/automatica> Accessed on february/2018.

INEA 2016. Instituto Estadual do Ambiente. Dados de monitoramento da qualidade do ar e meteorologia. Rio de Janeiro-Brasil. Inventário de emissões de fontes veiculares Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Ano Base 2013. Available in: http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/@inter_vpres_geiat/documents/document/zwew/mti3/~edisp/inea0127611.pdf Accessed on december/2018.

INEA, 2017. Instituto Estadual do Ambiente. Dados de monitoramento da qualidade do ar e meteorologia. Rio de Janeiro-Brasil. Available in: <http://200.20.53.7/qualiar/home/index> Accessed on february/2018.

INEI, 1996. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Dirección Nacional de Censos y Encuestas. Available in: http://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib0169/n01/ce960122.htm Accessed on april/2018

INEI, 2017. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Producto Interno Bruto. Available in: <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/economia/> Accessed on october/2018

INEMAR. Inventario di Emissioni in Aria. 2005. Italia. Available in: <http://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/InemarDatiWeb/The+INEMAR+project> Accessed on april/2019

IPCC. Intergovernmental panel on climate change. 2018. Emissions Factor Database. Available in: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/main.php>. Accessed on april/2019

Jorquera, H., Palma, W., Tapia, J., 2000. An intervention analysis of air quality data at Santiago, Chile. *Atmospheric Environment*, 34(24), 4073-4084. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00161-8)

Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, R.T., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., Turner, M.C., Pope III, C.A., Thurston, G., Calle, E.E., Thun, M.J., 2009. Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. HEI Research Report 140. Health Effects Institute, Boston. Available in: <https://www.healtheffects.org/publication/extended-follow-and-spatial-analysis-american-cancer-society-study-linking-particulate> Accessed on september/2018

K2 INGENIERÍA S.A.S. (2017). Modelo de Dispersión de Contaminantes “Estructuración Técnica De La Primera Línea De Metro De Bogotá (PLMB)”, Ubicado en el Área Urbana de Bogotá, Departamento De Cundinamarca, Para La Empresa Ingetec S.A. Bucaramanga. Available in <http://www.metrodebogota.gov.co/sites/default/files/2010128-7-17-V5-%20INFORME%20DE%20MODELACI%C3%93N%20DE%20CALIDAD%20DEL%20AIRE%20PLMB.pdf> Accessed on january/2019.

Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F. E., Dockery, D. W., 2006. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 173(6), 667–672. <https://doi.org/10.1164/rccm.200503-443OC>

Li, T., Zhang, Y., Wang, J., Xu, D., Yin, Z., Chen, H., Lv, Y., Luo J., Zeng, Yi, Yang, L., Kinney, P. L., Shi, X., 2018. All-cause mortality risk associated with long-term exposure to ambient $MP_{2.5}$ in China: a cohort study. *The Lancet Public Health*, 3(10), 470-477. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(18\)30144-0](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(18)30144-0)

López, M.L., Ceppi, S., Palancar G.G., Olcese L.E., Tirao G., Toselli B.M., 2011. Elemental concentration and source identification of MP_{10} and $MP_{2.5}$ by SR-XRF in Córdoba City, Argentina. *Atmospheric Environment*, 45(31), 5450–5457. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.003>

Madrazo J., Clappier A., Belalcazar L.C., Cuesta O., Contreras H., Golay F. 2018. Screening differences between a local inventory and the Emissions Database for Global Atmospheric Research (EDGAR). *Science of the Total Environment*. 631-632, 934-941. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.094>

Martins, L.D., Martins, J.A., Freitas, E.D., Mazzoli, C.R., Goncalves, F.L.T., Ynoue, R.Y., Hallak, R., Albuquerque, T.T.A., Andrade, M.D., 2010. Potential health impact of ultrafine particles under clean and polluted urban atmospheric conditions: a modelbased study. *Air Quality Atmosphere and Health*, 3(1), 29–39. <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-009-0048-9>

Martins, L.D., Wikuats, C.F.H., Capucim, M.N., Almeida, D.S., Costa, S.C., Albuquerque, T., Carvalho, V.S.B., Freitas, E.D., Andrade, M.F., Martins, J.A., 2017. Extreme value analysis of air pollution data and their comparison between two large urban regions of South America. *Weather and Climate Extremes*, 18, 44–54. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2017.10.004>

MINAMBIENTE. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2017. Guía para la elaboración de inventarios de emisiones atmosféricas en Colombia. Available in: http://www.minambiente.gov.co/images/AsuntosambientalesySectorialyUrbana/pdf/emisiones_atmosfericas_con_taminantes/documentos_relacionados/GUIA_PARA_LA_ELABORACION_DE_INVENTARIOS_DE_EMITSIONES_ATMOSFERICAS.pdf Accessed on: march/2019.

Moisan, S., Herrera, R., Clements, A., 2018. A dynamic multiple equation approach for forecasting $MP_{2.5}$ pollution in Santiago, Chile. *International Journal of Forecasting*, 34(4), 566-581. <https://doi.org/10.1016/j.ijforecast.2018.03.007>

Molina, M. J., Molina, L. T., 2004. Megacities and atmospheric pollution. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 54(6), 644-680. <https://doi.org/10.1080/10473289.2004.10470936>

Moscoso-Vanegas, D.L., Vázquez-Freire, V.L., Astudillo-Alemán A.L. 2015. Modelamiento de la calidad del aire en la ciudad de Cuenca-Ecuador. *Iteckne*, 12(2), 188-197. <https://doi.org/10.15332/iteckne.v12i2.1245>

Muntean M., Janssens G., Song S., Selin N.E., Olivier J.G., Guizzardi D., Maas R., Dentener F. 2014. Trend analysis from 1970 to 2008 and model evaluation of EDGARv4 global gridded anthropogenic mercury emissions. *Science of the Total Environment*. 494,495, 337-350. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.014>

Nascimento, A.P., Santos, J.M., Mill, J.G., De Souza J.B., Reis Júnior N.C., Reisen V.A., 2017. Association between the concentration of fine particles in the atmosphere and acute respiratory diseases in children. *Revista de Saúde Pública*, 51(3), 695-700. <http://dx.doi.org/10.1590/s1518-8787.2017051006523>

Nedbor-Gross, R., Henderson, B. H., Pérez-Peña, M. P., Pachón, J. E., 2018. Air quality modeling in Bogotá, Colombia using local emissions and natural mitigation factor adjustment for re-suspended particulate matter. *Atmospheric Pollution Research*, 9(1), 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.07.004>

Pacheco, M.T., Parmigiani, M.M.M., Andrade, M.F., Morawska, L., Kumar, P., 2017. A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three metropolitan areas of Brazil. *Journal of Transport and Health*, 4, 53–72. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.01.008>

Pacsi S.A.V., 2016. Spatial and temporal analysis of the air quality determined by particulate matter MP₁₀ and MP_{2.5} in Metropolitan Lima. *Universidad Nacional Agraria La Molina. Anales científicos*, 77(2), 273-283. <http://dx.doi.org/10.21704/ac.v77i2.699>

Parrish D.D., Singh H.B., Molina L., Madronich S. Air quality progress in North American megacities: A review. *Atmospheric Environment*. v. 45, p. 7015-7025, 2011.

Pérez-Martínez, P.J., Andrade, M.F., Miranda, R.M., 2017. Heavy truck restrictions and air quality implications in Sao Paulo, Brazil. *Journal of Environmental Management*, 202(1), 55-68. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.022>

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Kazuhiko, I., Thurston, G. D., 2002. Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *Jama*, 287(9), 1132–1141. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>

Pope, C. A., Burnett, R. T., Thurston, G. D., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Godleski, J. J., 2004. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation*, 109 (1), 71-77. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F>

Prieto-Parra, L., Yohannessen, K., Brea, C., Vidal, D., Ubilla, C. A., Ruiz-Rudolph, P., 2017. Air pollution, MP_{2.5} composition, source factors, and respiratory symptoms in asthmatic and nonasthmatic children in Santiago, Chile. *Environment international*, 101, 190-200. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.021>

QUITO, 2014. Secretaría de Ambiente. Informe Final Inventario de Emisiones de Contaminantes Criterio, DMQ 2011. Available in: <http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/index.php/informes#inventario-de-emisiones-2011>. Accessed on: January/2019

QUITO, 2017. Secretaría de Ambiente. Red de Monitoreo Atmosférico. Quito-Ecuador. Available in: <http://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/index.php/datos-horarios-historicos> Accessed on february/ 2018.

Puliafito E.S., Allende D.G., Castesana P.S., Ruggeri M.F. 2017. High-resolution atmospheric emission inventory of the argentine energy sector. Comparison with edgar global emission database. *Heliyon*. v. 3, n. 12. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00489>

Ramirez, O., Sanchez de la Campa, A. M., Amato, F., Catacolí R. A., Rojas, N. Y., De la Rosa, J. Catacoli, R. A., de la Rosa, J., 2018. Chemical composition and source apportionment of MP 10 at an urban background site in a high-altitude Latin American megacity (Bogota, Colombia). *Environmental Pollution*, 233, 142-155. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.045>

Reisen V.A., Queiroz Sarnaglia A.J., Costa Reis N., Lévy-Leduc C., Méri Santos J. 2014. Modeling and forecasting daily average MP₁₀ concentrations by a seasonal long-memory model with volatility. *Environmental Modelling and Software*, 51, 286-295. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.027>

Reisen V.A., Monte E.Z. Franco, G.D.A., Sgrancio, A.M., Molinares, F.A.F., Bondon, P., Ziegelmann F.A., Abraham, B., 2018. Robust estimation of fractional seasonal processes: Modeling and forecasting daily average SO₂ concentrations. *Mathematics and Computers in Simulation*, 146, 27-43. <https://doi.org/10.1016/j.matcom.2017.10.004>

Revista DINERO, 2019. Available in: <https://www.dinero.com/pais/articulo/cuanto-le-cuesta-la-contaminacion-del-aire-a-los-bogotanos/268113?fbclid=IwAR1mNWEAR9jJPtERBUXIII9LdxFLv0iVxFA7ZIR4wP7ivxowHEXfQxt-0Fg>. Accessed on march/2019.

Riojas-Rodríguez, H., da Silva, A. S., Texcalac-Sangrador, J. L., Moreno-Banda, G. L., 2016. Air pollution management and control in Latin America and the Caribbean: implications for climate change. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 40(3), 150-159. Available in: <https://www.scielosp.org/article/rpsp/2016.v40n3/150-159/>

Romieu, I.G.N., Cifuentes, L.A., de Leon, A.P., Junger, W., Vera, J., Strappa, V., Hurtado-Díaz, M., Miranda-Soberanis, V., Rojas-Bracho, L., Carbajal-Arroyo, L., Tzintzun-Cervantes, G., 2012. HEI Health Review Committee. Multicity study of air pollution and mortality in Latin America (the ESCALA study). Research Report 171. Health Effects Institute. Available in: <https://www.healtheffects.org/publication/multicity-study-air-pollution-and-mortality-latin-america-escala-study>

Saide, P.E., Carmichael, G.R., Spack S.N., Gallardo, L., Osses A.E., Mena-Carrasco M.A., Pagowski M., 2011. Forecasting urban MP₁₀ and MP_{2.5} pollution episodes in very stable nocturnal. conditions and complex terrain using WRFChem CO tracer model. *Atmospheric Environment*, 45(16), 2769-2780. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.001>

Sánchez-Ccoyllo, O.R., Andrade, M.F., 2002. The influence of meteorological conditions on the behavior of pollutants concentrations in São Paulo, Brazil. *Environmental Pollution*, 116 (2), 257-263. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00129-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00129-4)

Sánchez-Ccoyllo, O. R., Ordoñez-Aquino, C. G., Muñoz, Á. G., Llacza, A., Andrade, M. F., Liu, Y., ... & Brasseur, G., 2018. Modeling Study of the Particulate Matter in Lima with the WRF-Chem Model: Case Study of April 2016. *International Journal of Applied Engineering Research*, 13(11), 10129-10141. Available in: https://www.ripublication.com/ijaer18/ijaerv13n11_190.pdf

SIATA, 2017. Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá. Medellín-Colombia Available in: https://siata.gov.co/siata_nuevo/ Accessed on february/2018.

SINCA, 2017. Sistema de Información Nacional de la Calidad del Aire. Información Histórica. Estaciones de Monitoreo de Calidad del Aire. Santiago-Chile. Available in: <https://sinca.mma.gob.cl/index.php/region/index/id/M> Accessed on february/2018.

Sosa, B. S., Porta, A., Lerner, J. E. C., Noriega, R. B., Massolo, L., 2017. Human health risk due to variations in MP₁₀-MP_{2.5} and associated PAHs levels. *Atmospheric Environment*, 160, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.004>

Thunis P., Degraeuwe B., Cuvelier K., Guevara M., Tarrason L., Clappier A. 2016. A novel approach to screen and compare emission inventories. *Air Quality, Atmosphere and Health*. 9, 325-333. <https://doi.org/10.1007/s11869-016-0402-7>

Toro, M. V., Cremades, L. V., Calbó, J., 2006. Relationship between VOC and NO_x emissions and chemical production of tropospheric ozone in the Aburra Valley (Colombia). *Chemosphere*, 65(5), 881-888. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.013>

UN, 2018. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Urbanization Prospects: the 2018 revision (Press release). Available in: <https://population.un.org/wup/Publications/> Accessed in August/2018

UN, 2015. United Nations. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. World Urbanization Prospects: the 2014 Revision. P.517. New York. Available in: <https://population.un.org/wup/Publications/> Accessed in August/2018

UNEP and CCAC 2016. Integrated Assessment of Short-Lived Climate Pollutants for Latin America and the Caribbean: improving air quality while mitigating climate change. Summary for decision makers. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya.

US-EPA. Environmental Protection Agency- United States. 1999 User's Guide to TANKS: Storage Tank Emissions Calculation Software. Version 4.0. United States. 87 p.

US-EPA. Environmental Protection Agency- United States. 2001. User's Guide for Water9 Software: Version 2.0.0. United States. 189 p

US-EPA. Environmental Protection Agency- United States. 2005. Landfill Gas Emissions Model (LandGEM) Version 3.02 User's Guide. United States. 56 p.

US-EPA. Environmental Protection Agency- United States. 2017. Air Emissions Inventory Guidance for Implementation of Ozone and Particulate Matter NAAQS and Regional Haze Regulations. Available in: https://www.epa.gov/sites/production/files/2017-07/documents/ei_guidance_may_2017_final_rev.pdf. Accessed on January/2019.

US-EPA. Environmental Protection Agency- United States. 2009. AP 42, Fifth Edition. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, AP-42, Volume 1: Stationary Point and Area Sources. <https://www.epa.gov/air-emissions-factors-and-quantification/ap-42-compilation-air-emissions-factors>.

USCH, 2014. Universidad de Santiago de Chile. Estudio "Actualización y sistematización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos en la Región Metropolitana" año base 2012 Universidad de Santiago de Chile. Available in: <http://ambiente.usach.cl/estudios/Inf-Inventarios-final1.pdf>. Accessed in December/2018

Vasconcellos, P. C., Souza, D. Z., Ávila, S. G., Araújo, M. P., Naoto, E., Nascimento, K. H., ... & Behrentz, E., 2011. Comparative study of the atmospheric chemical composition of three South American cities. Atmospheric Environment, 45(32), 5770-5777. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.018>

Vivanco, M.G., Andrade, M.F., 2006. Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NOx and on a photochemical model. Atmospheric Environment, 40(7), 1189-1198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.041>

Westerlund, J., Urbain, J. P., Bonilla, J., 2014. Application of air quality combination forecasting to Bogota. Atmospheric Environment, 89, 22-28. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.02.015>

WMO /IGAC, 2012. World Meteorological Organization/ International Global Atmospheric Chemistry. Impacts of Megacities on Air Pollution and Climate (WMO/IGAC, 2012). WMO GAW report N° 205. Suiza. Available in: https://library.wmo.int/index.php?lvl=notice_display&id=13474#.XEy1iFxKjIU

WHO, 2006. World Health Organization. Air Quality Guidelines: Global Update 2005. Available in: https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/outdoorair_aqg/en/

WHO, 2016a. World Health Organization. WHO Global Urban Ambient Air Pollution Database (update 2016) Available in <https://www.who.int/airpollution/data/cities/en/>

WHO, 2016b. World Health Organization, WHO. Ambient air pollution a global assessment of exposure burden.

WHO, 2018. World Health Organization. World Health Statistics 2018: Monitoring Health for the SDGs, Sustainable Development Goals. Available in: https://www.who.int/gho/publications/world_health_statistics/2018/en/

WSU. Washington State University. 2014. MEGAN version 2.10 User's Guide. 11 p.

Zalakeviciute, R., Rybarczyk, Y., López-Villada, J., Suarez, M. V. D., 2018. Quantifying decade-long effects of fuel and traffic regulations on urban ambient MP_{2.5} pollution in a mid-size South American city. *Atmospheric Pollution Research*, 9(1), 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.07.001>

Zárate, E., Belalcazar, L. C., Clappier, A., Manzi, V., Van den Bergh, H., 2007. Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories. *Atmospheric Environment*. 41(29), 6302-6318. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.03.011>

9 ANEXOS

9.1 ESTAÇÕES DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DO AR AVALIADAS

Região Metropolitana	Cidades	Nome da estação	Latitude	Longitude	MP _{2,5}	MP ₁₀	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	CO	O ₃	PTS	HCT	HCnM	CH ₄		
Região Metropolitana do Valle de Aburrá	Medellín	Estación tráfico centro	6.25256	-75.56958	x	x	x	x	x	x	x	x						
		Politecnico Colombiano Jaime Isaza Cadavid	6.20897	-75.57777	x	x												
		Universidad Nacional de Colombia	6.26337	-75.57700	x		x	x	x				x					
	Itaguí	Colegio Concejo de Itagui	6.16850	-75.64436	x	x	x	x	x			x	x					
	Barbosa	Parque de las Aguas	6.40671	-75.41949												x		
		Barbosa - Torre Social	6.43696	-75.33045	x													
	Envigado	Hospital Manuel Uribe Ángel - Sede Santa Gertrudis	6.16868	-75.58197	x													
	La Estrella	La Estrella - Hospital	6.15553	-75.64417	x													
	Bello	Universidad San Buenaventura	6.33070	-75.56867		x	x	x	x							x		
	Caldas	Corporacion Lasallista	6.09908	-75.63863	x											x		
	Girardota	SOS Aburra Norte - Girardota	6.37904	-75.45091	x			x	x	x	x	x	x					
		Institucion Educativa Colombia	6.37852	-75.44398		x												
	Sabaneta	Estación tráfico sur	6.15231	-75.62749	x			x	x	x	x	x	x					
Copacabana	Copacabana - Ciudadela Educativa La Vida	6.43696	-75.33045	x														
Bogotá	Bogotá	Centro de Alto rendimiento	4.65847	-74.08397	x	x	x	x	x	x	x							
		Guaymaral	4.65847	-74.08397	x	x	x	x	x							x		
		Kennedy	4.78376	-74.04418	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
		Las Férias	4.62505	-74.16133	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
		Ministerio de Ambiente	4.69070	-74.08248	x	x										x		
		Sevillana	4.62549	-74.06698	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
		San Cristobal	4.59562	-74.14858	x	x								x		x		
		Suba	4.57255	-74.08381	x	x					x					x		
		Usaquen	4.76125	-74.09346	x	x								x		x		
		Tunal	4.57623	-74.13096	x	x	x			x	x							
		Puente Aranda	4.71035	-74.03042	x	x	x	x	x	x	x	x	x					
Região Metropolitana da Grande Vitória	Vitoria	Jardim Camburí	-20.25443	-40.26852		x	x	x	x	x					x			
		Enseado do Suá	-20.31228	-40.29087	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
		Vitória Centro	-20.31954	-40.33724		x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	
	Vila Velha	Vila Velha Ibes	-20.34844	-40.31794	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x
		Vila VelhaCentro	-20.33493	-40.29388		x					x							

Região Metropolitana	Cidades	Nome da estação	Latitude	Longitude	MP _{2.5}	MP ₁₀	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	CO	O ₃	PTS	HCT	HCnM	CH ₄
	Serra	Laranjeiras	-20.19106	-40.25693		x	x	x	x	x	x	x	x			
		Cidade continental	-20.22092	-40.23312		x		x		x				x		
		Carapina	-20.22770	-40.25641		x									x	
	Cariacica	Cariacica	-20.34190	-40.40050		x	x	x	x	x	x	x	x			
Região Metropolitana de Belo Horizonte	Belo Horizonte	Delegacia Amazonas	-19.93747	-43.99486			x	x	x	x	x	x				
		Rui Barbosa	-19.91491	-43.93342		x	x	x	x	x	x	x				
	Betim	Alterosa	-19.94755	-44.16085		x	x	x	x	x	x	x				
		Centro Administrativo de Betim	-19.96888	-44.20722	x	x		x	x	x	x	x				
		Petrovale	-19.99443	-44.11113		x	x	x	x	x	x	x				
	Contagem	Cidade Industrial	S/D	S/D			x	x	x	x	x	x				
	Ibirité	Cascata	-19.98759	-44.08631		x	x	x	x	x	x	x				
		Piratinunga	-20.00396	-44.05969		x	x	x	x	x	x	x				
	Caeté*	CA:BH	-19.78033	-43.95092	x	x	x	x	x	x	x	x				
	Lagoa Santa*	Ibiritermo	S/D	S/D		x	x	x	x	x	x	x				
	Pedro Leopoldo*	Safran	S/D	S/D		x	x	x	x	x	x	x				
Região Metropolitana de São Paulo	Diadema	Diadema	-23.68553	-46.61132		x							x			
	São Paulo	IPEN-USP	-23.56622	-46.73745	x			x				x	x			
	Mauá	Mauá	-23.66858	-46.46534		x		x					x			
	São Paulo	Nossa Senhora do Ó	-23.47964	-46.69163		x						x	x			
	São Paulo	Parelheiros	-23.77628	-46.69752	x	x						x	x			
	São Paulo	Parque Dom Pedro II	-23.54486	-46.62767	x	x		x				x	x			
	Taboão da Serra	Taboão da Serra	-23.60890	-46.75788		x		x				x				
	São Paulo	Congonhas	-23.61591	-46.66304	x	x				x	x					
	São Paulo	Ibirapuera	-23.59141	-46.66022	x	x		x				x	x			
	Osasco	Osasco	-23.52634	-46.79164	x	x		x		x	x					
	Santo André	Santo André – Capuava	-23.63938	-46.49119		x		x				x	x			
	São Bernardo do Campo	São Bernardo do Campo-Centro	-23.69867	-46.54623	x	x		x				x	x			
	São Caetano do Sul	São Caetano do Sul	-23.61848	-46.55633		x				x	x	x				
	São Paulo	Cerqueira Cesar	-23.55315	-46.67231		x		x		x	x					
	Carapicuíba	Carapicuíba	-23.53140	-46.83577		x		x				x	x			
	São Paulo	Capão Redondo	-23.66836	-46.78004		x							x			
	Guarulhos	Guarulhos - Pimentas	-23.46292	-46.49555		x		x		x	x	x				

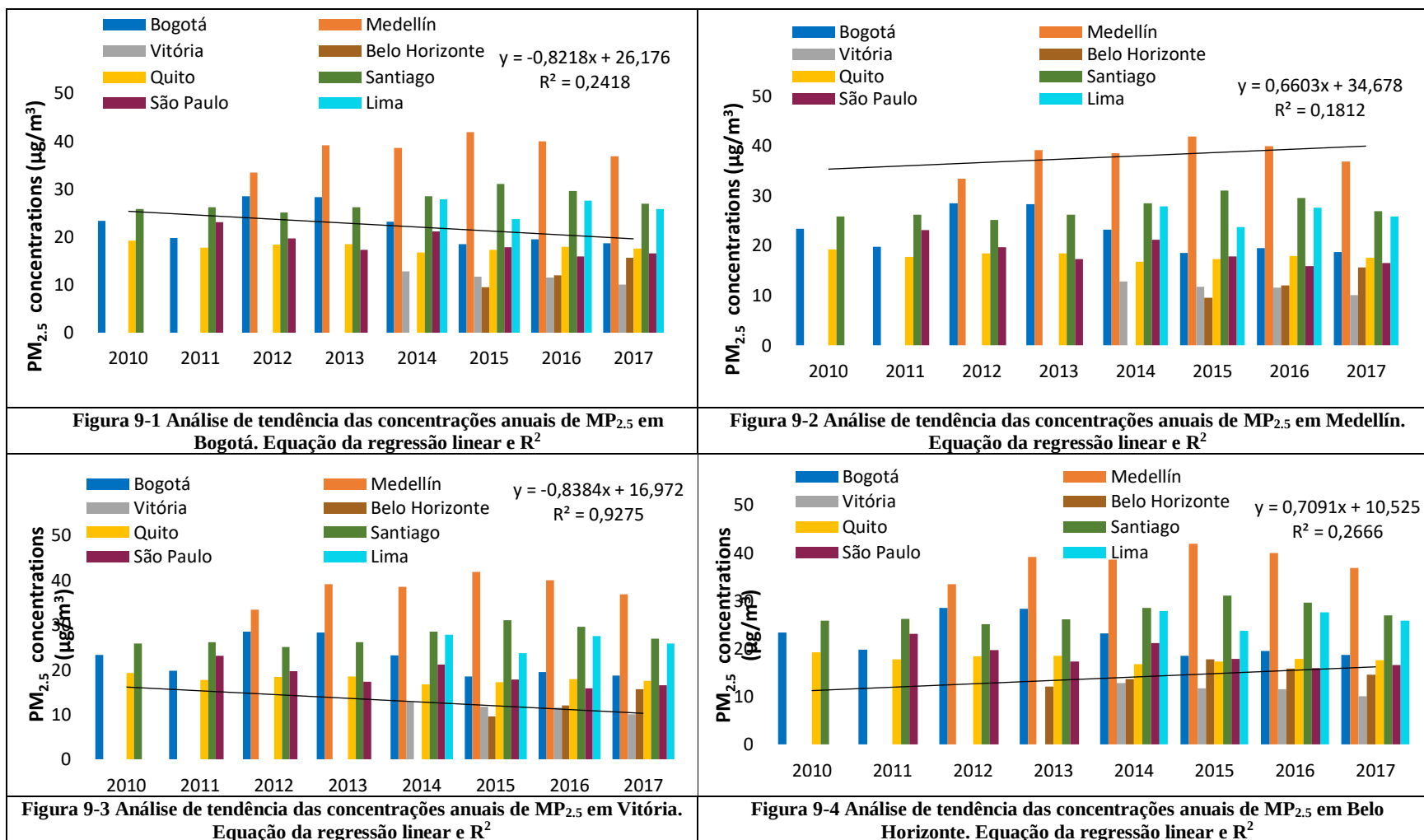
Região Metropolitana	Cidades	Nome da estação	Latitude	Longitude	MP _{2.5}	MP ₁₀	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	CO	O ₃	PTS	HCT	HCnM	CH ₄
Região Metropolitana	São Paulo	Interlagos	-23.68051	-46.67503		x		x		x		x				
	São Paulo	Itaim Paulista	-23.50158	-46.42078	x	x				x	x	x				
	São Paulo	Marginal. Tietê - Pte dos Remédios	-23.51871	-46.74340	x	x										
	São Paulo	Pico Jaragua	-23.45898	-46.75530	x							x				
Região Metropolitana do Rio de Janeiro	Rio de Janeiro	Taquara	-22.93466	-43.37173		x		x	x	x		x		x	x	x
	São Gonçalo	UERJ	-22.83216	-43.07337						x	x	x				
	Itaboraí	Porto das caixas	-22.70164	-42.87454		x		x	x	x		x		x	x	x
	Itaboraí	Sambatiba	-22.66945	-42.78794		x		x	x	x		x		x	x	x
	Itaboraí	Piranema	-22.83537	-43.71238		x			x	x	x	x		x	x	x
	Rio de Janeiro	Ilha do governador	-22.80442	-43.18156		x		x	x	x		x		x	x	x
	Rio de Janeiro	Ilha de Paqueta	-22.76793	-43.11365		x		x	x	x		x		x	x	x
	Itaguaí	Coroa Grande	-22.90419	-43.86992		x			x			x	x			
	Duque das caixas	São Bento	-22.73985	-43.31335		x		x	x	x		x				x
	Rio de Janeiro	Adalgisa Nery	-22.88875	-43.71597		x			x	x	x	x		x	x	x
	Japeri	Engenheiro Pedreira	-22.67083	-43.59422		x			x	x	x	x		x		x
	Rio de Janeiro	Centro	-22.90739	-43.19533		x		x	x	x	x	x				
	Itaguaí	Mont Serrat	-22.87484	-43.77007		x			x	x		x	x			
Região Metropolitana de Salvador	Salvador	Paralela Cab	-12.95381	-38.42838		x		x		x	x	x				
		Dique Do Tororó	-12.98372	-38.50699		x		x		x	x	x				
		Campogrande	-12.98974	-38.52009		x		x		x	x	x				
		Rio Vermelho	-13.00550	-38.48717		x		x		x	x	x				
		Pirajá	-12.89890	-38.45785		x		x		x	x	x				
		Av Acm Detran	-12.97800	-38.46893		x		x		x	x	x				
		Av Barros Reis	-12.96424	-38.47934		x		x		x	x					
Região Metropolitana de Quito	Quito	Belisario	-0.18000	-78.49000	x			x		x	x	x				
		Carapungo	-0.09833	-78.44722	x	x		x		x	x	x				
		Centro	-0.22000	-78.51000	x			x		x	x	x				
		Cotocollao	-0.10778	-78.49722	x			x		x	x	x				
		El Camal	-0.25000	-78.51000	x			x		x	x	x	x			
		Guamani	-0.33083	-78.55139		x		x		x	x	x	x			
		Los Chillos	-0.30000	-78.46000	x			x		x	x	x				

Região Metropolitana	Cidades	Nome da estação	Latitude	Longitude	MP _{2.5}	MP ₁₀	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	CO	O ₃	PTS	HCT	HCnM	CH ₄
Região Metropolitana de Santiago de Chile	Santiago	Tumbaco	-0.21000	-78.40000		x				x		x				
		Cerrillos	-33.49578	-70.70421	x	x										
		Cerrillos I	-33.49288	-70.71933	x	x	x	x	x		x	x				x
		Cerro Navia	-33.43307	-70.73206	x	x	x	x	x		x	x				x
		El Bosque	-33.54702	-70.66616	x	x		x		x	x	x				
		Independencia	-33.42226	-70.65114	x	x	x	x	x	x	x	x				
		La Florida	-33.51667	-70.58816	x	x	x	x	x	x	x	x				
		Las Condes	-33.37678	-70.52326	x	x	x	x	x		x	x				
		Padahuel	-33.43779	-70.75014	x	x	x	x	x		x	x			x	x
		Puente Alto	-33.59136	-70.59443	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x
		Quilicura	-33.34963	-70.72385	x	x										
		Quilicura I	-33.36586	-70.74822	x	x	x	x	x	x	x	x				x
		Parque O'Higgins	-33.46418	-70.66070	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x
		Talagante	-33.67382	-70.95300	x	x	x	x	x	x	x	x			x	
Região Metropolitana de Buenos Aires	Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA)	La Boca	-34.62526	-58.36637		x		x			x					
		Centenario	-34.60661	-58.43207		x		x			x					
		Cordoba	-34.59956	-58.39155		x		x			x					
		Palermo	-34.58345	-58.40536		x		x			x					
Região Metropolitana de Lima	Lima	ATE	-12.02611	-76.91861	x	x		x				x				
		Campo de Marte CDM	-12.07053	-77.04317	x	x		x				x				
		San Borja SBJ	-12.10863	-77.00777	x	x		x				x				
		Santa Anita STA	-12.04300	-76.97142	x	x		x				x				
		Villa María del Triunfo VMT	-12.16639	-76.92000	x	x		x				x				
		Huachipa HCH	-12.01689	-76.94883	x	x		x				x				
		San Juan de Lurigancho SJL	-12.01689	-76.94883	x	x		x				x				
		Carabayllo CRB	-11.90219	-77.03364	x	x		x				x				
		Puente Piedra PID	-11.86325	-77.07413	x	x		x				x				
	Callao	San Martín de Porres	-12.00000	-77.08000	x	x		x				x				

*Não pertencem na Região Metropolitana S/D: Sem dado

9.2 ANÁLISE DE TENDÊNCIAS DAS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO

9.2.1 MP_{2.5}



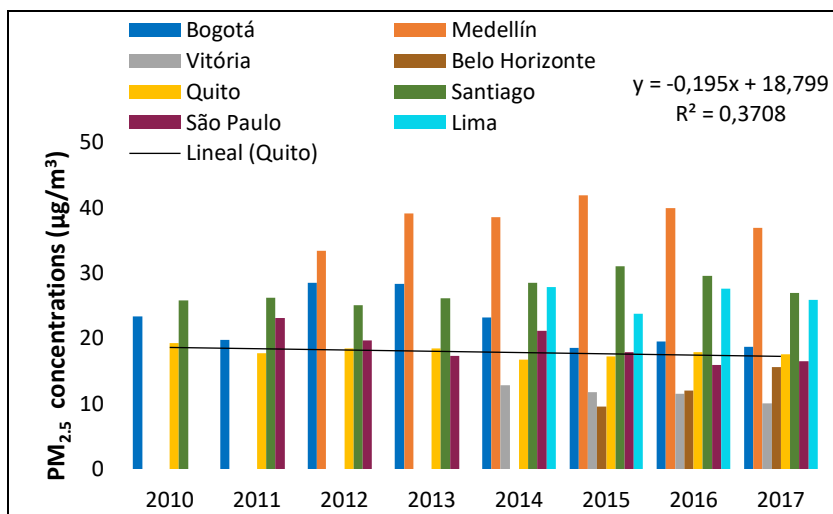


Figura 9-5 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{2,5} em Quito. Equação da regressão linear e R²

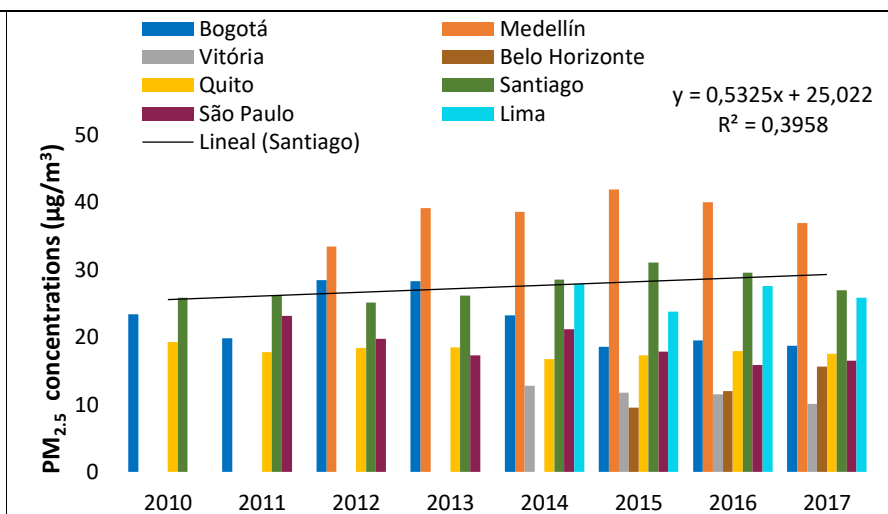


Figura 9-6 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{2,5} em Santiago. Equação da regressão linear e R²

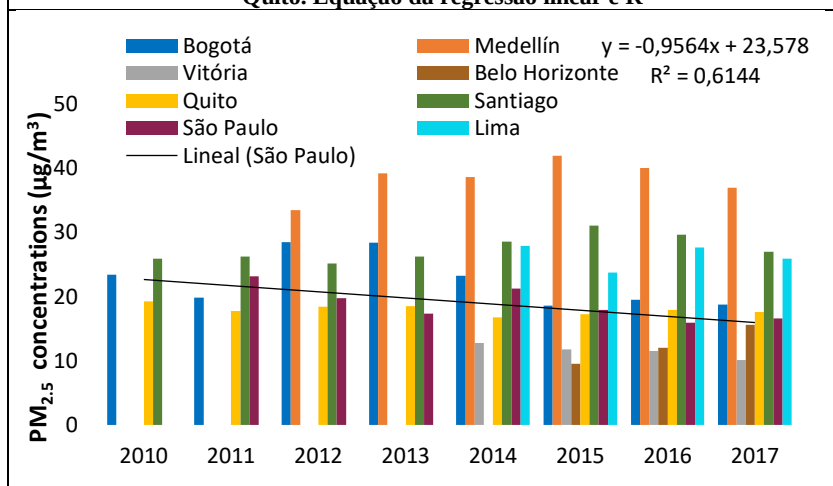


Figura 9-7 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{2,5} em São Paulo. Equação da regressão linear e R²

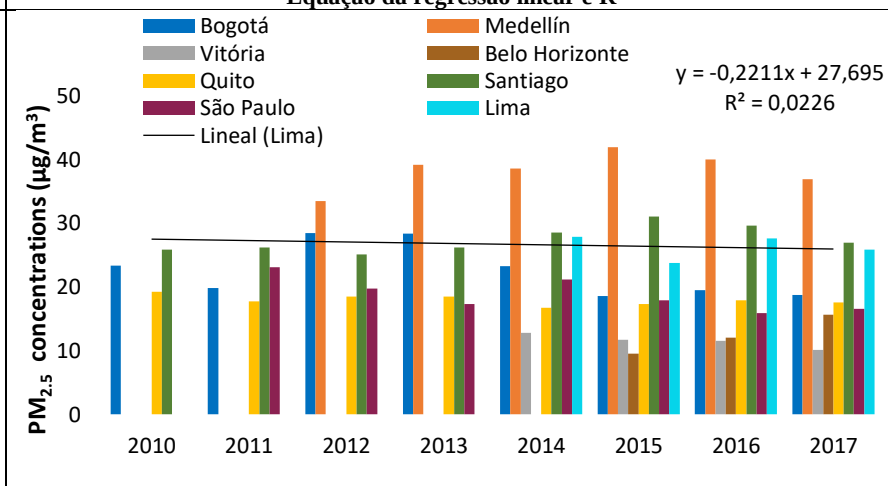


Figura 9-8 Análise de tendência das concentrações anuais de MP_{2,5} em Lima. Equação da regressão linear e R²

9.2.2 MP₁₀

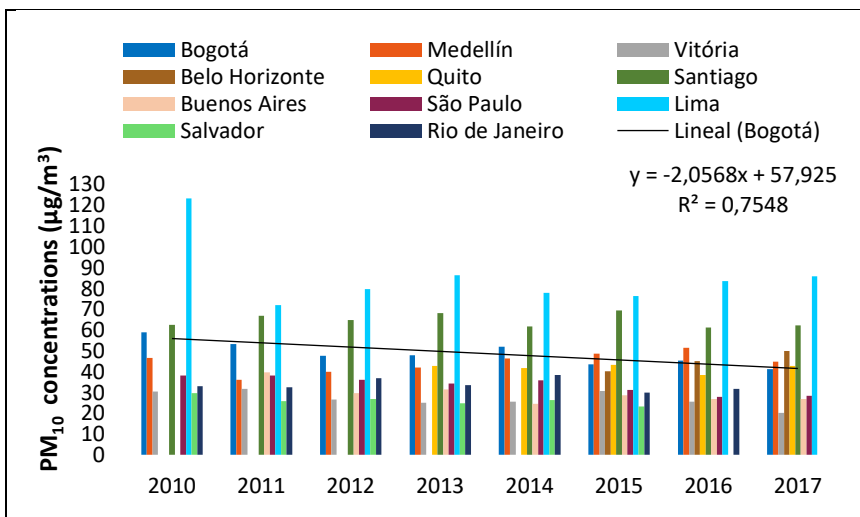


Figura 9-9 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Bogotá.
Equação da regressão linear e R²

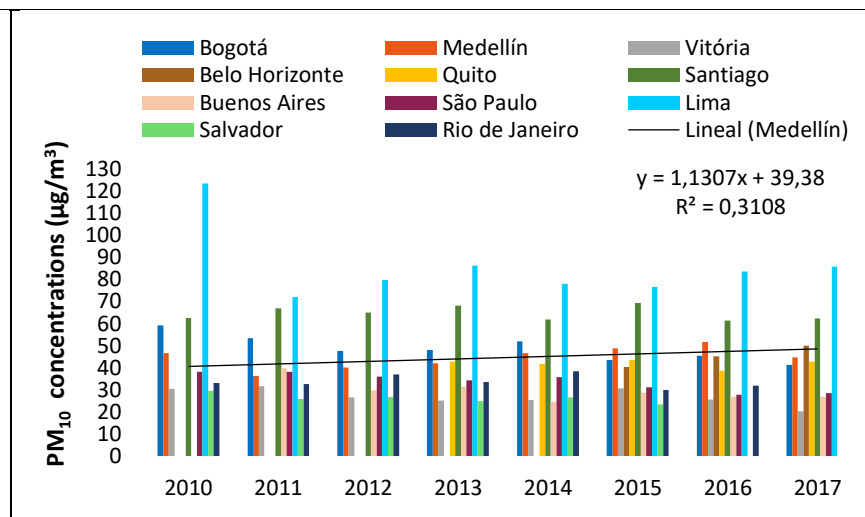


Figura 9-10 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Medellín.
Equação da regressão linear e R²

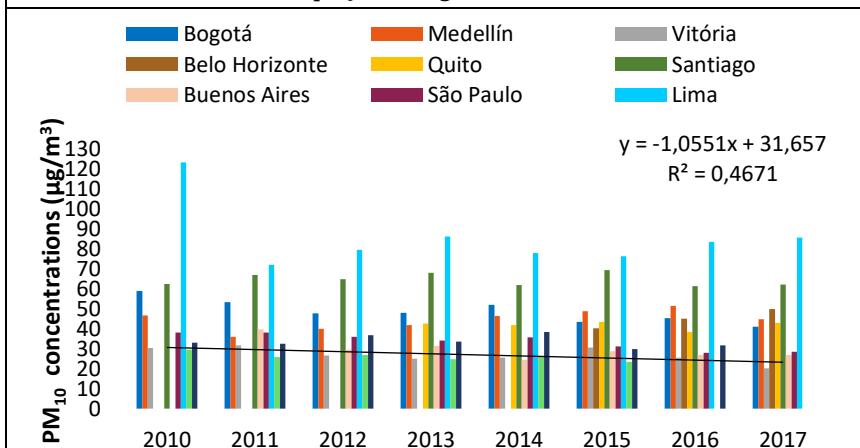


Figura 9-11 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Vitória.
Equação da regressão linear e R²

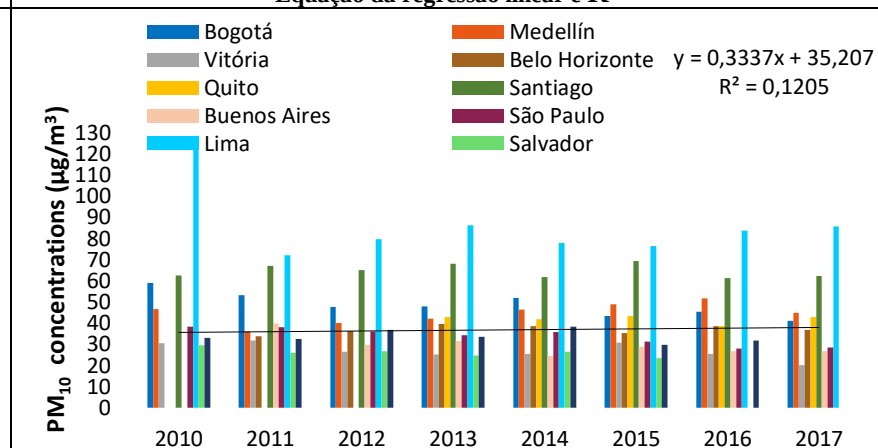


Figura 9-12 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R²

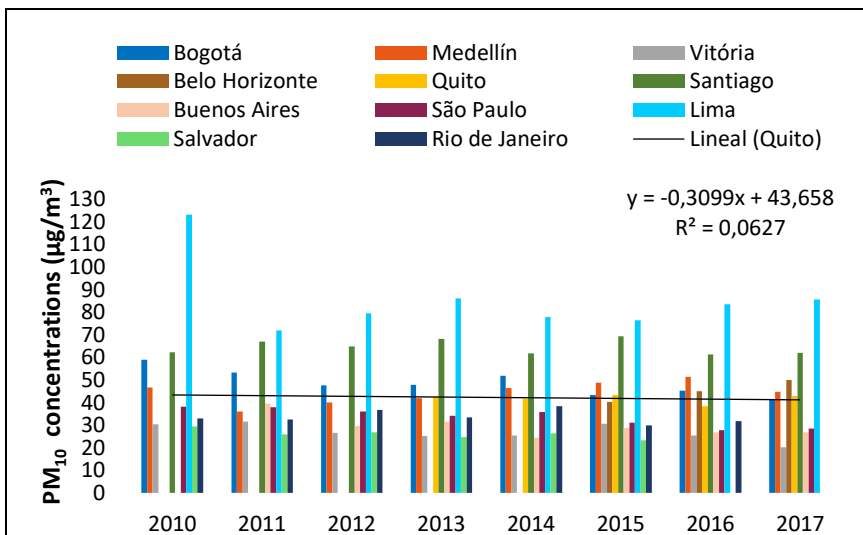


Figura 9-13 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Quito.
 Equação da regressão linear e R²

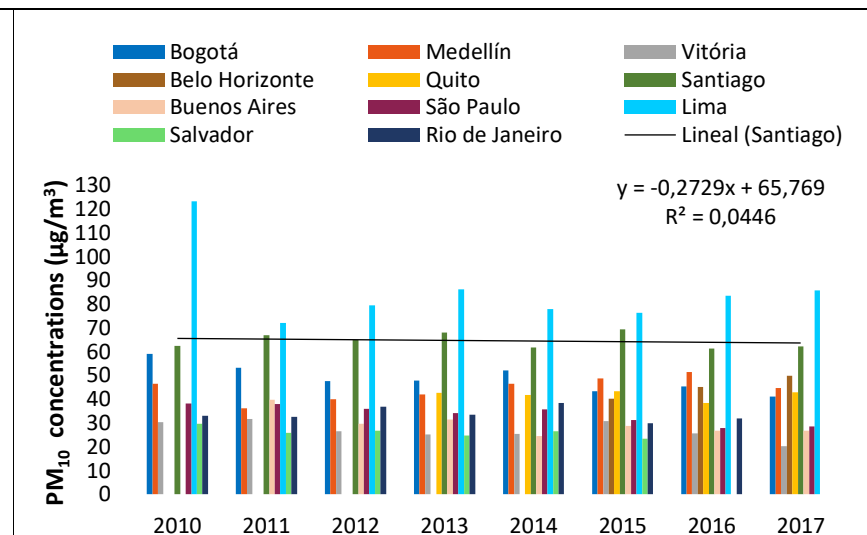


Figura 9-14 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Santiago.
 Equação da regressão linear e R²

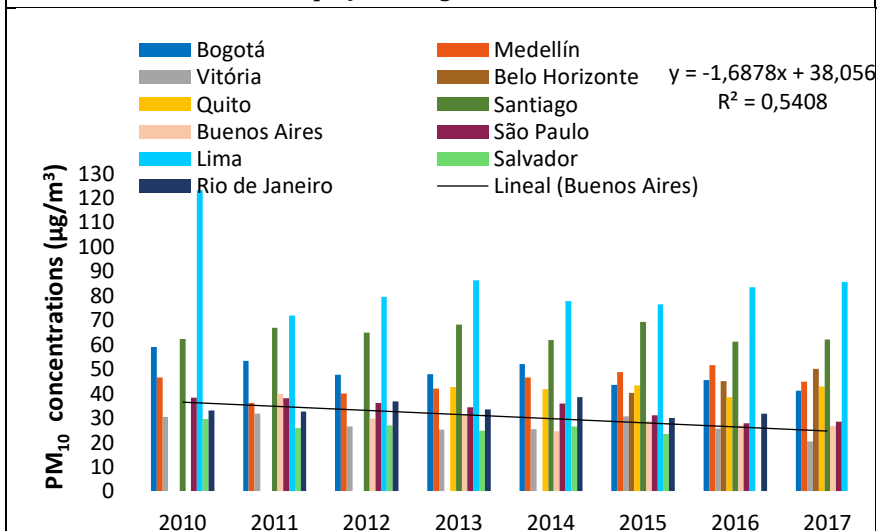


Figura 9-15 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Buenos Aires. Equação da regressão linear e R²

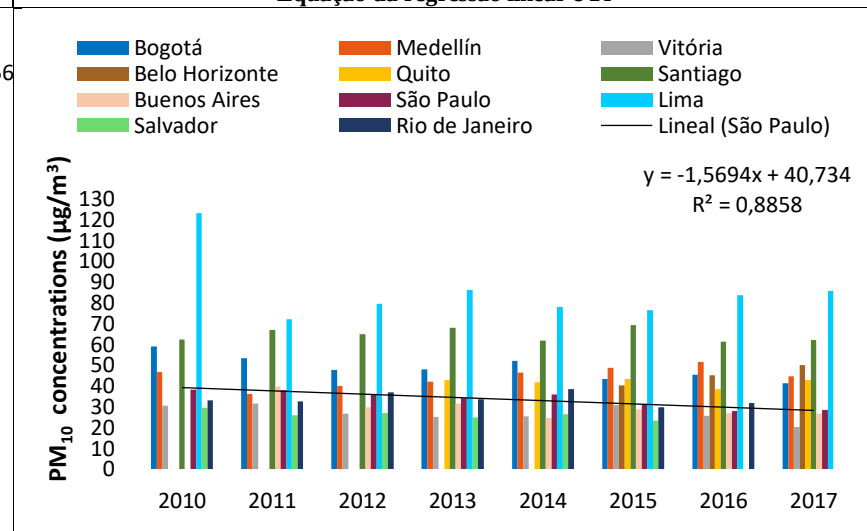


Figura 9-16 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em São Paulo. Equação da regressão linear e R²

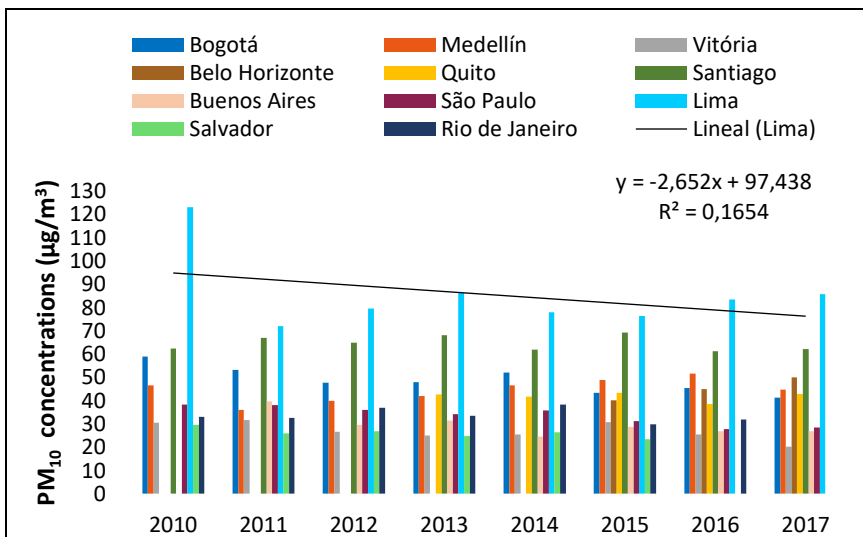


Figura 9-17 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Lima.
 Equação da regressão linear e R²

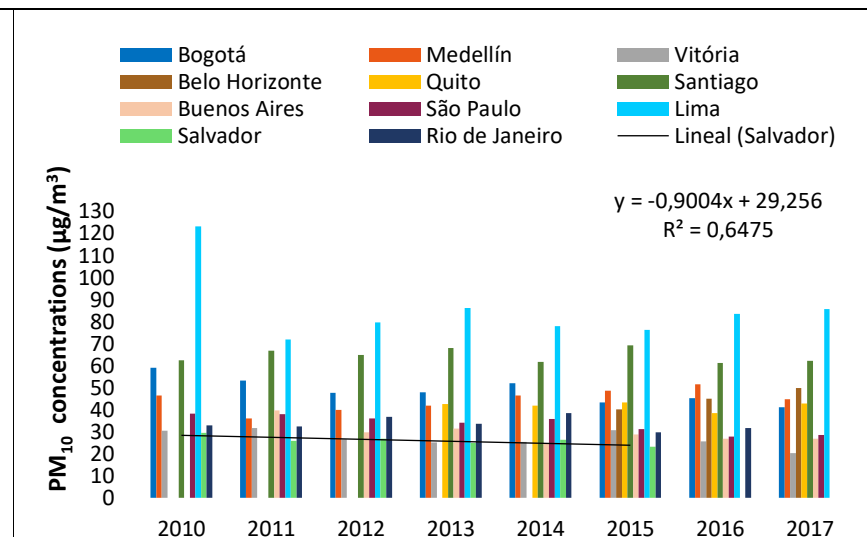


Figura 9-18 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Salvador.
 Equação da regressão linear e R²

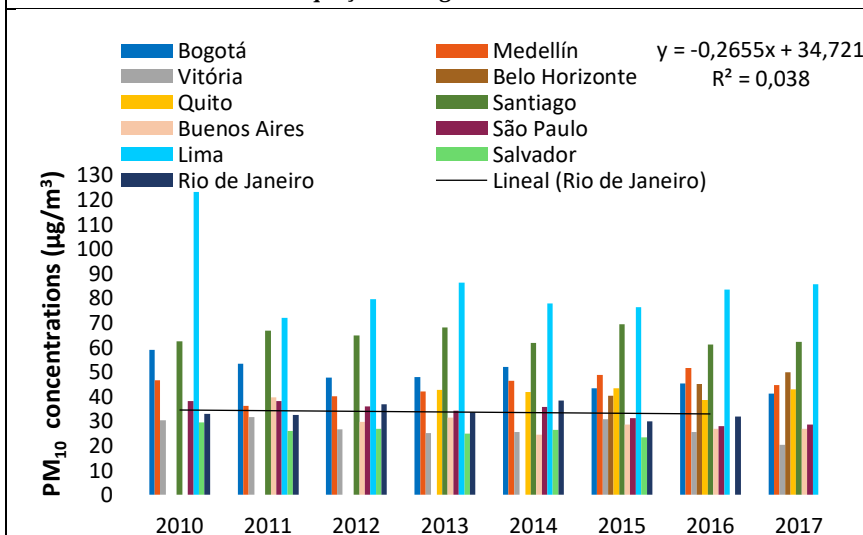


Figura 9-19 Análise de tendência das concentrações anuais de MP₁₀ em Rio de Janeiro.
 Equação da regressão linear e R²

9.2.3 SO₂

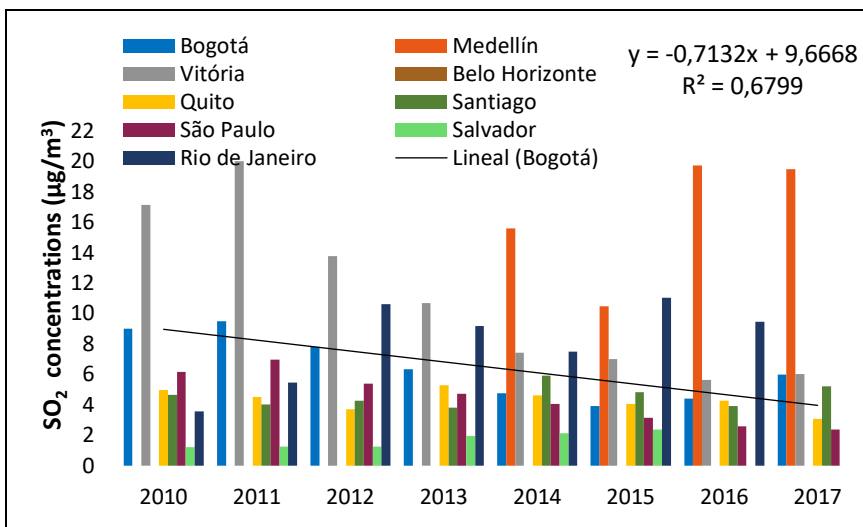


Figura 9-20 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Bogotá.
Equação da regressão linear e R²

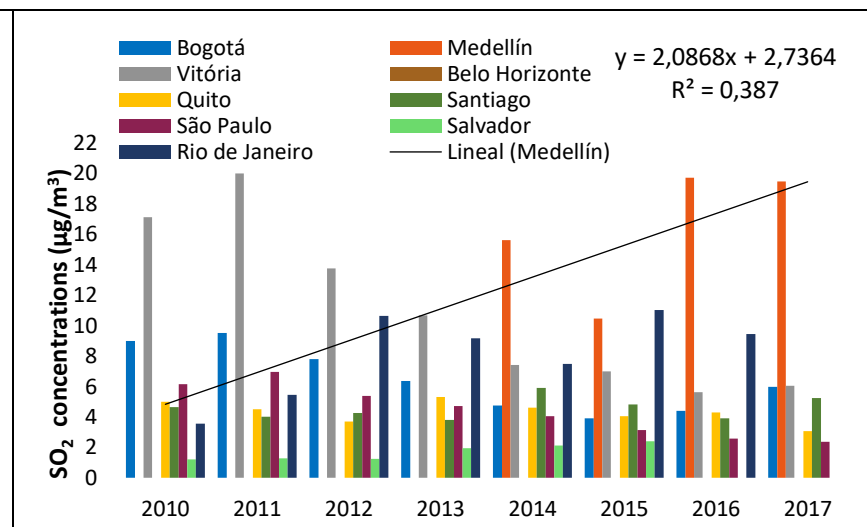


Figura 9-21 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Medellín.
Equação da regressão linear e R²

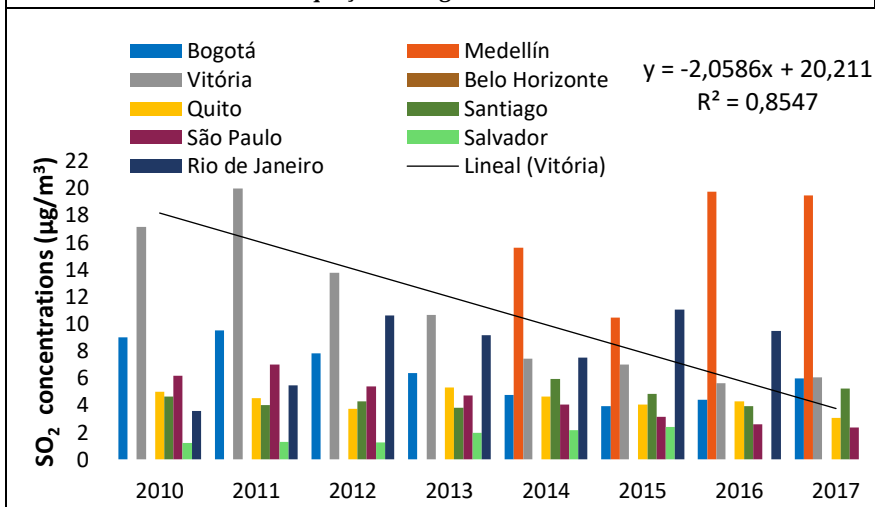


Figura 9-22 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Vitória.
Equação da regressão linear e R²

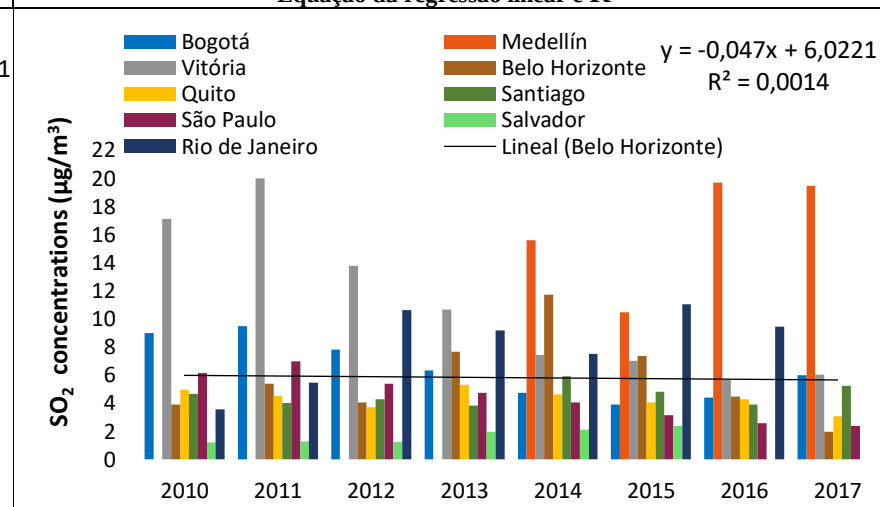


Figura 9-23 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Belo Horizonte.
Equação da regressão linear e R²

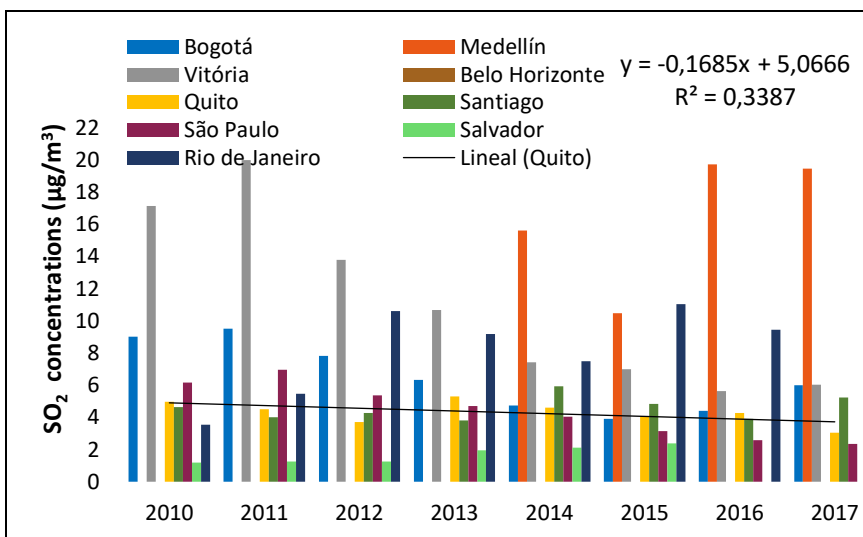


Figura 9-24 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Quito.
Equação da regressão linear e R²

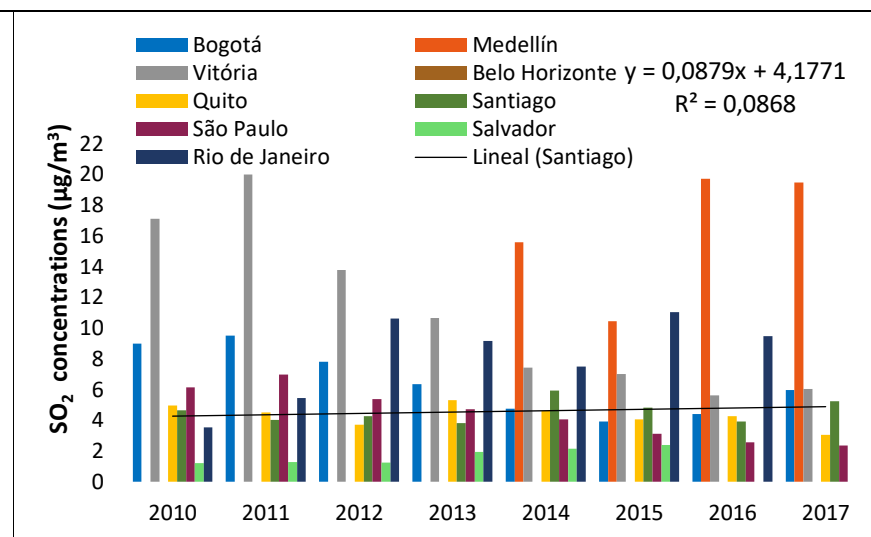


Figura 9-25 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Santiago.
Equação da regressão linear e R²

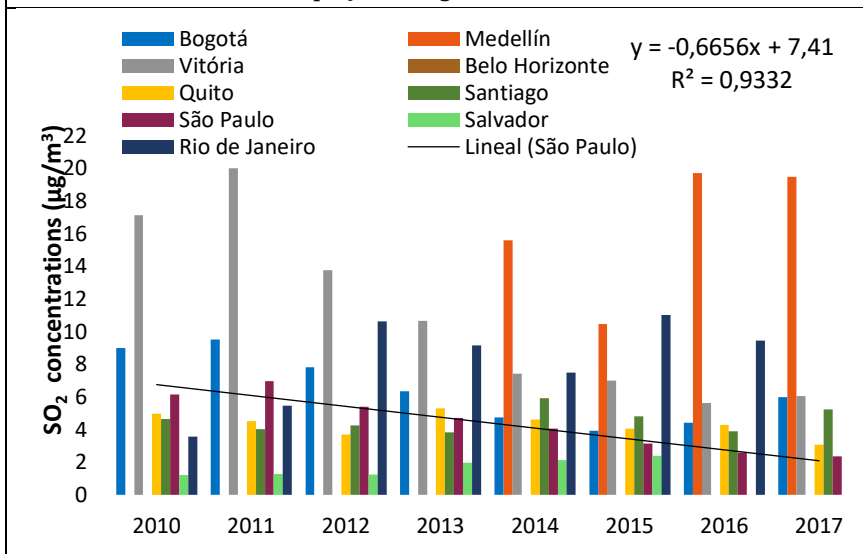


Figura 9-26 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em São Paulo.
Equação da regressão linear e R²

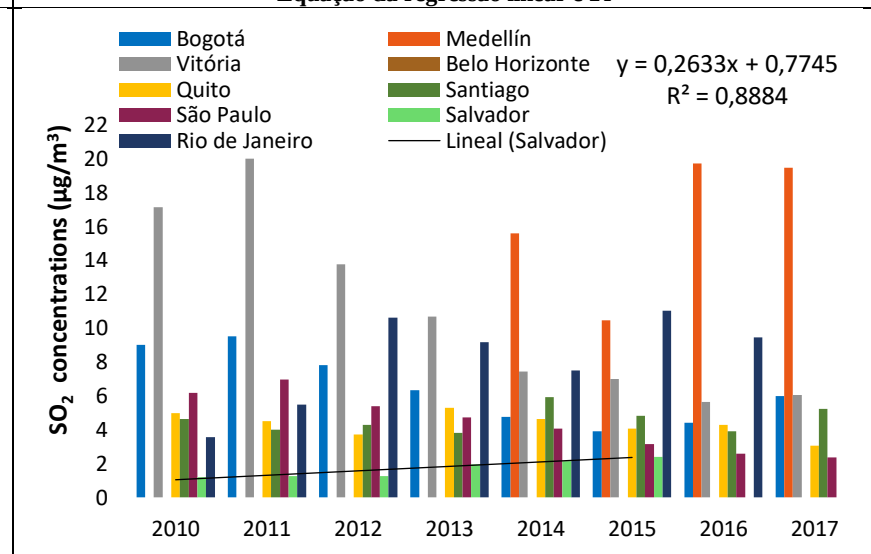
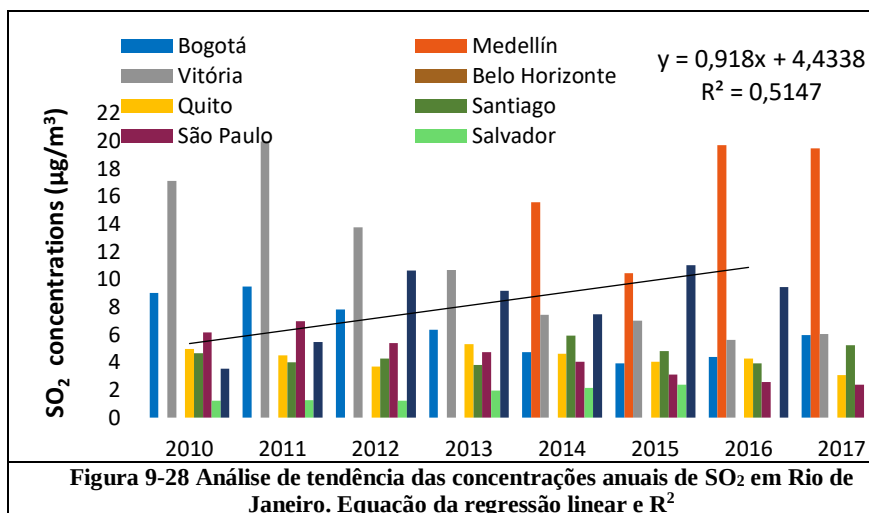
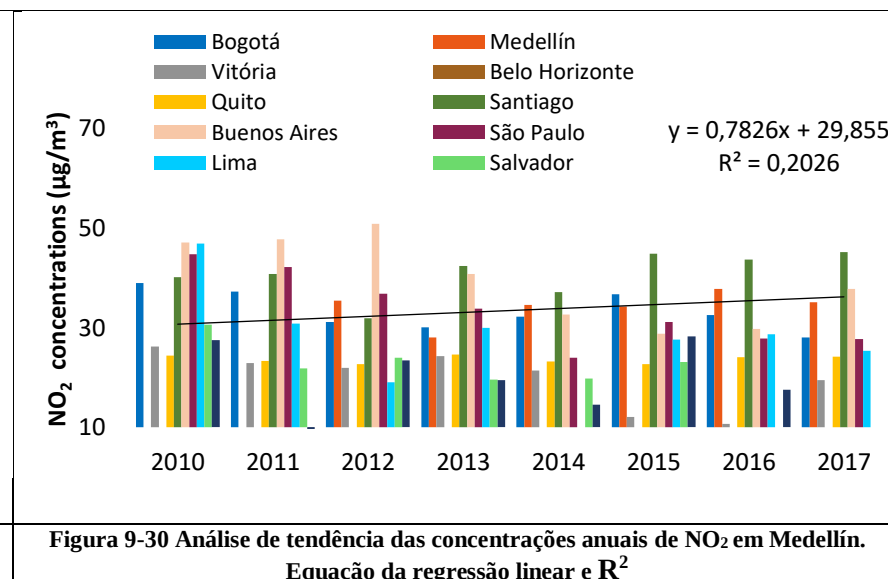
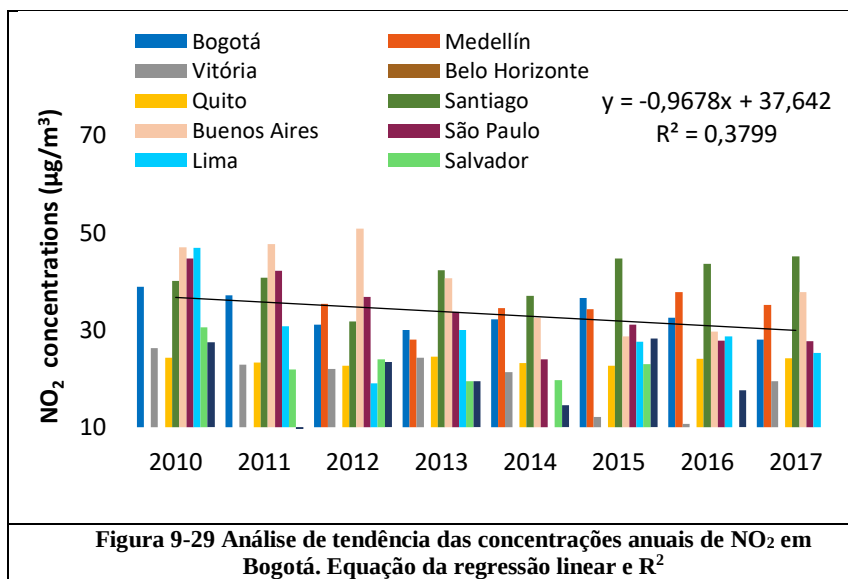


Figura 9-27 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Salvador.
Equação da regressão linear e R²



9.2.4 NO₂



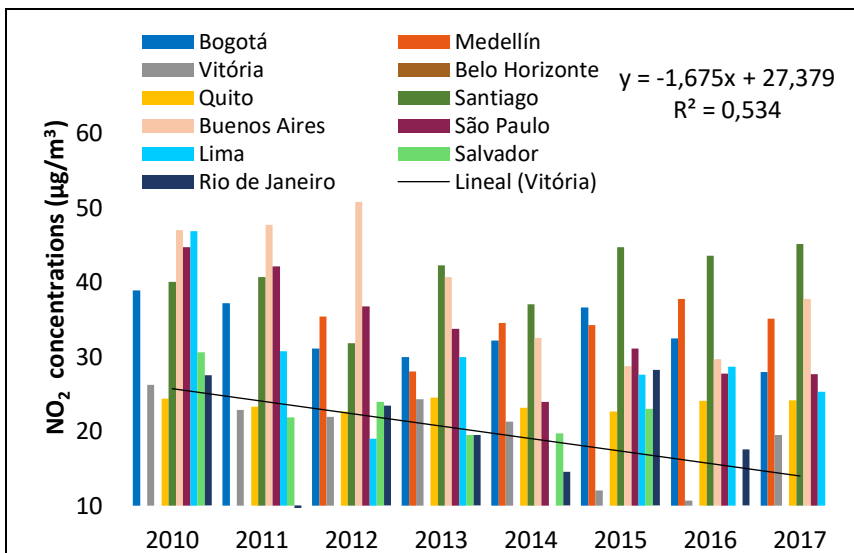


Figura 9-31 Análise de tendência das concentrações anuais de NO₂ em Vitória. Equação da regressão linear e R²



Figura 9-32 Análise de tendência das concentrações anuais de NO₂ em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R²

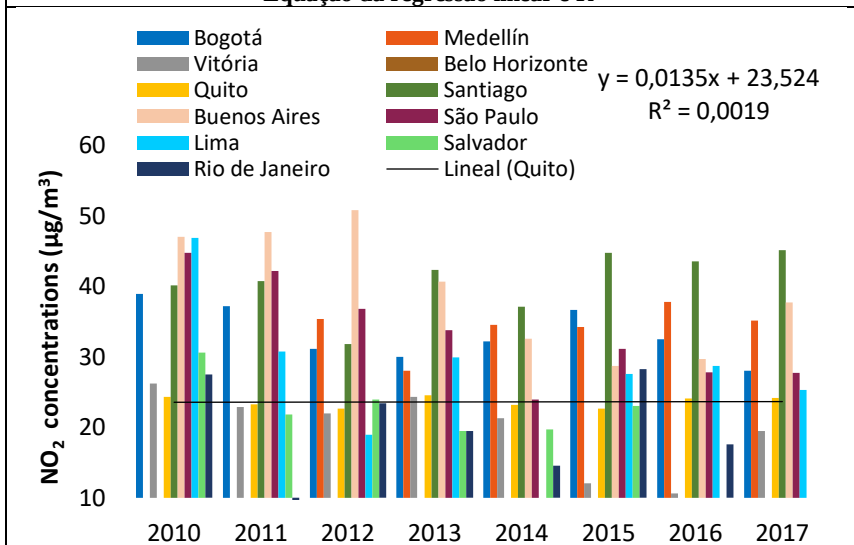


Figura 9-33 Análise de tendência das concentrações anuais de NO₂ em Quito. Equação da regressão linear e R²

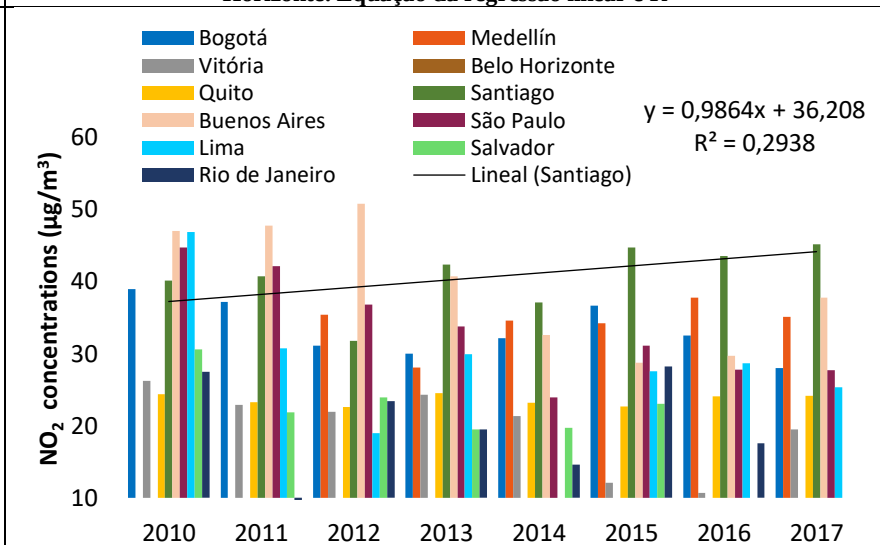


Figura 9-34 Análise de tendência das concentrações anuais de NO₂ em Santiago. Equação da regressão linear e R²

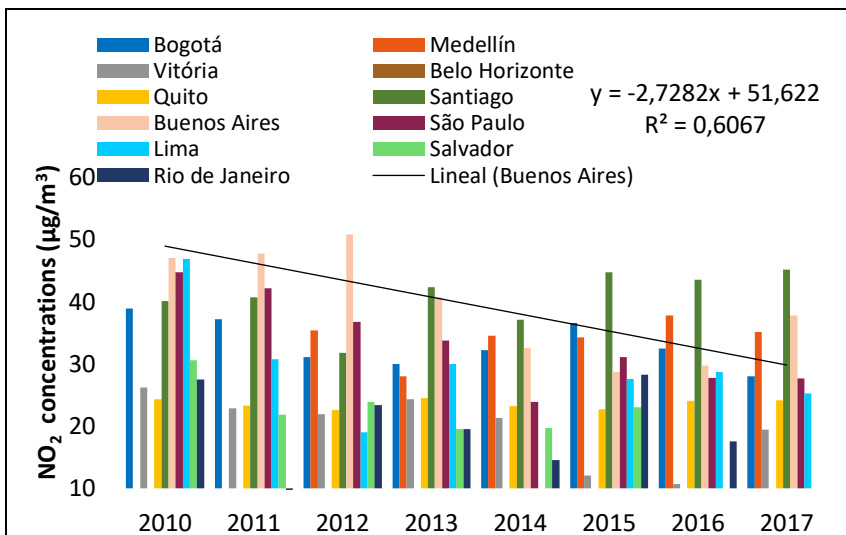


Figura 9-35 Análise de tendência das concentrações anuais de NO₂ em Buenos Aires Equação da regressão linear e R²

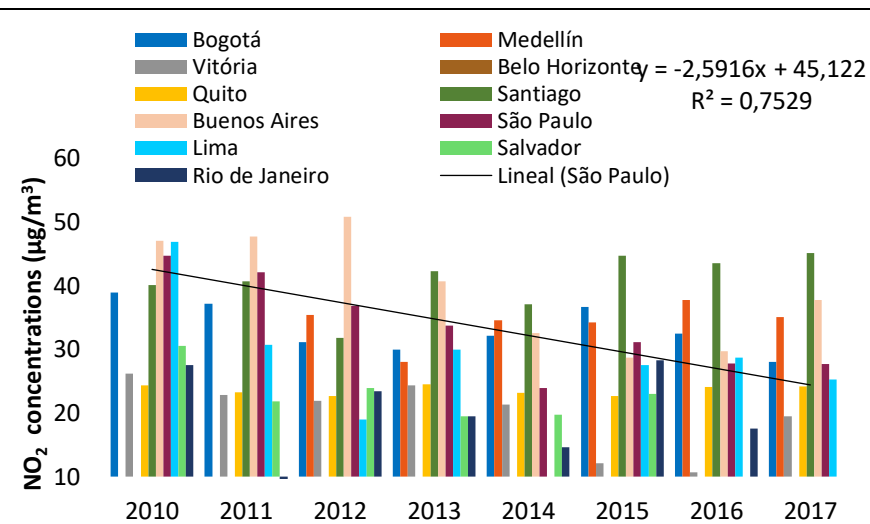


Figura 9-36 Análise de tendência das concentrações anuais de NO₂ em São Paulo Equação da regressão linear e R²

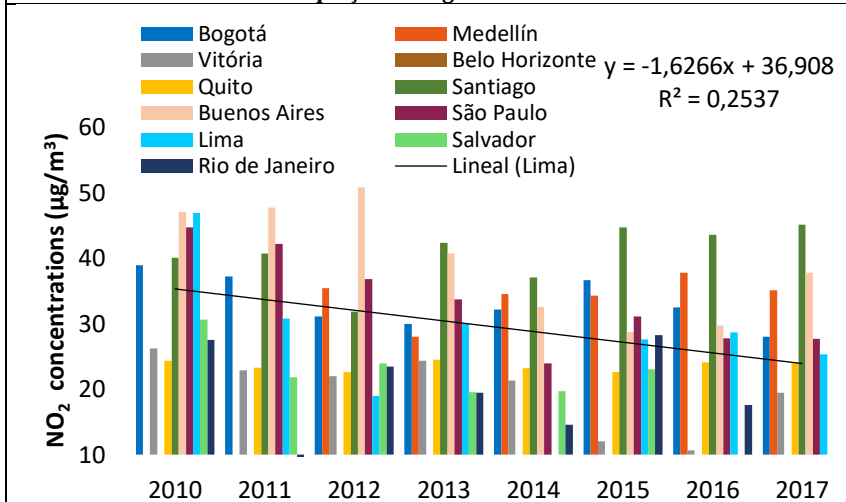


Figura 9-37 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Lima Equação da regressão linear e R²

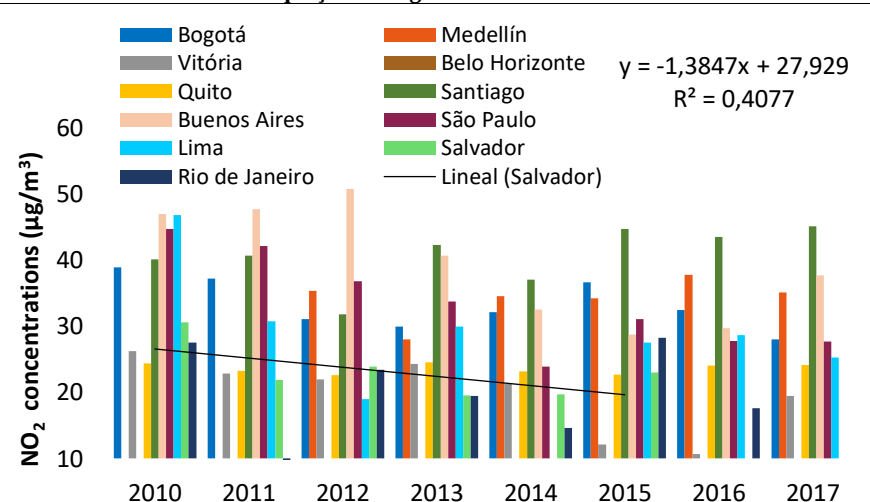


Figura 9-38 Análise de tendência das concentrações anuais de SO₂ em Salvador Equação da regressão linear e R²

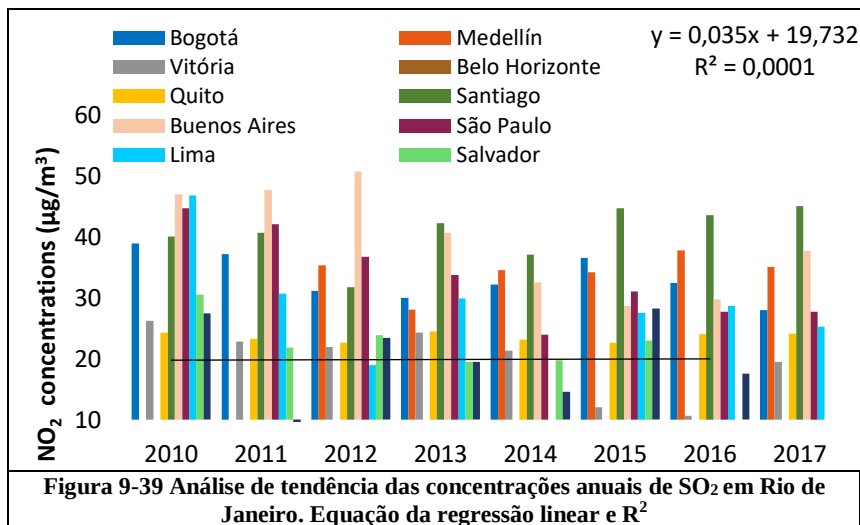


Figura 9-39 Análise de tendência das concentrações anuais de SO_2 em Rio de Janeiro. Equação da regressão linear e R^2

9.2.5 CO

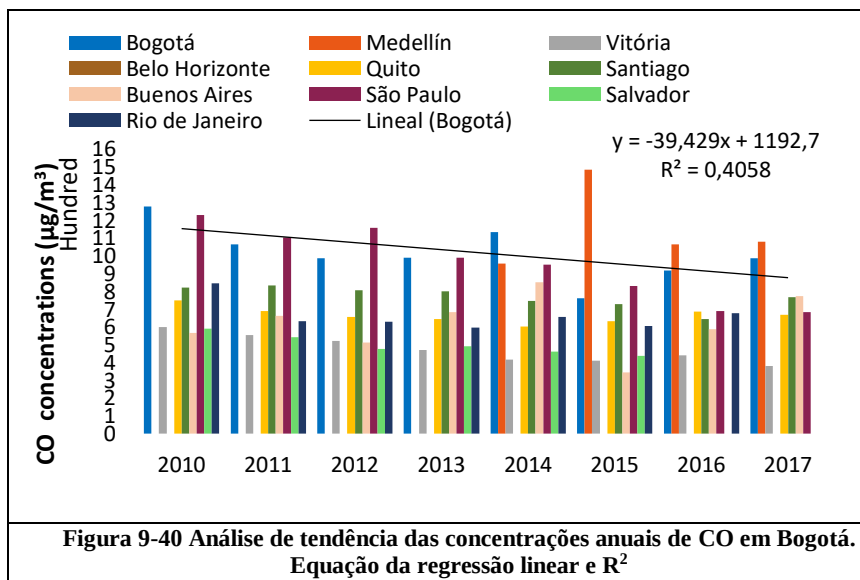


Figura 9-40 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Bogotá. Equação da regressão linear e R^2

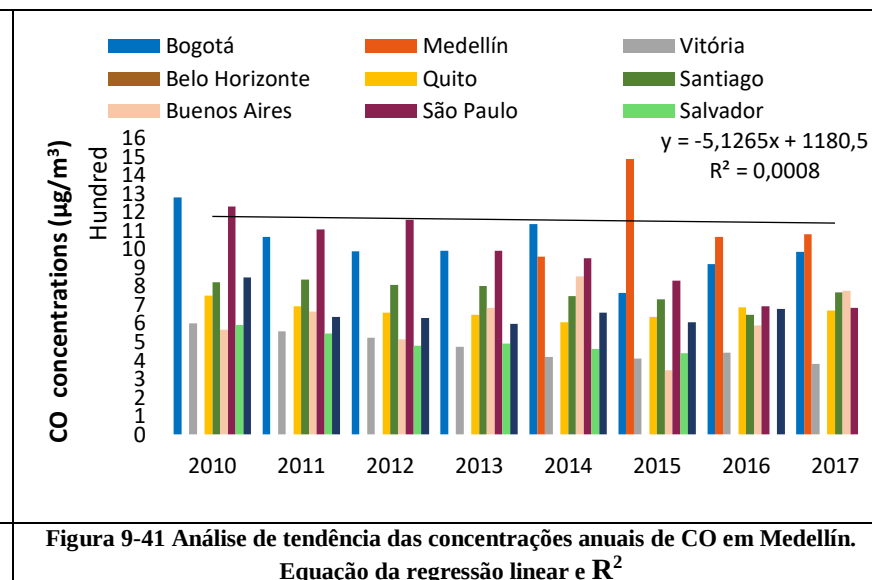


Figura 9-41 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Medellín. Equação da regressão linear e R^2

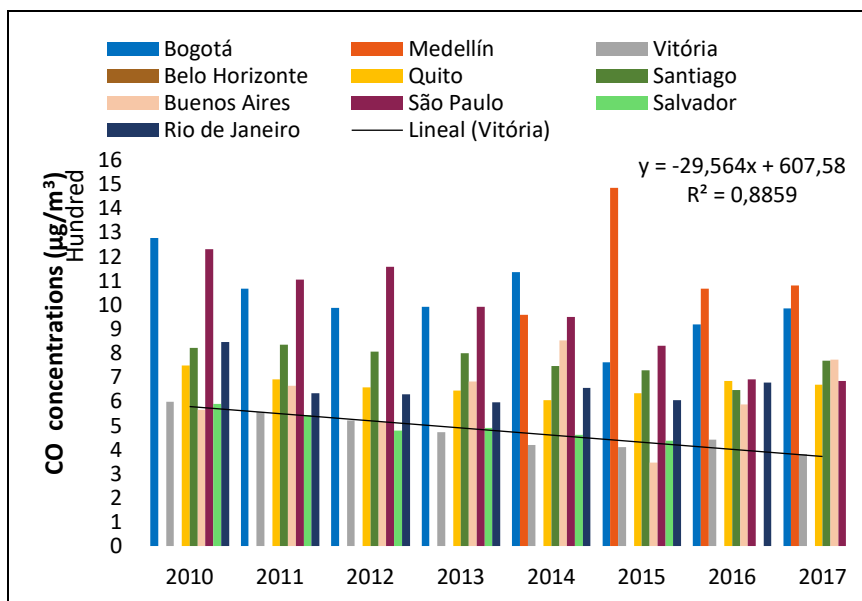


Figura 9-42 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Vitória.
Equação da regressão linear e R^2

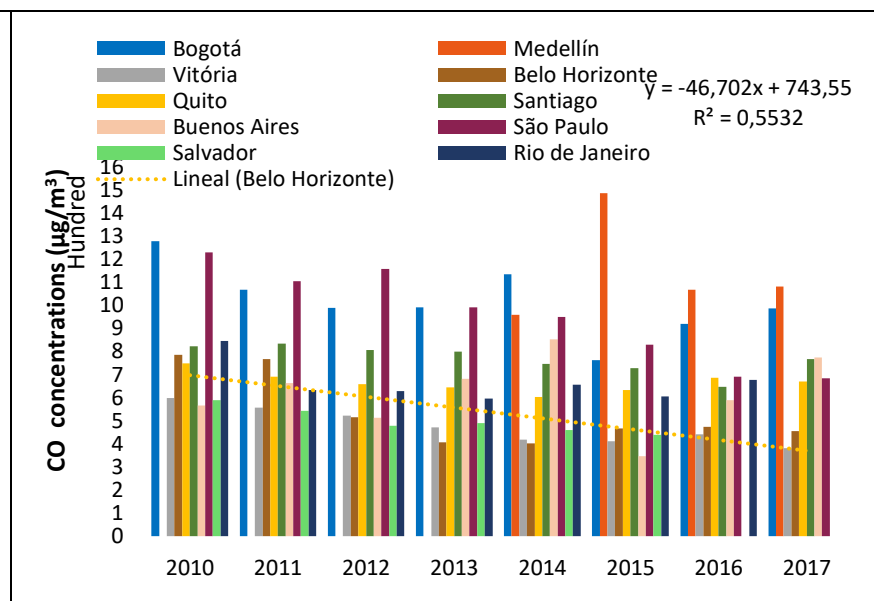


Figura 9-43 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Belo Horizonte. Equação da regressão linear e R^2

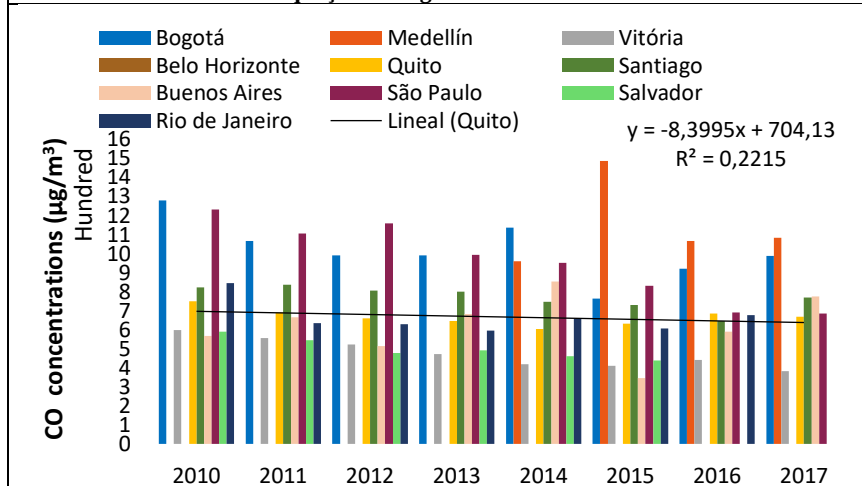


Figura 9-44 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Quito.
Equação da regressão linear e R^2

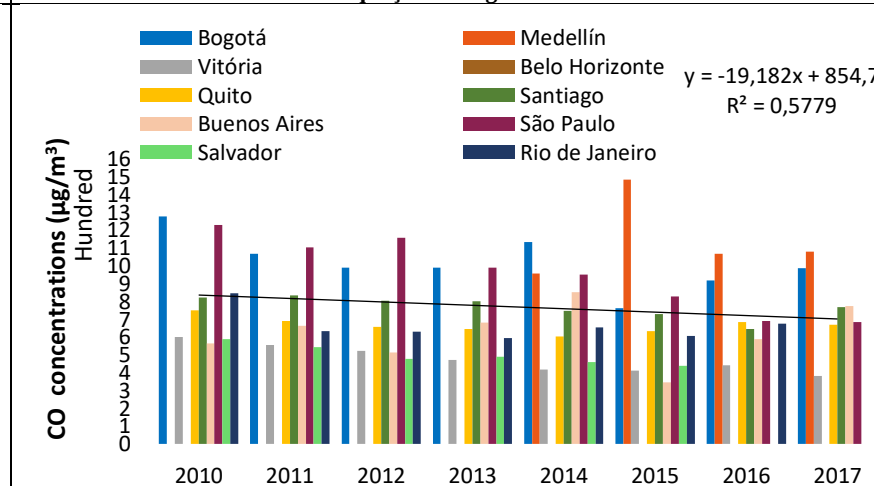


Figura 9-45 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Santiago.
Equação da regressão linear e R^2

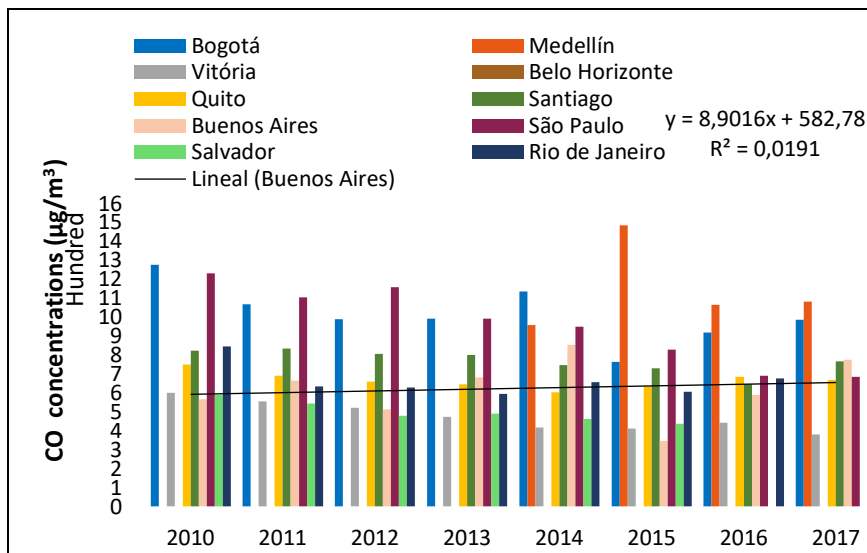


Figura 9-46 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Buenos Aires Equação da regressão linear e R^2

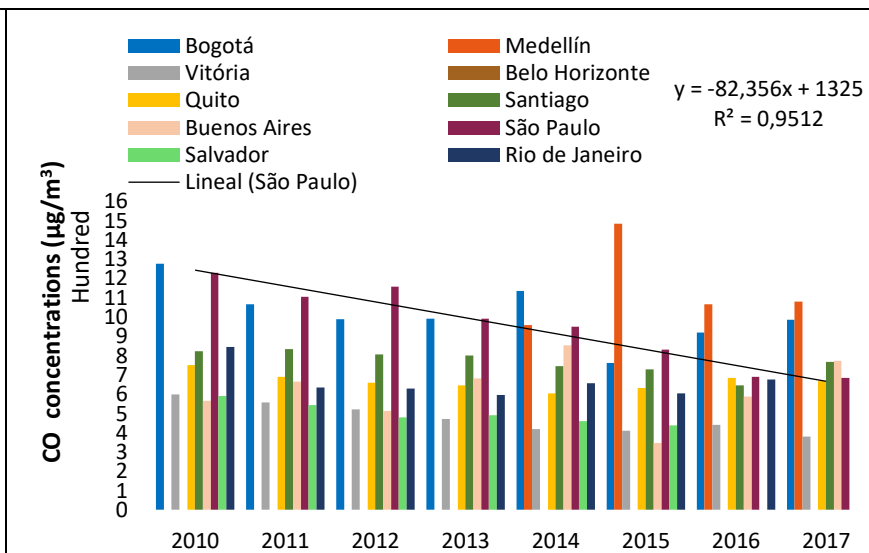


Figura 9-47 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em São Paulo Equação da regressão linear e R^2

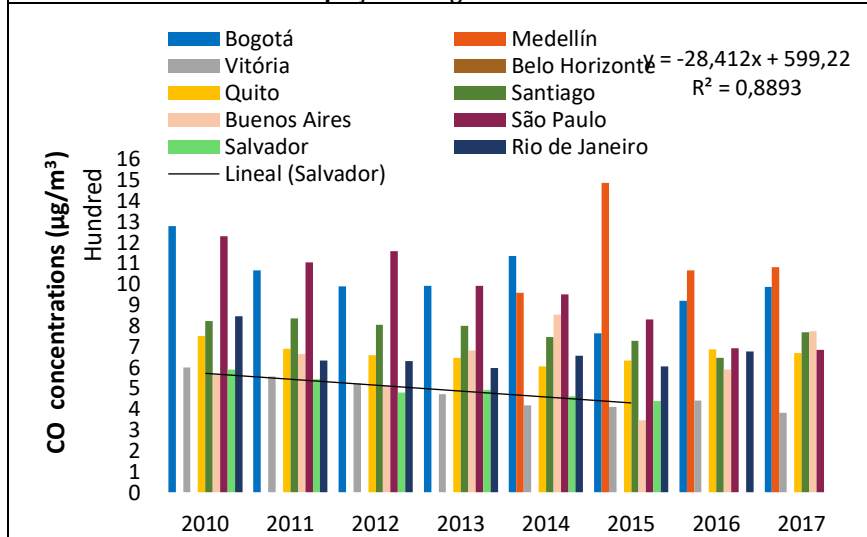


Figura 9-48 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Salvador Equação da regressão linear e R^2

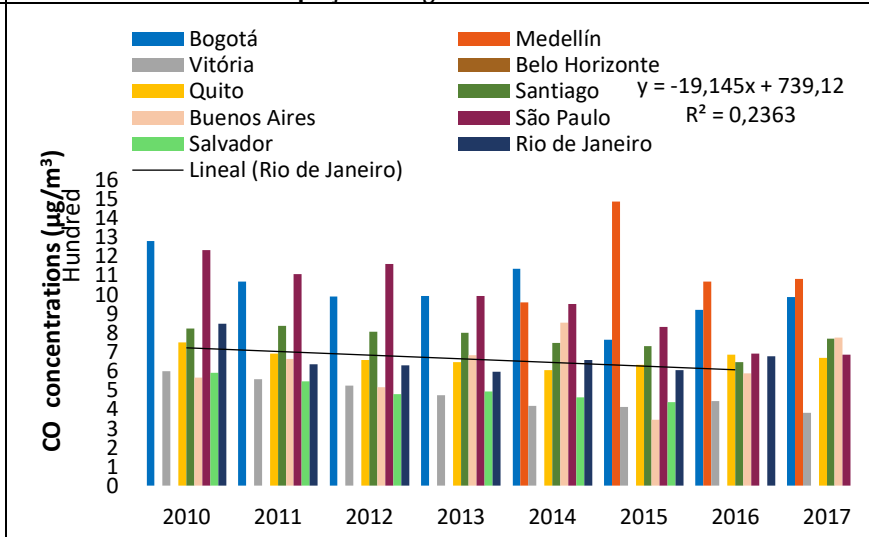


Figura 9-49 Análise de tendência das concentrações anuais de CO em Rio de Janeiro Equação da regressão linear e R^2

9.3 AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE A PRECIPITAÇÃO E AS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO

9.3.1 Bogotá

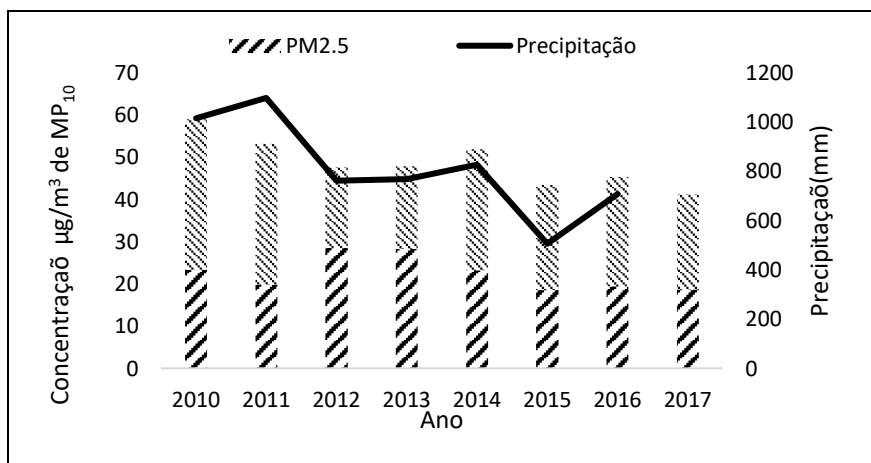


Figura 9-50. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Bogotá

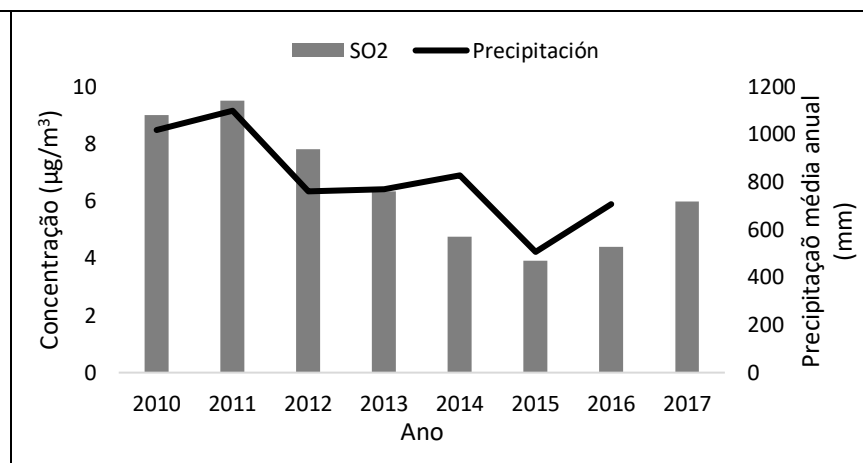


Figura 9-51. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO2 em Bogotá

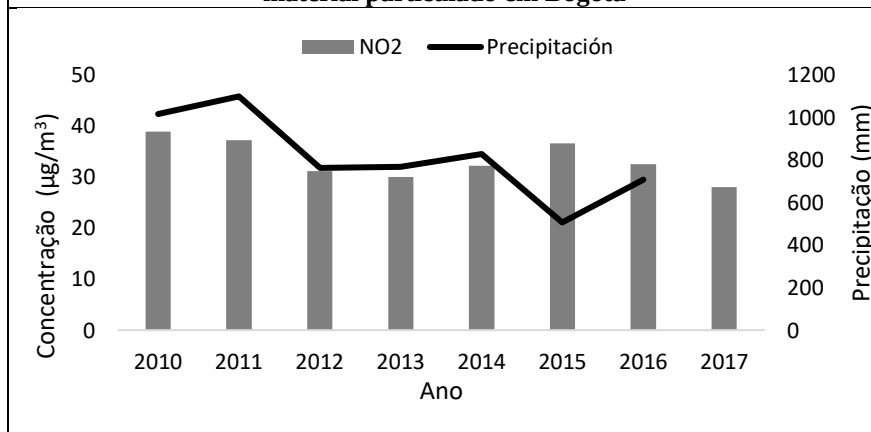


Figura 9-52. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO2 em Bogotá

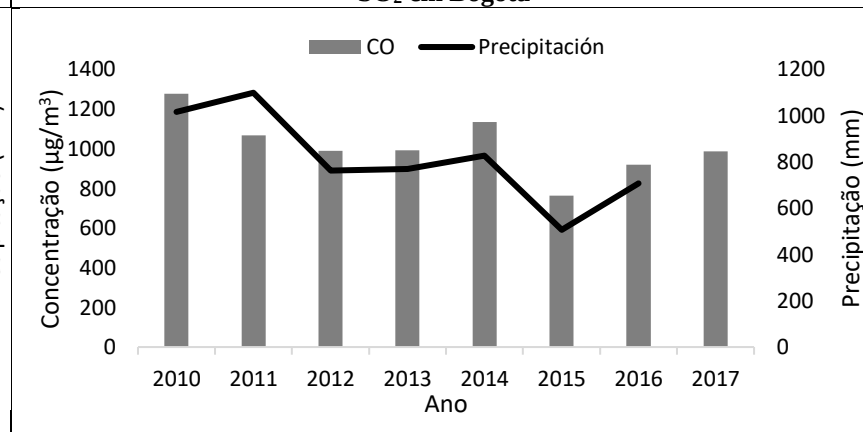


Figura 9-53. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Bogotá

9.3.2 Região Metropolitana do Vale de Aburrá

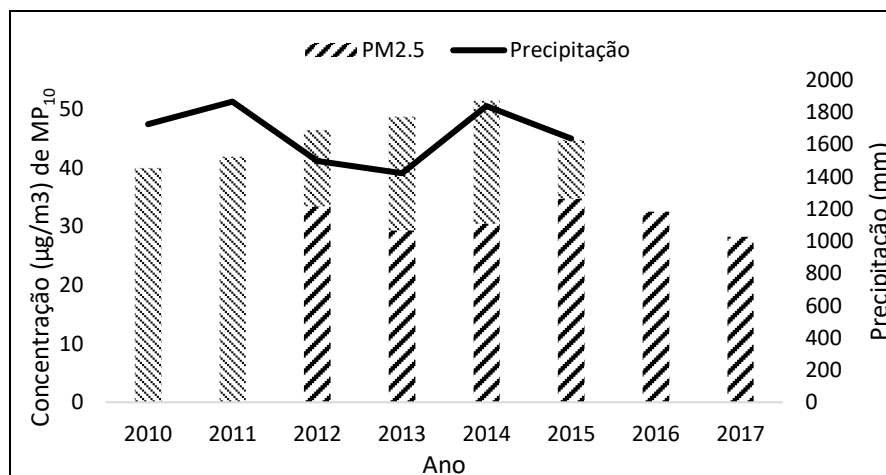


Figura 9-54. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Medellín

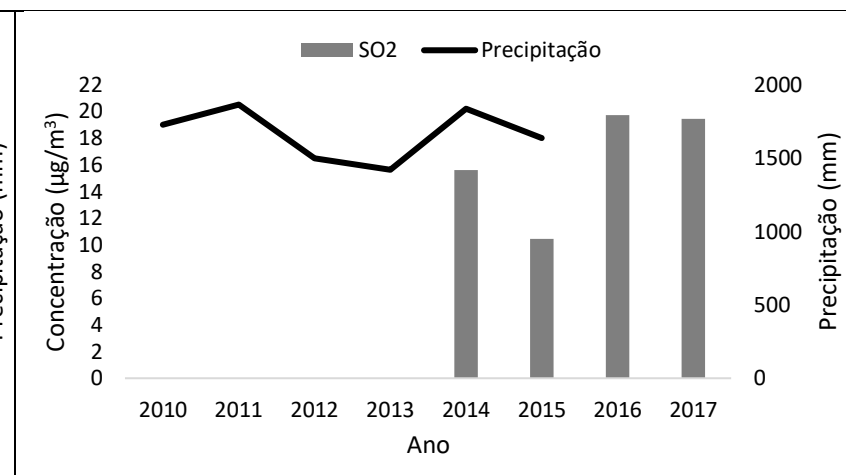


Figura 9-55. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Medellín

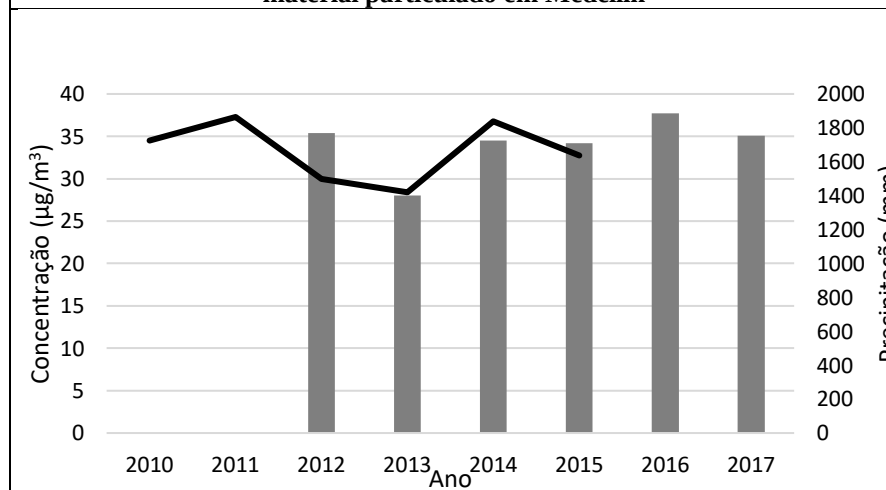


Figura 9-56. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Medellín

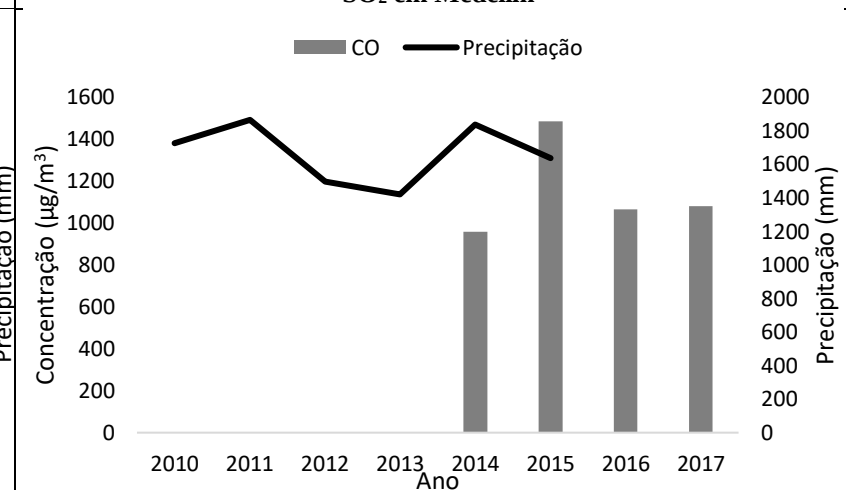


Figura 9-57. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO em Medellín

9.3.3 Região Metropolitana de Belo Horizonte

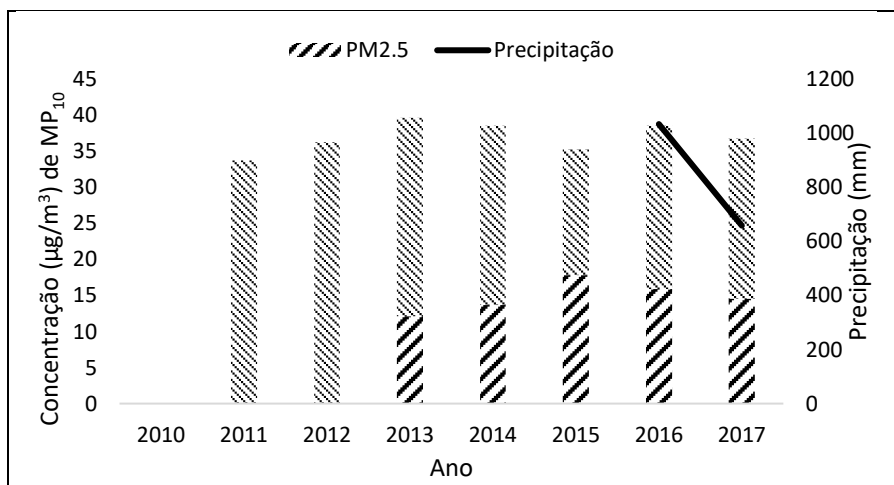


Figura 9-58. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Belo Horizonte

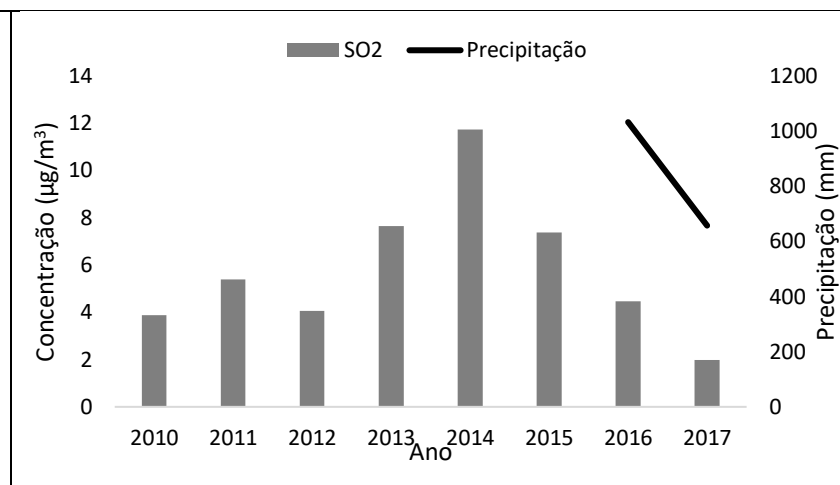


Figura 9-59. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO₂ em Belo Horizonte

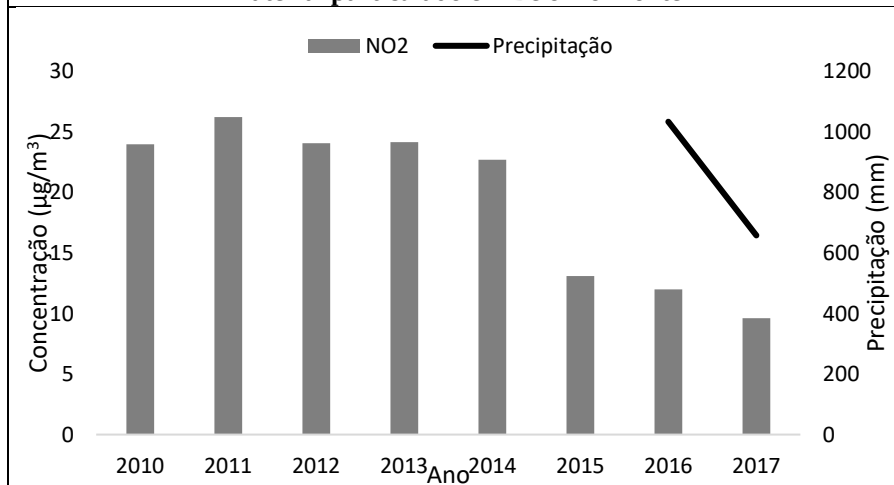


Figura 9-60. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO₂ em Belo Horizonte

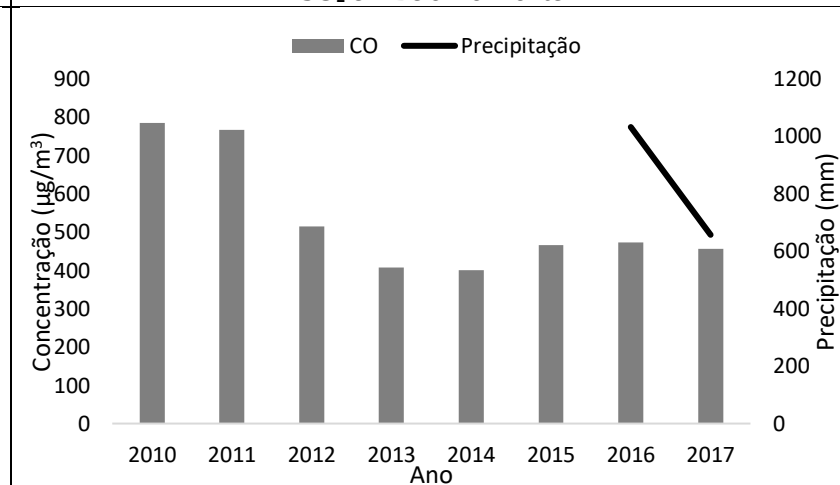


Figura 9-61. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Belo Horizonte

9.3.4 Região Metropolitana da Grande Vitória

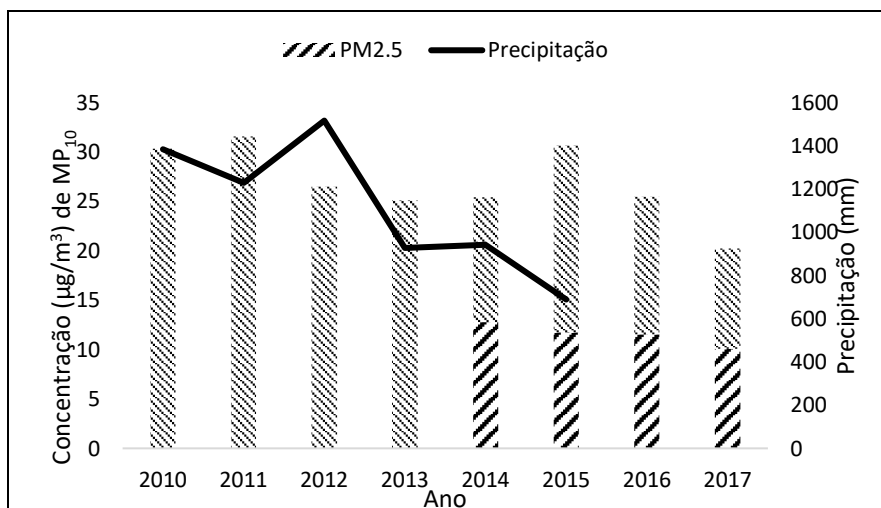


Figura 9-62. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Vitória

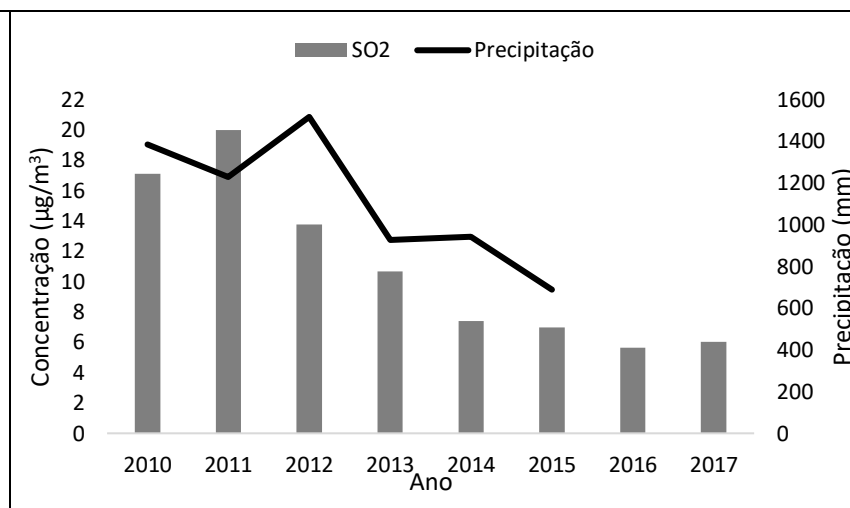


Figura 9-63. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO2 em Vitória

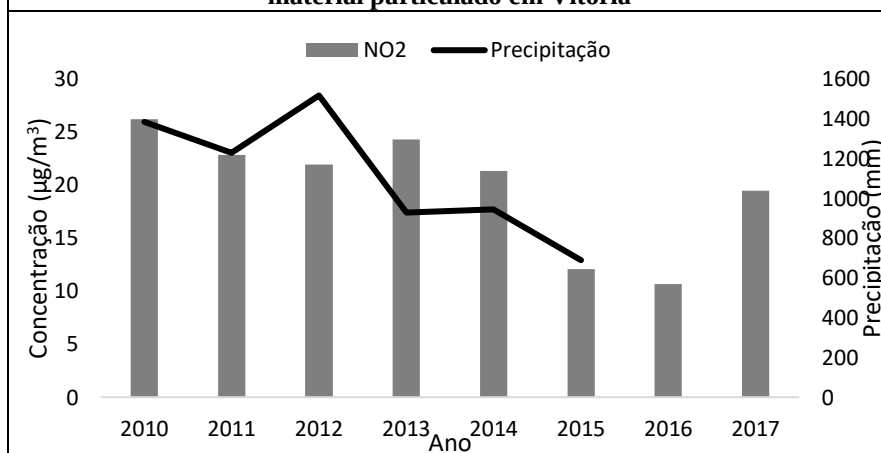


Figura 9-64. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO2 em Vitória

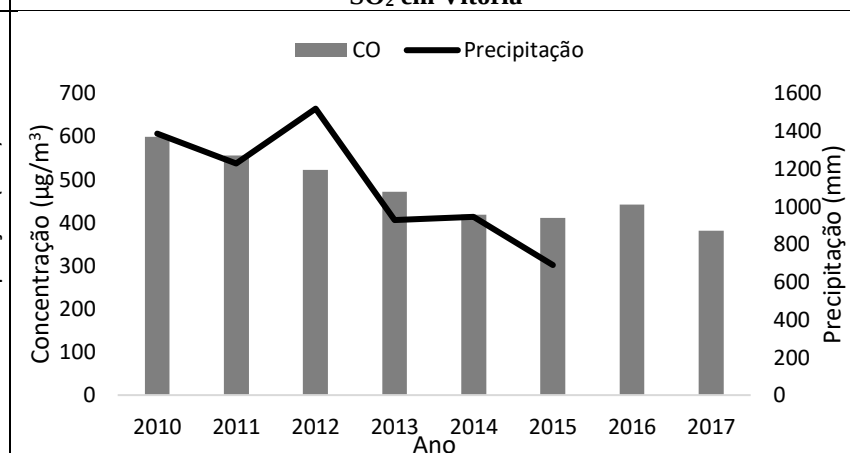


Figura 9-65. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO em Vitória

9.3.5 Região Metropolitana de Quito

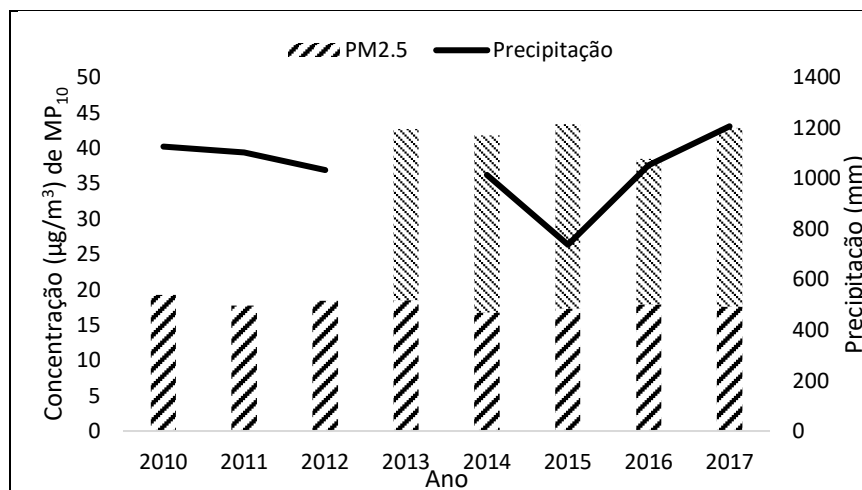


Figura 9-66. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Quito

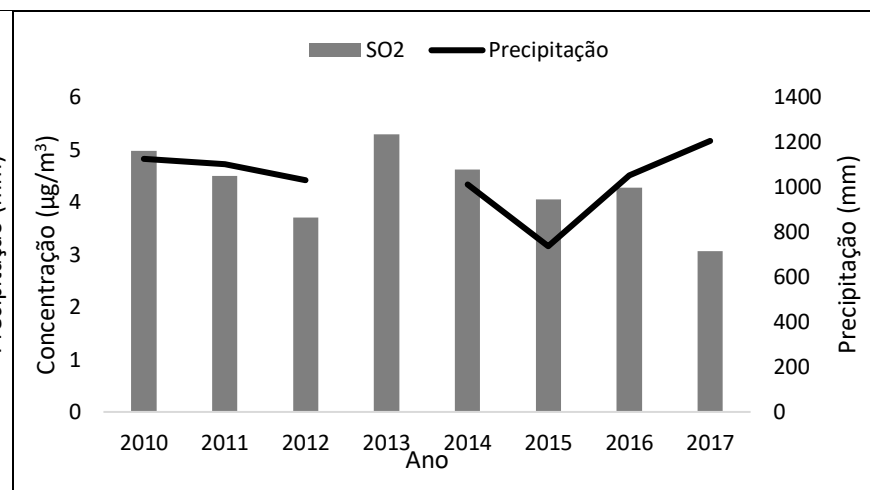


Figura 9-67. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO_2 em Quito

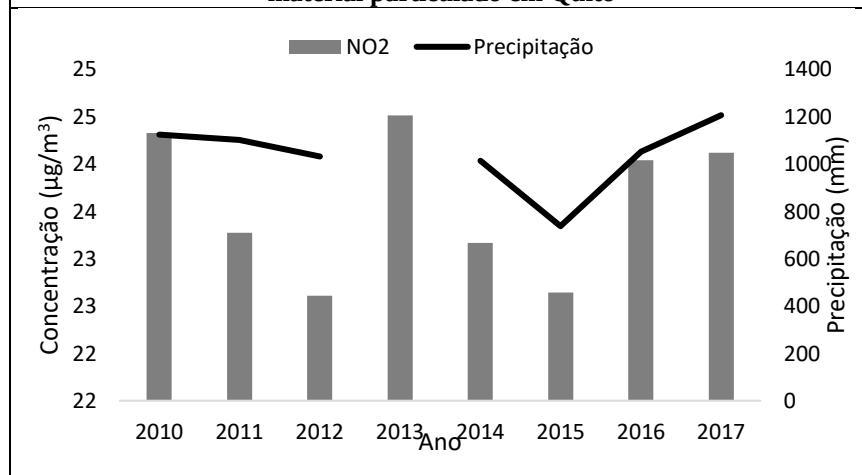


Figura 9-68. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Quito

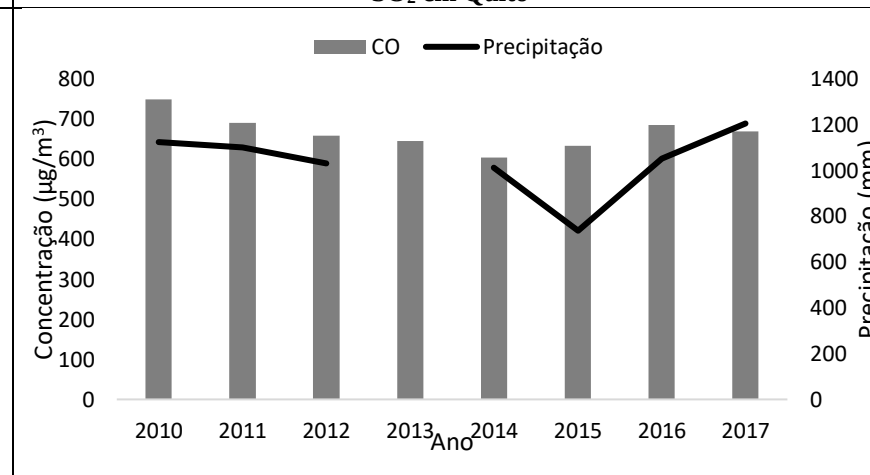


Figura 9-69. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO em Quito

9.3.6 Região Metropolitana de Santiago de Chile

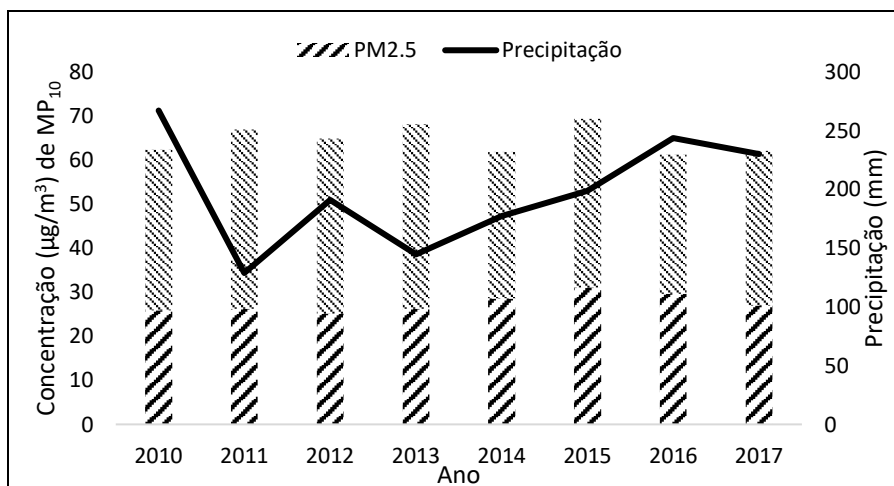


Figura 9-70. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Santiago de Chile

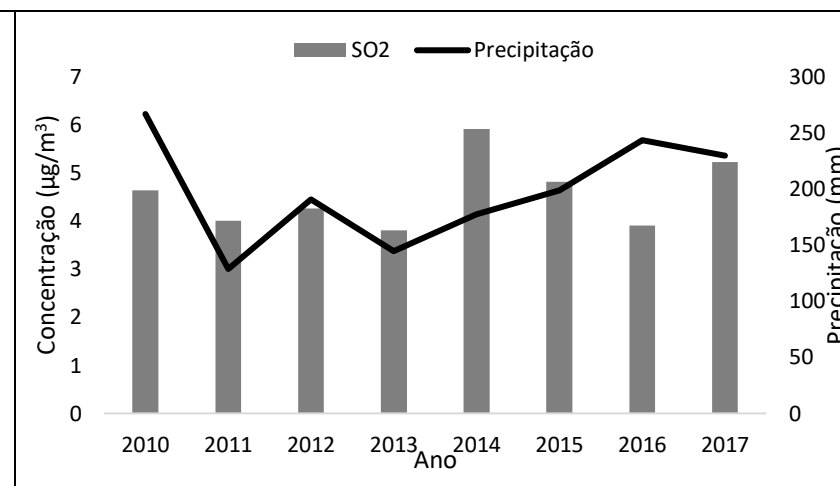


Figura 9-71. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO2 em Santiago de Chile

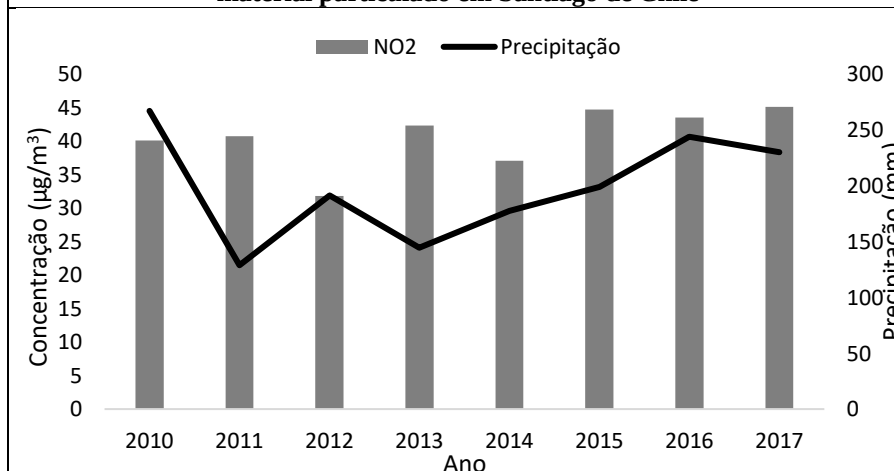


Figura 9-72. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO2 em Santiago de Chile

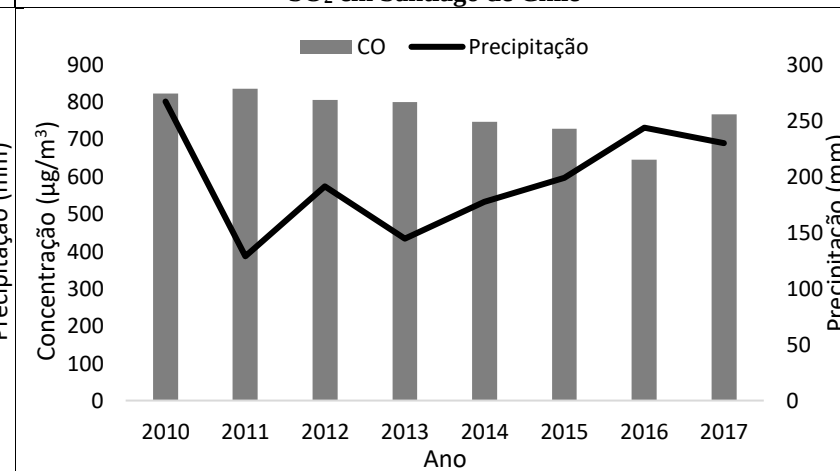


Figura 9-73. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Santiago de Chile

9.3.7 Buenos Aires

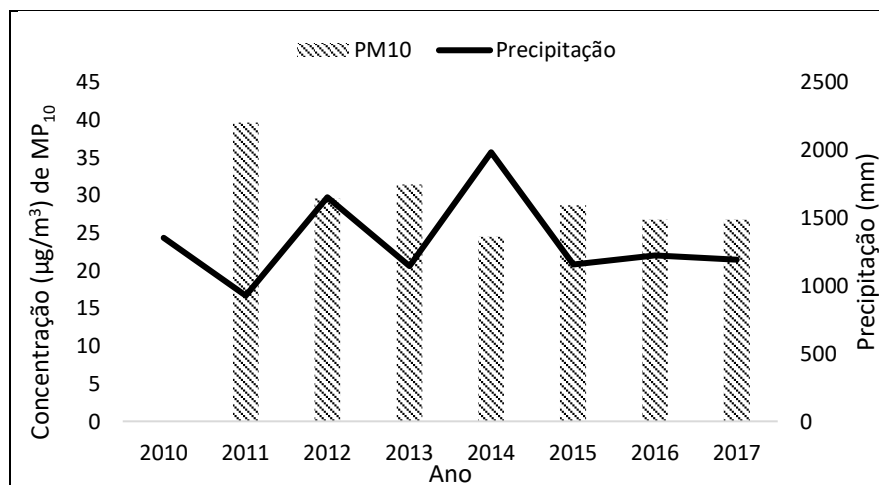


Figura 9-74. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Buenos Aires

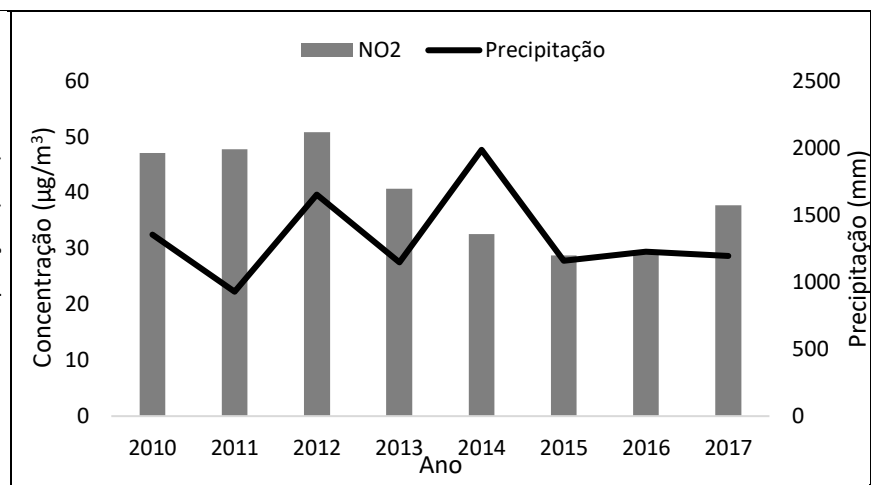


Figura 9-75. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO₂ em Buenos Aires

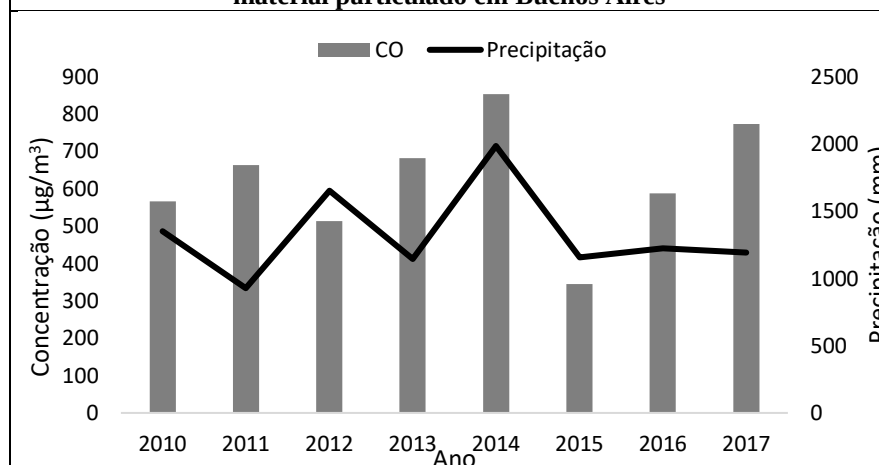


Figura 9-76. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO em Buenos Aires

9.3.8 Região Metropolitana de Lima

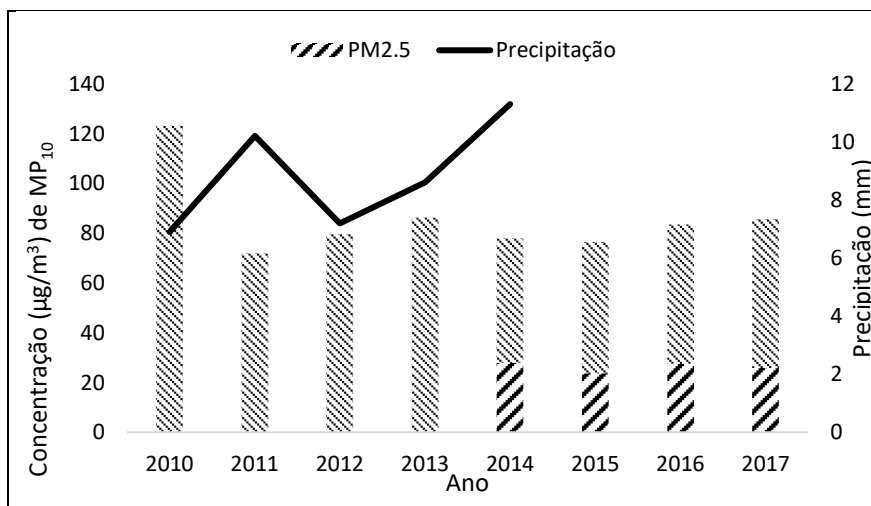


Figura 9-77. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Lima

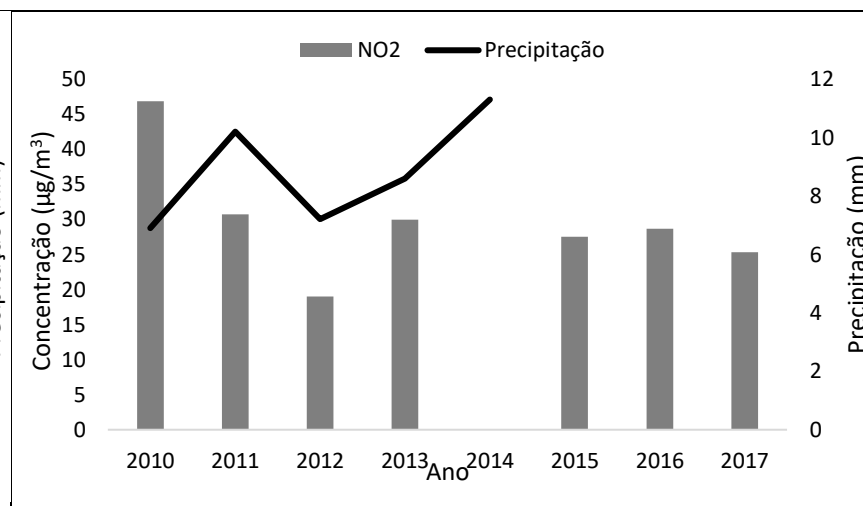


Figura 9-78. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO_2 em Lima

9.3.9 Região Metropolitana de Rio de Janeiro

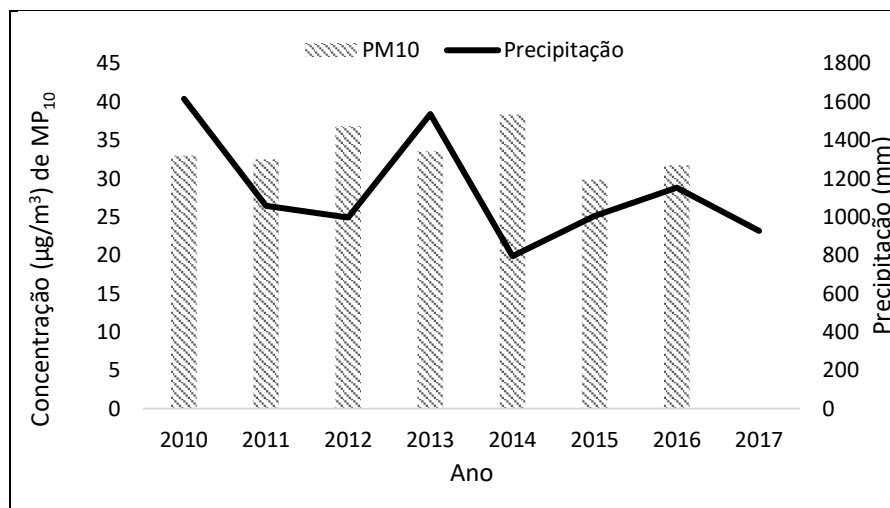


Figura 9-79. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de material particulado em Rio de Janeiro

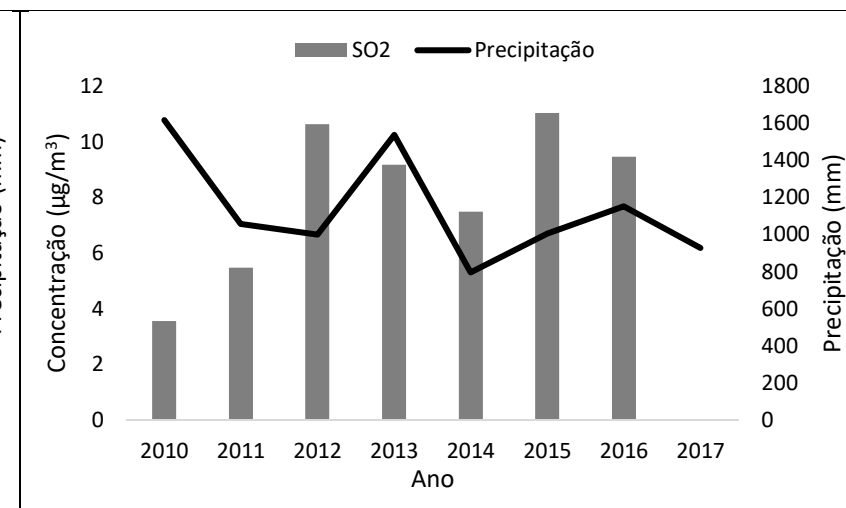


Figura 9-80. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de SO2 em Rio de Janeiro

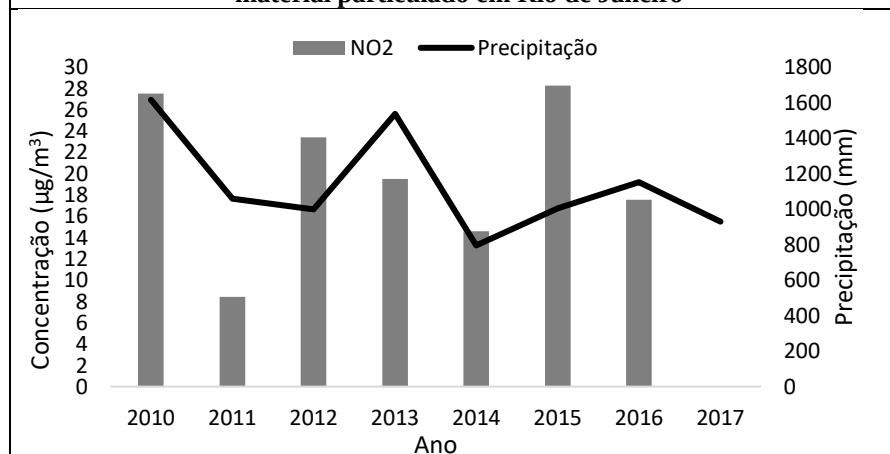


Figura 9-81. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de NO2 em Rio de Janeiro

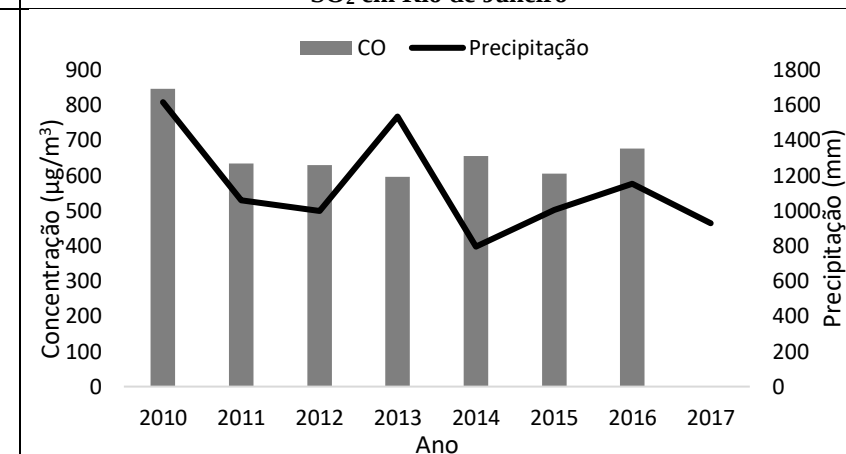
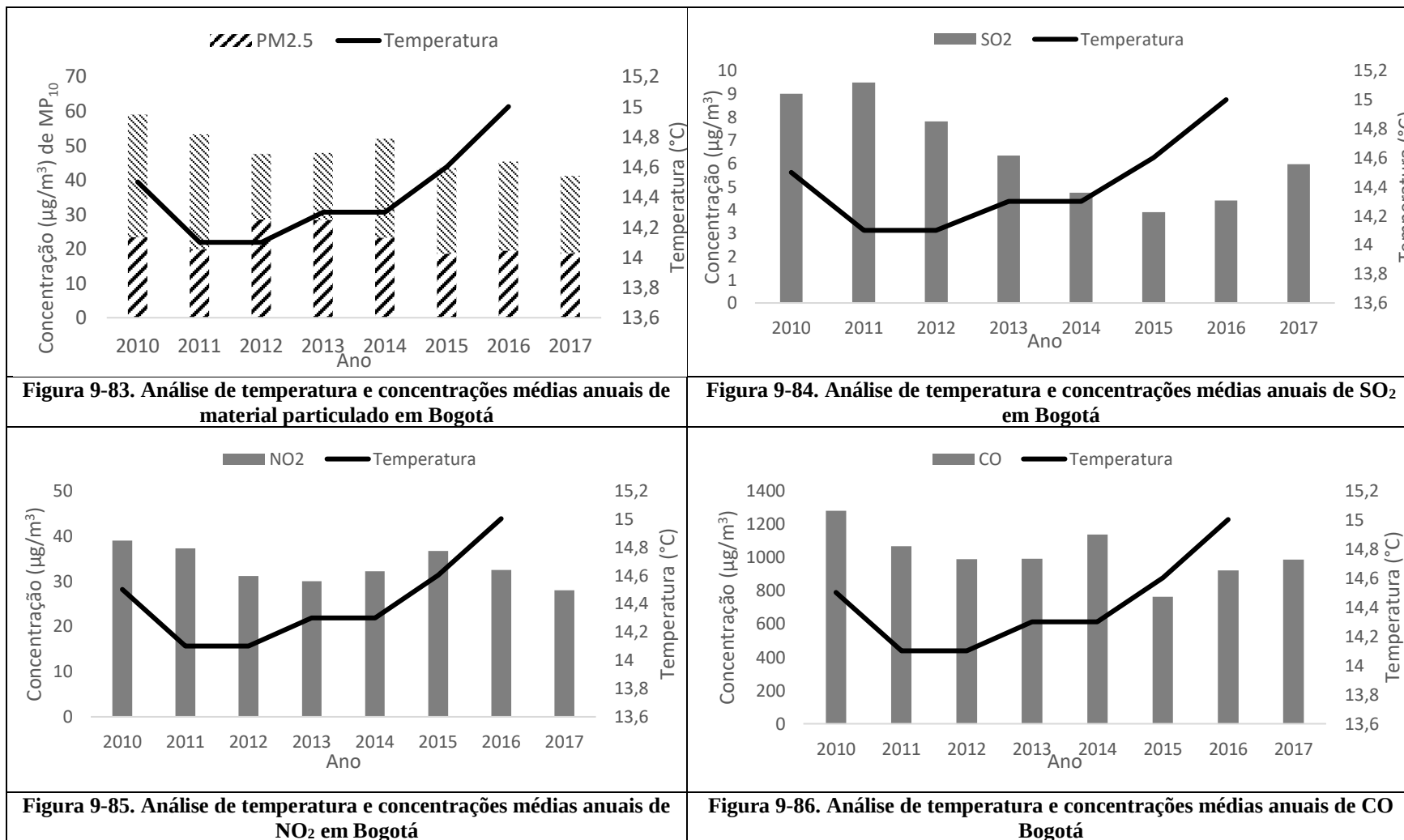


Figura 9-82. Análise de precipitação e concentrações médias anuais de CO Rio de Janeiro

9.4 AVALIAÇÃO DA RELAÇÃO ENTRE A TEMPERATURA E AS CONCENTRAÇÕES DE LONGO PRAZO

9.4.1 Bogotá



9.4.2 Região Metropolitana do Vale de Aburrá

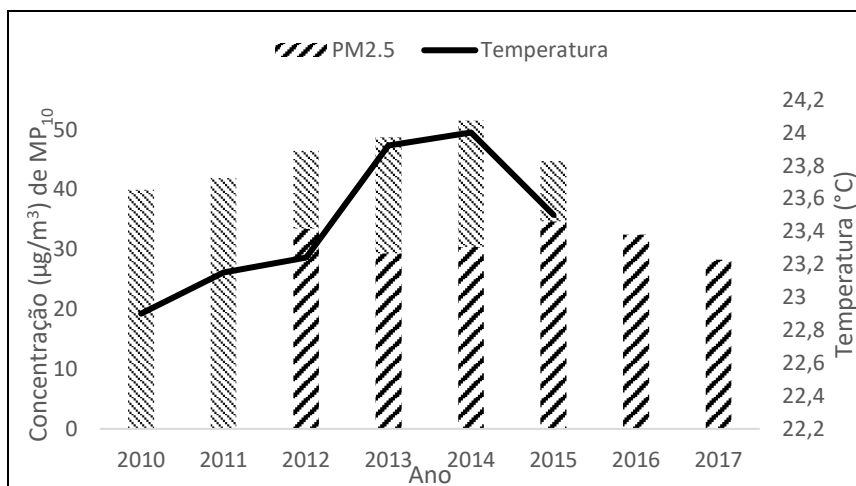


Figura 9-87. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Medellín

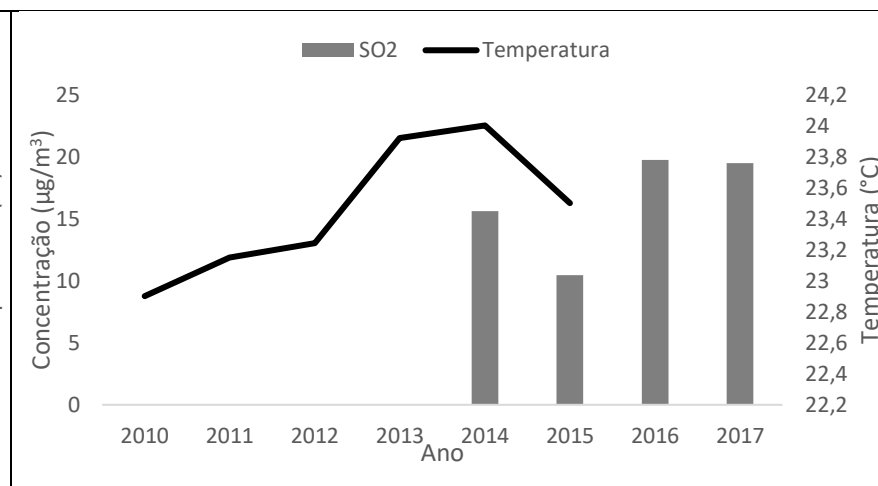


Figura 9-88. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO₂ em Medellín

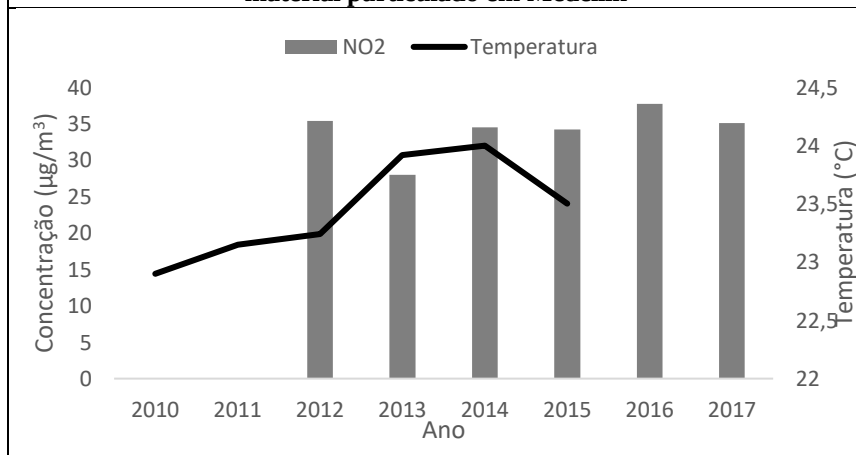


Figura 9-89. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO₂ em Medellín

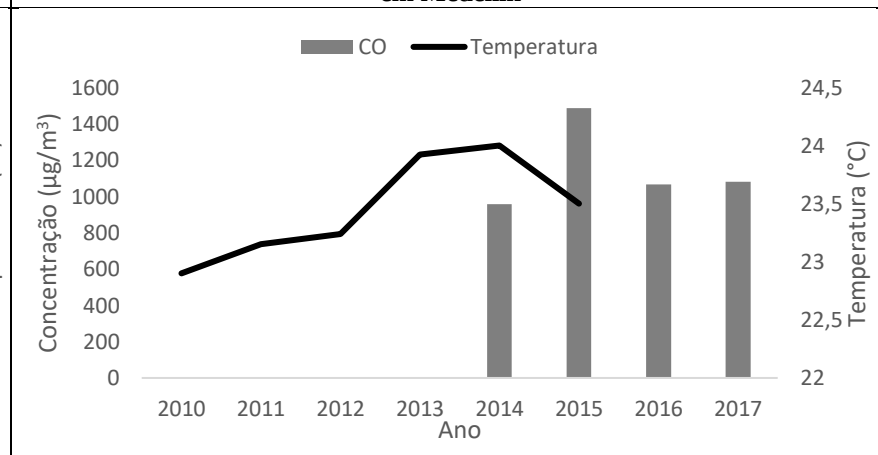


Figura 9-90. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO em Medellín

9.4.3 Região Metropolitana de Belo Horizonte

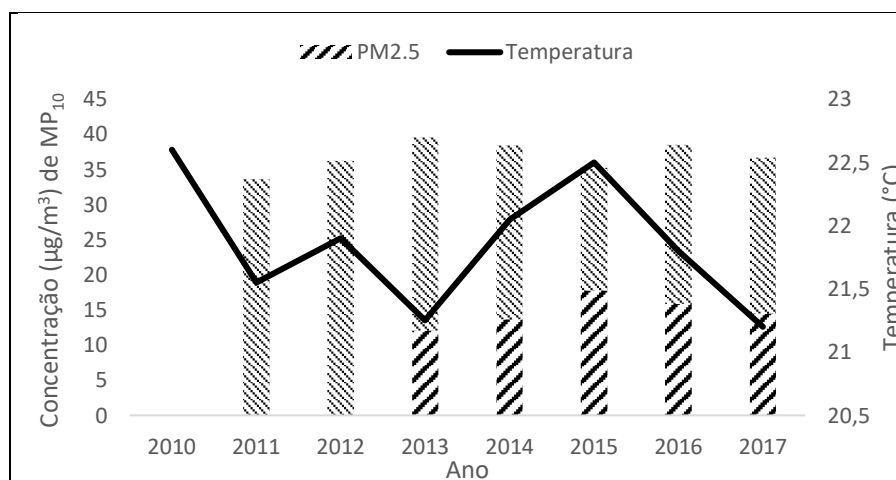


Figura 9-91. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Belo Horizonte

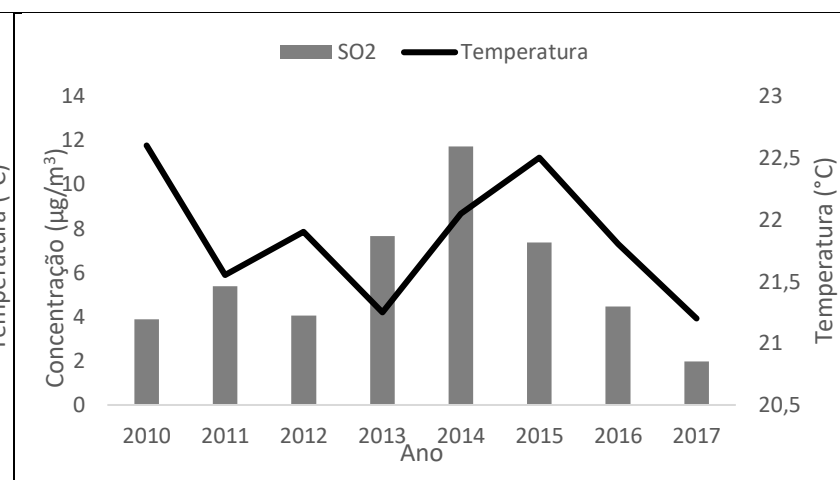


Figura 9-92. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO2 em Belo Horizonte

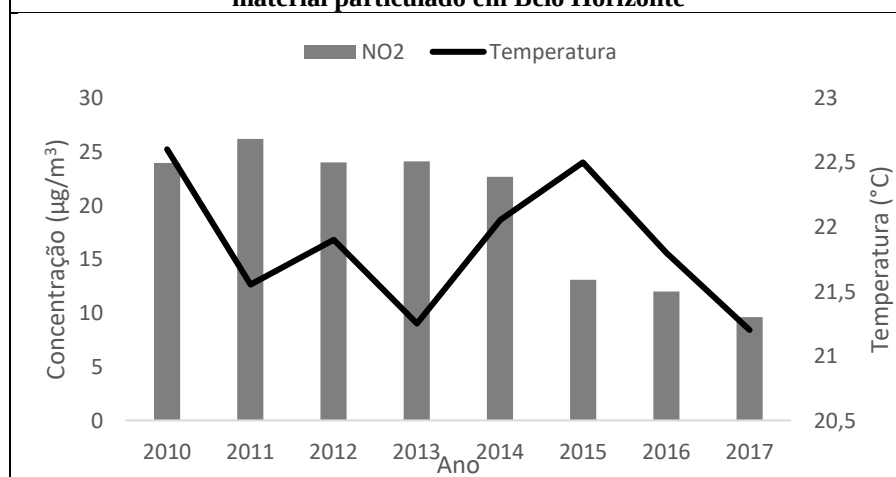


Figura 9-93. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO2 em Belo Horizonte

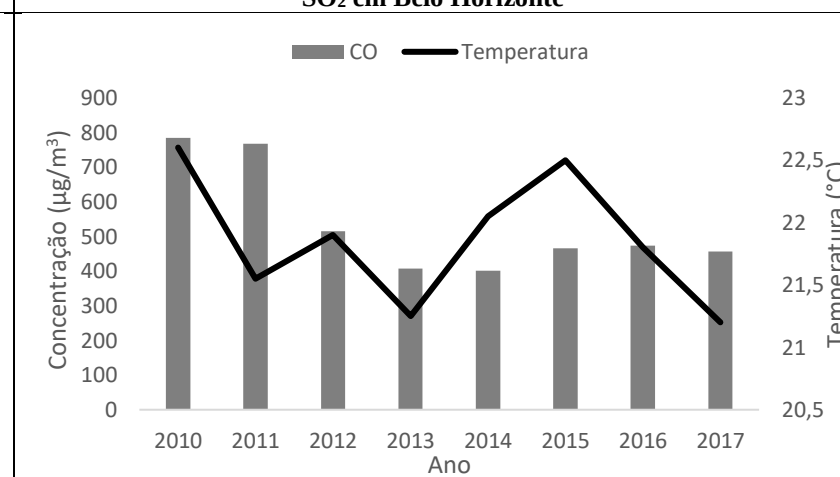


Figura 9-94. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Belo Horizonte

9.4.4 Região Metropolitana da Grande Vitória

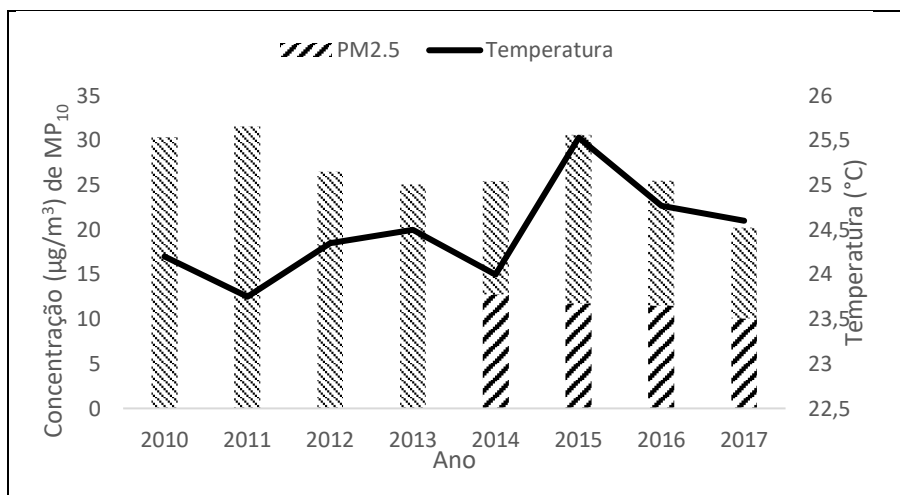


Figura 9-95. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Vitória

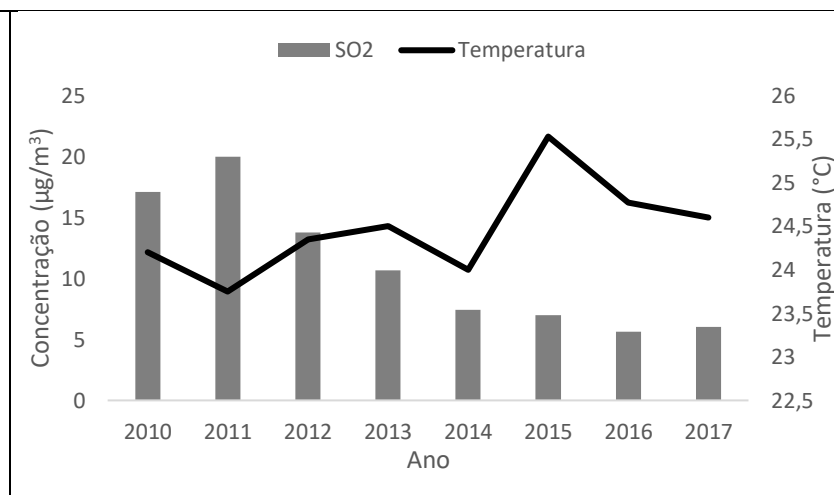


Figura 9-96. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO₂ em Vitória

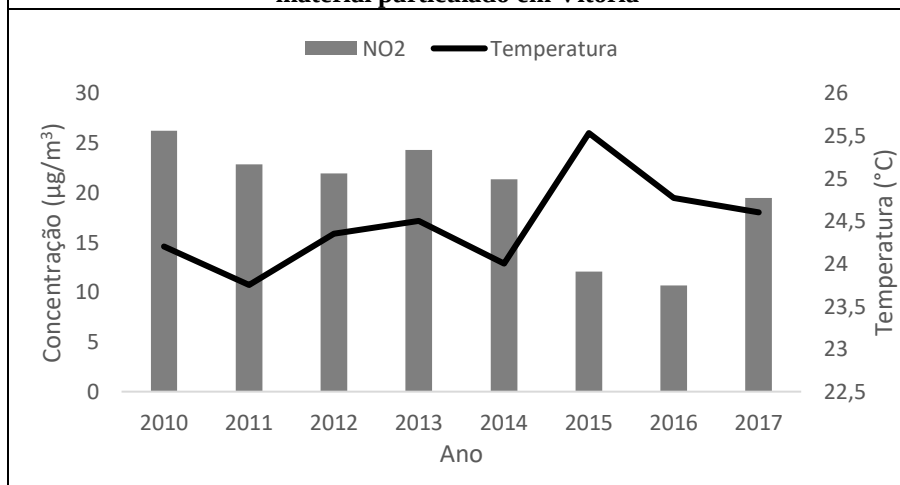


Figura 9-97. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO₂ em Vitória

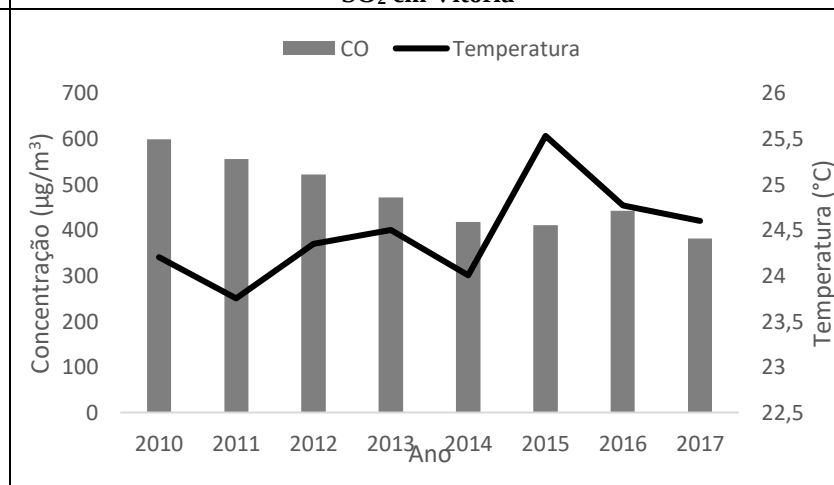


Figura 9-98. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO em Vitória

9.4.5 Região Metropolitana de Quito

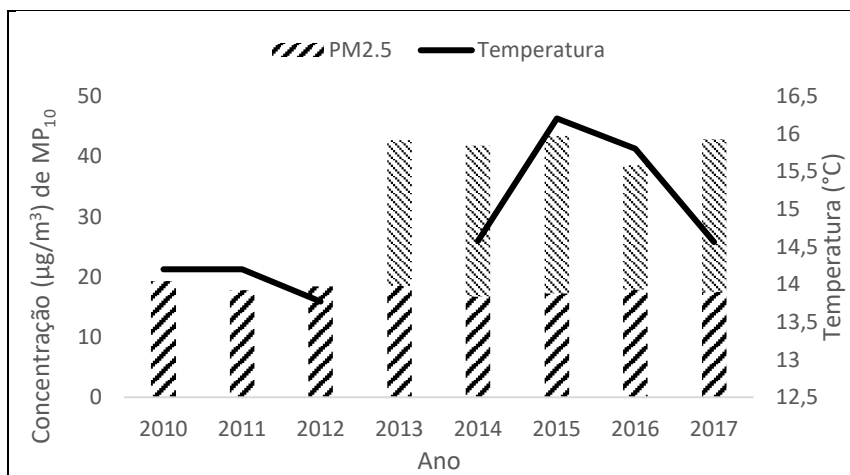


Figura 9-99. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Quito

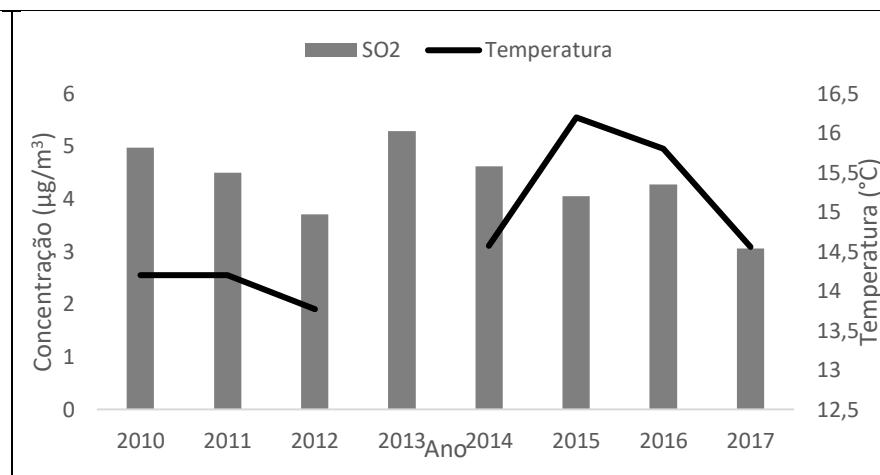


Figura 9-100. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO₂ em Quito

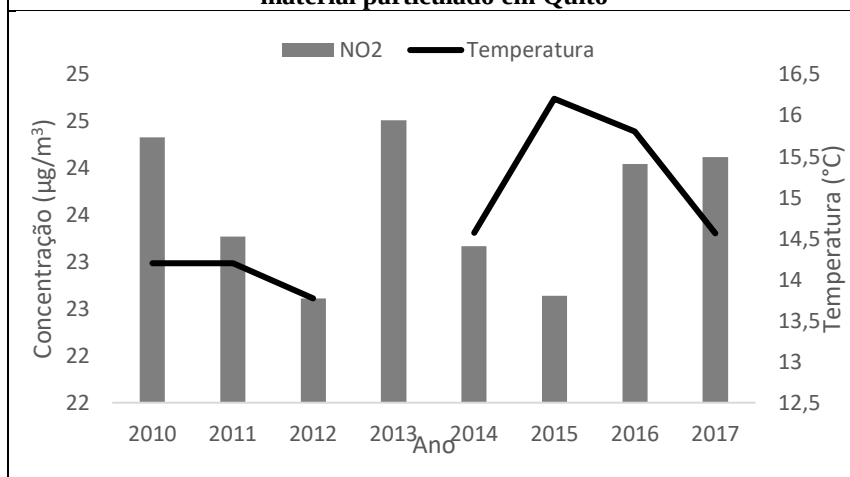


Figura 9-101. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO₂ em Quito

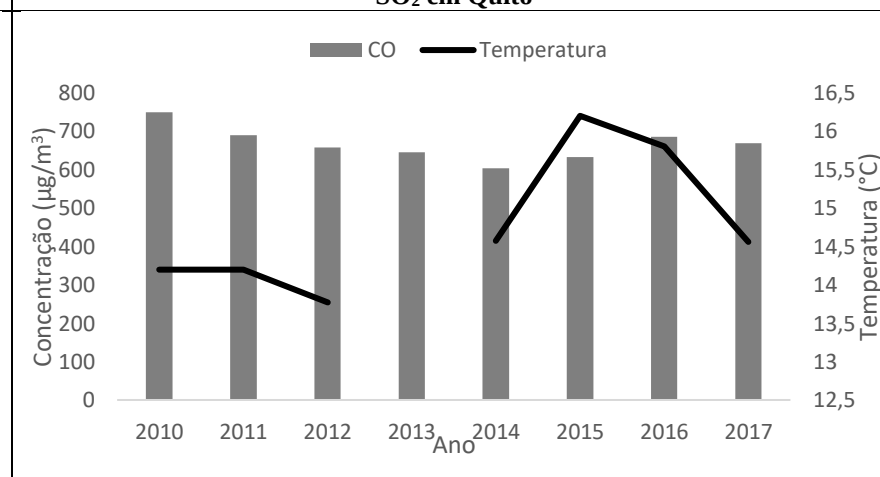


Figura 9-102. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO Quito

9.4.6 Região Metropolitana de Santiago de Chile

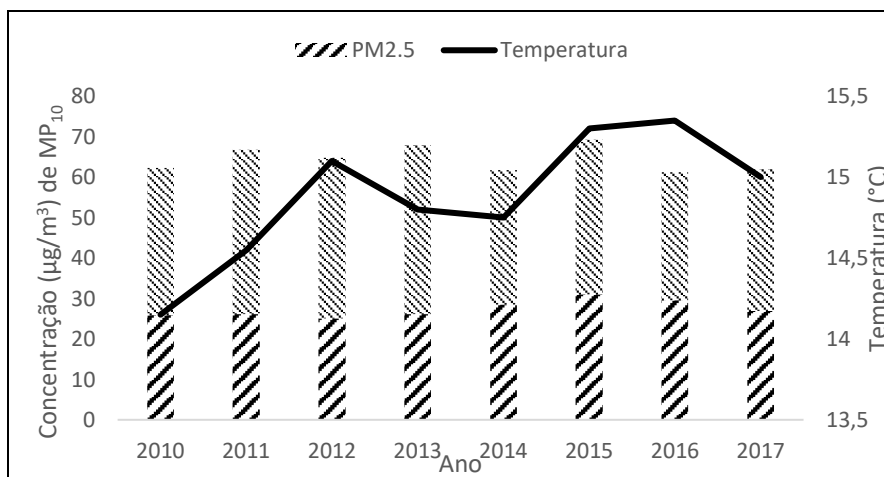


Figura 9-103. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Santiago de Chile

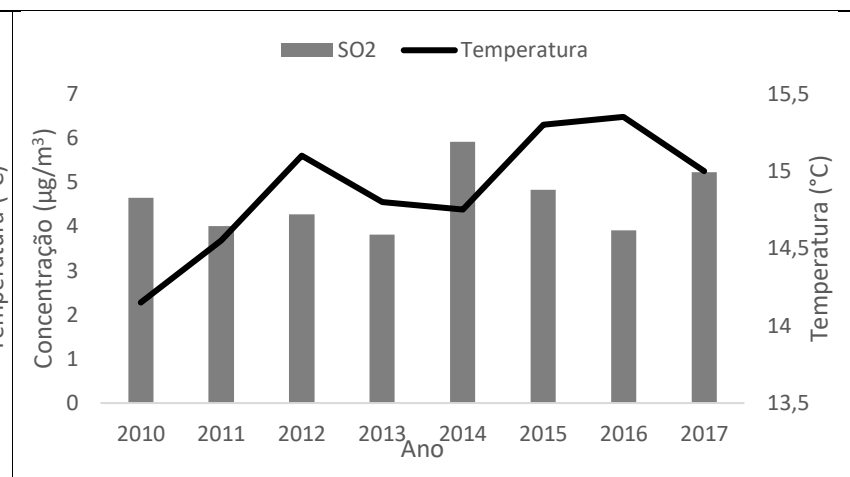


Figura 9-104. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de SO₂ em Santiago de Chile

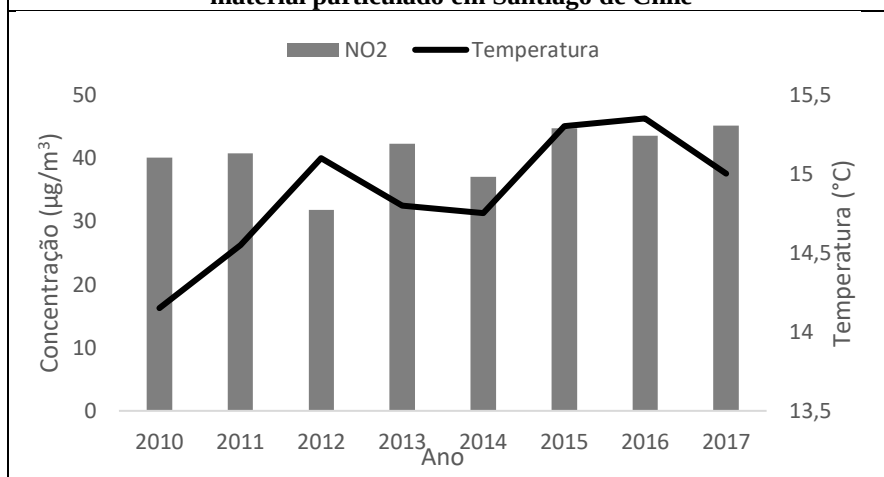


Figura 9-105. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO₂ em Santiago de Chile

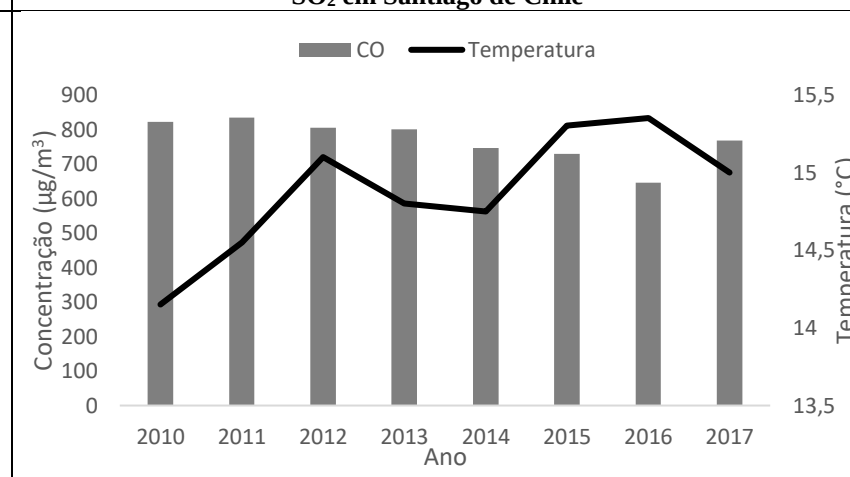


Figura 9-106. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO em Santiago de Chile

9.4.7 Buenos Aires

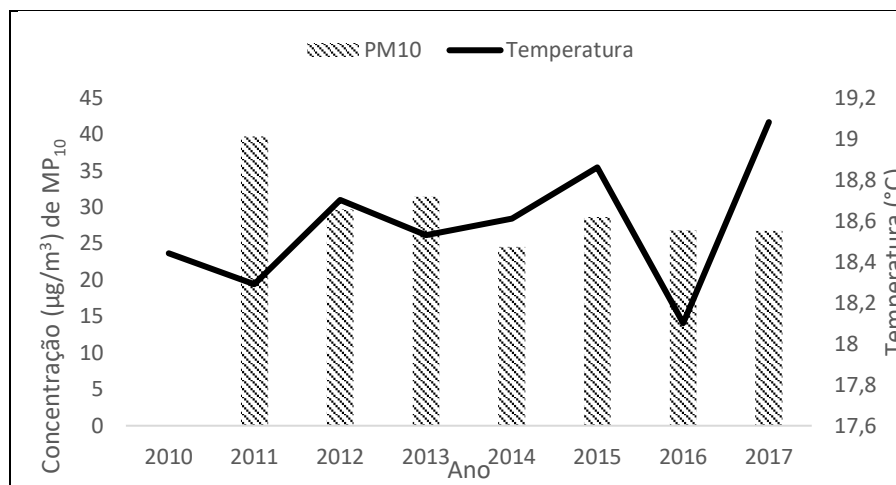


Figura 9-107. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de material particulado em Buenos Aires

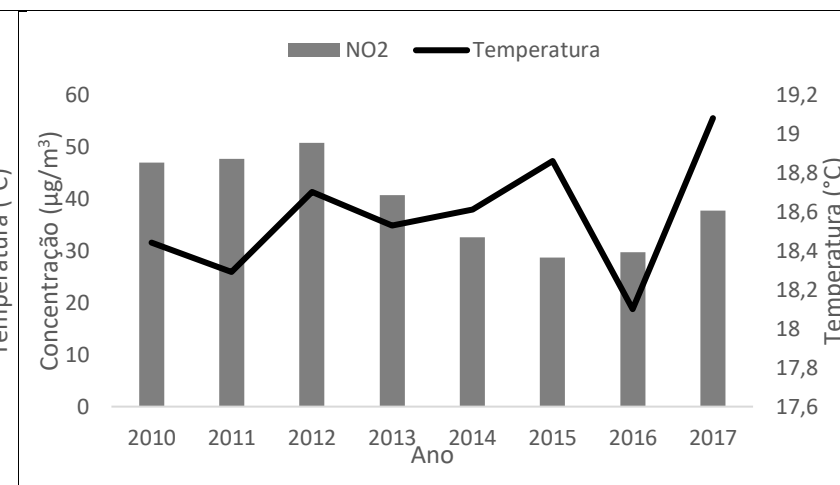


Figura 9-108. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de NO₂ em Buenos Aires

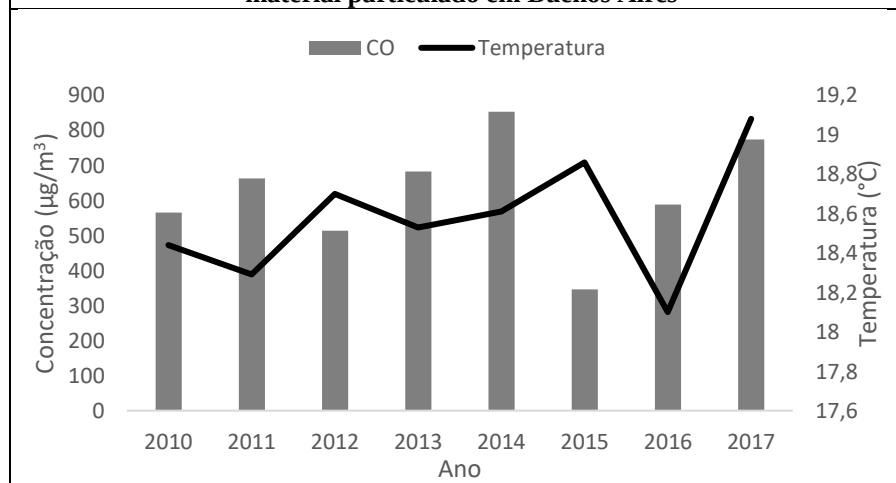
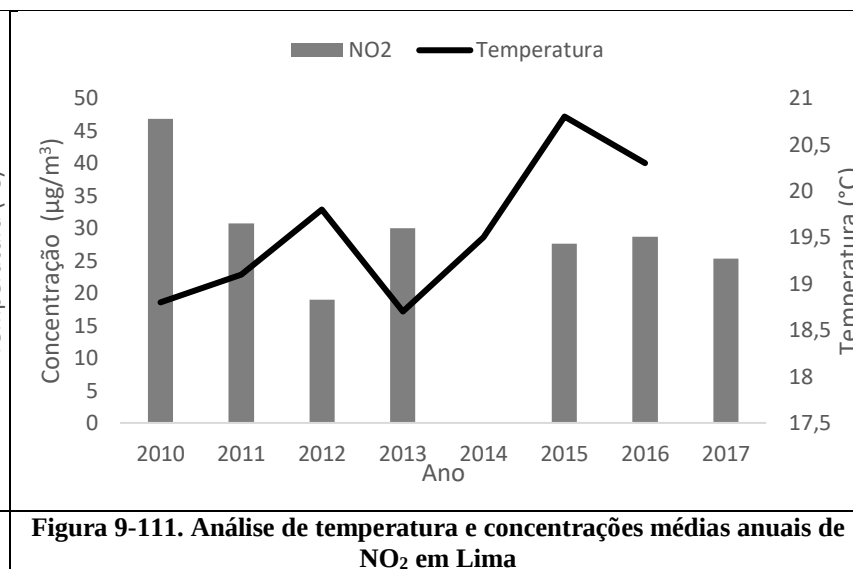
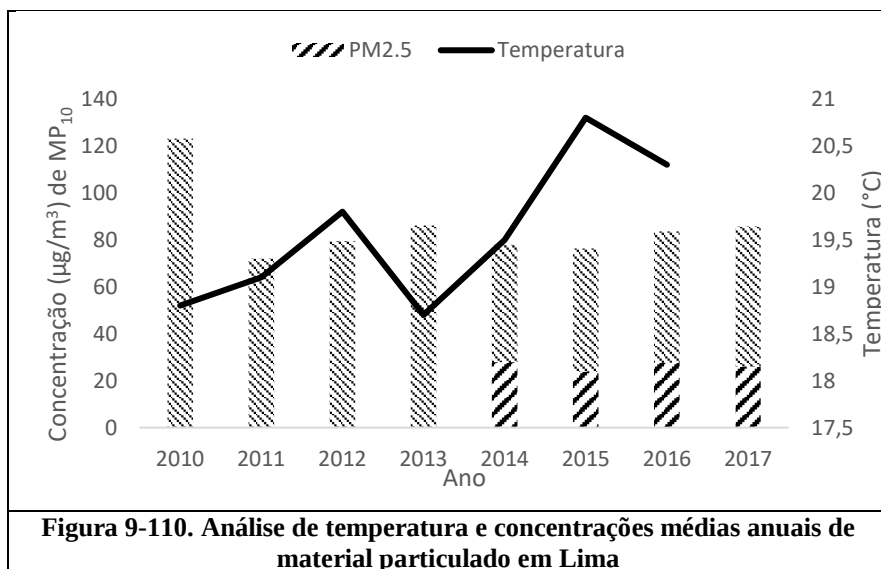


Figura 9-109. Análise de temperatura e concentrações médias anuais de CO em Buenos Aires

9.4.8 Região Metropolitana de Lima



9.4.9 Região Metropolitana de Rio de Janeiro

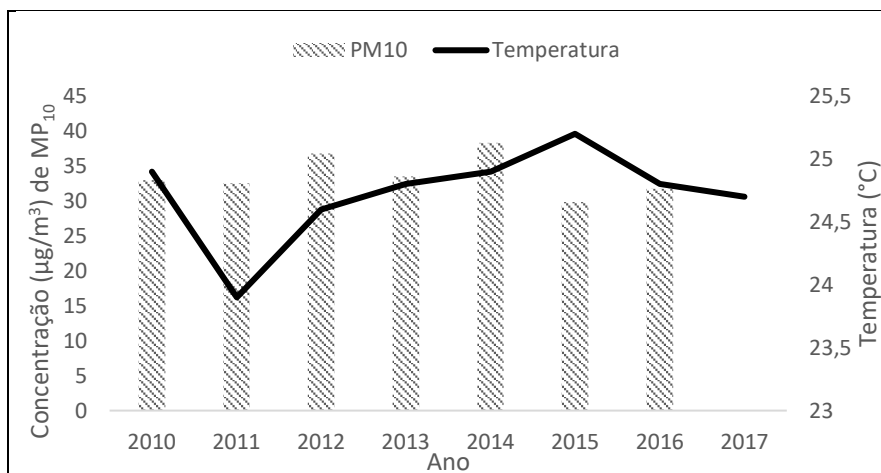


Figura 9-112. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de material particulado em Rio de Janeiro

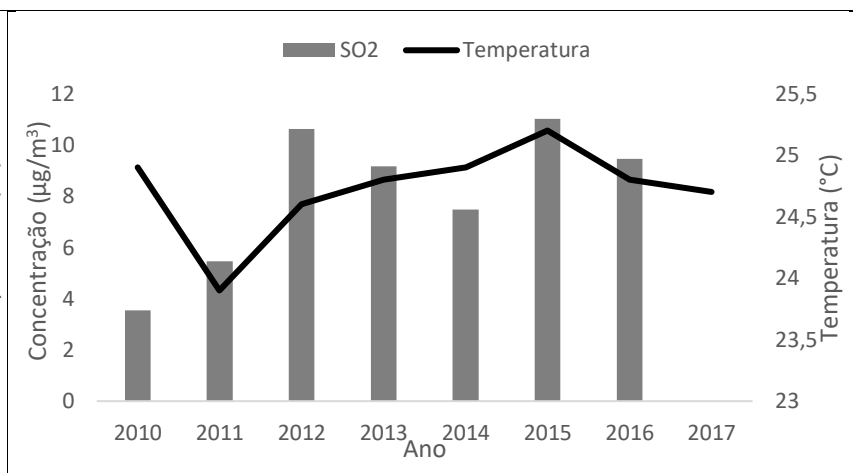


Figura 9-113. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de SO2 em Rio de Janeiro

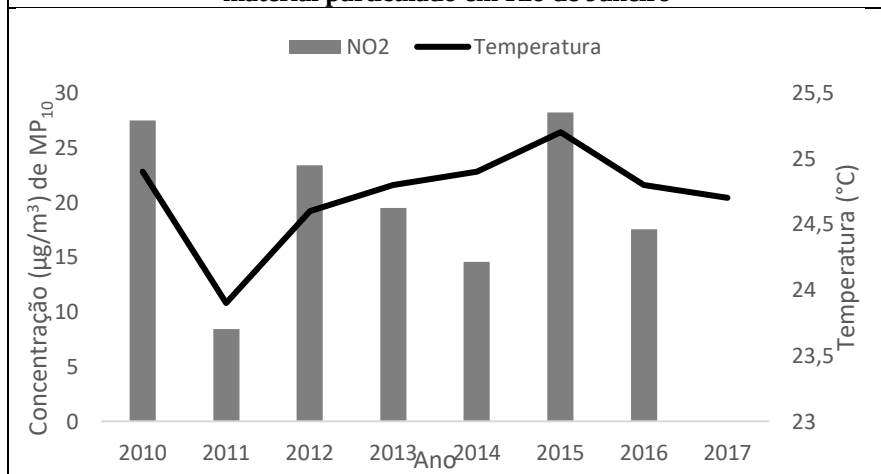


Figura 9-114. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de NO2 em Rio de Janeiro

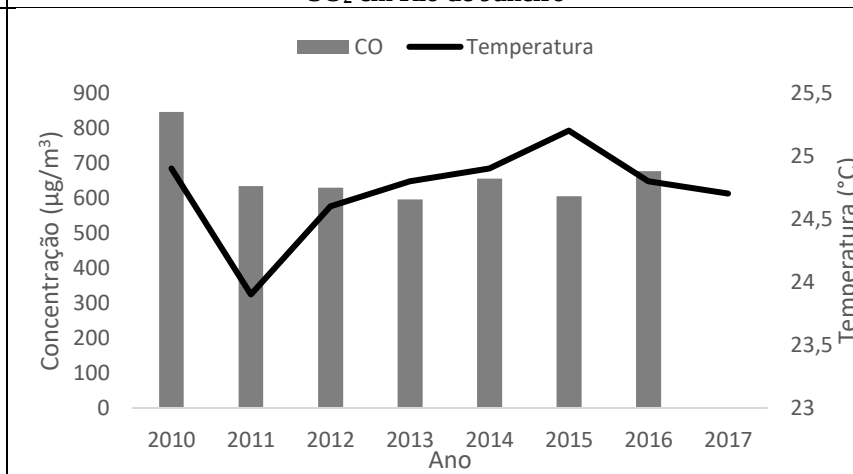


Figura 9-115. Análise de temperaturas e concentrações médias anuais de CO Rio de Janeiro

9.5 PESQUISAS DESENVOLVIDAS EM AMÉRICA DO SUL, BASEADAS NAS INFORMAÇÕES DAS REDES DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
Vivanco e Andrade, 2006	Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NOx and on a photochemical model	São Paulo-Brasil	São Caetano do Sul (única estação com medições de NMOG) mais 15 estações que monitoraram ozônio.	CO, NMOG e NOx	Julho e agosto de 1999	-As fontes móveis têm um papel muito importante nas emissões na Área Metropolitana de São Paulo, inclusive maior ao que têm as fontes fixas. -Nas emissões da frota veicular estimadas na pesquisa (abordagem top-down), se encontraram valores de NOx e NMOG, 0.5 vezes abaixo e 1.8 vezes acima respectivamente, dos valores reportados no inventário de 1999-CETESB -Na modelagem do episódio de poluição com modelo euleriano CIT- California Institute of Technology, encontrou-se que os valores do ozônio estimados e observados estiveram muito perto quando o foram usadas as emissões ajustadas, em vez do inventário oficial
Gallardo et al., 2012	Evaluation of vehicle emission inventories for carbon monoxide and nitrogen oxides for Bogotá, Buenos Aires, Santiago, and São Paulo	Bogotá-Colômbia, Buenos Aires-Argentina, Santiago-Chile e São Paulo-Brasil	Bogotá: 2 Buenos Aires: 2 São Paulo: 6 Santiago: 3	CO e Nox	Bogotá: 2005-2010 Buenos Aires: 2009 Santiago e São Paulo: 2000-2010	-Na validação dos dados de monitoramento usando o critério do 75% de dados válidos, encontrou-se grandes lacunas principalmente em Bogotá (problemas de descontinuidade nas estações e falhas na calibração duas equipes). -O NOx é superestimado nos inventários de emissões de todas as cidades avaliadas -Em São Paulo, Santiago e Bogotá, a relação molar CO/NOx (dos dados observados) na hora de maior tráfego veicular, diminuiu nos últimos 10 e 15 anos. No caso de São Paulo pode se dever a diminuição das emissões de CO e no caso de Bogotá pode estar relacionado com as variações de combustíveis nas fontes fixas e nas mudanças na frota veicular. -Nas cidades não se têm informação da especiação

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
						dos COVs, fazendo difícil as análises de emissões veiculares, uso de combustíveis alternativos, etc.
Pacheco et al., 2017	A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil	Regiões Metropolitanas de São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte-Brasil	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	Material Particulado (MP2.5 e MP10)	2006-2015	-O Material Particulado é monitorado na maioria das estações nas 3 cidades. -As maiores concentrações de MP2.5 foram encontradas em São Paulo. -Rio de Janeiro apresentou altos valores de MP10, possivelmente devidos à topografia e à presença do complexo Petrobras e outras indústrias na cidade. Este poluente ultrapassou em todas as cidades, os valores recomendados pela OMS (que está 3 vezes abaixo dos padrões nacionais para MP10).
Freitas et al., 2005	A simple photochemical module implemented in RAMS for tropospheric ozone concentration forecast in the metropolitan area of São Paulo, Brazil: Coupling and validation	Região Metropolitana de São Paulo-Brasil	4 estações de monitoramento: Ibirapuera, Osasco, Parque D. Pedro II e São Caetano do Sul.	O3, VOC, CO e Nox	Agosto 1999	-Os resultados da modelagem com o módulo químico simplificado acoplado com RAMS, mostraram concordância com os registros nas estações de monitoramento (coeficientes de correlação maiores que 0.7). Os melhores resultados foram durante o dia. Os máximos registrados na noite foram superestimados na maioria das vezes.
Toro et al., 2006	Relationship between VOC and NOx emissions and chemical production of tropospheric ozone in the Aburra Valley (Colombia)	Região Metropolitana do Valle de Aburrá (Medellín)	3 estações de monitoramento	VOC e Nox	Dezembro 1999	- A melhor maneira de diminuir as concentrações do ozônio é controlando as emissões de NOx, mantendo uma relação VOC/NOx alta. Isto é devido a que a produção de ozônio foi mais sensível com as emissões de NOx enquanto as de VOCs.
Zárate et al., 2007	Air quality modelling over Bogota, Colombia: Combined techniques to estimate and evaluate emission inventories	Bogotá-Colômbia	11 estações de monitoramento	O3, NMVOC, CO e Nox	Março 6 e 7 de 2002	-A emissões veiculares contribuem significativamente no inventário de emissões na cidade, principalmente os veículos pesados. - A maior limitação no estudo dos inventários de emissão são as lacunas nas bases de dados e nos fatores de emissão locais, geralmente este é um

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
						problema dos países que têm grande aporte nas emissões globais.
Saide et al., 2011	Forecasting urban MP10 and MP2.5 pollution episodes in very stable nocturnal conditions and complex terrain using WRFChem CO tracer model	Santiago-Chile	8 estações de monitoramento	MP10, MP2.5 e CO	2008	- CO e Material Particulado (24 horas), tem uma alta correlação durante episódios de alta poluição do ar (coeficientes de 0.95), o que permitiu usar o CO no modelo e estimar mediante uma relação linear, as concentrações de MP10 e MP2.5 -As emissões que participam nos episódios de poluição do ar identificados na cidade, correspondem principalmente a aquelas que nos dias prévios atingiram o 100% da contribuição no caso analisado. Pelo anterior, para prevenir as altas concentrações de poluentes (episódios), deverá ser declarado dois ou mais dias antes.
Westerlund et al., 2014	Application of air quality combination forecasting to Bogota	Bogotá-Colômbia	1 estação de monitoramento	MP10, CO, NO2, NOx, SO2, and O3,	julho 2005 até abril 2010	-A previsão combinada (FC: forecast combination) geralmente é mais acertada que os modelos de regressão linear e redes neurais para a previsão de dados. A FC poderá ser a ferramenta para que a autoridade ambiental da cidade declare os níveis de alerta para a saúde (prevenção, perigo e emergência), seguindo as diretrizes do Ministério de Ambiente.
Sanchez et al., 2018	Modeling Study of the Particulate Matter in Lima with the WRF-Chem Model: Case Study of April 2016	Lima-Perú	San Borja (SBJ), Santa Anita (STA), San Juan de Lurigancho (SJL) e Carabayllo (CRB).	MP2.5 e MP10	Abril 2016	-A concentração das partículas foi maior nas estações que estão na área de influência do tráfego veicular. -O MP10 modelado, subestimou as concentrações observadas nas estações de monitoramento, possivelmente devido a subestimações nas emissões inseridas e porque não foram consideradas emissões industriais nem biogênicas.

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
Nedbor-Gross et al., 2018	Air quality modeling in Bogotá, Colombia using local emissions and natural mitigation factor adjustment for re-suspended particulate matter	Bogotá-Colômbia	12 estações de monitoramento	MP10 e O3	Fevereiro e outubro de 2012	-Incorporando a meteorologia e características da superfície ajustadas, o material particulado em suspensão diminui em média um 43% do que estava estimado anteriormente. -Usando o inventário de emissões atualizado, o modelo CMAQ, prediz uma concentração média diária de MP10 de 59.4 (± 1.0) mg/ m3, muito perto do valor observado na rede de monitoramento (58.3 (± 0.7) mg/m3). Segundo a análise estatística que recomenda a literatura, o modelo descreve muito bem a realidade, exceto em duas estações. Isto pode se dever a que essas estações foram insensíveis aos ajustes do material particulado em suspensão ou pela falta de fontes de emissão no redor (fora do domínio) ou fontes desconhecidas (dentro do domínio).
Moisan et al., 2018	A dynamic multiple equation approach for forecasting MP2.5 pollution in Santiago, Chile	Santiago-Chile	11 estações de monitoramento	MP2.5	Janeiro 2011 até agosto 2015	-A ferramenta proposta para previsão de um modelo equação linear multiplex, que inclui uma única equação para cada hora do dia e coeficientes dinâmicos para capturar o ciclo anual e varia-lhes relacionadas com os dias da semana, tem como principal vantagem que é linear, isso o faz menos suscetível a problemas de superajuste (overfitting) geralmente evidenciada em modelos não lineares como SARIMAX e ANN.
Bakonyi et al., 2004	Air pollution and respiratory diseases among children in the city of Curitiba, Brazil	Curitiba-Brasil	3 estações de monitoramento	MP10, NO2 e O3 e fumaça	Janeiro 1999 até dezembro 2000	-Foram encontradas associações positivas entre os poluentes MP10, fumaça, NO2 e O3 e as doenças respiratórias em crianças da cidade. Mesmo quando os poluentes não ultrapassaram os padrões nacionais de qualidade do ar, se teve relações positivas e teve interferência no perfil das mortes respiratórias. No caso, o NO2 esteve abaixo dos padrões. - Nos períodos mais frios do ano, se teve maiores doenças respiratórias, possivelmente por causa do

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
						aumento nas concentrações dos poluentes primários.
Cifuentes et al., 2005	Urban Air Quality and Human Health in Latin America and the Caribbean	41 cidades de América Latina e ilhas do Caribe	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10	1997-2003	-25 cidades (85 milhões de habitantes), estão expostas a concentrações de MP10 acima dos padrões anuais internacionais. Reduzir os níveis anuais desse poluente nessas cidades até 50 µg/m3 (padrão dos EEUU) poderia evitar entre 10,500 e 13,500 mortes prematuras. -Em muitas das cidades avaliadas os dados tem alto grau de incerteza. -Na região tem muitas lacunas em pesquisas relacionadas com impactos e valoração da poluição do ar. Em questões de saúde precisasse dar ênfase em mortes e pontos de quebre
Martins et al., 2010	Potential health impact of ultrafine particles under clean and polluted urban atmospheric conditions: a model-based study	Região Metropolitana de São Paulo-Brasil	5 estações de monitoramento	CO, NO2, MP10, SO2, e O3	18 de agosto a 2 de setembro de 2003	-Aplicando a parametrização de efeitos pulmonares na distribuição das partículas, os resultados mostraram uma maior associação nas partículas de menor tamanho. Os resultados mostraram que o período com melhor qualidade do ar (semana 1) em relação ao MP10, não pode ser considerado um período com poucos efeitos na saúde quando analisadas as partículas ultrafinas.
García-Ubaque et al., 2011	Medical consultation in productive age population related with air pollution levels in Bogota city	Bogotá-Colômbia	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10	2008	-Aproximadamente 21% dos atendimentos hospitalários foram devidos a doenças relacionadas com poluição do ar. -Condições respiratórias mostraram alta frequência nos serviços hospitalários, seguidos por alterações oculares e condições alérgicas e dermatológicas.

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
Romieu et al., 2012	Multicity Study of Air Pollution and Mortality in Latin America (the ESCALA Study)	Brasil: São Paulo, Rio de Janeiro e Porto Alegre. Chile: Santiago, Temuco e Concepción México: Mexico City, Monterrey, e Toluca.	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10 e O3	1997-2005	-Foram encontrados efeitos positivos e estatisticamente significativos da exposição diária ao MP10 e O3 na mortalidade diária, os jovens e crianças foram os mais susceptíveis. Os resultados foram similares a outros estudos multicidade no mundo. -As estimações indicaram que incrementos de 10 µg/m3 nas concentrações diárias destes poluentes, ocasionam incrementos na mortalidade de 0.77% por causas naturais, 0.94% por causas cardiopulmonares, 1.19%% por causas respiratórias, 0.72% por causas cardiovasculares e 1.10% por acidentes cerebrovasculares e 2.44% por enfermidades pulmonares obstrutivas crônicas. Relativamente ao ozônio, foram encontradas menores associações com os casos de mortalidade por enfermidade cardiopulmonar (0.23%), respiratória (0.21%) e cardiovasculares (0.23%).
Freitas et al., 2013	Air pollution in Brazilian cities: selecting health impact indicators for surveillance	28 municípios brasileiros	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10	2000-2008	-Entre os indicadores avaliados, o DRC (internações por doenças respiratórias em menores de 5 anos), foi o mais adequado para a vigilância epidemiológica. Os resultados mostraram uma relação importante desde indicador com a poluição do ar em 89% das localidades avaliadas. Para internações por Doenças respiratórias totais e internações por doenças cardiovasculares em adultos, esta porcentagem foi de 81% e 50%, respetivamente.
Prieto-Parra et al., 2017	Air pollution, MP2.5 composition, source factors, and respiratory symptoms in asthmatic and nonasthmatic children in Santiago, Chile	Santiago-Chile	2 estações de monitoramento (Santiago e Independência)	MP2.5, MP10, NO2, O3 e SO2	2010-2011	-Os sintomas em crianças asmáticas e não asmáticas, estiveram associadas a poluição do ar, especificamente em 7 dias de exposição. O MP2.5, NO2 e O3 mostraram intensificar os sintomas respiratórios, inclusive quando as concentrações estiveram por baixo dos padrões nacionais. -Alguns componentes do MP2.5 associados com

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
						sulfatos secundários, podem ter um maior impacto na saúde das crianças.
Costa et al., 2017	Effects of NO2 exposure on daily mortality in São Paulo, Brazil	São Paulo-Brasil	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10, NO2, O3 e CO	2000-2011	- A mortalidade por causas circulatórias em idosos apresentou associações com poluição do ar representada por NO2. As mortes por doenças respiratórias estiveram mais associadas com as concentrações de CO e O3. Todos os poluentes tiveram relação com as mortes não acidentais - A análise do índice de risco acumulado no modelo de quatro poluentes, mostrou que o NO2 tem uma grande contribuição para mortalidade por doenças circulatórias e não acidental para um desfase de 0-10 dias.
Gouveia et al., 2018	Effects of air pollution on infant and children respiratory mortality in four large Latin-American cities	Cidade de México-México, Santiago-Chile, Rio de Janeiro-Brasil e São Paulo-Brasil	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10 e O3	Rio de Janeiro: 2001-2005 São Paulo: 1998-2005 Santiago e México: 1997-2005	-Foram encontrados impactos estatisticamente significativos da poluição do ar e mortalidade por doenças respiratórias em crianças. -Em relação ao MP10, a porcentagem de aumento no risco de mortalidade por doenças respiratórias em crianças entre 1 e 5 anos foi de 0.58% e para infecções respiratórias baixas foi de 1.38%. -Para o O3, For O3, os maiores efeitos foram evidenciados na estação mais quente do ano em relação as doenças respiratórias.
Andreaeo et al., 2018.	Excess deaths associated with fine particulate matter in Brazilian cities	24 cidades Brasileiras	--	MP2.5	2000-2017	-Mais de 2378-6282 mortes por todas as causas, poderiam ser evitadas adotando a diretriz da OMS (10 µg/m3). -Algumas das cidades avaliadas só contavam com uma estação de monitoramento (as vezes longe das áreas urbanas), embora não seja uma representação real das concentrações do MP2.5, é um indicador das condições de qualidade do ar nas quais está exposta a população. -Tem altas concentrações em cidades diferentes as capitais, por isso é importante fazer monitoramento, evidenciando a importância de monitorar o poluente

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
						inclusive em toda a região metropolitana. -E importante o uso de estudos epidemiológicos para associações de poluição-saúde, porém. no Brasil, ainda não se tem estudos de coorte para MP2.5.
Reisen et al., 2014	Modeling and forecasting daily average MP10 concentrations by a seasonal long-memory model with volatility	Cariacica-Brasil	1 estação de monitoramento	MP10	Janeiro de 2005 até dezembro 2009.	-As características de long-memory, sazonalidade, e volatilidade são bem descritas pelo modelo SARFIMA-GARCH, que apresentou também alta precisão na análise dos resíduos e nas previsões. -As maiores concentrações se observaram no inverno entre julho e setembro. Os dados mostraram ser estacionários no nível da média e com forte sazonalidade.
Martins et al., 2017	Extreme value analysis of air pollution data and their comparison between two large urban regions of South America	Regiões metropolitanas de Rio de Janeiro e São Paulo-Brasil	São Paulo: 18 estações de monitoramento. Rio de Janeiro: 4 estações	O3, NO, NO2, CO e MP10	São Paulo: 1996-2011 (MP2.5: 2011-2014) Rio de Janeiro: 2005-2011	-Em relação ao material particulado na RMSP, os resultados apresentaram as probabilidades de valores extremos de concentração mais altas durante o inverno e períodos de reincidência das concentrações acima de 250 µg/m3 e 100 µg/m3 a cada 1,2 e 1,4 anos para MP10 e MP2.5, respectivamente. No caso do ozônio foi o contrário, os valores extremos ocorreram no verão com concentrações horárias acima de 200 µg/m3 e reincidência a cada 1,6 anos. A reincidência dos eventos extremos na RMRJ ocorreu em períodos menores e o poluente com maior frequência foi o ozônio. Comparando o comportamento dos poluentes nas duas regiões, RMSP apresentou as maiores concentrações para todos, exceto para NO e MP10 no verão e mostrou maior probabilidade para eventos extremos.
Reisen et al., 2018	Robust estimation of fractional seasonal processes: Modeling and forecasting daily average SO2 concentrations	Cariacica-Brasil	1 estação de monitoramento	SO2	Janeiro 2005-dezembro 2009	-A série temporal mostrou características de sazonalidade e long-memory e em alguns casos, altas concentrações de SO2, as vezes considerados atípicos.

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
Jorquera et al. 2000	An intervention analysis of air quality data at Santiago, Chile	Santiago-Chile	5 estações de monitoramento	O3, MP2.5 e MP10	1989-1998	-O modelo robusto SAFIRMA apresentou bom ajuste, e foi capaz de capturar as dinâmicas da série temporal do poluente e o prognóstico. -As políticas ambientais (especialmente o ajuste dos padrões de emissão, o cumprimento desses padrões e desligar parcialmente as fontes nos períodos de qualidade do ar mais críticos), fizeram com que as concentrações do material particulado diminuíssem. Porém a cidade ainda está muito longe de ter uma qualidade do ar adequada. No caso do ozônio, apresentou tendência decrescente até 1996.
Bedoya e Martinez 2009	Air Quality In The Aburrá Valley Antioquia-Colombia	Região Metropolitana do Valle de Aburrá (Medellín)-Colombia	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	PTS, Sox, Nox, CO, MP10 e O3	2001-2007	-O Material Particulado é o maior problema para os habitantes da região metropolitana e suas maiores concentrações se apresentam nas horas de maior tráfego veicular. O MP10 e Nox têm uma tendência crescente, ultrapassando os valores anuais da diretriz da OMS. Por outro lado, o SOx é constante e o CO parece ter diminuído nos últimos anos. -O PTS é monitorado em todas as estações. Os demais poluentes somente são avaliados em menos de 3 estações de monitoramento e poucas delas têm dados regulares e contínuos. O O3, é o poluente com mais limitações no monitoramento.
Carvalho et al., 2015	Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies	São Paulo-Brasil	22 estações de monitoramento	CO, NOx, SO2, MP10 e O3	1996-2009	-Devido ao programa de controle de emissões PROCONVE, todos os poluentes mostraram concentrações médias anuais com uma tendência decrescente, exceto o ozônio. -As maiores concentrações mensais foram encontradas no inverno (exceto para o ozônio). O ciclo diurno apresenta dois picos no dia (que correspondem com as horas do maior tráfego veicular), exceto para o ozônio que teve sua maior concentração nas horas de maior radiação solar.

Autores	Título do artigo	Localização	Estações de monitoramento utilizadas	Poluentes	Período de estudo	Conclusões
Pasci, 2016	Spatial And Temporal Analysis Of The Air Quality Determined By Particulate Matter MP10 And MP2,5 In Metropolitan Lima	Região Metropolitana de Lima-Perú	10 estações de monitoramento	MP10 e MP2.5	2001-2014	-Todas as estações, exceto Callao, ultrapassaram os padrões nacionais anuais de MP10 (50 µg/m3) e o MP2.5 foi maior que 10 µg/m3 em todas as estações. Ambos poluentes apresentaram uma tendência decrescente. Os maiores valores de material particulado foram encontrados em outono
Pérez-Martínez et al., 2017	Heavy truck restrictions and air quality implications in São Paulo, Brazil	São Paulo-Brasil	1 estação de monitoramento (congonghas)	MP10 e NOx	Novembro 2008 e 2009 novembro 2010, 2011 e 2012	-Os resultados indicam que as decisões políticas em São Paulo, relacionadas com a restrição de veículos pesado na avenida Bandeirantes, melhoraram a qualidade do ar nessa zona em termos de redução das concentrações de MP10 e NOx (entre 11% e 46% e entre 30% e 57%, respectivamente). -Os efeitos do acréscimo no trânsito de veículos leves, por causa da restrição dos pesados, impactaram na concentração dos poluentes, explicando as diferenças entre a taxa de redução dos veículos pesados e os poluentes.
Andrade et al., 2017	Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives	São Paulo-Brasil	O estudo avalio todos os dados disponíveis nas redes de monitoramento e fez uma análise geral para cada cidade	MP10, MP2.5, partículas finas e ozônio	1982-2015	-Na cidade tem se implementado diferentes programas para redução das emissões de poluentes atmosféricos que têm sido exitosos para o CO, NOx, SO2 e MP10, porém o O3 e as partículas finas ainda não são controladas. - Embora tenha incrementado o uso dos biocombustíveis, as concentrações de ozônio aumentaram no tempo.
Zalakeviciute et al., 2018	Quantifying decade-long effects of fuel and traffic regulations on urban ambient MP2.5 pollution in a mid-size South American city	São Paulo-Brasil	6 estações de monitoramento	MP2.5	2004-2015	- A estratégia mais efetiva para reduzir as concentrações de MP2.5, foi a redução no conteúdo de enxofre no diesel e a implementação do sistema de controle no trânsito veicular. -As concentrações anuais de MP2.5 ultrapassaram a diretriz da OMS (10 µg/m3) e o padrão nacional (15 µg/m3). Porém os resultados da pesquisa mostraram uma tendência decrescente nos últimos 11 anos.

9.6 EMISSOES DE POLUENTES ATMOSFERICOS EM AMERICA DO SUL. EDGAR 2012

Tabela 1. Emissões de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Belo Horizonte. EDGAR 2012 (Ton/ano)

Atividade	BC	CO	Nox	MP10	MP2.5 fóssil	MP2.5 BIO	SO2	NMVOC
Fuel Exploitation	0,013821	8,736950	1,589430	0,026527	0,024681			707,201958
Iron steal production	1,088475	17561,436460	3,862192	730,752580	302,354160		1,782553	547,247386
Non metallic production	53,229362	100,519301		3601,561780	2073,335672			2,543159
Combustion		45913,509951	27458,349547	32734,103412	2500,896882	15658,924700	29636,903888	33075,126522
Power industry	10,418154	887,305440	3870,346700	66,095374	39,973208	2,648704	3607,627029	68,259115
Solid waste landfills				0,211926	0,031934			531,504665
Agricultural soils			120,980032	2,247109	1,393156			
Agricultural waste burning	3,082665	1164,695700	47,425676	162,245703		154,133382	5,144107	87,362967
Chemical processes	0,792358	124,395219		51,105475	39,004781			3079,015728
Food and paper	3,534708	3238,331481	589,381370	1044,095925	353,470793		2174,436676	4367,877000
Manure management			21,831744	84,472695	14,170963			
Non-ferrous metals production	0,472712			41,235522	20,597999		24,733340	
Oil refineries Transf industry	2610,150168	139067,774130	6986,508962	24182,727383	61,120140	6471,447240	5195,334296	156627,480219
Solid waste incineration	29,172694	65,519440	168,479456	1282,316391	833,505691		159,119214	1912,083187
Solvents and products use				2,603780	2,603780			38099,584977
Road Transportation	228,715855	99143,891730	12489,010587	486,907969	384,790512		92,654046	16638,729330
Railways	6,060083	198,547225	956,856710	303,004330	303,004330		12,997312	83,724856
TOTAL	2946,731054	307474,663027	52714,622406	64775,713882	6930,278682	22287,154026	40910,732461	255827,741069

Tabela 2. Emissões de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Buenos Aires EDGAR 2012 (Ton/ano)

Atividade	BC	CO	Nox	MP10	MP2.5 fóssil	MP2.5 BIO	SO2	NMVOC
Fuel Exploitation	0,117083	74,013100	13,464600	0,224717	0,209077			5116,253608
Non metallic production	38,622028	2518,100852		1788,406924	1304,615270			5,693099
Combustion		52070,457270	58253,543880	9251,308723	613,240738	4391,865095	50293,520276	18057,029923
Power industry	2,957282	4446,305364	15232,848760	276,365256	95,137881		6279,717310	611,961659
Solid waste landfills				0,320225	0,048253			870,170833
Agricultural soils			410,126926	9,594032	6,043237			
Agricultural waste burning	17,336810	10466,118533	266,720265	912,463554		866,840274	45,075920	491,326549
Chemical processes	3,970164	133,218060	99,125300	205,940729	194,497367			8231,364777
Food and paper	2,303581	1405,651172	485,466223	1131,001586	230,358127		1911,905698	6065,655353
Manure management			56,555517	296,558375	49,587325			
Non-ferrous metals production	0,000506			10,679773	7,138778		143,899430	
Oil refineries Transf industry	780,902072	81687,146730	5514,195044	10324,634682	150,599110	1859,578238	7826,157844	89896,632687
Shipping	82,293825	505,244591	2102,468663	411,469756	411,469756		1401,647776	62,284144
Solid waste incineration								5819,640046
Solvents and products use				5,343542	5,343542			112383,189473
Road Transportation	502,494912	334275,664930	28827,893818	1021,859920	975,564725		202,004604	39519,810480
Railways	0,116275	50,751278	100,048989	2,342392	2,147372		1,017666	3,770212
TOTAL	1431,114538	487632,671881	111362,457984	25648,514188	4046,000558	7118,283607	68104,946523	287134,782843

Tabela 3. Emissões de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Lima EDGAR 2012 (Ton/ano)

Atividade	BC	CO	Nox	MP10	MP2.5 fóssil	MP2.5 BIO	SO2	NMVOC
Non metallic production	30,745811			1418,114267	1026,796213			2,510070
Combustion		8873,792810	7852,701460	1574,804065	1287,204825	0,163759	12519,007960	2528,948152
Power industry	8,403000	5954,444699	11305,546100	171,920740	123,272094	0,149759	10754,326100	171,173555
Solid waste landfills				0,141459	0,021316			350,974605
Agricultural soils			11,814880	2,201514	1,390233			
Agricultural waste burning	0,031442	12,998002	0,483716	1,654819		1,572078	0,067360	0,891056
Chemical process	2,260186	5,562228	2,277584	139,667050	125,565928			138,451911
Food and paper				96,775851			106,270924	817,205007
Manure management			12,676493	82,573524	13,770168			
Non-ferrous metals production	0,000053			4,648888	0,057580		127,305780	
Oil refineries Transf industry	96,110844	12720,545200	321,253574	1513,107511	6,346492	239,642448	9,825211	12291,252850
Solid waste incineration								1129,228832
Solvents and products use								28417,967770
Road Transportation	268,243937	85553,043600	9688,733300	539,769474	532,266943		139,773391	10327,861770
Railways	1,334796	142,984183	1811,182840	6,670424	6,670424		0,711513	199,223226
TOTAL	407,130068	113263,370723	31006,669947	5552,049585	3123,362216	241,528044	23657,288238	56375,688804

Tabela 4. Emissões de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Rio de Janeiro EDGAR 2012 (Ton/ano)

Atividade	BC	CO	Nox	MP10	MP2.5 fóssil	MP2.5 BIO	SO2	NMVOC
Iron steal production	0,004701	1,056460	0,080788	2,083540	1,305890		0,037287	4,240910
Non metallic production	53,340749	226,723469		2489,443745	1790,188807			5,736157
Combustion		59301,111510	47177,930730	62578,683920	2614,904255	22766,111160	39435,495210	66509,655470
Power industry	136,670532	7901,005000	34639,400000	1925,261262	428,356667	578,462580	38309,801099	889,846630
Solid waste landfills				0,359220	0,054129			900,912607
Agricultural soils			62,067308	0,678415	0,400251			
Agricultural waste burning	4,677570	1743,583764	71,962730	246,188175		233,878916	9,814529	132,562927
Chemical processes	1,787181	280,576471		115,269641	87,976227			6944,791680
Food and paper	8,867992	8124,415559	1478,657267	2619,460451	886,799219		5455,294102	10843,926872
Manure management			8,827219	22,777051	3,847558			
Non-ferrous metals production	5,320593	17341,700000	115,611000	463,091068	231,407320		755,065700	
Oil refineries Transf industry	5863,970518	297025,970600	15210,964800	54430,729340	76,220345	14596,518080	10947,513750	350818,211586
Shipping	0,872189	4,848434	25,716906	4,361218	4,360838	0,000182	16,714484	0,823301
Solid waste incineration	65,990457	148,209230	381,111074	2900,677538	1885,441461		359,937590	4312,763275
Solvents and products use				5,872890	5,872890			85240,215610
Road Transportation	426,130268	227708,514880	25215,017966	921,351651	731,715183		197,079486	37209,492103
Railways	7,334484	240,300576	1158,077676	366,724206	366,724206		15,730556	101,331686
TOTAL	6574,967233	620048,015953	125545,425464	129093,013330	9115,575246	38174,970918	95502,483793	563914,510814

Tabela 5. Emissões de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Salvador EDGAR 2012 (Ton/ano)

Atividade	BC	CO	Nox	MP10	MP2.5 fóssil	MP2.5 BIO	SO2	NMVOC
Fuel Explotation	1,170744	740,077100	134,635530	2,247003	2,090605			45370,937027
Non metallic production	5,058640	17,739189		294,242155	184,722823			0,448804
Combustion		4446,574430	3572,999980	4596,382850	221,726033	2222,302920	3192,150510	4856,894935
Power industry	6,764485	583,171000	2516,408000	44,142150	25,916860	2,314480	2331,923410	44,630290
Solid waste landfills				0,037330	0,005625			93,621635
Agricultural soils			70,936089	1,324681	0,820627			
Agricultural waste burning	3,621533	1356,171998	55,716066	190,607540		181,077201	7,038702	102,634778
Chemical processes	0,139831	21,952630		9,018838	6,883372			543,370362
Food and paper	0,414809	380,028135	69,165734	122,527660	41,480857		255,177163	539,273027
Manure management			12,278209	54,388116	9,111818			
Non-ferrous metals production	0,084790			9,136429	5,003251		398,172100	
Oil refineries Transf industry	458,533164	23129,774900	1071,053363	4256,901060	4,543536	1142,051574	674,292482	26902,272202
Shipping	0,506789	1,427660	24,939000	2,534860	2,533560	0,000623	15,151400	0,949511
Solid waste incineration	5,143522	11,551922	29,705020	226,088941	146,957679		28,054800	337,435337
Solvents and products use				0,459503	0,459503			6957,146260
Road Transportation	83,323817	38956,969000	4644,076460	178,321108	141,053654		35,232762	6467,991910
Railways	1,259976	41,280802	198,943850	62,998746	62,998746		2,702323	17,407566
TOTAL	566,022101	69686,718765	12400,857300	10051,358970	856,308548	3547,746798	6939,895652	92235,013643

Tabela 6. Emissões de poluentes atmosféricos na Região Metropolitana de Salvador EDGAR 2012 (Ton/ano)

Atividade	BC	CO	Nox	MP10	MP2.5 fóssil	MP2.5 BIO	SO2	NMVOC
Fuel Explotation	0,251157	109,221400	19,869700	1,454156	0,468489			7547,049246
Iron steal production	0,183346	41,201920	3,150736	81,258190	50,929470		1,454184	165,395820
Non metallic production	98,653497	478,404302		4910,710399	3390,196262			12,103738
Combustion		131235,491730	95658,338790	124271,042220	5840,157524	60654,007720	84682,844580	131342,078115
Power industry	30,506828	1823,218100	6732,595000	710,891600	155,051000	193,625387	9466,890000	207,831270
Solid waste landfills				1,014051	0,152802			2543,208542
Agricultural soils			68,576909	2,582518	1,586100			
Agricultural waste burning	12,797277	4820,809157	196,881943	673,542060		639,865446	25,060355	362,675892
Chemical processes	3,771087	592,038251		243,227764	185,636751			14654,058679
Food and paper	12,439470	11396,413041	2074,167735	3674,407797	1243,947040		7652,336119	15931,376340
Manure management			14,766196	105,024340	17,550029			
Non-ferrous metals production	3,915828	6881,620000	45,273800	368,597865	188,402120		763,990000	
Oil refineries Transf industry	12369,146918	625006,841900	30210,749540	114824,186360	138,343989	30799,815590	20214,029390	731604,020851
Solid waste incineration	139,589065	313,505621	806,161246	6135,783699	3988,257984		761,373044	9100,289548
Solvents and products use				12,392259	12,392259			179392,421286
Road Transportation	767,728689	385914,887000	44512,473600	1651,915546	1310,483829		341,963192	63542,680920
Railways	11,224392	367,746360	1772,274820	561,219481	561,219481		24,073412	155,073839
TOTAL	13450,207555	1168981,398783	182115,280014	258229,250305	17084,775131	92287,314143	123934,014276	1156560,264086