



UNIVERSIDADE
CATÓLICA
DE SANTOS

UNIVERSIDADE CATÓLICA DE SANTOS
PROGRAMA DE MESTRADO EM SAÚDE COLETIVA

**RELAÇÃO ENTRE POLUIÇÃO DO AR E INTERNAÇÕES POR DOENÇAS
RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO**

JULIANE CARLA MEDEIROS DE SOUSA SAMPAIO

SANTOS – SP

2015



UNIVERSIDADE
CATÓLICA
DE SANTOS

UNIVERSIDADE CATÓLICA DE SANTOS
PROGRAMA DE MESTRADO EM SAÚDE COLETIVA

**RELAÇÃO ENTRE POLUIÇÃO DO AR E INTERNAÇÕES POR DOENÇAS
RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO**

JULIANE CARLA MEDEIROS DE SOUSA SAMPAIO

Texto apresentado ao Programa de Mestrado em Saúde Coletiva da Universidade Católica de Santos para obtenção do grau de Mestre em Saúde Coletiva.

Área de Concentração: Ambiente e Saúde

Orientadora: Prof^ª. Dra. Lourdes Conceição Martins.

SANTOS – SP

2015

[Dados Internacionais de Catalogação]
Departamento de Bibliotecas da Universidade Católica de Santos

S192r Sampaio, Juliane Carla Medeiros de Sousa

Relação entre poluição do ar e internação por doenças respiratórias em crianças no Município de São Paulo. / Juliane Carla Medeiros de Sousa Sampaio; orientador Prof.^a Dr.^a Lourdes Conceição Martins. – 2015.

118 f. ; (Dissertação de Mestrado) - Universidade Católica de Santos, Programa de Mestrado em Saúde Coletiva.

1. Doenças Respiratórias. 2. Poluição do ar. 3. Crianças. I. Martins, Lourdes Conceição. II. Universidade Católica de Santos. III. Relação entre poluição do ar e internação por doenças respiratórias em crianças no Município de São Paulo.

CDU MON 614(043.3)

JULIANE CARLA MEDEIROS DE SOUSA SAMPAIO

**RELAÇÃO ENTRE POLUIÇÃO DO AR E INTERNAÇÕES POR DOENÇAS
RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO**

Aprovado em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Lourdes Conceição Martins
Presidente da Banca – UNISANTOS

Prof. Dr. Luis Alberto Amador Pereira
1º Membro - UNISANTOS

Prof.^a Dra. Sheylla Nadjane Batista Lacerda
2º Membro – FSM

SANTOS – SP
2015

*Dedico este trabalho à minha mãe, **Ana Lúcia de França Medeiros**, que sempre foi minha inspiração e exemplo; e que sempre lutou incansavelmente para que eu alcançasse todos os meus sonhos, inclusive este.*

AGRADECIMENTOS

“As pernas fraquejaram, só não comprometeram a jornada, porque foste o incentivo velado fortificando-me na marcha. Os olhos marejaram, só não atingiram a cegueira, porque ventavas no invisível secando minhas lágrimas. Soube resistir diante do pânico do desconhecido, porque me deste lucidez nos momentos de necessidade. Conservei-me distante do frio, desânimo, descrença, porque me lembravas que a vida vai muito além. Que eu saiba no correr dos meus dias corresponder à Tua confiança, que no momento da chegada, eu possa me lembrar da partida, do Teu impulso inicial, na inspiração firme e carinhosa, que repetia sempre: - Vai!”

Ao **Deus**, pela companhia constante, pelo dom da vida, proteção e por renovar a cada dia minhas forças;

à **Prof^ª. Dra. Lourdes Conceição Martins** pelos ensinamentos, dedicação e sabedoria singular. És uma verdadeira mestre que encanta pela capacidade e dom de ensinar, transmitindo luz e paz aos que a cercam. Obrigada por tudo;

ao **Prof. Dr. Luis Alberto Amador Pereira** pela valiosa contribuição à minha dissertação, bem como, por se colocar à disposição para fazer parte desta banca examinadora;

à **Prof^ª. Dra. Sheylla Nadjane Batista Lacerda**, que dispôs tempo, atenção e conhecimentos para prestigiar e avaliar a apresentação desse estudo e ainda, pela análise criteriosa e comentários a respeito do mesmo;

à todos os **docentes da UNISANTOS** de modo especial, ao prof. Dr. Alfésio Luís Ferreira Braga, por todos os ensinamentos e sabedoria, compartilhados;

ao meu esposo, **Alan Dayvidson Ferreira Sampaio Gondim**, por todo seu amor e apoio incondicional. Por está ao meu lado em todos os momentos e me fazer acreditar que os sonhos são possíveis de realização. Tê-lo ao meu lado faz toda diferença nesse momento;

ao meu filho, **Arthur Medeiros de Sousa Sampaio**, razão maior da minha busca pelo crescimento pessoal e profissional. Minha maior riqueza, meu maior prêmio;

à minha mãe, **Ana Lúcia de França Medeiros**, pelo exemplo de mulher, profissional e amiga... sempre ao meu lado, sem medir esforços na luta pelos meus sonhos, esquecendo de si em prol de um amor maior que sente por nós, seus filhos;

ao meu pai, **José Romildo de Sousa**, pela presença sempre marcante, pelo incentivo, confiança e amor, sempre ofertados;

à minha irmã **Josiane Carla Medeiros de Sousa** que acreditou e compartilhou desse sonho e ao meu irmão **José Romildo de Sousa Júnior** pelo apoio e incentivo;

aos meus sobrinhos, **Breno, Caio, Pedro e Ana Alice**, preciosidades de nossa família;

à família que me acolheu de braços abertos, nas pessoas de **Agábio, Fátima, Amanda, Lucas, Livia e Ana Letícia**;

à **Tânia Maria** (*in memoriam*) que sonhou junto e que me apoiou incondicionalmente até o fim... uma grande educadora que me deixa uma linda lição de vida e aprendizado;

aos **amigos e amigas da Faculdade Santa Maria/FSM** – Cajazeiras/PB e da Prefeitura Municipal de Juazeiro do Norte pelo incentivo permanente.

“A menos que modifiquemos a nossa maneira de pensar, não seremos capazes de resolver os problemas causados pela forma como nos acostumamos a ver o mundo”.

(Albert Einstein)

SAMPAIO, J.C.M.S. RELAÇÃO ENTRE POLUIÇÃO DO AR E INTERNAÇÕES POR DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO. [Dissertação]. Santos: Universidade Católica de Santos; 2015.

RESUMO

Este estudo tem por objetivo avaliar a relação entre a exposição à poluição do ar e internações de crianças (0 a 5 anos) no Sistema Único de Saúde (SUS) devido a doenças respiratórias na cidade de São Paulo, de 2000 a 2012, estratificadas por sexo. Este é um estudo ecológico de séries temporais. Dados diários de O₃, PM₁₀, CO, SO₂, NO₂, temperatura mínima e umidade foram obtidos da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). As internações hospitalares foram obtidas a partir do banco de dados do SUS (DATASUS). Foi realizada a análise descritiva e o coeficiente de correlação de Pearson. Foi utilizado o modelo linear generalizado de regressão de Poisson com polinômio de terceiro grau e considerando uma defasagem distribuída de até sete dias após a exposição. Em São Paulo, todos os poluentes foram associados com o resultado, sendo avaliadas as internações por doenças respiratórias totais e asma. Para doenças respiratórias totais, o aumento de um interquartil no nível de O₃ (52,17 µg/m³) aumentou em 1,30% (IC95%: 0,43%; 2,17%) as internações por doenças respiratórias totais, 1,53% (IC95%: 0,32%; 2,74%) para as meninas, e 1,26% (IC95%: 0,16%; 2,36%) para os meninos. O aumento de um interquartil no nível de PM₁₀ (24,42 µg/m³) foi associado com aumento de 3,34% (IC95%: 2,35%; 4,34%) nas internações por doenças respiratórias totais, 2,71% (IC95%: 1,32%; 4,10%) para as meninas e 3,72% (IC95%: 2,45%; 4,98%) para os meninos. O aumento de um interquartil no nível de SO₂ (7,48 µg/m³), esteve relacionado ao aumento de 2,06% (IC95%: 1,06%; 3,06%) nas internações por doenças respiratórias totais, 1,80% (IC95%: 0,40%; 3,17%) para as meninas e 1,95 % (IC95%: 0,68%; 3,22%) para os meninos. Para NO₂, uma variação interquartil (51,89 µg/m³) aumentou em 2,44% (IC95%: 1,50%; 3,79%) o total de admissões respiratórias em crianças, em 1,55% (IC95%: 0,22%; 2,82%) para as meninas, e 3,22% (IC95%: 2,04%; 4,40%) para os meninos. Para cada aumento de um interquartil na concentração de CO (1,33ppm) houve aumento nas internações respiratórias totais de 1,13% (IC95%: 0,23%; 2,02%); e de 0,76% (IC95%: 0,10%; 1,41%) para as meninas e 1,56% (IC95%: 0,42%; 2,70%) para meninos. Para as internações por asma o aumento de um interquartil de todos os poluentes revelou aumento estatisticamente significativo nas internações totais, e dos gêneros feminino e masculino, exceto o NO₂, que não demonstrou efeito nas internações totais e do gênero masculino. Quando da análise dos multipoluentes observou-se efeito do PM₁₀, na morbidade por doenças respiratórias totais e asma entre crianças. A frota automotiva predominantemente gera poluição do ar em São Paulo afetando a saúde infantil, mesmo com os níveis de poluição abaixo do padrão de qualidade do ar.

Descritores: Doenças Respiratórias. Poluição do ar. Crianças.

ABSTRACT

This study was designed to evaluate the relationship between exposure to air pollution and children hospitalizations in the public health system (Sistema Único de Saúde-SUS) due to respiratory diseases in São Paulo city, from 2000 to 2012, stratified by sex. This is an ecological time series study. Daily records of O₃, PM₁₀, CO, SO₂, NO₂, minimum temperature and humidity average were obtained from the São Paulo State Environmental Agency (CETESB). Hospital admissions were obtained from SUS database. A descriptive analysis and Pearson correlation were performed. Generalized linear polynomial distributed lag model was used to assess the effect of pollutants on the outcome. In São Paulo, all primary pollutants were associated with the outcome, being evaluated hospitalizations for respiratory diseases and asthma. For respiratory diseases, an interquartile range increase in O₃ (52.17 ug / m³) increases by 1.30% (95% CI : 0.43%; 2.17 %) total hospitalizations , 1.53 % (95% CI: 0.32%; 2.74 %) for girls and 1.26 % (95% CI: 0.16%; 2.36 %) for boys. An interquartile range increase in PM₁₀ (24.42 µg/m³) was associated with a 3.34% (95% CI: 2.35%; 4.34%) increase in total, 2.71% (95% CI: 1.32%; 4.10%) for girls and a 3.72% (95% CI: 2.45%; 4.98%) for boys. An interquartile range increase of 7.48 µg/m³ in SO₂ was observed increase of 2.06% (95% CI: 1.06%; 3.06%) in total hospitalizations, 1.80% (95%CI: 0.40%; 3.17%) for girls and 1.95% (95%CI: 0.68%; 3.22%) for boys. For NO₂, an interquartile range (51.89 µg/m³) increases in 2.44% (95%CI: 1.50%; 3.79%) in children total respiratory admissions, 1.52% (95%CI: 0.22%; 2.82%) for girls, and 3.22% (95%CI: 2.04%; 4.40%) for boys. For each increase of interquartile 1,33ppm in CO concentrations there was an increase in total admissions of 1.13 % (95% CI: 0.23; 2.02); 0.76% (95% CI: 0.10; 1.41) for girls and 1.56 (95% CI: 0.42; 2.70) for boys. For admissions for asthma increased an interquartile of all pollutants revealed statistically significant increase in total hospitalizations, for girls and boys, except NO₂, which revealed no effect on total and boys admissions. When analyzing the multi pollutants proved effect of the PM10 in morbidity for respiratory diseases and asthma among children. The automotive fleet predominantly generates air pollution in São Paulo which affect the children's health, besides the pollution was bellow the air quality standard.

Key-words: Air pollution. Children. Respiratory diseases.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Profundidade de penetração de poluentes no sistema respiratório.....	39
Figura 2 - Município de São Paulo – SP.....	42
Figura 3 - Série de tempo para o O ₃ (µg/m ³) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.....	57
Figura 4 - Série de tempo para CO (PPM) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012	58
Figura 5 - Série de tempo para NO ₂ (µg/m ³) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012	59
Figura 6 - Série de tempo para SO ₂ (µg/m ³) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012	60
Figura 7 - Série de tempo para PM ₁₀ (µg/m ³) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.....	61
Figura 8 - Série de tempo para temperatura mínima no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.....	62
Figura 9 - Série de tempo para umidade média no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012	63
Figura 10 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de O ₃ (52,17µg/cm ³)	66
Figura 11 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM ₁₀ (24,42µg/cm ³)	68
Figura 12 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de SO ₂ (7,48µg/cm ³)	70
Figura 13 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de NO ₂ (51,89µg/cm ³)	72
Figura 14 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de CO (1,33ppm)	74
Figura 15 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de O ₃ (52,17µg/cm ³)	76
Figura 16 - Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma	

	total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM ₁₀ (24,42µg/cm ³)	78
Figura 17	- Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de SO ₂ (7,48µg/cm ³)	80
Figura 18	- Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de NO ₂ (51,89µg/cm ³)	82
Figura 19	- Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de CO (1,33ppm)	84
Figura 20	- Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por doenças respiratórias total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, ajustado por O ₃ , PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ e CO, para o aumento de um interquartil na concentração de PM ₁₀ (24,42µg/cm ³)..	86
Figura 21	- Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma total e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, ajustado por O ₃ , PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ e CO, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM ₁₀ (24,42µg/cm ³).....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Análise descritiva das internações por doenças respiratórias para a faixa etária de 0 a 5 anos entre janeiro de 2000 e junho de 2012 para o município de São Paulo/SP.....	55
Tabela 2 – Análise descritiva para os poluentes do ar e variáveis climáticas entre janeiro de 2000 e junho de 2012 para o município de São Paulo/SP.....	56
Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Pearson para os poluentes e variáveis climáticas para o município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.....	64

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais poluentes atmosféricos primários e secundários produzidos pela atividade humana	22
Quadro 2 - Padrões da Organização Mundial de Saúde para qualidade do ar	30
Quadro 3 - Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (Resolução CONAMA nº03/90).....	32
Quadro 4 - Padrões Estaduais de Qualidade do Ar (Decreto Estadual nº 59.113/13).....	33
Quadro 5 - Critérios para episódios agudos de poluição do ar (Decreto Estadual nº 59.113/13).....	34
Quadro 6 - Estrutura do índice de qualidade do ar (Decreto Estadual nº 59.113/13)	35
Quadro 7 - Resultados de saúde para os quais existe pelo menos alguma evidência de associação com a poluição	36
Quadro 8 - Efeitos fisiopatológicos gerais de poluentes inalados	37

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AIDS – Síndrome da Imunodeficiência Adquirida

AIH – Autorização de Internação Hospitalar

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CGC – Cadastro Geral do Contribuinte

CID – Código Internacional de Doenças

CO – Monóxido de Carbono

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV's – Compostos Orgânicos Voláteis

DATASUS – Dados do Sistema Único de Saúde

DP – Desvio Padrão

DPOC – Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica

FMC – Fumaça

GEE – Gases de Efeito Estufa

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IC – Intervalo de Confiança

IgE - Imunoglobulina

INAIRA – Instituto Nacional de Análise Integrada no Risco Ambiental

MLG – Modelos Lineares Generalizados

MP – Material Particulado

MI – Metas Intermediárias

NO₂ – Dióxido de Nitrogênio

NO_x – Óxidos de Nitrogênio

O₃ – Ozônio

OMS – Organização Mundial de Saúde

OR – Odds Ration

PCPV – Plano de Controle de Poluição Veicular

PF – Padrões Finais

PI – Partícula Inaláveis

PM₁₀ – Material Particulado Inalável - Partículas com diâmetro menor ou igual a 10µm.

PM_{2,5} – Material Particulado Inalável - Partículas com diâmetro menor ou igual a 2,5µm.

PPM – Parte por Milhão

PRONCOVE – Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores

PTS – Partículas Totais em Suspensão

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

SO₂ – Dióxido de Enxofre

SP – São Paulo

SUS – Sistema Único de Saúde

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ – Micrograma por Metro Cúbico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1 Poluentes Atmosféricos	21
1.1.1 Material particulado (MP)	23
1.1.2 Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24
1.1.3 Partículas Inaláveis (MP10)	25
1.1.4 Partículas Inaláveis Finas (MP2,5)	25
1.1.5 Partículas Inaláveis Ultrafinas (PM0,1)	25
1.1.6 Óxido de Nitrogênio (NOx) e Dióxido de Nitrogênio (NO2)	26
1.1.7 Dióxido de Enxofre (SO2)	26
1.1.8 Monóxido de Carbono (CO)	27
1.1.9 Ozônio (O3) e Oxidantes Fotoquímicos	28
1.2 Padrões de Qualidade do Ar: Internacional, Nacional e do Estado de São Paulo	29
1.3 Poluição Atmosférica e seus efeitos na saúde	35
1.4 Morbi-mortalidade por problemas respiratórios associados à poluição atmosférica	38
1.5 Poluição atmosférica nos centros urbanos	42
1.5.1 Município de São Paulo	42
2. OBJETIVOS	46
2.1 Geral	46
2.2 Específicos	46
3. METODOLOGIA	48
3.1 Tipo de estudo.....	48
3.2 Dados de Morbidade	48
3.3 Variáveis de estudo	49
3.3.1 Variáveis dependentes	49
3.3.2 Variáveis independentes	50
3.3.3 Variáveis de controle	50
3.4 Análise Estatística	51
3.5 Critérios Éticos.....	53
4. RESULTADOS.....	55
5. DISCUSSÃO.....	90
6. CONCLUSÃO.....	104
5. REFERÊNCIAS.....	107

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica e seus efeitos deletérios vem sendo descrito na literatura desde a antiguidade, porém somente com a Revolução Industrial a poluição passou a atingir a população em grandes proporções, devido ao aumento da emissão de poluentes que, até então, estava limitado ao uso doméstico de combustíveis vegetais e minerais e às emissões vulcânicas intermitentes (ARBEX et al., 2012).

Salvi e Barnes (2009) apresentam que cerca de 50% da população do planeta vive em cidades e aglomerados urbanos, estando expostos a níveis progressivamente maiores de poluentes atmosféricos. A outra parcela destes indivíduos, residentes principalmente nos países em desenvolvimento, utilizam combustíveis sólidos derivados de biomassa, seja madeira, carvão vegetal, esterco animal seco ou resíduos agrícolas; e em menor proporção os combustíveis líquidos como fonte de energia para cocção, aquecimento e iluminação (PO, FITZGERALD, CARLSTEN, 2011).

A Organização Mundial de Saúde estima que a poluição atmosférica foi responsável pela morte de 2 milhões de pessoas no mundo em 2011, mais de 200% acima dos números de uma década antes (800 mil). Sem novas políticas, em 2050, a poluição do ar deve se tornar a principal causa ambiental de mortalidade prematura mundial (VORMITTAG et al., 2013). No Brasil, a poluição do ar causa cerca de 20 mil óbitos/ano, valor que supera em cinco vezes o número de óbitos estimado pelo tabagismo ambiental/passivo (WHO, 2009).

Compreende-se ar poluído como uma mistura de partículas – material particulado (MP) – e gases que são emitidos para a atmosfera principalmente por indústrias, veículos automotivos, termoelétricas, queima de biomassa e de combustíveis fósseis, podendo ser classificados em primários, emitidos diretamente pela atmosfera; e secundários, resultantes de reações químicas entre os primários (ARBEX et al., 2012).

Diversas pesquisas da década de 90 já referenciam a existência de associação de ar poluído com efeitos prejudiciais à saúde da população, mesmo quando os níveis médios de poluentes se apresentavam abaixo do nível de segurança (PEREIRA et al., 1998; SALDIVA et al., 1995; Schwartz, 1991). Esses efeitos têm sido observados tanto na morbi/mortalidade geral quanto por causas específicas como doenças cardiovasculares e respiratórias (GOLVEIA et al., 2003).

Há décadas, estudos apontam que a exposição aos poluentes ambientais é um importante fator para a ocorrência das internações hospitalares em crianças, apresentando uma associação significativa entre estas variáveis (BRAGA et al., 1999; Lin et al., 1999; BRAGA et al., 2001; BAKONYI et al., 2004; MOURA, 2008).

Muitos mecanismos têm sido sugeridos para explicar os efeitos deletérios dos poluentes aéreos à saúde da população; no sistema respiratório, em especial, devido à grande área de contato entre a superfície do sistema respiratório e o meio ambiente, a qualidade do ar interfere diretamente na saúde respiratória. Além disso, uma quantidade significativa dos poluentes inalados atinge a circulação sistêmica através dos pulmões e pode causar efeitos negativos em diversos órgãos e sistemas (BROOK et al., 2010).

Nascimento et al., (2006) apontam que as doenças respiratórias podem estar associadas a fatores como poluentes do ar, tanto os gerados por fontes móveis como por queima de biomassa. Estudos revelam, ainda, que a exposição a poluentes gasosos e material particulado está associada a maior incidência de sintomas das vias aéreas inferiores, como tosse, dispneia e sibilância, especialmente em crianças (ARBEX et al., 2012).

O material particulado com menos de 10 micra de diâmetro aerodinâmico, sobretudo a fração com menos de 2,5 micra de diâmetro, representa, ainda, o poluente de maior efeito nas internações por doenças respiratórias em crianças (NASCIMENTO et al., 2006).

De modo geral os centros urbanos apresentam índices cada vez mais significativos de poluição atmosférica; no entanto, algumas cidades possuem particularidades que agregam dados de maior concentração de poluentes. O município de São Paulo consta de um centro de grandes concentrações de poluição, onde o número de veículos circulantes é crescente, possuindo ainda como fator agravante a idade da frota veicular. Além disso, possui uma grande quantidade de indústrias e ainda queima significativa de canaviais representando, segundo a União da Indústria de Cana de Açúcar (2013), mais de 50% deste tipo de queimadas no período de 2012 a 2013.

Fajersztajn e cols. (2012) apresentam em seu artigo sobre a poluição do ar um desequilíbrio entre o número de artigos científicos produzidos sobre poluição atmosférica em um país e os seus níveis de poluição. Os países em desenvolvimento contribuem com apenas 5% de todos os artigos sobre o tema e possuem os piores níveis de poluição. Teoricamente, uma boa pesquisa científica é necessária como base para proporcionar a introdução de políticas públicas que visem controlar os malefícios ambientais para a saúde humana e a diminuição dos gastos públicos em saúde decorrentes.

O Brasil se apresenta como uma exceção a este cenário: é um dos países que mais publica sobre o tema no mundo, encontra-se entre os seis primeiros, e não conseguiu estabelecer políticas públicas nacionais, que, de fato, venham a trazer benefícios para a saúde pública, visto que possui um monitoramento insuficiente no país, níveis relativamente elevados de poluentes atmosféricos e baseia-se, em nível nacional, em um dos piores padrões de poluição do ar (FAJERSZTAJN et al., 2012).

Corroborando Amaral (2013), apontam que apesar dos esforços para estudar e prevenir os efeitos adversos da exposição aos poluentes do ar no último século, este permanece um problema a ser equacionado nos dias de hoje nos centros urbanos de todo o país.

1.1 POLUENTES ATMOSFÉRICOS

A Lei Federal nº 6938/81 em seu artigo 3º que dispõe sobre a política Nacional do Meio Ambiente conceitua como poluição a degradação da poluição ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudicam a saúde, segurança ou bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota e as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (BRASIL, 1981).

“Considera-se poluente atmosférico qualquer substância presente no ar e que, pela sua concentração, possa torná-lo impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, causando inconveniente ao bem estar público, danos aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade” (CETESB, 2015).

Segundo Arbex et al., (2012) os poluentes atmosféricos compreendem uma mistura heterogênea de substâncias que englobam diferentes tipos de partículas e gases, que são emitidos para a atmosfera principalmente por indústrias, veículos automotivos, termoelétricas, queima de biomassa e de combustíveis fósseis. Estes poluentes podem ser classificados, quanto à sua composição, em primários e secundários, sendo os primeiros emitidos diretamente para a atmosfera, e os segundos resultantes de reações químicas entre os poluentes primários.

O quadro 1 apresenta os principais poluentes atmosféricos, primários e secundários, produzidos pela atividade humana, bem como suas fontes e mecanismos de formação.

Quadro 1 – Principais poluentes atmosféricos primários e secundários produzidos pela atividade humana.

Poluentes	Abreviações	Fontes e Mecanismos de Formação
<i>Poluentes Primários</i>		
Óxido de Enxofre / Dióxido de Enxofre	SO _x /SO ₂	Emitido pela queima de carvão e petróleo.
Óxido de Nitrogênio / Dióxido de Nitrogênio	NO _x /NO ₂	Emitido na combustão de alta temperatura.
Monóxido de Carbono	CO	Um produto da combustão incompleta de combustíveis como gás natural, o carvão ou a madeira. O escape veicular é uma fonte importante de CO.
Dióxido de Carbono	CO ₂	Gases de efeito estufa emitidos na combustão.
Compostos Orgânicos Voláteis	COVs	A partir de vapores de combustível de hidrocarbonetos e solventes.
Material Particulado	MP	Produzido por processos de erosão ou de combustão. PM10 é a fracção de partículas em suspensão menor que 10 µm de diâmetro e entrará na cavidade nasal. PM2.5 têm um tamanho máximo de partícula de 2,5 µm e vai penetrar no brônquios e pulmões.
Amônia	NH ₃	Emitida a partir de processos agrícolas.
Chumbo	Pb	Ocorrência natural, produzido por fundições, contido em tintas antigas e encanamento.
Poluentes Orgânicos Persistentes	POPs	Produzido através de processos industriais ou de seus subprodutos.
<i>Poluentes Secundários</i>		
Material Particulado	MP	Formado a partir de poluentes primários e gasosos, como NO ₂ .
Ozônio	O ₃	Formado na presença de luz solar a partir da reação química induzida pela oxidação fotoquímica dos NO _x e COVs.

Fonte: Traduzido de KÜNZLI N, PEREZ L, RAPP R. Air quality and health. Lausanne: **European Respiratory Society**, 2010.

As principais agências de proteção ambiental em todo o mundo, monitoram os principais poluentes definidos em função de sua importância e dos recursos disponíveis para seu acompanhamento. O grupo de poluentes que servem como indicadores de qualidade do ar, adotados universalmente e que foram escolhidos em razão da frequência de ocorrência e de

seus efeitos adversos são os óxidos de nitrogênio (NO₂ ou NO_x), compostos orgânicos voláteis (COVs), monóxido de carbono (CO) e dióxido de enxofre (SO₂), entre os primários; e o ozônio (O₃), entre os poluentes secundários, além do material particulado que pode ter origem primária ou secundária (CETESB, 2015; KÜNZLI, PEREZ, RAPP, 2010; OMS, 2005).

Salienta-se que os efeitos destes poluentes sobre a saúde da população estão associados a sua concentração e toxicidade, assim como ao tempo de exposição; devendo ser considerados, inclusive, quando em sinergia o que aumenta o caráter nocivo dos mesmos (CANÇADO et al., 2006).

1.1.1 Material Particulado (MP)

O MP também denominado de “aerodispersoide” pode ter origem primária ou secundária. Compreende uma mistura de partículas líquidas e sólidas em suspensão no ar, variando em número, tamanho, formato, área de superfície e composição química, dependendo do local de sua produção e da fonte emissora (ARBEX et al., 2012). Consiste em um dos poluentes mais estudados, visto que dentre os seus componentes alguns se apresentam mais tóxicos que outros, o que exige esforços prioritários para o seu controle (HEI, 2013).

Os efeitos deletérios sobre a saúde humana dependem de sua composição química e de seu tamanho. O MP é formado por múltiplos constituintes químicos, incluindo um núcleo de carbono elementar ou orgânico, compostos inorgânicos, como sulfatos e nitratos, metais de transição sob a forma de óxidos, sais solúveis, compostos orgânicos, como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, e material biológico, como pólen, bactérias, esporos e restos animais (ARBEX et al., 2012).

O material particulado pode também se formar na atmosfera a partir de gases como dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis (COVs), que são emitidos principalmente em atividades de combustão, transformando-se em partículas como resultado de reações químicas no ar (CETESB, 2015).

O tamanho das partículas está diretamente associado ao seu potencial para causar problemas à saúde, sendo que quanto menores maiores os efeitos provocados. Classifica-se de acordo com o seu tamanho em: Partículas Totais em Suspensão (PTS), Partículas Inaláveis (MP₁₀), Partículas Inaláveis Finas (MP_{2,5}), Partículas Inaláveis Ultrafinas (PM_{0,1}) e Fumaça (FMC) (CETESB, 2015; KÜNZLI, PEREZ, RAPP, 2010).

1.1.2 Partículas Totais em Suspensão (PTS)

Segundo a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2015), as PTS representam aquelas cujo diâmetro aerodinâmico não ultrapassam 50 µm. Possuem uma de suas partes inalável podendo ocasionar comprometimentos à saúde e outra parte destas partículas pode afetar negativamente a qualidade de vida da população, com impacto nas condições estéticas do ambiente e desta forma prejudicando as atividades normais da comunidade.

Para Arruda (2008) são partículas com diâmetro de até 100 micras, podendo ser produzidas por processos mecânicos (ventos) ou partículas biológicas (pólenes e esporos); podendo ser inaladas, porém são em sua maioria vistas como pó depositado em superfícies ou ainda fumaça.

Baird (2002) explicita que PTS consistem em partículas com diâmetro superior a 10 micrômetros, sendo conhecidas como “poeiras ou grãos” e costumam ser depositadas próximas à sua fonte de emissão, geralmente indústrias.

1.1.3 Partículas Inaláveis (MP₁₀)

Representam partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 10 µm. De acordo com a distribuição de tamanho na faixa de 0 a 10 µm, podem ficar retidas na parte superior do sistema respiratório ou penetrar mais profundamente, alcançando os alvéolos pulmonares (CETESB, 2015).

Brook et al., (2010) revelam que este poluente pode atuar como um irritante respiratório, ocasionando um processo inflamatório sistêmico que agrava condições crônicas e favorece o desenvolvimento de episódios agudos em indivíduos vulneráveis, fomentando assim, os eventos de morbi-mortalidade.

1.1.4 Partículas Inaláveis Finas (MP_{2,5})

São partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 2,5 µm. Devido ao seu tamanho diminuto, penetram profundamente no sistema respiratório, podendo atingir os alvéolos pulmonares (CETESB, 2015). Corroborando, Cançado et al., (2006) afirmam que o PM_{2,5} apresenta a característica de transportar gases absorvidos em sua superfície até as porções distais do pulmão, onde ocorrem as trocas gasosas.

1.1.5 Partículas Inaláveis Ultrafinas (PM_{0,1})

Brunekreef e Holgate (2002) afirmam que as partículas ultrafinas apresentam um diâmetro inferior a 0,1 micrômetros, sendo formadas por nucleação resultante de reações de condensação química que formam novas partículas. São de grande preocupação para a saúde

humana, pois são facilmente inaladas e absorvidas pelas porções mais profundas das vias respiratórias; além de possuir propriedades que podem torná-las tóxicas (ZHU, 2014).

1.1.6 Óxido de Nitrogênio (NO_x) e Dióxido de Nitrogênio (NO₂)

Formados pela reação do oxigênio com o nitrogênio, possuem como principais fontes de emissão os motores de automóveis e aviões, e em menor escala os fornos, incineradores, fogões a gás, aquecedores a querosene, queimadas e cigarro. Quando inalado, atinge as porções mais periféricas dos pulmões devido a sua baixa solubilidade em água, originando as nitrosaminas que podem ser carcinogênicas. Consta de um agente oxidante e irritante das mucosas, sendo por isso tóxico, especialmente em crianças (CANÇADO et al., 2006). Pode ainda causar decréscimo da capacidade de realização de exercícios físicos e aumentar o número de hospitalizações (KUMAR et al., 2005).

Saldiva et al., (1994) apresentam a relevância do NO_x como um indicador de emissão de poluentes automotivos, por está presente em veículos movidos à gasolina, álcool e diesel.

1.1.7 Dióxido de Enxofre (SO₂)

Consiste em um gás incolor, não inflamável à pressão e temperatura ambiente. Possui características altamente tóxicas, odor asfíxiante em concentrações superiores a 3-5ppm. Resulta da combustão de elementos fósseis como carvão e petróleo, tendo como fontes principais os automóveis, indústrias e usina termoeletricas. Devido a sua permanência prolongada no ar pode ser transportado e desta forma produzir efeitos em regiões distantes das fontes emissoras (Committee of Environmental and Occupational Health Assembly of the American Thoracic Society, 1996).

Cançado et al., (2006) apontam evidências de que o SO₂ agrava as doenças respiratórias pré-existentes, ocasionando irritação no sistema respiratório. Quando em repouso, a maior parte do Dióxido de Enxofre inalado é absorvido pelas vias áreas superiores; no entanto, durante a atividade física, onde ocorre um aumento da ventilação alveolar com consequente aumento da absorção pelas regiões pulmonares mais distais, aumenta-se o risco de danos ao tecido respiratório. A exposição a longo prazo provoca aumento da tosse e expectoração, causando alterações semelhantes à bronquite crônica.

Além disso o SO₂ ataca as mucosas e os alvéolos pulmonares, podendo até em casos mais graves provocar sangramentos. Provoca, ainda, o aumento da reatividade das vias aéreas, diminuição da função pulmonar e aumento das infecções respiratórias (FELLEMBERG, 1980; KUMAR et al., 2005).

1.1.8 Monóxido de Carbono (CO)

Gás incolor e inodoro que resulta da queima incompleta de combustíveis de origem orgânica (combustíveis fósseis, biomassa, etc). Em geral é encontrado em maiores concentrações nas cidades, emitido principalmente por veículos automotores (CETESB, 2015).

É extremamente tóxico apresentando afinidade pela hemoglobina em razão de 240 vezes maior do que com o oxigênio. Desta forma pode ocasionar no ser humano diminuição da capacidade do sangue em transportar o oxigênio, bem como causar hipóxia tecidual; visto que uma pequena quantidade de CO pode saturar uma grande quantidade de moléculas de hemoglobina, pela formação da carboxihemoglobina (CANÇADO et al., 2006).

A fumaça do cigarro é a maior fonte inalatória de CO entre os tabagistas; para os não fumante o trânsito intenso é o maior responsável pela inalação deste poluente. Carlisle e

Sharp, (2001) revela que atletas durante exercício físico por 30 minutos em vias de tráfegos pesados aumentam em até 10 vezes os níveis de carboxihemoglobina, o que equivale ao consumo de 10 cigarros. Na Itália, estudos demonstraram associação entre moradores próximos de rodovias com aumento de internações por asma, diminuição da função pulmonar e aumento da prevalência e severidade de rinite alérgica (DIAZ-CHANCES et al., 2003).

1.1.9 Ozônio (O₃) e Oxidantes Fotoquímicos

Segundo a CETESB (2015) “Oxidantes fotoquímicos” é a denominação que se aplica à mistura de poluentes secundários formados pelas reações entre os óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis, na presença de luz solar, sendo estes últimos liberados na queima incompleta e evaporação de combustíveis e solventes. O principal produto desta reação é o ozônio (O₃), por isso mesmo utilizado como parâmetro indicador da presença de oxidantes fotoquímicos na atmosfera.

O O₃ é o principal gás que compõe o denominado “smog fotoquímico” (névoa de fumaça) que possui este nome porque causa na atmosfera diminuição da visibilidade (BRAGA et al., 2005).

Pirani (2011) afirma que a toxicidade do ozônio é determinada pela sua concentração e duração da exposição. Sintomas como irritação no nariz e garganta, perda de visão, dor de cabeça, dor no peito, tosse, garganta seca, aumento da pulsação e edema pulmonar podem ser verificados em caso de exposição. Além disso pode tornar as pessoas mais susceptíveis a infecções respiratórias, além de agravar doenças pré-existentes como a asma e causar danos irreversíveis à estrutura pulmonar (AMANN et al., 2008; DIETTE et al., 2008; FORTUOI et al., 2011).

Várias são as evidências científicas da associação deste poluente com doenças respiratórias, em especial a asma. Um estudo de coorte realizado nos EUA relatou esta relação entre o ozônio e a incidência de asma em adultos não fumantes (McDonnell et al., 1999); estudos desenvolvidos em Toronto, Canadá apontam um efeito positivo do O₃ em relação ao aumento do número de internações hospitalares em crianças com menos de 2 anos de idade no período do verão (Burnett et al., 2001); e ainda pesquisa desenvolvida na Califórnia revela aumento da incidência de diagnósticos de asma em crianças que realizam exercícios físicos em regiões com altas concentrações de ozônio, o que não era observado em regiões com baixas concentrações (McConnell et al., 2002).

1.2 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR: INTERNACIONAL, NACIONAL E DO ESTADO DE SÃO PAULO

Através da Organização Mundial de Saúde (OMS), entidade que coordena as autoridades de saúde no âmbito do sistema das Nações Unidas, foram publicadas as primeiras diretrizes sobre qualidade do ar, em 1987 (KOLHY, MARTINS, 2014). Devido ao grande número de publicações na área, no final do ano de 2006, foi apresentado o relatório Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global update 2005, que apresenta uma avaliação detalhada das evidências científicas disponíveis sobre o assunto, sugerindo novos padrões de qualidade do ar a serem utilizados (WHO, 2006). Estes padrões são apresentados no quadro 2.

Quadro 2 – Padrões da Organização Mundial de Saúde para qualidade do ar.

Poluentes	Tempo de Amostragem	Padrão
MP_{2,5}	Média Anual	10 µm/m ³
	Média de 24 horas	25 µm/m ³
MP₁₀	Média Anual	20 µm/m ³
	Média de 24 horas	50 µm/m ³
O₃	Média de 8 horas	100 µm/m ³
NO₂	Média anual	40 µm/m ³
	Média de 1 hora	200 µm/m ³
SO²	Média de 24 horas	20 µm/m ³
	Média de 10 minutos	500 µm/m ³

Fonte: Adaptado e Traduzido de World Health Organization. **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global update 2005**. Copenhagen: WHO,2006.

Nesta publicação evidencia-se que os padrões de qualidade do ar (PQAr) variam de acordo com a abordagem adotada para balancear riscos à saúde, viabilidade técnica, considerações econômicas e vários outros fatores políticos e sociais, que, por sua vez, dependem, entre outras coisas, do nível de desenvolvimento e da capacidade do Estado de gerenciar a qualidade do ar. Suas diretrizes levam em conta heterogeneidade e, em particular, reconhecem que, ao formularem políticas de qualidade do ar, os governos devem considerar cuidadosamente suas circunstâncias locais antes de adotarem os valores propostos como padrões nacionais. Preconiza-se ainda que o processo de estabelecimento de padrões vise atingir as menores concentrações possíveis no contexto de limitações locais, capacidade técnica e prioridades em termos de saúde pública (CETESB, 2015).

No Brasil, a primeira legislação mais efetiva de controle de poluição atmosférica se deu através da Portaria Ministerial de nº 231, de 27 de abril de 1976, que visava estabelecer padrões nacionais de qualidade do ar para material particulado, dióxido de enxofre, monóxido de carbono e oxidantes fotoquímicos. No entanto, com o aumento da frota automobilística nos anos 80, o governo federal propôs a criação do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) que estabeleceu um programa de controle de poluição veicular (ALMEIDA, 2004).

A partir disso percebeu-se a necessidade de um programa nacional que contemplasse as fontes estacionárias de poluição atmosférica, visto que a maioria dos estados não dispunha de padrões locais de emissão de fontes; e desta forma foi fixado dispositivos de caráter normativo e estabelecidas ações de monitoramento atmosférico (ARRUDA,, 2008).

Com a resolução do CONAMA de nº 03 de 28 de junho de 1990, foi estabelecido os novos padrões nacionais de qualidade do ar em substituição aos fixados pela portaria nº 231/76, aumentando ainda o número de parâmetros regulamentados de quatro para sete (partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio, monóxido de carbono e ozônio) (ALMEIDA, 2004).

Justifica-se a escolha destes poluentes como indicadores de qualidade do ar, visto à sua maior frequência de ocorrência assim como os efeitos adversos causados ao meio ambiente.

Foram definidos ainda dois tipos de padrões de qualidade do ar: os padrões primários representados por concentrações que se ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população, podendo ser entendidas como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes; e os padrões secundários como sendo concentrações de poluentes abaixo dos quais se prevê o mínimo dano à flora e fauna, aos materiais e ao meio ambiente, podendo ser entendido como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se como meta a ser alcançada a longo prazo (CONAMA, 1990). Os padrões apresentados por esta resolução encontram-se identificados no quadro 3.

Figura 3 – Padrões Nacionais de Qualidade do Ar (Resolução CONAMA nº03/90).

Poluente	Tempo de Amostragem	Padrão Primário µm/m³	Padrão Secundário µm/m³	Método de Medição
Partículas Totais em Suspensão	24 horas ¹	240	150	Amostrador de grandes volumes
	MGA ²	80	60	
Partículas Inaláveis	24 horas ¹	150	150	Separação inercial/filtração
	MAA ³	50	50	
Fumaça	24 horas ¹	150	100	Refletância
	MAA ³	60	40	
Dióxido de Enxofre	24 horas ¹	365	100	Pararosanilina
	MAA ³	80	40	
Dióxido de Nitrogênio	24 horas ¹	320	190	Quimiluminescência
	MAA ³	100	100	
Monóxido de Carbono	1 hora ¹	40.000	40.000	Infravermelho não dispersivo
		35 ppm	35 ppm	
	8 horas ¹	10.000	10.000	
		9 ppm	9 ppm	
Ozônio	1 hora ¹	169	160	Quimiluminescência

¹Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano.

²Média Geométrica Anual.

³Média Aritmética Anual.

Fonte: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80060/tabela%20padroes%20qualidade.pdf>. Acesso em: 19/04/2015.

No Estado de São Paulo, os padrões de qualidade do ar estadual foram estabelecidos em 1976, pelo Decreto Estadual nº 8468/76. No entanto após a publicação das diretrizes pela OMS, foi iniciado no ano de 2008 um processo de revisão desses padrões, com participação de representantes de diversos setores da sociedade. Este processo culminou na publicação do Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013, que revogou as disposições contrárias, estabelecendo novos padrões de qualidade do ar por intermédio de um conjunto de metas gradativas e progressivas para que a poluição atmosférica seja reduzida a níveis desejáveis ao longo do tempo (CETESB, 2015).

O quadro 4 revela esses novos padrões adotados pelo estado de São Paulo a partir de 2013.

Quadro 4 – Padrões Estaduais de Qualidade do Ar (Decreto Estadual nº 59.113/13).

Poluente	Tempo de Amostragem	MI1 $\mu\text{m}/\text{m}^3$	MI2 $\mu\text{m}/\text{m}^3$	MI3 $\mu\text{m}/\text{m}^3$	PF $\mu\text{m}/\text{m}^3$
Partículas Inaláveis (MP₁₀)	24 horas	120	100	75	50
	MAA ¹	40	35	30	20
Partículas Inaláveis finas (MP_{2,5})	24 horas	60	50	37	25
	MAA ¹	20	17	15	10
Dióxido de Enxofre (SO₂)	24 horas	60	40	30	20
	MAA ¹	40	30	20	-
Dióxido de Nitrogênio (NO₂)	1 hora	260	240	220	200
	MAA ¹	60	50	45	40
Ozônio (O₃)	8 horas	140	130	120	100
Monóxido de Carbono (CO)	8 horas	-	-	-	9ppm
Fumaça (FMC)*	24 horas	120	100	75	50
	MAA ¹	40	35	30	20
Partículas Totais em Suspensão (PTS)	24 horas	-	-	-	240
	MGA ²	-	-	-	80
Chumbo (Pb)**	MAA ¹	-	-	-	0,5

¹ Média aritmética anual. ²Média geométrica anual. * Fumaça e Partículas Totais em Suspensão - parâmetros auxiliares a serem utilizados apenas em situações específicas, a critério da CETESB. ** Chumbo - a ser monitorado apenas em áreas específicas, a critério da CETESB.

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Padrões de Qualidade do Ar.** Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/Informa/es-B/sicas/22- Padr/es-e-ndices>. Acesso em 10/04/2015.

Observa-se na figura acima que a administração da qualidade do ar no território do Estado de São Paulo será efetuada, observando-se:

- Metas Intermediárias - (MI) estabelecidas como valores temporários a serem cumpridos em etapas, visando a melhoria gradativa da qualidade do ar no Estado de

São Paulo, baseada na busca pela redução das emissões de fontes fixas e móveis, em linha com os princípios do desenvolvimento sustentável;

- Padrões Finais (PF) - Padrões determinados pelo melhor conhecimento científico para que a saúde da população seja preservada ao máximo em relação aos danos causados pela poluição atmosférica (CETESB, 2015).

Com as mudanças nos padrões e adoção das Metas Intermediárias, observa-se alterações no padrão de qualidade para todos os poluentes avaliados, com exceção das PTS e do monóxido de carbono que mantiveram seus valores. Houve ainda a introdução dos poluentes de partículas inaláveis finas (MP_{2,5}) e chumbo, até então não constante na avaliação. Ressalta-se que o chumbo é monitorado apenas em áreas específicas, a critério da CETESB.

Esta legislação estabelece também critérios para episódios agudos de poluição do ar. A declaração dos estados de Atenção, Alerta e Emergência, além dos níveis de concentração ultrapassados, requer a previsão de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos poluentes (CETESB, 2015), de acordo com o quadro 5.

Quadro 5 – Critérios para episódios agudos de poluição do ar (Decreto Estadual nº 59.113/13).

Parâmetros	Atenção	Alerta	Emergência
Partículas inaláveis finas (µg/m ³) - 24h	125	210	250
Partículas inaláveis (µg/m ³) - 24h	250	420	500
Dióxido de enxofre (µg/m ³) - 24h	800	1.600	2.100
Dióxido de nitrogênio (µg/m ³) - 1h	1.130	2.260	3.000
Monóxido de carbono (ppm) - 8h	15	30	40
Ozônio (µg/m ³) - 8h	200	400	600

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Padrões de Qualidade do Ar.** Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/Informa??es-B?sicas/22-Padr?es-e-?ndices>. Acesso em 10/04/2015.

Foi proposto ainda, o índice de qualidade de ar. Este representa uma ferramenta matemática desenvolvida para facilitar o processo de divulgação da qualidade do ar, onde para cada poluente mensurado é calculado um índice baseado em um valor adimensional. A depender do valor obtido o ar recebe uma qualificação, atribuído a partir de um conceito e representado por uma cor. Quando se obtém uma classificação BOA aos valores-guia para exposição a curto prazo estabelecidos pela OMS que contemplam os Padrões Finais estabelecidos pelo decreto nº 59.113/2013 são atendidos. Ao contrário, quando se verifica uma classificação RUIM, não implica obrigatoriamente a ultrapassagem dos padrões a curto prazo vigente; excetua-se o CO em que a qualidade MODERADA ou superior ultrapassa os padrões de qualidade do ar (CETESB, 2013).

Esta classificação está expressa no quadro 6.

Quadro 6 – Estrutura do índice de qualidade do ar (Decreto Estadual nº 59.113/13).

Qualidade	Índice	MP10 (µg/m ³) 24h	MP2,5 (µg/m ³) 24h	O3 (µg/m ³) 8h	CO (ppm) 8h	NO2 (µg/m ³) 1h	SO2 (µg/m ³) 24h
N1 – Boa	0-40	0-50	0-25	0-100	0-9	0-200	0-20
N2 - Moderada	41-80	>50-100	>25-50	>100-130	>9- 11	>200-240	>20-40
N3- Ruim	81-120	>100-150	>50-75	>130-160	>11-13	>240-320	>40-365
N4- Muito Ruim	121-200	>150-250	>75-125	>160-200	>13-15	>320-1130	>365-800
N5- Péssima	>200	>250	>125	>200	>15	>1130	>800

Fonte: Adaptado de Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Padrões de Qualidade do Ar**. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/Informa??es-B?sicas/22-Padr?es-e-?ndices>. Acesso em 10/04/2015.

1.3 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E SEUS EFEITOS NA SAÚDE

Muitos são os efeitos deletérios da poluição do ar sobre a saúde humana. Diversos estudos apontam associação dos poluentes com aumento das taxas de morbi-mortalidade

especialmente com impacto nos sistemas respiratório e cardiovascular (GOLVEIA et al., 2003; CURTIS et al., 2006; FERREIRA et al., 2009; PENG et al., 2009; MARTINS et al., 2012; LIM et al., 2012; MORTIMER et al., 2012; NARDOCCI et al., 2013).

Sabe-se que mesmo quando os níveis de poluentes encontram-se inferiores aos limites permitidos pelos órgãos competentes, estes afetam negativamente a saúde da população (MARTINS et al., 2001; MARTINS, et al., 2002a; BAKONYI et al., 2004).

Em 2010 um documento lançado pela Sociedade Europeia Respiratória apresenta “Qualidade do ar e da saúde”. Neste instrumento contém diversos resultados de saúde para os quais existe pelo menos alguma evidência de associação com a poluição do ar. Estes desfechos encontram-se expressos no quadro 7.

Quadro 7 – Resultados de saúde para os quais existe pelo menos alguma evidência de associação com a poluição do ar.

Efeitos Agudos
Mortalidade Diária Internações respiratórias Hospitalizações cardiovasculares Atendimentos de emergência por problemas respiratório e cardíaco Atendimentos ambulatoriais por condições respiratória e cardíaca Uso de medicamentos respiratórios e cardiovasculares Automedicação Absenteísmo ao trabalho Dias de ausência à escola As alterações fisiológicas, por exemplo, na função pulmonar
Efeitos Crônicos
Mortalidade por doenças Incidência da doença respiratória crônica Prevalência de Asma e DPOC Alteração crônica da função fisiológica (por exemplo função pulmonar) Câncer de Pulmão Doenças Cardiovasculares Crônicas
Outros Efeitos
Baixo peso a nascer Partos Prematuros Afeta negativamente o desenvolvimento cognitivo de lactentes

Fonte: Adaptado e Traduzido de KÜNZLI N, PEREZ L, RAPP R. Air quality and health. Lausanne: **European Respiratory Society**, 2010.

No organismo humano, os efeitos dos poluentes sobre a saúde podem ser agudos ou crônicos. Os efeitos agudos se manifestam após um curto espaço de tempo entre a exposição e os efeitos (horas ou dias). Os efeitos crônicos são avaliados geralmente em estudos longitudinais com duração de anos ou décadas (BRAGA, ZANOBETTI, SCHWARTZ, 2001).

Estas alterações refletem nos resultados de estudos nacionais e internacionais que demonstram o desenvolvimento de patologias do trato respiratório e do sistema cardiovascular relacionadas a concentrações de poluentes atmosféricos, podendo, como afirma Ren et al., (2010) causar ainda disfunção do sistema nervoso autônomo (BRAGA et al., 2007; PENG et al., 2009; REN et al., 2010; EVO et al., 2011).

Os impactos dos poluentes na saúde da população em níveis fisiopatológicos foram descritos por Künzli, Perez, Rapp (2010) (Quadro 8).

Quadro 8 – Efeitos fisiopatológicos gerais de poluentes inalados.

Traqueia e Brônquios	Irritação das membranas mucosas, inflamação local, imigração das células de defesa inflamatórias e imunológicas. Prejuízo da atividade ciliar, diminuição da depuração epitelial. Constrição dos brônquios através de espasmo muscular e edema da mucosa.
Alvéolos Pulmonares	Prejuízo da capacidade das células imunes para ingerir e dissolver materiais estranhos e detritos. Inflamação local, alteração da permeabilidade das membranas celulares. Transferência de proteínas inflamatórias e de partículas ultrafinas no tecido e na circulação pulmonar.
Circulação	Inflamação no endotélio dos vasos sanguíneos, aumento da formação de placas, coagulação, trombose. Mudanças na regulação do sistema nervoso autônomo, por exemplo, variabilidade da frequência cardíaca.

Fonte: Adaptado e Traduzido de KÜNZLI N, PEREZ L, RAPP R. Air quality and health. Lausanne: **European Respiratory Society**, 2010.

Diversos estudos corroboram as informações contidas na figura acima. No Brasil, estudos de séries temporais avaliaram os impactos dos poluentes sobre a saúde da população (GOLVEIA et al., 2003). Estudo realizado nas duas maiores cidades brasileiras, Rio de Janeiro (RJ) e São Paulo (SP), por Golveia et al., (2003) identificou que a poluição atmosférica estava associada tanto à saúde respiratória como à cardiovascular.

Entre os estudos internacionais, uma investigação em área rural da Holanda verificou queda da função pulmonar durante duas semanas após um episódio de poluição com aumento de SO₂ e material particulado (BRUNEKREEF et al., 1989). Na Áustria, o acompanhamento de 975 crianças por três anos também observou redução da função pulmonar associada a aumento nos níveis dos poluentes PM₁₀, SO₂, NO₂ e O₃ (HORAK et al., 2002).

Além disso, vários grupos populacionais são mais susceptíveis aos efeitos da poluição do ar, dentre estes as crianças. Estas apresentam maior ventilação minuto devido ao metabolismo basal acelerado e à maior atividade física quando comparados aos adultos, além de permanecerem por mais tempo em ambientes externos. Tomando como base o peso corporal, o volume de ar que passa através das vias respiratórias da criança em repouso é o dobro daquele nos adultos em condições semelhantes. A irritação pelos poluentes que produziria uma débil resposta em adultos pode resultar potencialmente em significativa obstrução na infância. Adicionalmente, o sistema imunológico ainda não totalmente desenvolvido aumenta a possibilidade de infecções respiratórias (SALVI, 2007).

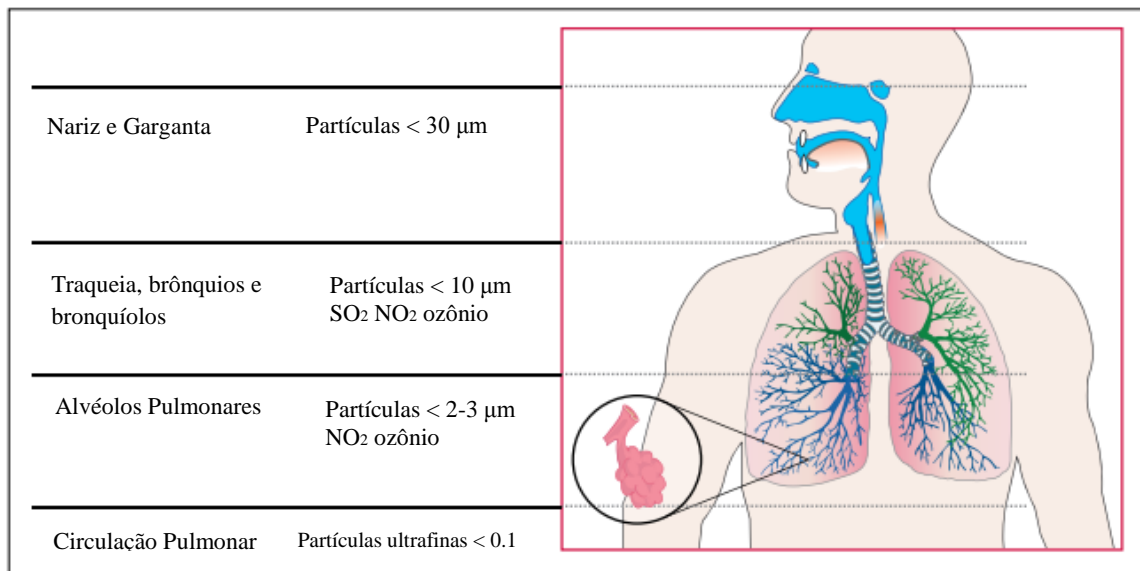
1.4 MORBI-MORTALIDADE POR PROBLEMAS RESPIRATÓRIOS ASSOCIADOS À POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Künzli, Perez, Rapp (2010) entendem a função pulmonar como um importante marcador dos efeitos da poluição do ar na população exposta, sendo um preditor objetivo, quantitativo e precoce de morbidade e de mortalidade cardiorrespiratória.

Sabe-se que ao nascimento o pulmão não está bem formado e o desenvolvimento completo de suas funcionalidades ocorrerá por volta dos 6 anos de idade. Em período anterior a este a árvore brônquica ainda está em desenvolvimento, onde o número de alvéolos de um indivíduo ao nascer é de 24 milhões e após quatro anos esse número aumenta para 257 milhões. Além disso, o epitélio do pulmão não está totalmente desenvolvido nesta idade e a área de superfície do pulmão por quilograma de peso corporal é bem superior que em adultos; o que implica, em respiração normal, o acréscimo de 50% de ar por quilograma peso (WEST, 2010).

Diversos estudos apresentam o impacto da poluição atmosférica na função pulmonar e na sintomatologia respiratória (YAMAZAKI et al., 2011; WARD, AYRES, 2004). Este depende, entre outros fatores, da profundidade de penetração de poluentes no sistema respiratório (Figura 1).

Figura 1 – Profundidade de penetração de poluentes no sistema respiratório.



Fonte: Traduzido de KÜNZLI N, PEREZ L, RAPP R. Air quality and health. Lausanne: **European Respiratory Society**, 2010.

Sabe-se que altas concentrações de oxidantes e pré-oxidantes contidos nos poluentes ambientais, como MP de diversos tamanhos e composição, e nos gases, como O₃ e óxidos de

nitrogênio, em contato com o epitélio respiratório, provocam a formação de radicais livres de oxigênio e de nitrogênio que, por sua vez, induzem o estresse oxidativo nas vias aéreas. Desta forma, compreende-se que o aumento da presença de radicais livres que não foram neutralizados pelas defesas antioxidantes inicia uma resposta inflamatória com a liberação de células e mediadores inflamatórios (citocinas, quimiocinas e moléculas de adesão) que atingem a circulação sistêmica, levam a uma inflamação subclínica com repercussão não somente no sistema respiratório mas também causando efeitos sistêmicos (KÜNZLI; PEREZ; RAPP, 2010).

Estudos epidemiológicos evidenciam que a exposição a poluentes gasosos e MP está associada a maior incidência de sintomas das vias aéreas superiores, como rinorreia, obstrução nasal, tosse, laringoespasma e disfunção de cordas vocais (SHUSTERMAN, 2011) e das vias aéreas inferiores, como tosse, dispnéia e sibilância, especialmente em crianças (KELLY, FUSSELL, 2011).

Pesquisas demonstram ainda a associação entre poluição do ar e asma brônquica. Os poluentes aéreos estão associados com o aumento de visitas aos serviços de emergência e de hospitalização por crise aguda de asma, assim como o aumento de sibilos expiratórios, de sintomas respiratórios e do uso de medicação de resgate (SOLÉ et al., 1998). A prevalência da asma brônquica tem aumentado em todo o planeta, particularmente em regiões urbanas densamente industrializadas. Estudos prospectivos sugerem que a exposição aos poluentes aéreos possa levar ao desenvolvimento de novos casos de asma. Um exemplo é o grande aumento da incidência de asma na China após o desenvolvimento industrial e, em consequência, o grande aumento da concentração dos poluentes (WATTS, 2006).

Nos casos de asma brônquica, a literatura apresenta desfechos diferenciados para exposições agudas e crônicas. Para exposições agudas, em Atenas, Grécia, pesquisadores avaliaram os efeitos agudos de MP₁₀ e de SO₂ sobre os atendimentos de crianças e

adolescentes de 0-14 anos em serviços de emergência entre 2001 e 2004. O aumento de 10 µg/m³ nos níveis de MP₁₀ e de SO₂ associou-se a aumentos de 2,2% (IC95%: 0,1-5,1) e de 6,0% (IC95%: 0,9-11,3), respectivamente, nos atendimentos por asma (SAMOLI et al., 2011).

Estudo realizado em Copenhague, Dinamarca, com crianças e adolescentes até 18 anos entre 2001 e 2008, demonstrou um aumento nas hospitalizações por asma devido a aumentos nas concentrações de NO_x (OR = 1,11; IC95%: 1,05-1,17), NO₂ (OR = 1,10; IC95%: 1,04-1,16), MP₁₀ (OR = 1,07; IC95%: 1,03-1,12) e MP_{2,5} (OR = 1,09; IC95%: 1,04-1,13) (ISKANDAR et al., 2012).

Observou-se associação entre o aumento do nível de poluentes e internações por asma em Araraquara, Brasil, cidade localizada no centro da região canavieira do Estado de São Paulo. Durante o período de colheita da safra, quando a maior fonte de emissão de poluentes é a queima da palha da cana-de-açúcar, as admissões hospitalares por asma foram 50% maiores do que aquelas no período sem queima ($p < 0,001$). O aumento de 10 µg/m³ de MP com até 30 µm de diâmetro foi associado a um aumento de 11,6% (IC95%: 5,4-17,7) nas internações hospitalares com defasagem de 1 dia em relação à exposição (ARBEX et al., 2007).

Quando dos efeitos associados à exposição crônica, um estudo prospectivo em 12 comunidades da Califórnia, EUA, com diferentes níveis de concentração de ozônio, acompanhou 3.535 escolares, sem história prévia de asma, por 5 anos. Durante o seguimento, 265 crianças desenvolveram asma. Nas comunidades que apresentavam altas concentrações de ozônio, o risco das crianças que praticavam três ou mais esportes em desenvolver asma era 3,3 vezes maior (IC95%: 1,9-5,8) em comparação com o risco daquelas que não praticavam esportes. Nas áreas com baixas concentrações de O₃, a quantidade de esportes praticados não se mostrou um fator de risco para o desenvolvimento de asma. O mesmo comportamento foi observado para o tempo de permanência em ambientes externos, que, apenas nas áreas de

maior concentração de O₃, se mostrou como fator de risco diretamente associado ao desenvolvimento de asma (MCCONELL et al., 2002).

Em Munique, Alemanha, 2.860 crianças foram acompanhadas do nascimento até os 4 anos de idade, e outras 3.061, até os 6 anos de idade. Os autores categorizaram a distância da moradia em relação a grandes vias de tráfego em: menos de 50 m, 50-250 m, 250-1.000 m, e > 1.000 m. O estudo mostrou significantes associações inversas entre a distância da moradia até as vias de tráfego e os desfechos analisados. Entre aqueles que moravam a menos de 50 m das vias com grande tráfego, foram observadas as maiores Odds Ratio para asma (OR = 1,6; IC95%: 1,03-2,37), febre do feno (OR = 1,6; IC95%: 1,1-2,3), e sensibilização alérgica ao pólen (OR = 1,4; IC95%: 1,2-1,6) (MORGENSTERN et al., 2008).

1.5 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NOS CENTROS URBANOS

1.5.1. Município de São Paulo

Figura 2 – O município de São Paulo – SP.



Fonte: IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades: São Paulo.** Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=355030>. Acesso em: 20/04/2015.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o município de São Paulo a partir do censo 2010 possui uma população de 11.253.503 habitantes, com

população estimada em 2014 de 11.895.893 pessoas, em uma área territorial de 1.521,110 km² e densidade demográfica de 7.398,26 hab/Km². Sua frota veicular no ano de 2014 compreendeu 7.323.775 veículos (IBGE, 2015).

Neste município duas são as fontes de poluentes atmosféricos: as estacionárias (como as indústrias e processos de combustão) e as fontes móveis (veículos automotores). Em relação à poluição industrial, já se obteve o controle quase que total da poluição industrial (CETESB, 2015).

No entanto, os veículos automotores ainda representam um grande desafio quando do controle da poluição do ar. Além de congestionamentos, as fontes móveis representam graves ameaças à qualidade de vida de seus habitantes, devido aos altos índices de poluição do ar. As emissões causadas por veículos carregam diversas substâncias tóxicas que, em contato com o sistema respiratório, podem produzir vários efeitos negativos sobre a saúde.

O problema da poluição do ar é agravado pelo modelo de transporte comum nesta cidade que utiliza ônibus convencional movido a diesel para o transporte público de passageiros, o automóvel particular e mais recentemente a motocicleta como opções preponderantes para os deslocamentos. Desta forma, mesmo os automóveis equipados com sistemas de controle de poluição mais sofisticados, acabam se tornando grande fonte de poluição. Dados da Pesquisa de mobilidade urbana de 2012 do Metrô estimam em mais de 12 milhões de viagens de automóvel por dia, sendo estas motivadas por trabalho ou educação (METRO, 2014).

Em 2014 foi divulgado o “Plano de Controle de Poluição Veicular do Estado de São Paulo” - PCPV para os anos de 2014 a 2016. Os PCPVs são instrumentos para gestão da qualidade do ar e indicam ações para o controle da emissão de poluentes e a redução do consumo de combustíveis por veículos, em especial nas áreas comprometidas pela emissão de poluentes atmosféricos. Esta nova versão parte das mesmas premissas do plano anterior: o

diagnóstico da qualidade do ar e da frota circulante. Entretanto, sua base de diagnóstico ambiental são os novos padrões de qualidade do ar vigentes no Estado. Além disso o documento vem propor ações e recomendações visando minimizar a emissão dos Gases de Efeito Estufa (GEE) e incrementar a eficiência energética do segmento (CETESB, 2014).

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral:

Analisar a relação entre internações de crianças por problemas respiratórios e poluição do ar em residentes do município de São Paulo para o período de janeiro de 2000 a junho 2012.

2.2. Objetivos Específicos:

- Avaliar os efeitos dos poluentes do ar sobre as doenças respiratórias totais em crianças, estratificando por sexo;
- Avaliar os efeitos dos poluentes do ar sobre a asma em crianças, estratificando por sexo;
- Analisar a correlação existente entre os poluentes do ar e as variáveis climáticas;
- Analisar a estimativa de efeitos dos poluentes do ar sobre as doenças respiratórias totais e asma em crianças, observando sua estrutura de defasagem.

METODOLOGIA

3 METODOLOGIA

3.1 Tipo de Estudo

Trata-se de um estudo ecológico de séries temporais. Os estudos ecológicos utilizam como unidades de análise grupos de pessoas ao invés de indivíduos (BONITA, BEAGLEHOLE, KJELLSTRÖM, 2010). Avaliam como o contexto ambiental e social podem afetar a saúde de grupos populacionais, sendo geralmente de baixo custo, por utilizarem dados secundários, ou seja, dados coletados para outros fins (MEDRONHO, 2004).

Os estudos ecológicos podem ser feitos em série temporal, comparando-se à mesma população em diferentes momentos; estes podem reduzir o efeito de confusão causado pelo nível socioeconômico, que é um potencial problema neste tipo de estudo. Se o período de tempo em um estudo de série temporal for muito curto, como em um estudo de série temporal diária, o fator de confusão é praticamente zero, com os participantes do estudo servindo como seus próprios controles (BONITA, BEAGLEHOLE, KJELLSTRÖM, 2010). Os Estudos de séries temporais têm sido utilizados largamente para avaliar os impactos da poluição atmosférica sobre a saúde da população (GOLVEIA et al., 2003).

3.2 Dados de Morbidade

Todos os procedimentos realizados durante o período de internação, bem como as internações propriamente ditas devem ser notificados ao Sistema Único de Saúde (SUS) através do preenchimento da AIH – Autorização de Internação Hospitalar, que são registradas, arquivadas e os pagamentos referentes aos procedimentos realizados são efetuados pelo SUS aos devidos prestadores de serviços (OLIVEIRA, MARTINS, 2014).

O banco de dados do DATASUS – Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde contém informações como: Número do Cadastro Geral do Contribuinte (CGC) do

hospital; Município em que está localizado o hospital; Local de Moradia; Idade do Paciente; Gênero; Causa da Internação – diagnóstico principal e secundário (identificado por meio do Código Internacional de Doenças – CID); Período de Internação; Valor dos procedimentos; Data da alta; além de outras informações utilizadas como fonte de dados de internações hospitalares (MARTINS et al., 2006).

Para este estudo utilizamos as seguintes informações: data de internação, idade (anos), gênero, diagnóstico principal (CID) e município de residência. Este estudo incluiu os pacientes internados nos hospitais conveniados ao SUS, entre 01 de janeiro de 2000 e 31 de junho de 2012, na cidade de São Paulo. Foram selecionadas todas as internações por doenças respiratórias (CID 10^o revisão: J00 ao J99) e Asma (CID 10^o revisão: J45).

Foram obtidos, para o mesmo período, dados horários sobre os níveis de PM₁₀, CO, SO₂, NO₂, O₃, temperatura mínima e umidade média junto à Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

3.3 Variáveis de estudo

3.3.1 Variáveis dependentes

As variáveis dependentes conhecidas também como variáveis respostas são as variáveis que apresentam os desfechos de interesse. Neste estudo, a variável resposta, ou seja, doença de interesse foi estratificada por gênero e descrita a seguir:

- RESP0_5: Número diário de internações por todas as doenças respiratórias para a faixa etária de 0 a 5 anos.
- RESP0_5F: Número diário de internações por todas as doenças respiratórias para a faixa etária de 0 a 5 anos para o gênero feminino.
- RESP0_5M: Número diário de internações por todas as doenças respiratórias para a faixa etária de 0 a 5 anos para o gênero masculino.

- ASMA0_5: Número diário de internações por asma para a faixa etária de 0 a 5 anos.
- ASMA0_5F: Número diário de internações por asma para a faixa etária de 0 a 5 anos para o gênero feminino.
- ASMA0_5M: Número diário de internações por asma para a faixa etária de 0 a 5 anos para o gênero masculino.

3.3.2 Variáveis Independentes

Foram consideradas como variáveis independentes de interesse os níveis médios diários de cada poluente atmosférico.

Para o município de São Paulo foi utilizado a média de todas as estações que mediam o referido poluente, pois observa-se que nem todas as estações medem todos os poluentes atmosféricos (CETESB, 2015).

3.3.3 Variáveis de Controle

Foram consideradas como variáveis de controle a temperatura mínima (°C) e umidade relativa do ar média (%).

Os estudos de epidemiologia ambiental têm mostrado a presença de variações sazonais na ocorrência de eventos de interesse nas variáveis independentes. Foram definidas três variáveis para controle da sazonalidade:

- Número de dias transcorridos: cada dia do período de estudo foi numerado cronologicamente, de 1 a 4056. Esta variável foi utilizada para controle das alterações de longa frequência, como aquelas decorrentes da influência das estações do ano.
- Dias da semana: os dias da semana foram numerados (1 - Domingo, 2 - Segunda-feira, 3 - Terça-feira, 4 - Quarta-feira, 5 - Quinta-feira, 6 - Sexta-feira, 7 - Sábado) e esta

variável foi utilizada para controle das variações semanais que ocorrem tanto nas internações hospitalares quanto nas concentrações dos poluentes. Durante os finais de semana há uma queda nas internações hospitalares, que é inerente ao funcionamento dos hospitais e que independe na sua totalidade, do comportamento dos poluentes (MARTINS et al., 2006).

3.4 Análise Estatística

Foram realizadas as análises descritivas de todas as variáveis do estudo, através de seus valores de tendência central e de dispersão. Com o objetivo de se verificar a associação linear entre os poluentes do ar e entre estes e as variáveis meteorológicas, utilizamos a análise de correlação através do Coeficiente de Correlação de Pearson (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Foram utilizados modelos polinomiais lineares generalizados de regressão de Poisson (MLG) (MCCULLAGH AND NELDER, 1989).

Foi utilizado o alisador natural *cubic spline* para ajustar a dependência específica de cada variável resposta na sazonalidade de longa duração. O número de pontos de inflexão ou os graus de liberdade do alisador foram escolhidos para minimizar a soma da autocorrelação dos resíduos e o critério de informação de Akaike (AKAIKE, 1973).

Utilizamos modelos com defasagem distribuída pelo fato de exposições ambientais poderem causar efeitos deletérios, no caso internações por doenças respiratórias, no dia da exposição, no dia seguinte, ou até vários dias após a exposição. Portanto, as internações que ocorrem em um determinado dia podem ser resultado da exposição que ocorreu no mesmo dia mais as exposições que ocorreram em cada um dos dias precedentes. A exposição à poluição do ar se enquadra na situação anteriormente descrita.

Para dados com distribuição normal, suprimindo-se as co-variáveis, um modelo de defasagem distribuída pode assumir a seguinte forma:

$$\text{Log}[E(Y_t)] = \alpha + \beta_0 X_t + \dots + \beta_q X_{t-q} + \varepsilon_t$$

em que X_{t-q} é a exposição ambiental de interesse, por exemplo, poluentes do ar, q são os dias antes do evento estimado, por exemplo, internações hospitalares.

O efeito total da exposição ambiental é a soma dos efeitos estimados dos q dias subsequentes. Portanto, pode ser escrita como $\beta_0 + \dots + \beta_q$. Entretanto, a alta correlação entre dados de dias consecutivos torna instável estimativas individuais para cada β_q .

Para solucionar este problema, foi imposto um fator de restrição que faz com que os β_q s variem suavemente como uma função polinomial dos dias do período de defasagem analisado. Este modelo de defasagem com distribuição polinomial tem q dias e d graus de liberdade (grau do polinômio) e pode ser mais ou menos restritivo em função do grau do polinômio utilizado. Como o ponto central de interesse deste estudo é estimar os efeitos dos poluentes do ar sobre as internações hospitalares por doenças respiratórias totais e asma e explorar a estrutura de defasagem entre a exposição a esses fatores e o desfecho analisado, foram utilizados modelos de defasagem com distribuição polinomial para os poluentes.

Foram estimados os efeitos das exposições aos poluentes em uma estrutura de defasagem de 7 dias (dia da exposição e até 6 dias após a exposição) utilizando-se polinômios de terceiro grau que permitem estimativas flexíveis e mais estáveis do que os modelos sem restrição. (ZANOBETTI et al., 2002; MARTINS et al., 2006).

Foram também estimados modelos multipoluentes, onde todos os poluentes que tiveram efeito significativo no modelo com um único poluente entraram para a análise.

Os resultados foram apresentados como o acréscimo no número de internações hospitalares por doenças respiratórias e seus respectivos intervalos de confiança de 95%, para cada dia do período de defasagem analisado, devido a aumentos de um interquartil na

concentração dos poluentes. A variação interquartil pode ser definida como a diferença entre o terceiro e o primeiro quartil dos valores de uma determinada variável. A estimativa de aumento percentual e do respectivo intervalo de confiança de 95% pode ser representada por:

$$\text{Aumento}(\%) = (e^{\beta q * VIQ} - 1) * 100$$

em que *VIQ* é a variação interquartil, e

$$\text{IC 95\%} = (e^{((\beta q * VIQ) \pm (1,96 * EPq * VIQ))} - 1) * 100$$

em que *EPq* é o erro padrão de cada βq .

Adotar-se-á o nível de significância $\alpha = 5\%$ em todas as análises.

3.5 Critérios Éticos

Ressalta-se que este estudo utilizou dados secundários do sistema de informações do DATASUS, que não dispõe dados específicos que identifiquem os sujeitos da pesquisa, não necessitando desta forma de apreciação de Comitê de Ética e Pesquisa em saúde.

RESULTADOS

4 RESULTADOS

4.1 Análise descritiva das internações e dos poluentes atmosféricos

O período do estudo contemplou 4.056 dias, foram internados no SUS em São Paulo nesse intervalo de tempo 6.528.945 usuários, sendo 645.579 (9,8%) por doenças do sistema respiratório; destas 285.105 representadas por crianças de 0 a 5 anos, onde 56,5% são do gênero masculino e 43,5% do gênero feminino.

De todas as internações por doenças respiratórias 12,2% foram por asma o que corresponde a um $n = 79.001$. Destas 46.354 foram em crianças de 0 a 5 anos, com representação de 58,3% para o gênero masculino e 41,7% para o gênero feminino.

Na Tabela 1 verifica-se a análise descritiva das internações de crianças por doenças respiratórias totais e asma no município de São Paulo para o período de janeiro de 2000 a junho de 2012, observando-se um maior predomínio de internações para crianças do gênero masculino.

Tabela 1 - Análise descritiva das internações por doenças respiratórias para a faixa etária de 0 a 5 anos entre janeiro de 2000 e junho de 2012 para o município de São Paulo/SP.

	Doenças Respiratórias			Asma		
	Total	Feminino	Masculino	Total	Feminino	Masculino
Media±dp	36,86±18,02	16,83±9,08	20,02±10,16	8,11±5,59	3,59±2,95	4,52±3,45
Mediana	34,00	15,00	18,00	7,00	3,00	4,00
Mínimo-Máximo	0-146	0-82	0-80	0-50	0-27	0-30
Percentil	25	25,00	11,00	13,00	4,00	2,00
	50	34,00	15,00	18,00	7,00	3,00
	75	44,00	21,00	24,00	11,00	5,00

Onde: dp=Desvio Padrão

A Tabela 2 revela a análise descritiva para os poluentes do ar e variáveis climáticas para o período correspondente a janeiro de 2000 e julho de 2012.

Tabela 2 – Análise descritiva para os poluentes do ar e variáveis climáticas entre janeiro de 2000 e junho de 2012 para o município de São Paulo/SP.

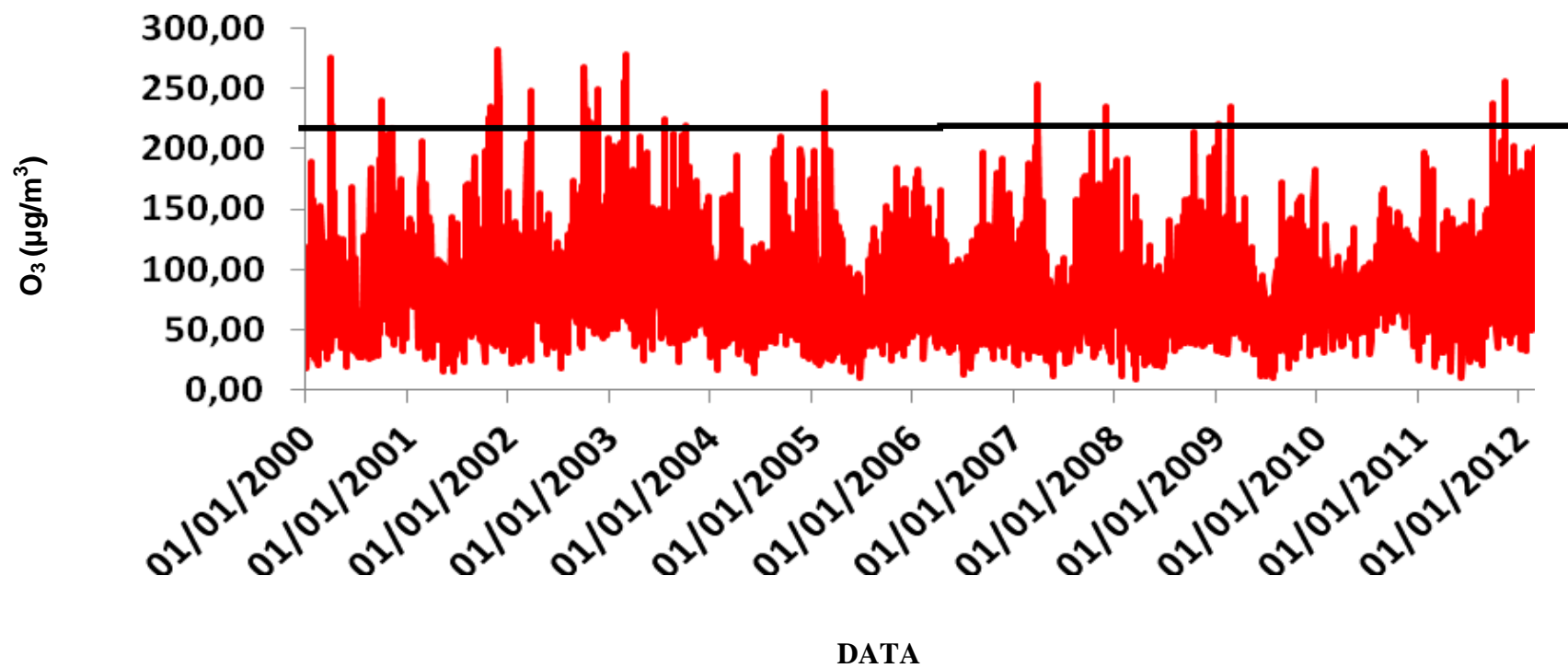
São Paulo		
	Média±dp*	Mínimo-Máximo
O₃ (µg/m³)	85,30 ± 39,96	8,81 – 282,03
CO (ppm)	1,89 ± 1,13	0,09 – 12,09
NO₂ (µg/m³)	90,45 ± 42,12	19,14 – 390,78
SO₂ (µg/m³)	10,91 ± 6,22	0,37 – 51,86
PM₁₀ (µg/m³)	41,57 ± 19,78	8,26 – 168,98
Temperatura Mínima (C°)	16,00 ± 3,37	-0,20 – 23,40
Umidade Média (%)	77,52 ± 10,56	35,74 – 99,58

*Desvio padrão

A análise descritiva dos poluentes atmosféricos baseia-se nos padrões nacionais de qualidade do ar, regulamentados pela Resolução CONAMA nº 03 de 28/06/1990, visto que a série de tempo do estudo abrange o período de janeiro de 2000 a junho de 2012, época em que o Estado de São Paulo norteava-se por estes padrões. A partir do ano de 2013 quando foi publicado o Decreto Estadual nº 59.113/13 o Estado de São Paulo passou a seguir os novos padrões de qualidade do ar, bem como avaliar outros poluentes.

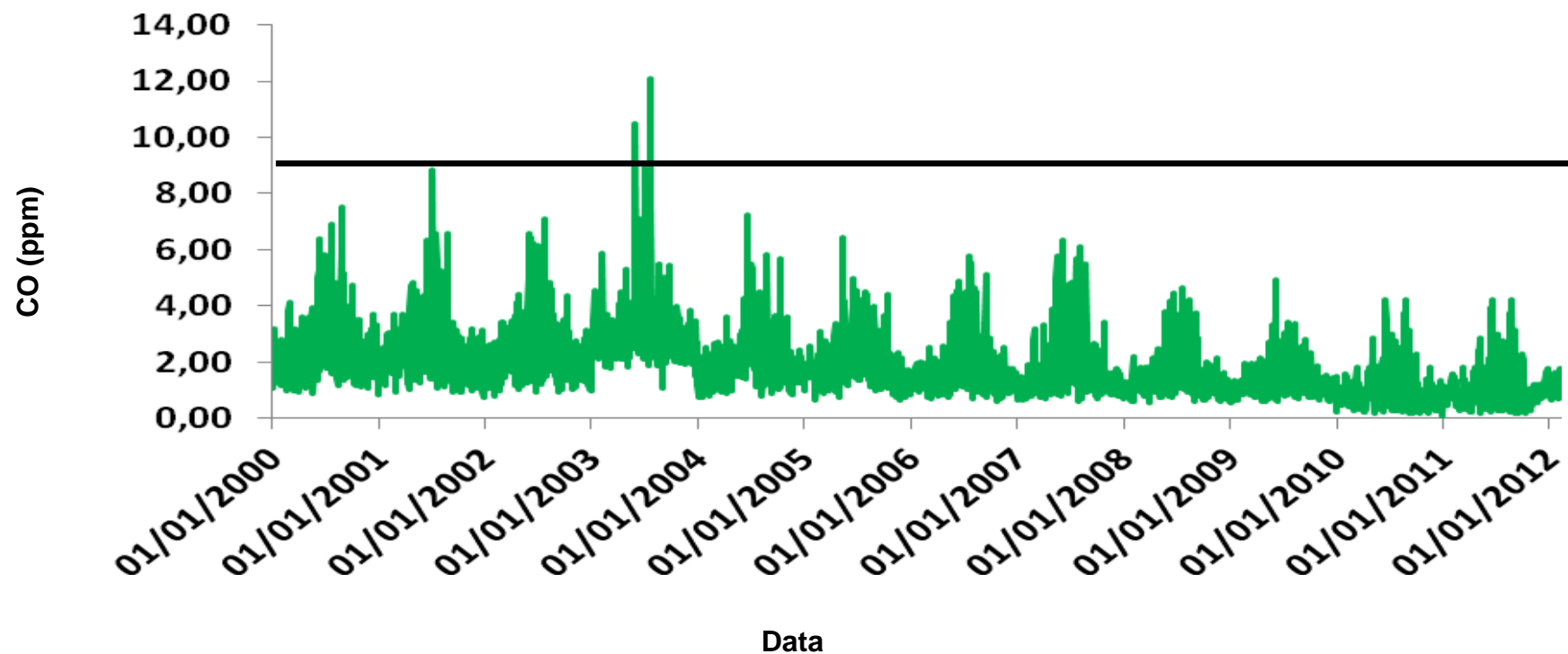
A série de tempo realizada para o ozônio (O₃) está expressa na figura 3. Este poluente ultrapassou o limite diário de qualidade do ar (160µg/m³) por 221 vezes.

Figura 3 – Série de tempo para o O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



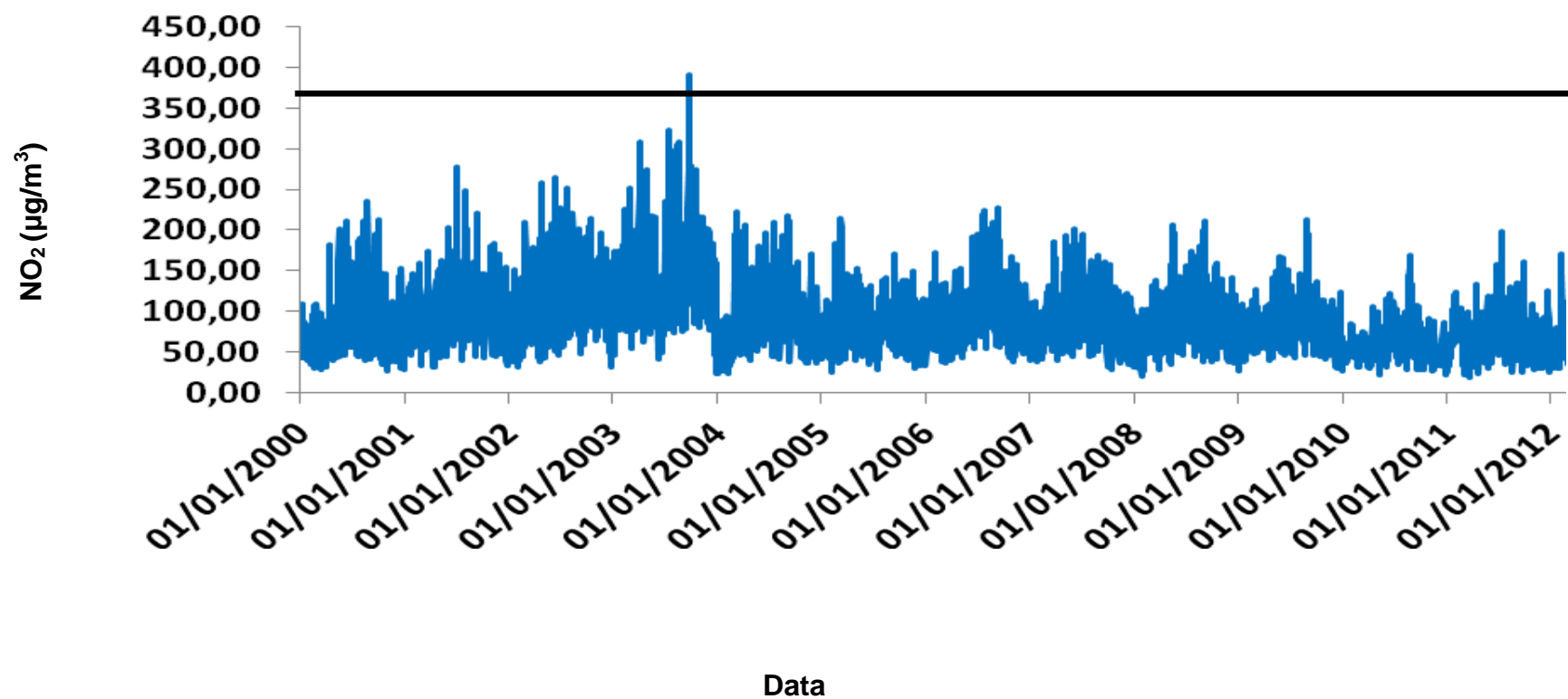
A figura 4 revela a série temporal para o Monóxido de Carbono (CO), onde verifica-se que este poluente ultrapassou seu limite diário de qualidade do ar (9 ppm) 05 vezes no período correspondente ao ano de 2003.

Figura 4 – Série de tempo para o CO (ppm) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



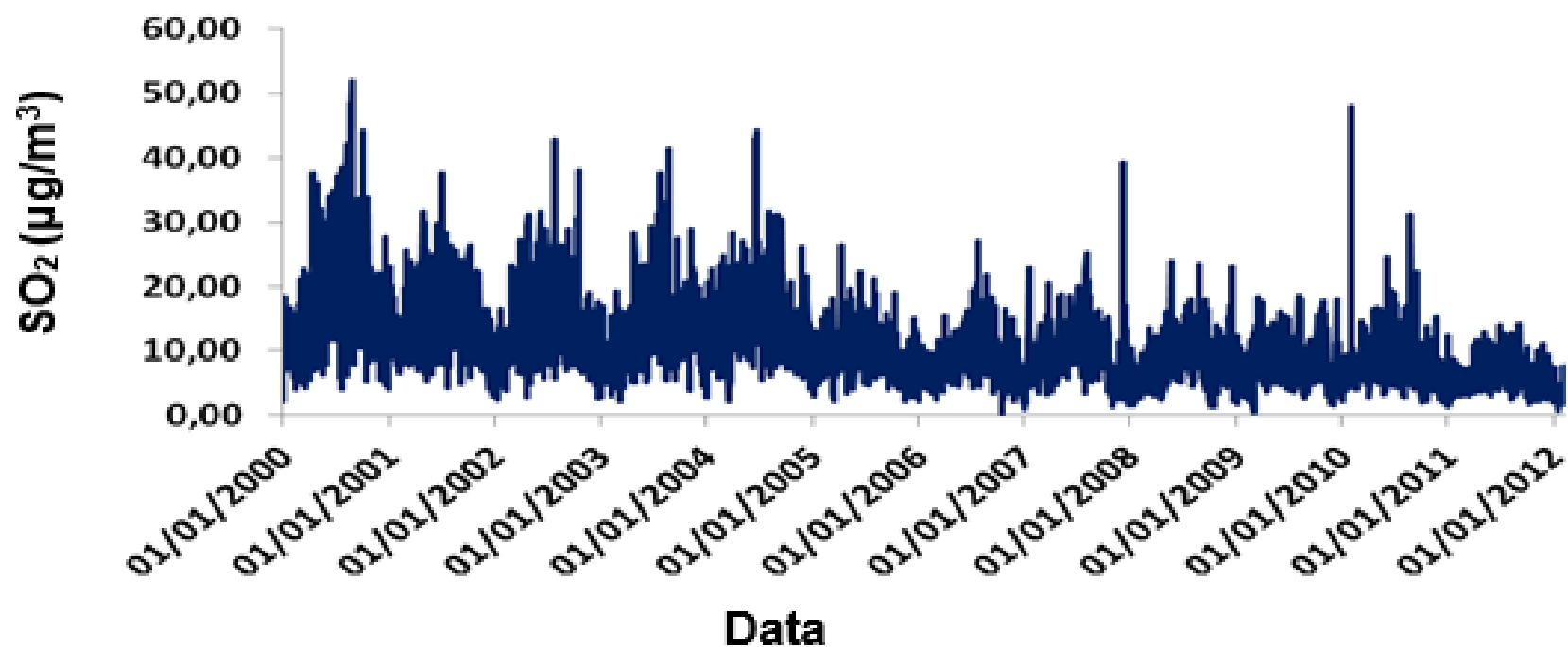
Na figura 5 verifica-se a série de tempo realizada para o Dióxido de Nitrogênio (NO_2) que ultrapassou seu limite diário de qualidade do ar ($320\mu\text{g}/\text{m}^3$) 2 vezes no ano de 2003. A média anual ($100\mu\text{g}/\text{m}^3$) foi ultrapassada em praticamente todo o período do estudo.

Figura 5 – Série de tempo para o NO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



A figura 6 apresenta a série de tempo realizada para o Dióxido de Enxofre (SO_2) que não ultrapassou seu limite diário ($365\mu\text{g}/\text{m}^3$) e anual ($80\mu\text{g}/\text{m}^3$) de qualidade do ar em nenhum momento do estudo.

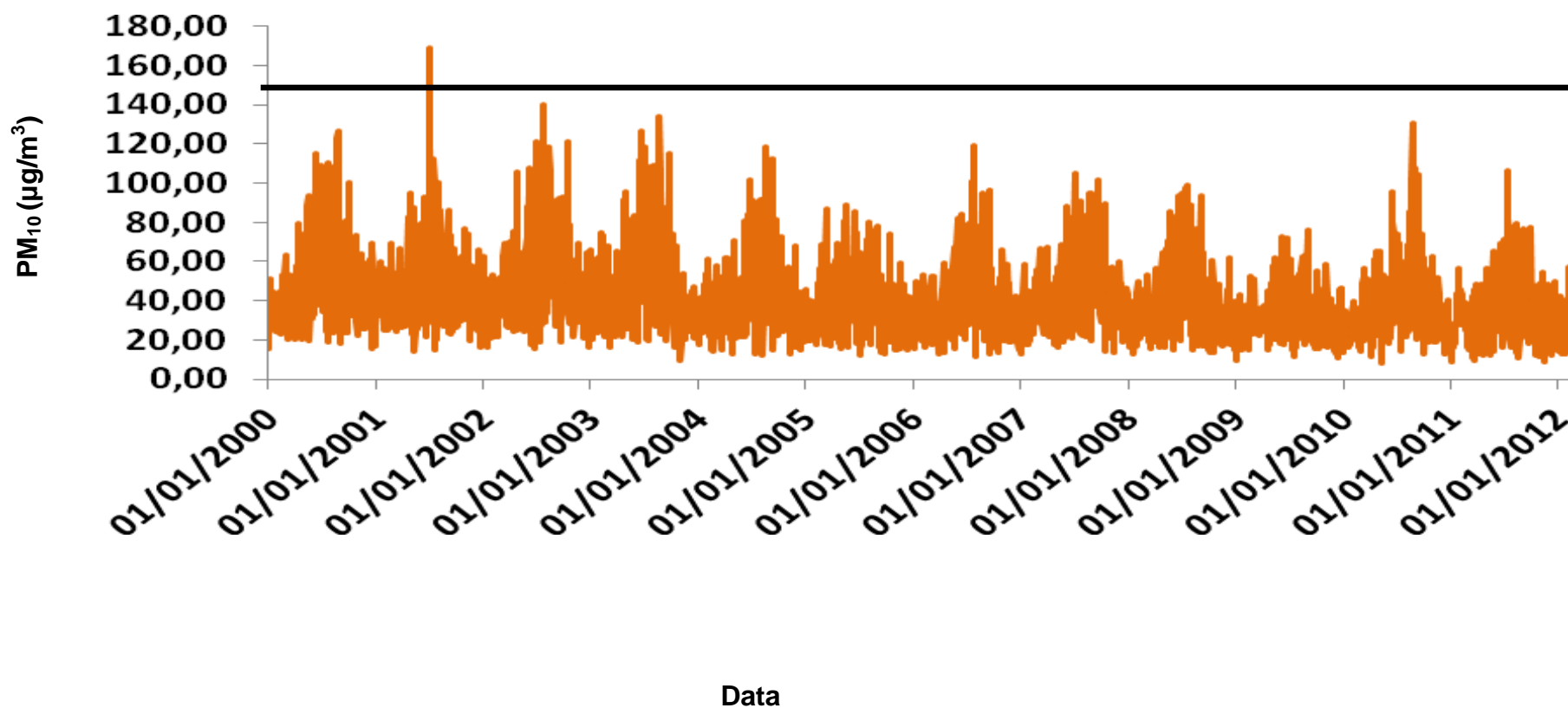
Figura 6 – Série de tempo para o SO_2 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



Resultados

A série de tempo para partículas inaláveis (PM_{10}), encontram-se apresentados na figura 7. Observa-se que este poluente ultrapassou seu limite diário de qualidade do ar ($150\mu\text{g}/\text{m}^3$) por 1 vez no ano de 2001. A média anual ultrapassou seu padrão de qualidade do ar ($50\mu\text{g}/\text{m}^3$) em praticamente todo o período do estudo.

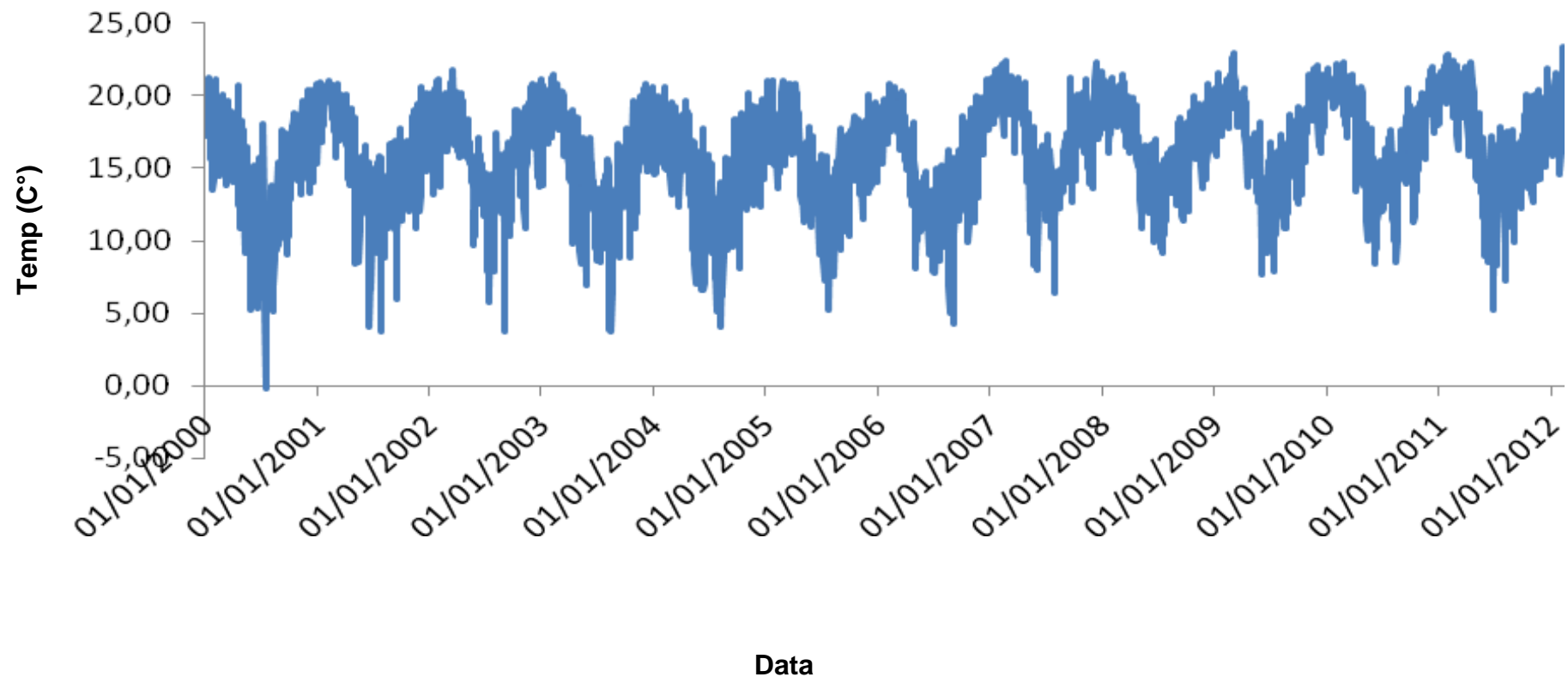
Figura 7: Série de tempo para o PM_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



Resultados

Na figura 8 verifica-se a série temporal para a temperatura mínima, onde observamos que o município de São Paulo não apresenta temperaturas extremamente baixas, excetuando-se apenas um dia do ano 2000 onde a temperatura observada foi de $-0,2^{\circ}\text{C}$.

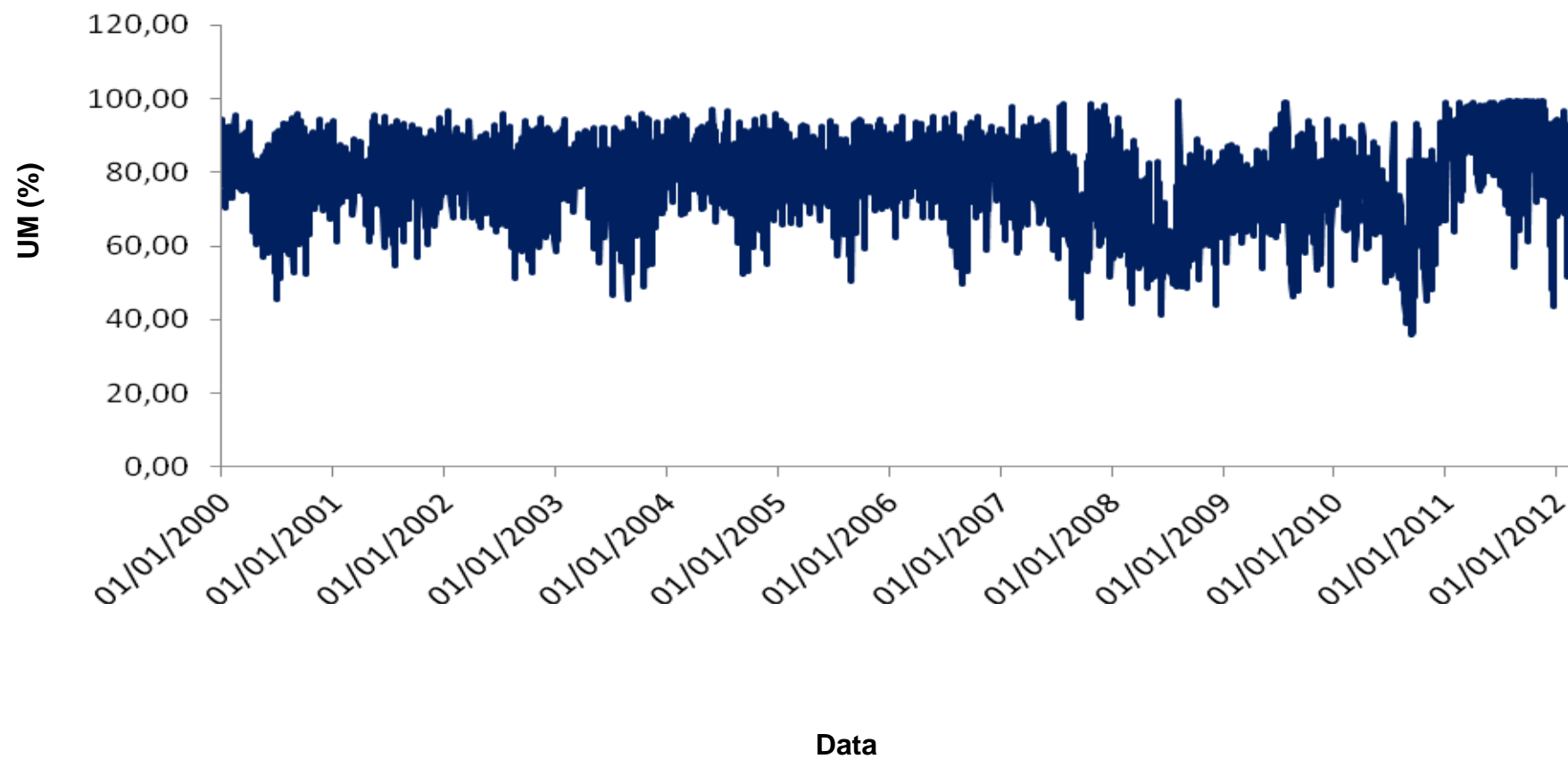
Figura 8 – Série de tempo para e temperatura mínima no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



Resultados

A figura 9 apresenta a série de tempo para a variação climática umidade média. Evidencia-se um grande quantitativo de dias com umidade média superior a 80%, o que caracteriza uma cidade de clima tropical, quente e úmido.

Figura 9 – Série de tempo para umidade média no município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.



4.2 Análise de correlação

Na tabela 3 revela o coeficiente de correlação de Pearson para os poluentes atmosféricos e as variáveis climáticas. Evidencia-se uma correlação positiva entre os poluentes, ou seja, eles são diretamente proporcionais; e uma correlação negativa entre os poluentes e variáveis climáticas, explicitando que estes são inversamente proporcionais; sendo estas estatisticamente significantes com $p < 0,001$.

Tabela 3 – Coeficiente de correlação de Pearson para os poluentes e variáveis climáticas para o município de São Paulo para os anos de 2000 a 2012.

	O₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	CO (ppm)	NO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Temperatura mínima (°C)	Umidade média (%)
O₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,000						
CO (ppm)	0,112**	1,000					
NO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,411**	0,657**	1,000				
SO₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,204**	0,611**	0,604**	1,000			
PM₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,409**	0,694**	0,712**	0,673**	1,000		
Temperatura mínima (°C)	0,185**	-0,265**	-0,191**	-0,348**	-0,257**	1,000	
Umidade média (%)	-0,343**	-0,139**	-0,236**	-0,236**	-0,443**	0,020	1,000

* $p < 0,05$. ** $p < 0,001$

4.3 Estimativas de Efeito e Defasagem

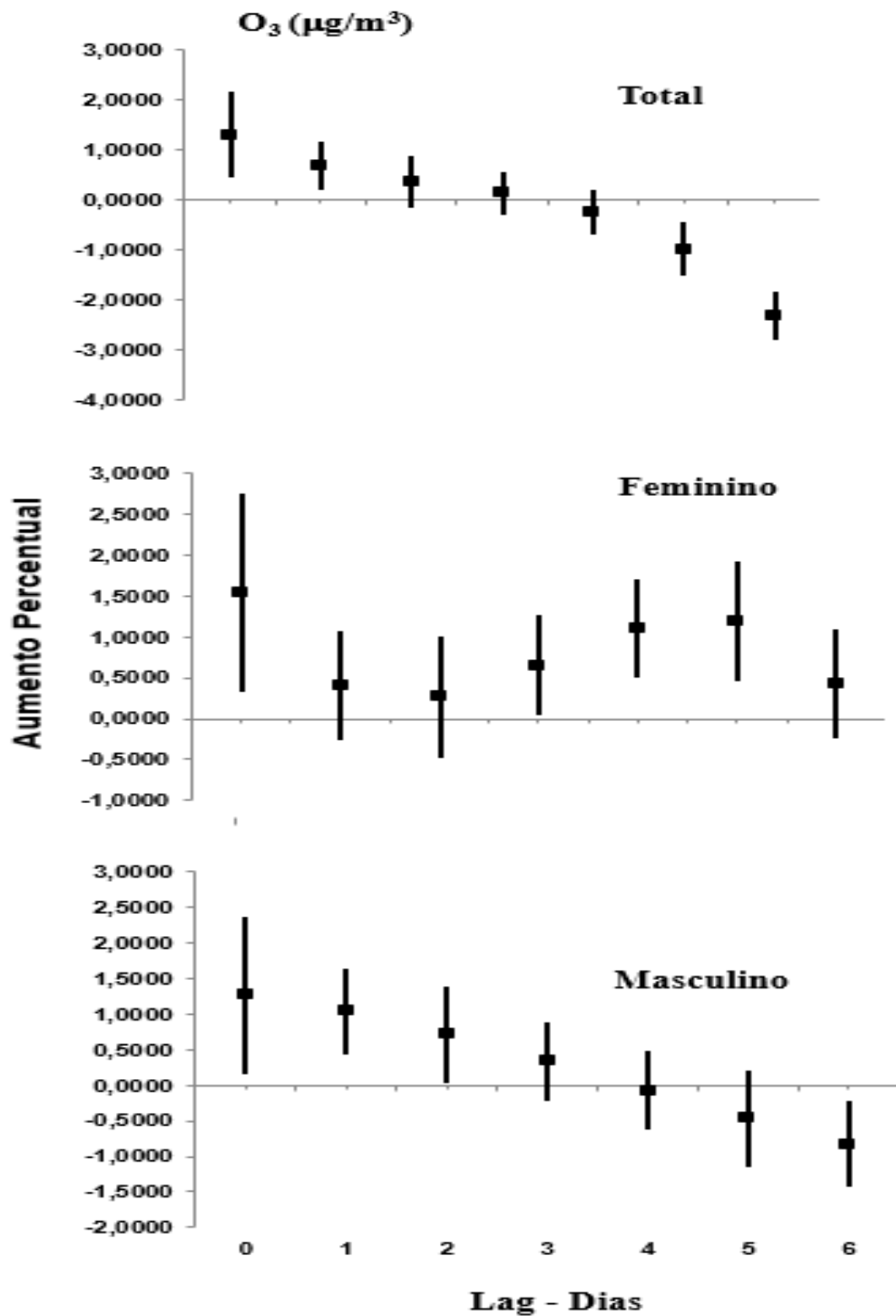
As estimativas de efeito e defasagem para as internações por doenças respiratórias totais e asma, estão expressas em figuras, revelando os aumentos percentuais, por dia, para o desfecho em função do aumento de um interquartil na concentração dos poluentes.

A Figura 10 apresenta as estimativas de efeito e estrutura de defasagem do Ozônio (O_3) nas internações por doenças respiratórias totais, por gênero feminino e masculino; onde observa-se efeito agudo e estatisticamente significativo, para aumento de um interquartil de $52,17\mu\text{g}/\text{cm}^3$ de Ozônio nas internações totais no dia da exposição e um dia após, com efeito de 1,30% (IC 95%: 0,43; 2,17).

Para o gênero feminino houve efeito agudo no dia da exposição e efeito defasagem no terceiro, quarto e quinto dia após a exposição. Observa-se resultados estatisticamente significantes para aumento de um interquartil de $52,17\mu\text{g}/\text{cm}^3$ de Ozônio, onde elevou-se o número de internações para 1,53% (IC 95%: 0,32; 2,74)

O gênero masculino revelou efeito agudo, estatisticamente significativo, para aumento de um interquartil de $52,17\mu\text{g}/\text{cm}^3$ de Ozônio no dia da exposição e nos dois dias seguintes com aumento de 1,26% (IC 95%: 0,16; 2,36) nas internações.

Figura 10 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de O_3 ($52,17\mu\text{g}/\text{cm}^3$).



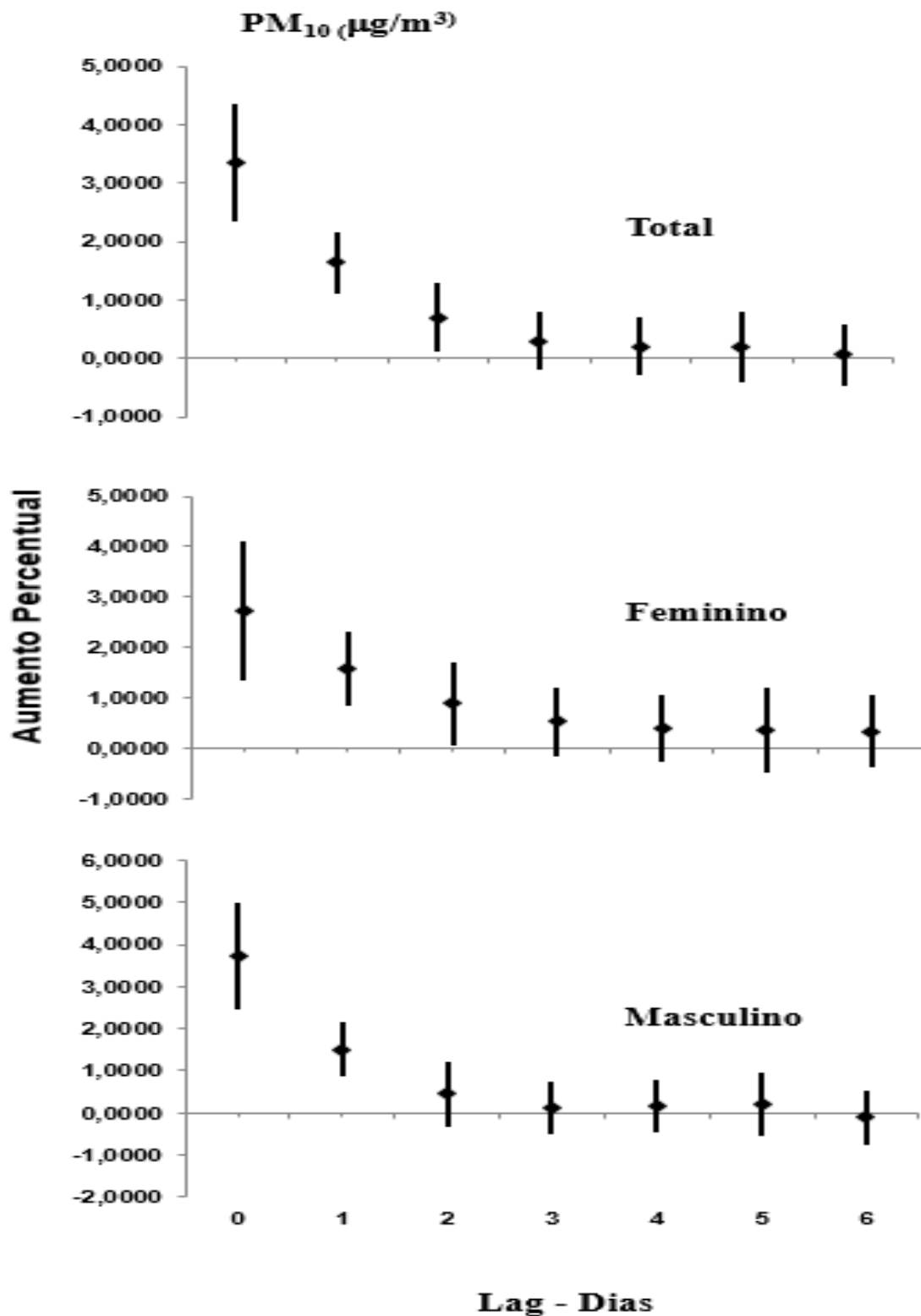
Na Figura 11 apresenta-se as estimativas de efeito e estrutura de defasagem para o PM_{10} , nas internações por doenças respiratórias totais, por gênero feminino e masculino para crianças de até 5 anos.

Para as internações totais observa-se que houve efeito agudo estatisticamente significativo no dia da exposição e nos dois dias após a exposição. Desta forma, para aumento de um interquartil de PM_{10} de $24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$, elevou-se o número de internações em 3,34% (IC 95%: 2,35; 4,34).

Achados semelhante foram observados no gênero feminino, onde para aumento de um interquartil de PM_{10} de $24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$, elevou-se o número de internações 2,71% (IC 95%: 1,32; 4,10), caracterizando efeito agudo estatisticamente significativo para o dia da exposição e para os dois dias seguintes a esta.

As internações para o gênero masculino também revelaram acréscimo de 3,72% (IC 95%: 2,45; 4,98), valores estatisticamente significantes para aumento de um interquartil de PM_{10} de $24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$, no dia da exposição e no primeiro dia após a exposição, representando efeito agudo.

Figura 11 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM_{10} ($24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$).

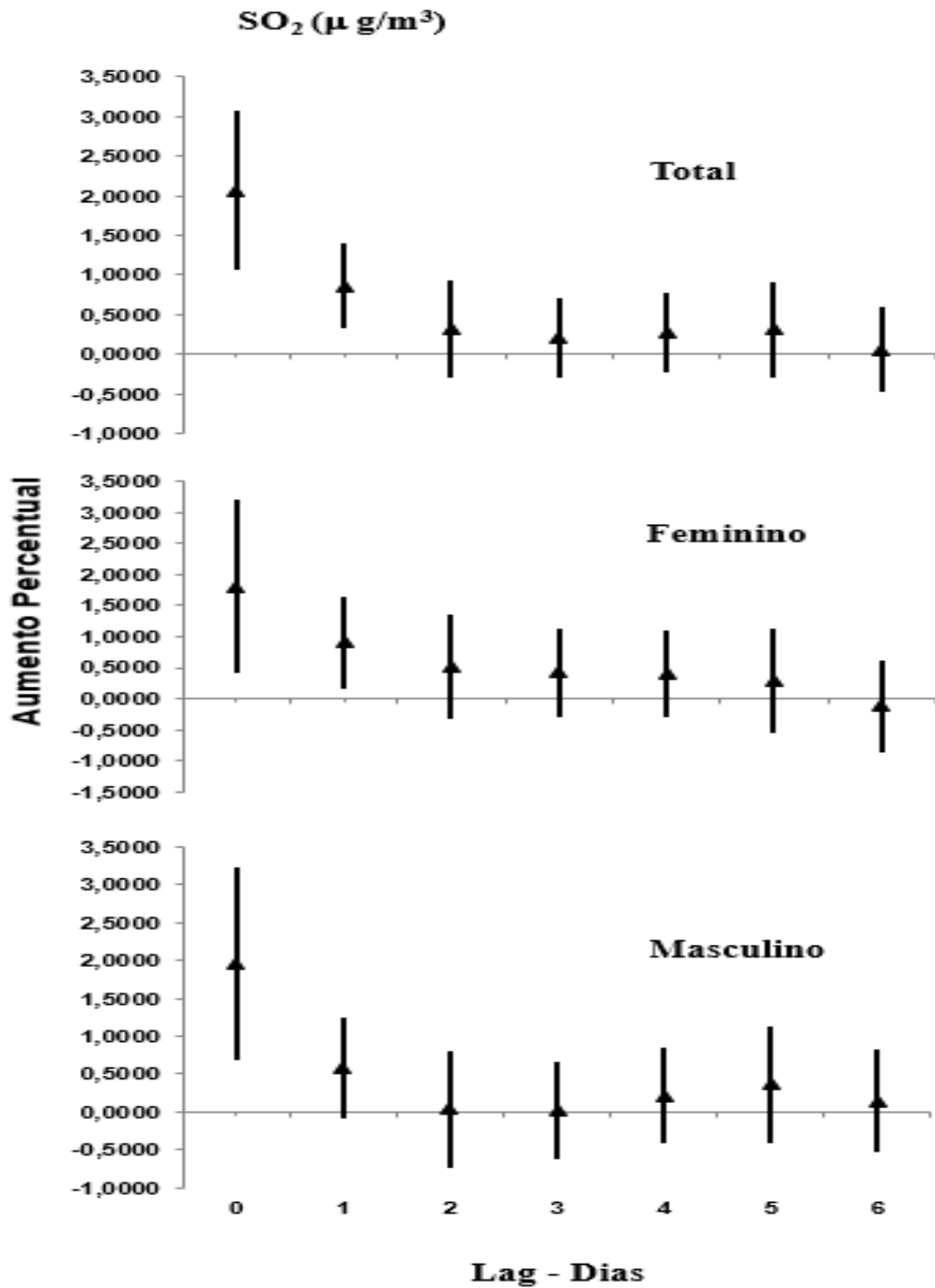


A Estrutura de defasagem das estimativas diárias nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil de $7,48\mu\text{g}/\text{cm}^3$ na concentração de dióxido de enxofre está expresso na figura 12, revelando efeito agudo em todos os casos, sendo estes estatisticamente significantes.

Para tanto, observa-se nas internações totais aumento de 2,06% (IC 95%: 1,06; 3,06); entre o gênero feminino as internações elevaram 1,80% (IC 95%: 0,40; 3,19), ambas com efeito no dia da exposição e no dia seguinte a exposição.

Evidencia-se uma elevação de 1,95% (IC 95%: 0,68; 3,22) no dia da exposição para o gênero masculino.

Figura 12 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de SO_2 ($7,48\mu\text{g}/\text{cm}^3$).



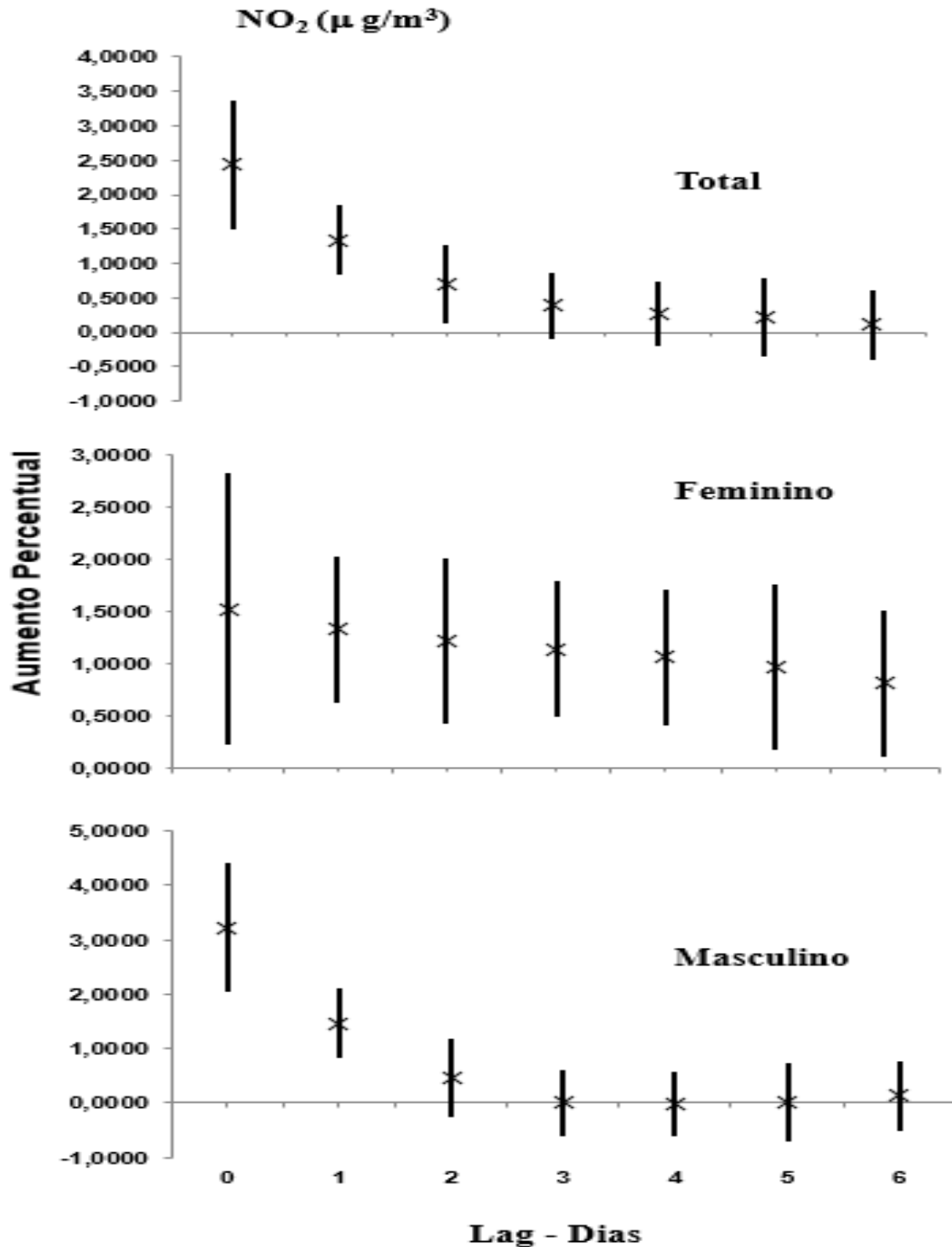
A figura 13 apresenta a estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual com seus respectivos intervalos de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil, nas concentrações de Dióxido de Nitrogênio (NO₂).

Entre as internações totais verifica-se efeito agudo, estatisticamente significante, para aumento de um interquartil de NO₂ representado por 51,89µg/cm³ revelando aumento de 2,44% (IC 95%: 1,50; 3,37) para o dia da exposição e os dois dias seguintes.

Entre as internações do gênero feminino observou-se efeito agudo, estatisticamente significante, no dia da exposição e nos seis dias posteriores para aumento de um interquartil de NO₂ representado por 51,89µg/cm³. O aumento percentual verificado foi de 1,55% (IC 95%: 0,22; 2,82).

Foi encontrado efeito agudo estatisticamente significante para internações do gênero masculino, no dia da exposição e no dia seguinte, com efeito de 3,22% (IC 95%: 2,04; 4,40) para aumento de um interquartil de NO₂ o que corresponde a 51,89µg/cm³.

Figura 13 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de NO_2 ($51,89\mu\text{g}/\text{cm}^3$).

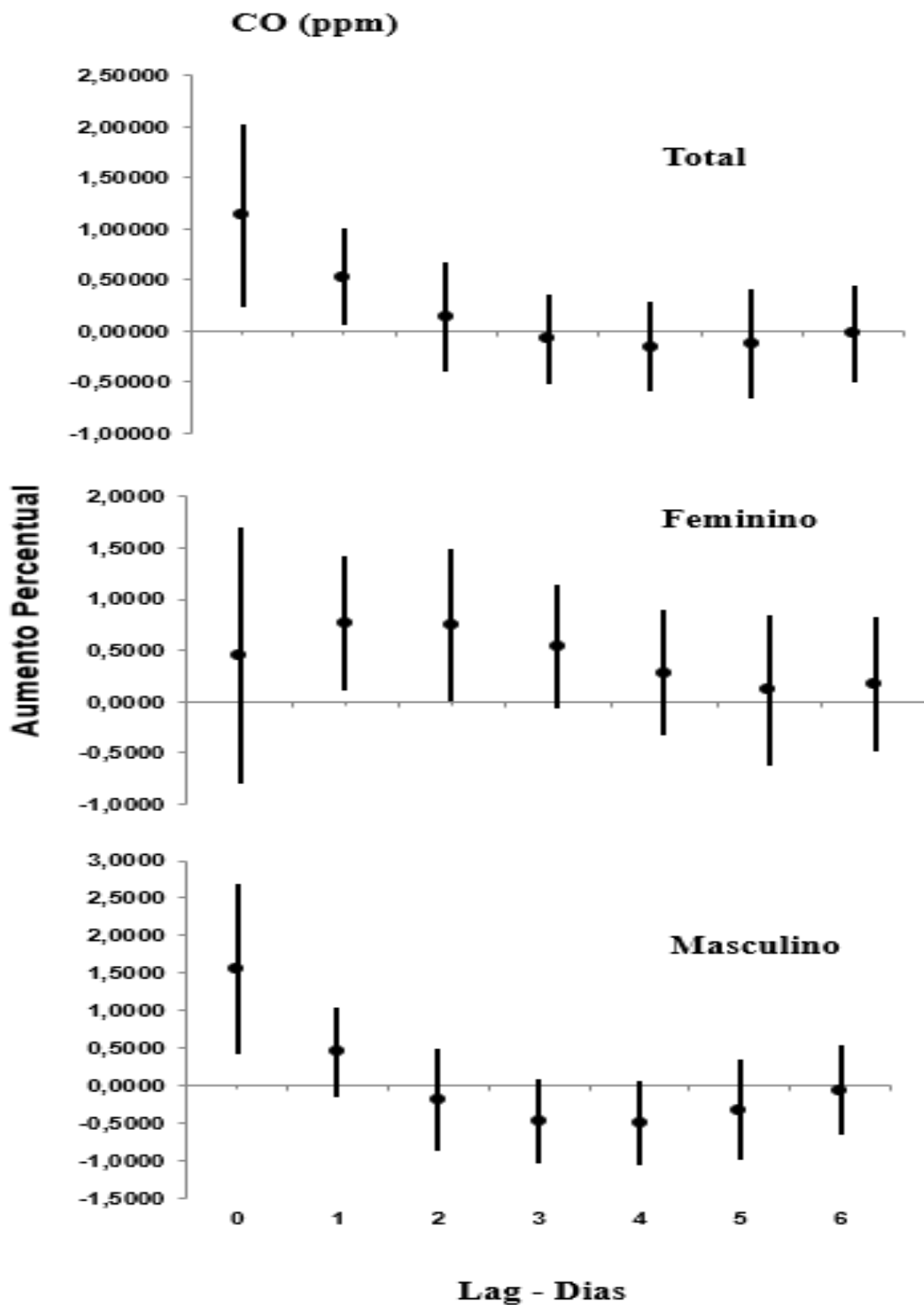


Os aumentos percentuais nas internações de crianças por doenças respiratórias devido ao aumento de um interquartil na concentração de Monóxido de Carbono (CO) estão apresentados na figura 14.

Esta revela que para cada aumento de interquartil de 1,33ppm nas concentrações de CO, verifica-se um efeito agudo e estatisticamente significativo para as internações totais e do gênero feminino no dia da exposição e no dia seguinte; e para o gênero masculino verifica-se efeito agudo no dia da exposição.

Para as internações totais o aumento percentual correspondeu a 1,13% (IC 95%: 0,23; 2,02); no gênero feminino houve efeito de 0,76% (IC 95%: 0,10; 1,41) e no gênero masculino verificou-se uma elevação de 1,56% (IC 95%: 0,42; 2,70) nas internações hospitalares.

Figura 14 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias totais, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de CO (1,33ppm).



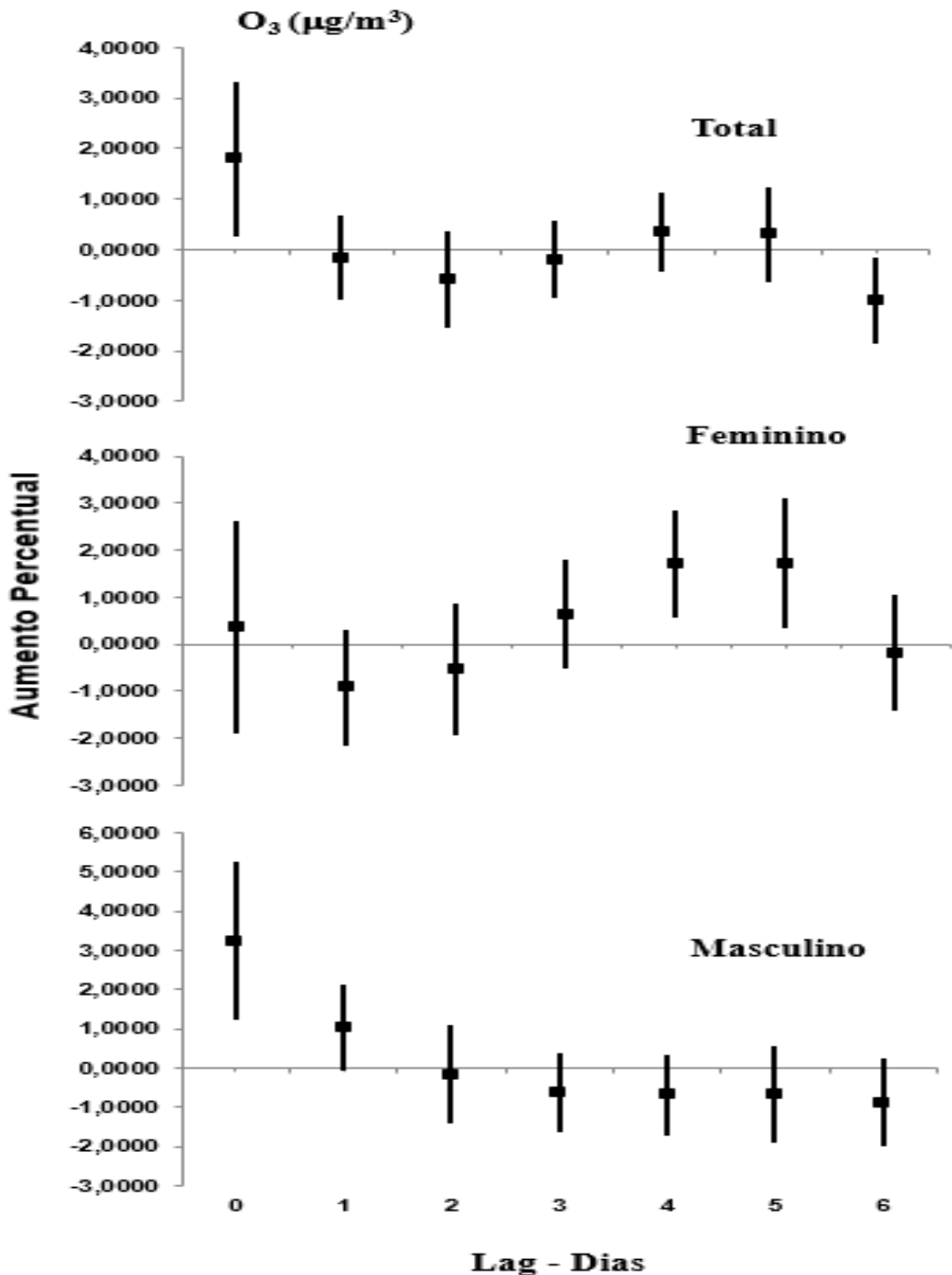
A Figura 15 apresenta a estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de Ozônio (O₃).

Entre as internações totais por asma apresentaram efeito agudo estatisticamente significativo após aumento de um interquartil na concentração de O₃ de 52,17µg/cm³ no dia da exposição, o que corresponde a 1,79% (IC 95%: 0,26; 3,31).

Para aumento de um interquartil na concentração de O₃ de 52,17µg/cm obteve-se aumento, estatisticamente significativo, das internações por asma em 1,71% (IC 95%: 0,32; 3,11) caracterizando efeito agudo no quarto e quinto dia após exposição para crianças do gênero feminino.

Entre o gênero masculino o aumento de um interquartil na concentração de O₃ de 52,17µg/cm revelou efeitos estatisticamente significantes no dia da exposição, com elevação de 3,24% (IC 95%: 1,22; 5,25) das internações por asma.

Figura 15 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de O_3 ($52,17\mu\text{g}/\text{cm}^3$).



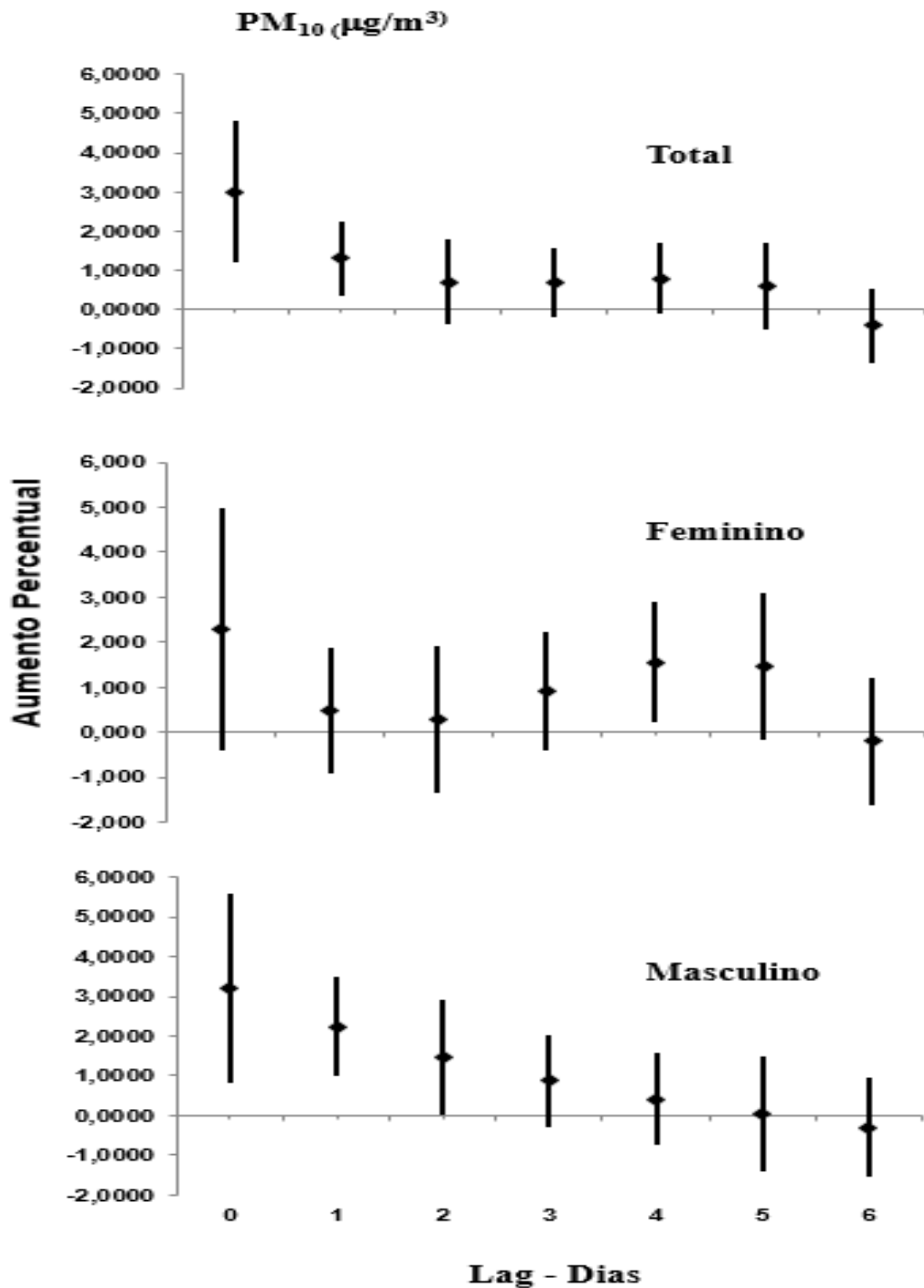
A Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM_{10} encontra-se expressa na figura 16.

As internações totais revelaram efeito agudo, estatisticamente significativo para o dia da exposição e o dia seguinte, com percentual de 3,00% (IC 95%: 1,19; 4,82) para aumento de um interquartil de PM_{10} de $24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$.

Nas internações por asma do gênero feminino o aumento de um interquartil de PM_{10} de $24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$ representa elevação de 1,55% (IC 95%: 0,23; 2,88) no quarto dia após a exposição apresentando efeito agudo. Tais dados são estatisticamente significantes.

Para aumento de um interquartil de PM_{10} de $24,42\mu\text{g}/\text{cm}$ houve efeito agudo para internações do gênero masculino em 3,21% (IC 95%: 0,81; 5,60) no dia da exposição e nos dois dias seguintes, revelando dados estatisticamente significativos.

Figura 16 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM_{10} ($24,42\mu\text{g}/\text{cm}^3$).



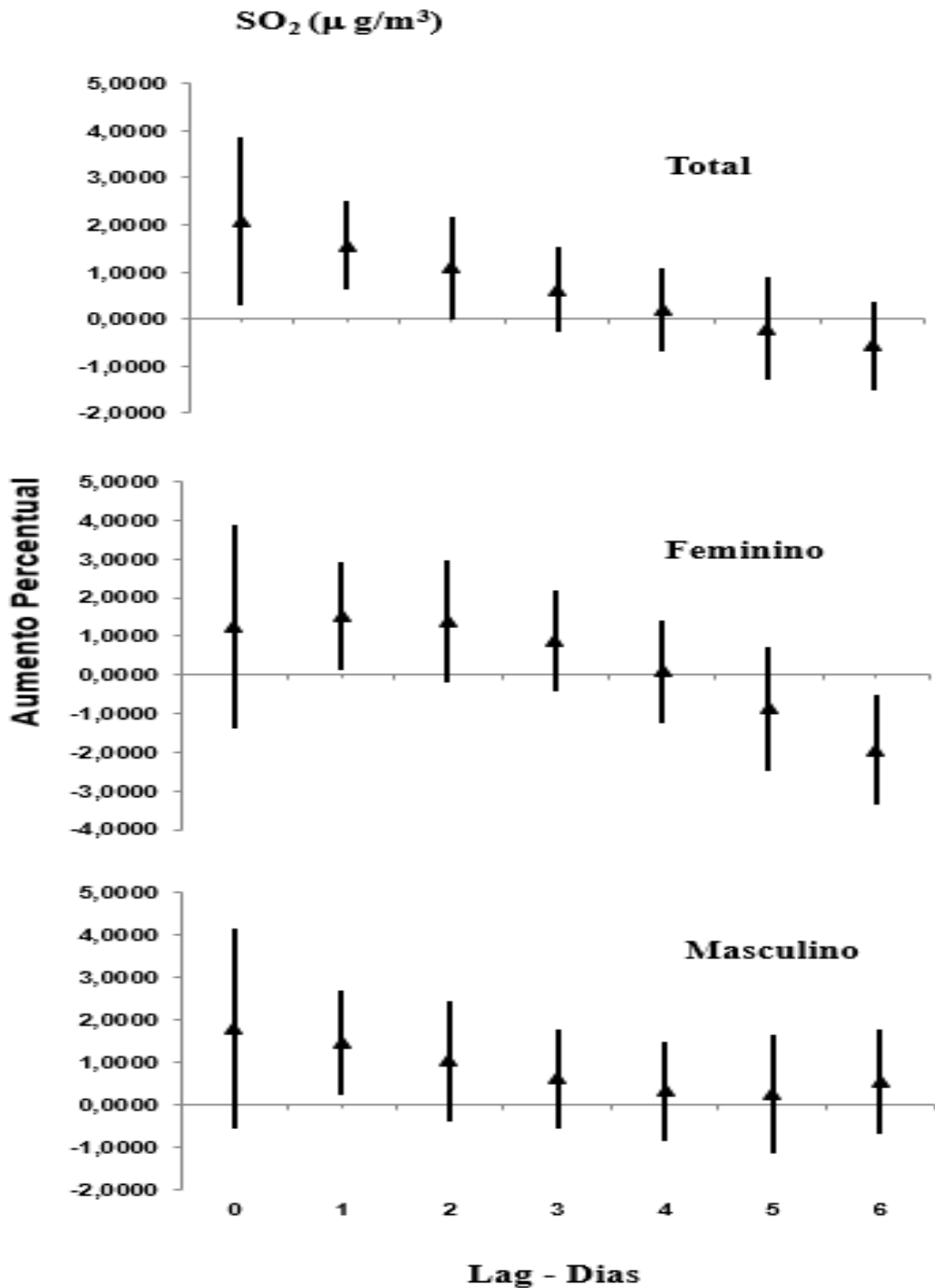
A figura 17 apresenta as estimativas diárias de aumento percentual para internações por asma devido ao aumento de um interquartil na concentração de Dióxido de Enxofre.

Para internações totais houve efeito agudo no dia da exposição, no primeiro e segundo dia após a exposição com aumento percentual de 2,06% (IC 95%: 0,28; 3,85) para elevação de um interquartil de SO₂ de 7,48µg/cm³.

O aumento de um interquartil de SO₂ de 7,48µg/cm³ provocou efeito agudo, estatisticamente significativo, no primeiro dia após a exposição para o gênero feminino com aumento percentual de 1,53% (IC 95%: 0,13; 2,93) nas internações por asma.

As internações por asma em crianças do gênero masculino elevaram-se 1,46% (IC 95%: 0,22; 2,70) no primeiro dia após a exposição, revelando efeito agudo estatisticamente significativo para aumento de um interquartil de SO₂ de 7,48µg/cm³.

Figura 17 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de SO_2 ($7,48\mu\text{g}/\text{cm}^3$).



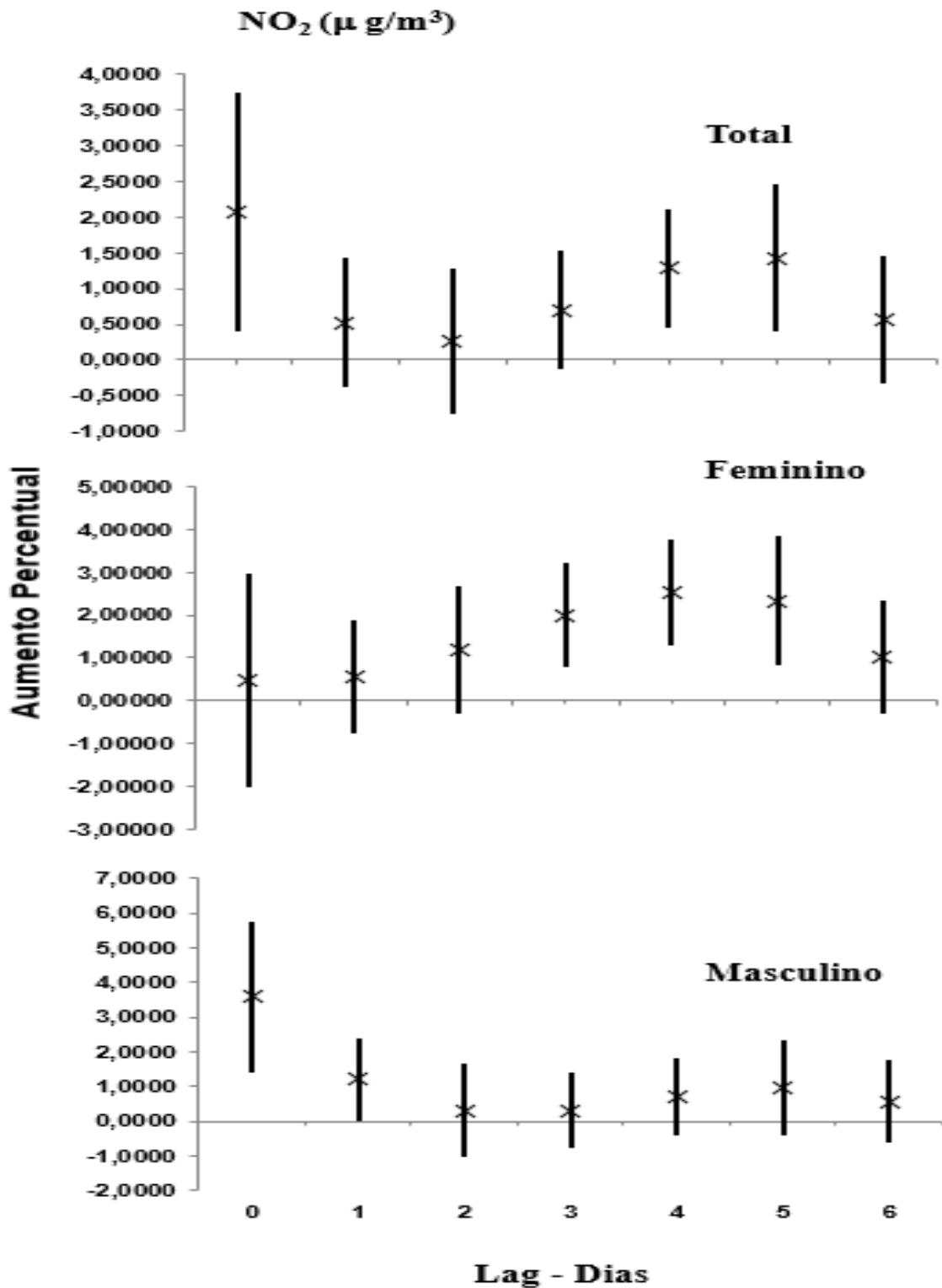
As estimativas percentuais das interações por asma em crianças de até 5 anos devido ao aumento de um interquartil de dióxido de nitrogênio estão expressas na figura 18.

Para aumento de um interquartil de NO₂ de 51,89µg/cm³, observou-se efeito agudo no dia da exposição para as interações totais em 2,07%, dados estatisticamente significantes. Verifica-se ainda efeito defasagem no quarto e quinto dia após a exposição.

Nas interações do gênero feminino, o aumento de um interquartil de NO₂ de 51,89µg/cm³, revelou efeito agudo estatisticamente significativo no terceiro, quarto e quinto dias após a exposição com elevação percentual de 2,00% (IC 95%: 0,78; 3,22).

Observa-se efeito agudo para interações do gênero masculino no dia da exposição e no dia seguinte, com elevação das interações por asma em 3,57% (IC 95%: 1,39; 5,75) para aumento de um interquartil de NO₂ de 51,89µg/cm³.

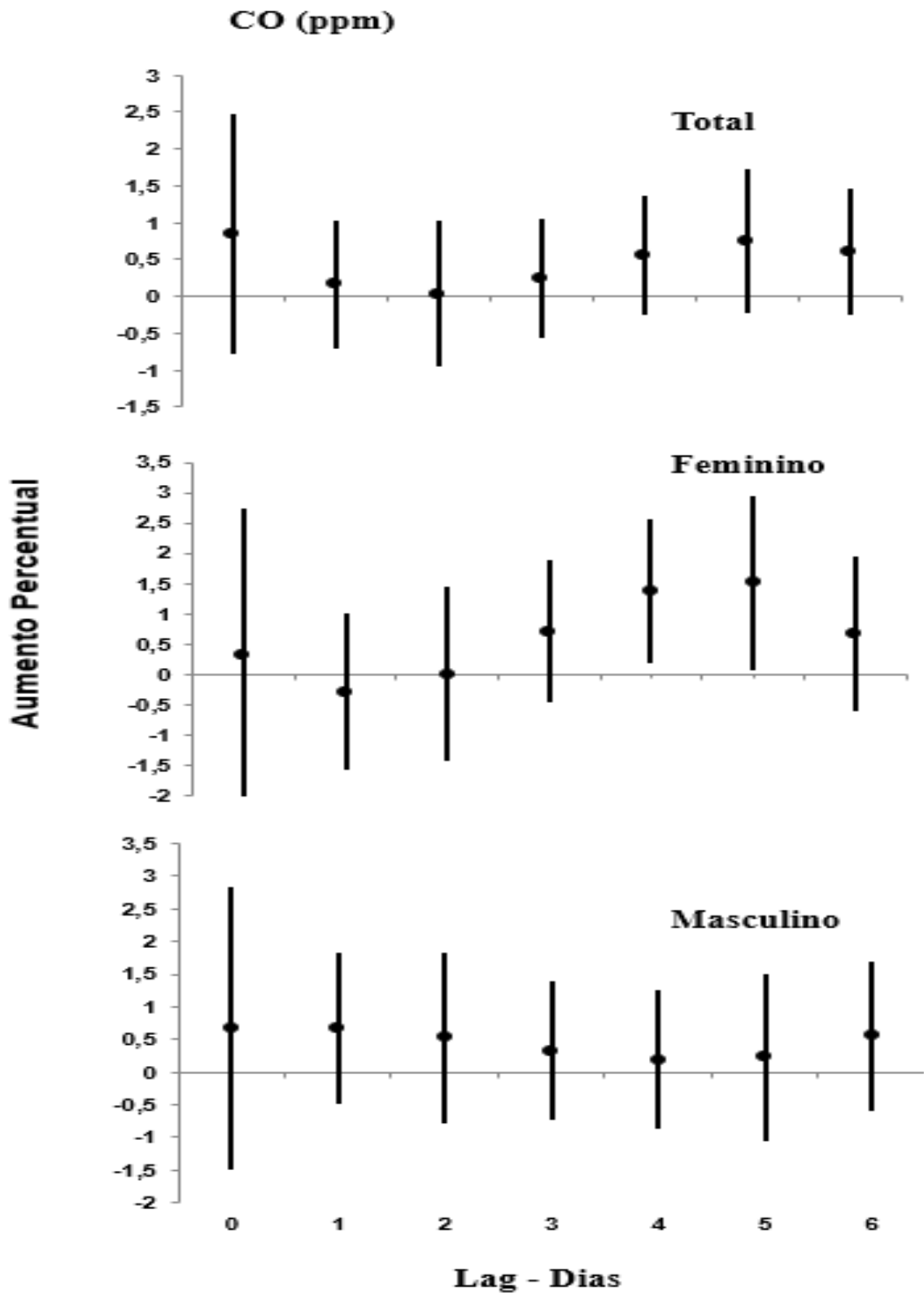
Figura 18 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de NO_2 ($51,89\mu\text{g}/\text{cm}^3$).



Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de CO estão expressos na figura 19.

Não se observa efeito nas interações totais e nas interações por asma entre o gênero masculino. Entre o gênero feminino, o aumento de um interquartil na concentração de CO de 1,33ppm, revela efeito agudo no quarto e quinto dia após a exposição com elevação percentual de 1,51% (IC 95%: 00,7; 2,95). Dados estatisticamente significantes.

Figura 19 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações asma total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de CO (1,33ppm).



4.4 Modelo Multipolvente

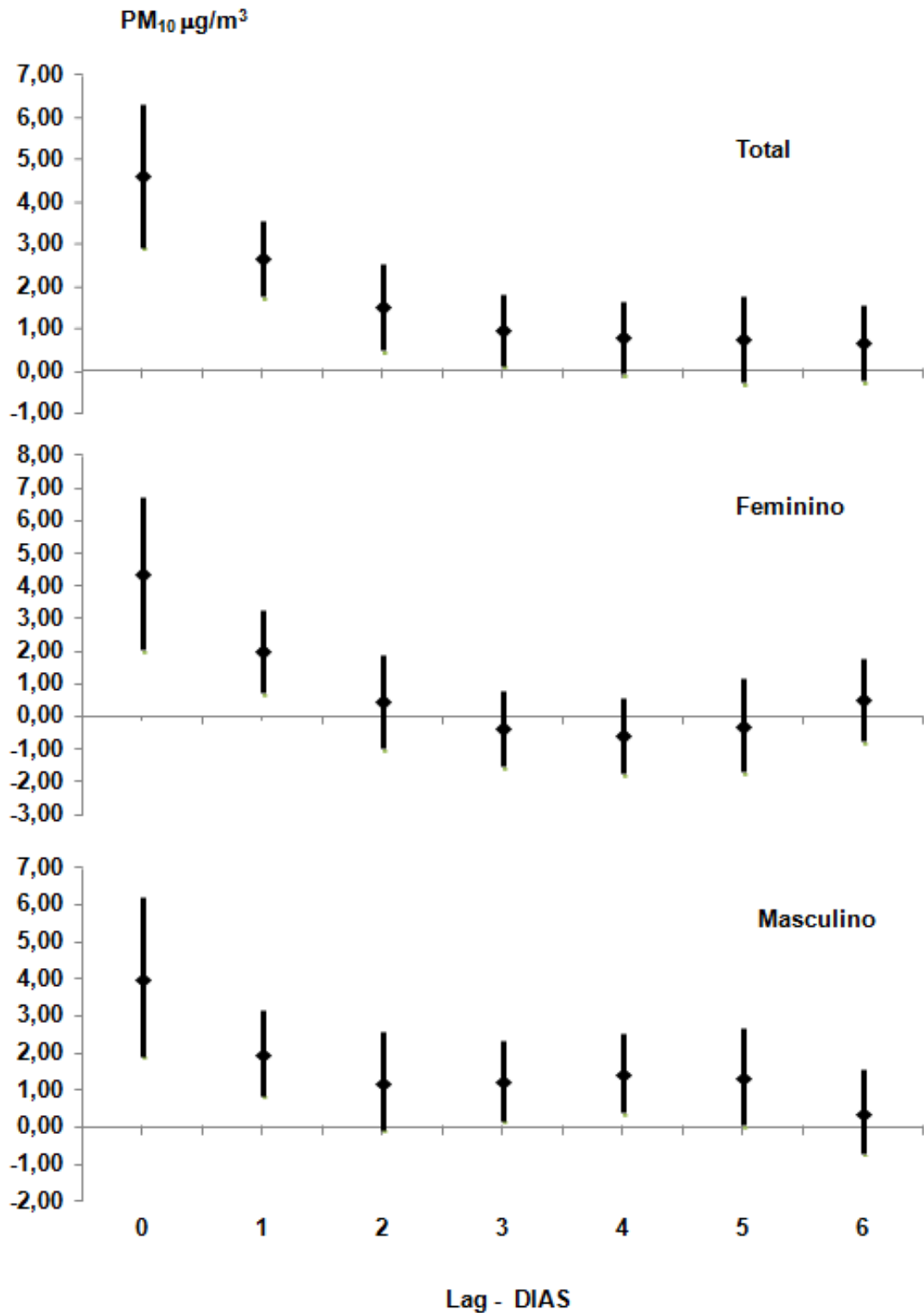
A Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% na morbidade por doença respiratória total ajustado para os poluentes O₃, PM₁₀, SO₂, NO₂ e CO, revelou efeito no número total de internações, bem como nos gêneros feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM₁₀. Estas informações encontram-se expressas na figura 20.

As internações totais revelaram efeito agudo, estatisticamente significante para o dia da exposição e nos três dias seguintes com percentual de 4,61% (IC 95%: 2,92; 6,31) para aumento de um interquartil de PM₁₀ de 24,42µg/cm³.

Nas internações por doenças respiratórias totais do gênero feminino o aumento de um interquartil de PM₁₀ de 24,42µg/cm³ representou elevação de 4,36% (IC 95%: 2,01; 6,71) no dia da exposição e no dia seguinte, representando efeito agudo. Tais dados são estatisticamente significantes.

Para aumento de um interquartil de PM₁₀ de 24,42µg/cm³ houve efeito agudo para internações do gênero masculino em 4,05% (IC 95%: 1,89; 6,20) no dia da exposição e no dia seguinte, revelando dados estatisticamente significativos.

Figura 20 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por doenças respiratórias total, feminino e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, ajustado por O₃, PM₁₀, SO₂, NO₂ e CO, para o aumento de um interquartil na concentração de PM₁₀ (24,42μg/cm³).

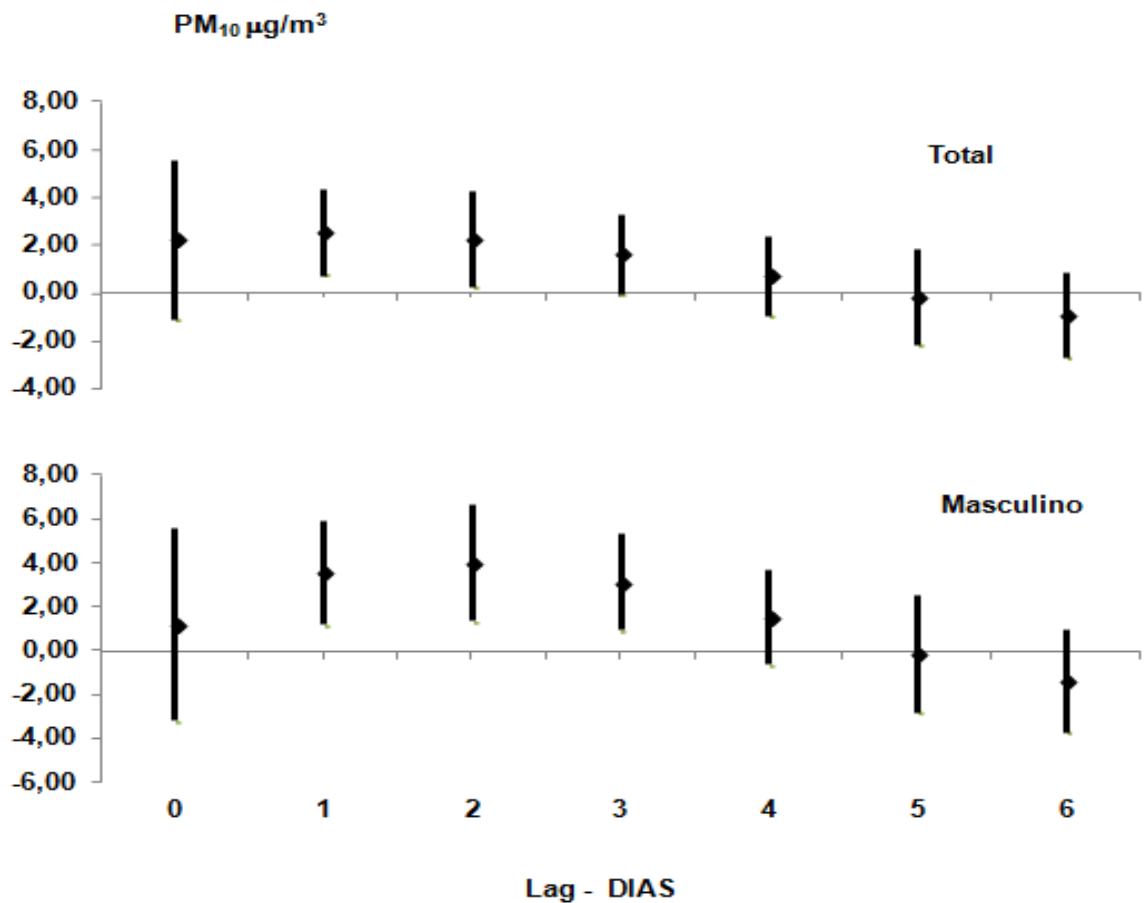


A figura 21 apresenta a Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas interações por asma ajustado para os poluentes O₃, PM₁₀, SO₂, NO₂ e CO. Observa-se efeito agudo para aumento de um interquartil na concentração de PM₁₀ de 24,42µg/cm³, nas interações totais e do gênero masculino.

As interações totais revelaram efeito estatisticamente significativo para o primeiro e segundo dia após a exposição com aumento percentual de 2,53% (IC 95%: 0,72; 4,34).

Para o gênero masculino observou-se uma elevação das interações nos três dias após a exposição, com percentual de 3,54% (IC 95%: 1,19; 5,89), caracterizando efeito agudo e estatisticamente significativo.

Figura 21 – Estrutura de defasagem das estimativas diárias de aumento percentual e respectivo intervalo de confiança de 95% nas internações por asma total e masculino, em crianças de até 5 anos de idade, ajustado por O₃, PM₁₀, SO₂, NO₂ e CO, devido ao aumento de um interquartil na concentração de PM₁₀ (24,42µg/cm³).



DISCUSSÃO

5 DISCUSSÃO

Sabe-se que a investigação epidemiológica tem sido uma ferramenta de grande valia na identificação de fatores de risco para a saúde dos habitantes de uma forma geral. Neste contexto a poluição atmosférica vem ganhando destaque por seus efeitos deletérios na saúde da população, com impacto na morbi-mortalidade e enfoque em grupos populacionais específicos, a exemplo de crianças, com comprometimentos em vários sistemas orgânicos, dentre estes o respiratório.

O presente estudo demonstrou que na cidade de São Paulo, entre o período de janeiro de 2000 a junho de 2012, apesar de haver uma redução nos níveis de poluição atmosférica desde o início do seu monitoramento, os poluentes analisados (O_3 , CO, NO_2 , SO_2 e PM_{10}) apresentaram efeitos negativos na saúde dos indivíduos estudados. Evidencia-se ainda uma correlação positiva entre estes poluentes, revelando que eles são diretamente proporcionais; e uma correlação negativa entre os poluentes e as variáveis climáticas, com exceção do O_3 que revelou correlação positiva com a temperatura mínima. Desta forma compreende-se que quando eleva-se a temperatura mínima e ocorre uma queda da umidade média as concentrações de ozônio elevam-se.

Sabe-se que o O_3 é um poluente secundário que depende da presença de luz solar e de precursores como óxidos de nitrogênio e hidrocarbonetos. Invernos secos e com dias ensolarados propiciam todas as condições para elevação dos níveis desse agente fotoquímico, assim como acontece em outras estações do ano. Apesar disso, sua atividade oxidante e capacidade de induzir processos inflamatórios dão a esse poluente o papel de vilão causador ou agravante de doenças respiratórias como tem sido reportado por diversos estudos (LIN et al., 1999; BRAGA et al., 2001).

Os resultados apontam ainda um efeito agudo e estatisticamente significante para internações de crianças por doenças respiratórias totais e asma, devido o aumento de um

interquartil de todos os poluentes estudados. A única exceção refere-se ao Monóxido de Carbono, onde não se observa efeito nas internações totais e do gênero masculino por asma.

Na análise da estrutura de defasagem, verifica-se um efeito agudo, sempre positivo, que se torna estatisticamente significativo para internações por doenças respiratórias totais e asma desde o primeiro dia e que pode ser observado até seis dias após a exposição, dependendo do poluente analisado.

Quando refere-se às doenças respiratórias totais (CID - 10: J00 ao J99) o PM₁₀ revelou o efeito mais significativo, quando do aumento das internações totais, bem como por crianças do gênero feminino e masculino. Constata-se ainda que os meninos obtiveram aumento percentual das internações para quatro dos cinco poluentes analisados superior às internações das meninas.

As internações por asma (CID - 10: J45) revelaram maior efeito quando do aumento das concentrações de Material Particulado, quando do número totais de internações; e Dióxido de Nitrogênio, quando fragmentado por gênero: para o masculino e o feminino. O gênero masculino também obteve maior percentual de internações nos casos de asma quando comparado ao gênero feminino.

Ressalta-se que os efeitos encontrados resistiram à inclusão de variáveis de confusão classicamente utilizadas em estudos semelhantes, onde foi utilizado como variável de controle da sazonalidade, o número de dias transcorridos e os dias da semana; além das variáveis meteorológicas, temperatura mínima e umidade relativa do ar.

Ao realizar a análise dos multipoluentes, onde todos os poluentes foram analisados conjuntamente (O₃, PM₁₀, SO₂, NO₂ e CO), observou-se efeito agudo estatisticamente significante para PM₁₀, na morbidade por doenças respiratórias totais e gênero masculino e feminino; bem como para asma total e gênero masculino entre crianças.

Optou-se por estudos epidemiológicos de séries temporais por estes serem considerados rápidos e de baixo custo, além de serem utilizados largamente na literatura para averiguar os efeitos agudos dos poluentes do ar sobre a saúde (KÜNZLI, PEREZ, RAPP, 2010).

Para avaliar a relação entre exposição e efeito, foi utilizado o modelo linear generalizado de distribuição polinomial, onde pode-se observar um efeito agudo com relação às internações de crianças por doenças respiratórias totais e asma, seja no grupo total ou quando estratificado pelo sexo; isso demonstra que quando a poluição do ar aumenta, impacta imediatamente na saúde desta população. Além disso, os modelos de defasagem com distribuição polinomial exploram as diferenças na defasagem e os desfechos e permite que tenhamos uma ideia mais exata da distribuição dos efeitos da poluição ao longo do período do estudo (OLIVEIRA, 2014).

Foi selecionada a faixa etária de 0 a 5 anos por ser esta uma das mais susceptíveis aos efeitos da poluição do ar, informação que já está consolidada por vários estudos (BRAGA et al., 1999; BRAGA et al., 2001; BAKONYI et al., 2004). Ressalta-se que este estudo pode ser considerado o primeiro que avaliou a relação entre exposição a poluentes do ar e as internações estratificadas por sexo.

Os dados de internações utilizados referem-se aos registros das Autorizações de Internação Hospitalar (AIH) registradas no DATASUS e abrangem as informações obtidas dos hospitais conveniados ao SUS para o período de 2000 a 2012. Os estudos que utilizam dados do Sistema Único de Saúde (SUS) apresentam uma limitação inerente ao próprio sistema: excluem dados dos hospitais particulares que não estão conveniados ao SUS.

Desse modo, a generalização dos resultados deverá ser feita para populações que apresentem as mesmas características daquela atendida pelos hospitais conveniados ao SUS e

que habitem áreas onde a complexidade da mistura de poluentes do ar de diferentes fontes se assemelhe à encontrada na região de estudo (ARRUDA, 2008).

Contextualização do Estudo

Este estudo revelou que o aumento dos níveis de poluentes atmosféricos na cidade de São Paulo, contribui para o aumento dos casos de internações por doenças respiratórias em crianças de até 5 anos de idade. Observa-se que todos os poluentes, exceto o SO₂, ultrapassaram seus limites diários permitidos e o NO₂ e o PM₁₀ ultrapassaram ainda a média anual em praticamente todo o período de estudo.

Como citado acima o SO₂ foi o único poluente atmosférico que não ultrapassou os limites estabelecidos da qualidade do ar, embora tenha sido correlacionado positivamente com as doenças respiratórias. Esse fato reforça a hipótese de que mesmo quando os poluentes não ultrapassam o limite permitido podem provocar efeitos nocivos à saúde. A associação entre poluição e morbi-mortalidade não exibe um nível de segurança para os poluentes, ou seja, não foi caracterizado um nível seguro de poluição abaixo do qual não haveria efeito negativo (PEREIRA, et al, 1998; SALDIVA, et al., 1995; SCHWARTZ, 1991, BRAGA et al., 1999, MARTINS et al., 2002b).

Sabe-se que prejuízos sobre o sistema respiratório são frequentemente investigados em crianças, pois elas são mais suscetíveis aos efeitos da poluição do ar do que os adultos, por várias razões. As crianças são mais ativas e têm mais atividades ao ar livre. Elas respiram mais rápido e sua taxa metabólica é maior do que os adultos. Sistemas imunológicos das crianças não são totalmente desenvolvidos, então a incidência de infecções respiratórias é alta. O pulmão ainda está crescendo e qualquer déficit no crescimento será relevante para toda a vida da criança. Desta forma torna-se de grande relevância investigações de desenvolvimento da função pulmonar em crianças e a incidência de asma - a doença crônica mais importante

para esta parcela da população – devido a exposição a poluentes atmosféricos (KÜNZLI, PEREZ, RAPP, 2010).

Diversos estudos nacionais e internacionais consolidam a ideia dos efeitos deletérios da poluição na saúde respiratória de crianças. Na Austrália, uma relação diretamente proporcional foi verificada entre aumentos abruptos na poluição do ar e um aumento no número de internações de crianças (BARNETT et al., 2005).

Saldiva et al. (1994) demonstraram uma associação entre morbi-mortalidade devido a doenças respiratórias em crianças e um aumento na concentração de poluentes atmosféricos, especialmente por material particulado. Em São Paulo, foi demonstrado um aumento significativo (acima de 20%) em serviços de emergência pediátrica em dias com maior poluição atmosférica (LIN et al., 1999).

Bakonyi et al., (2004) investigaram os efeitos causados pela poluição atmosférica na morbidade por doenças respiratórias em crianças entre 1999 e 2000, na cidade de Curitiba – PR, e observaram correlações positivas entre os poluentes MP, fumaça, NO₂ e O₃ e as doenças respiratórias em crianças. Esses efeitos são semelhantes aos encontrados em outras cidades do Brasil, em especial àqueles observados na cidade de São Paulo tanto no que concerne a diversidade de poluentes associados quanto na magnitude dos efeitos (BRAGA et al., 1999, LIN et al., 1999). Achados similares foram descritos por Jasinski, Pereira e Braga (2011) ao estudar estes poluentes no município de Cubatão.

Bueno et al., (2010) retrataram em seu estudo realizado em Divinópolis/MG, uma relação direta entre a concentração de particulados na atmosfera, a qualidade do ar e o quadro epidemiológico, este último retratado pelo número de internações hospitalares de crianças por problemas respiratórios.

Resultados conflitantes a este estudo foram apresentados por Moura et al., (2008), onde em Jacarepaguá/RJ somente o O₃ apresentou resultado positivo e estatisticamente

significativo, tanto com todos os atendimentos de emergência por queixas respiratórias como com os atendimentos motivados por sintomas nas vias aéreas inferiores em crianças. Os autores relatam, no entanto, que falhas no monitoramento dos poluentes desta cidade durante o curso do estudo causaram lacunas nos registros das concentrações tanto em dias isolados como em vários dias consecutivos.

Estudos epidemiológicos e toxicológicos demonstram a associação entre poluição do ar e asma brônquica. Os poluentes aéreos estão associados com o aumento de visitas aos serviços de emergência e de hospitalização por crise aguda de asma, assim como o aumento de sibilos expiratórios, de sintomas respiratórios e do uso de medicação de resgate (KELLY, FUSSELL, 2011).

A prevalência da asma brônquica tem aumentado em todo o planeta, particularmente em regiões urbanas densamente industrializadas. Na China observa-se o grande aumento da incidência de asma após o recente desenvolvimento industrial e, em consequência, o grande aumento da concentração dos poluentes (WATTS, 2006).

Estudo de séries temporais (Air Pollution and Health: a European Approach) desenvolvido na Europa revela que a poluição urbana elevou o número dos atendimentos de emergência e internações hospitalares devido a doenças respiratórias, incluindo asma, com acréscimo de 1,2% devido ao aumento de 10 μg de PM_{10} (KÜNZLI, PEREZ, RAPP, 2010). Estes autores corroboram ainda os achados deste estudo ao revelar que os pacientes com asma, especialmente crianças, sofrem mais em/ou após dias de maior nível de poluição. Além disso esses pacientes apresentam sintomas como respiração ofegante, tosse e ataques de falta de ar, acompanhada por uma redução da função pulmonar e necessidade de medicação de alívio adicional, o que ocasiona aumento das internações, associada a variações diárias nos níveis de NO_2 e PM_{10} .

Nos casos de asma brônquica, a literatura apresenta desfechos diferenciados para exposições agudas e crônicas. Para exposições agudas, em Atenas, Grécia, pesquisadores avaliaram os efeitos agudos de MP_{10} e de SO_2 sobre os atendimentos de crianças e adolescentes em serviços de emergência entre 2001 e 2004. O aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de MP_{10} e de SO_2 associou-se a aumentos de 2,2% (IC95%: 0,1-5,1) e de 6,0% (IC95%: 0,9-11,3), respectivamente, nos atendimentos por asma (SAMOLI et al., 2011).

Estudo realizado em Copenhague, Dinamarca, com crianças e adolescentes entre 2001 e 2008, demonstrou um aumento nas hospitalizações por asma devido a aumentos nas concentrações de NO_2 (OR = 1,11; IC95%: 1,05-1,17), NO (OR = 1,10; IC95%: 1,04-1,16), MP_{10} (OR = 1,07; IC95%: 1,03-1,12) e $MP_{2,5}$ (OR = 1,09; IC95%: 1,04-1,13) (ISKANDAR et al., 2012).

Estudo de Esposito et al., (2014) realizado com crianças italianas sugere que há uma associação significativa entre a poluição relacionada ao tráfego e o desenvolvimento de exacerbações de asma e infecções respiratórias. Estes resultados sugerem que o controle ambiental pode ser crucial para a saúde respiratória em crianças com doença respiratória subjacente.

Ressalta-se na literatura, a correlação dos casos de morbidade respiratória devido ao tráfego veicular, onde em Munique, Alemanha, 2.860 crianças foram acompanhadas do nascimento até os 4 anos de idade, e outras 3.061, até os 6 anos de idade. Os autores categorizaram a distância da moradia em relação a grandes vias de tráfego, onde verificou-se associações inversas entre a distância da moradia até as vias de tráfego e os desfechos analisados. Entre aqueles que moravam a menos de 50 m das vias com grande tráfego, foram observadas as maiores Odds Ratio para asma (OR = 1,6; IC95%: 1,03-2,37), febre do feno (OR = 1,6; IC95%: 1,1-2,3), e sensibilização alérgica ao pólen (OR = 1,4; IC95%: 1,2-1,6) (MORGENSTERN et al., 2008).

No Brasil, em Ribeirão Preto/SP, Nicolussi et al., (2014) apresentaram uma correlação positiva entre aumento dos níveis de poluentes com maior prevalência de doenças alérgicas, a exemplo da asma em crianças que estão sujeitas a estudar em escola de maior tráfego veicular.

O aumento nas internações por asma neste estudo foi mais significativo quando da elevação dos níveis de MP_{10} e NO_2 , o que corrobora estudo realizado por Castro et al, no Rio de Janeiro, em 2009. De acordo com esses autores, foi possível verificar correlação positiva entre o aumento de poluentes atmosféricos e a diminuição da função respiratória de crianças (CASTRO et al., 2009).

Outro aspecto a ser considerado é a exposição materna à poluição do ar antes e durante a gravidez que poderia alterar o imunocompetência da descendência, aumentando o risco de prejuízos à saúde da criança com desenvolvimento de asma e alergias (BAÏZ et al., 2011).

Passos et al., (2014) a partir de uma revisão que objetiva avaliar a influência da poluição e mudanças climáticas nas infecções do trato respiratório em crianças concluiu que embora muito tenha sido estudado no que diz respeito à relação entre mudança climática e saúde pública, estudos específicos sobre a sua influência na saúde das crianças continuam a ser escassos. Além disso pouco se verifica na literatura, estudos que abordem a estratificação por sexo da morbidade respiratória em crianças, objetivo deste estudo.

Nesta pesquisa observou-se um maior número de internações de crianças do gênero masculino. Vários autores citam uma maior prevalência de doenças respiratórias, em especial a asma entre os meninos. Entretanto, não está claro se esta diferença é devida a algum fator ligado ao sexo ou às diferenças geométricas entre as vias aéreas dos dois sexos, à menor resistência ao fluxo aéreo dos brônquios nas meninas, ou à maior frequência de infecções das vias aéreas entre os meninos. (FIORE et al., 2001).

Telles Filho (2015) revela que a asma predomina em crianças do gênero masculino com idade de até 6 anos, variando entre 3:2 a 2:1. Esta supremacia está relacionada à possível maior produção de IgE e ao maior tônus das vias aéreas, que também são mais estreitas nos meninos. O índice passa a 1:1 entre os 10 e 12 anos, quando a relação diâmetro/comprimento passa a ser a mesma para ambos os sexos, quando ocorrem mudanças no tamanho do tórax em meninos, o que não acontece com as meninas. Na idade adulta passa a ocorrer predomínio do sexo feminino.

Impacto da poluição atmosférica na saúde de crianças do município de São Paulo: a epidemiologia influenciando as políticas públicas.

Sabe-se que os efeitos adversos dos poluentes atmosféricos se manifestam com maior intensidade em grupos populacionais específicos, a exemplo de crianças, idosos, indivíduos portadores de doenças respiratórias e cardiovasculares crônicas e, especialmente nos segmentos mais desfavorecidos do ponto de vista socioeconômico (VORMITTAG et al., 2013).

Nesse prisma a situação das crianças é ainda mais alarmante; visto que antes mesmo de nascer, dentro do útero da mãe, as crianças sofrem as consequências da poluição atmosférica, comprovadas por estudos que demonstram retardo do crescimento intrauterino, menor peso ao nascer, maior mortalidade intrauterina e maior mortalidade neonatal (PEREIRA et al., 1998; BRAGA et al., 2001; LIN et al., 2004).

Revela-se que este é um cenário passível de mudança, onde Bell et al., (2005) mostraram que se houvesse a redução de 10% de poluentes entre os anos de 2000 a 2020, na cidade de São Paulo, acarretaria uma redução de 114 mil mortes, 138 mil visitas de crianças e jovens consultórios, 103 mil visitas a pronto-socorros por doenças respiratórias, 817 mil

ataques de asma, 50 mil casos de bronquite aguda e crônica e evitaria 7 milhões de dias restritivos de atividades e 2,5 milhões de absenteísmo em trabalho.

Na cidade de São Paulo morre o triplo de pessoas por poluição do que por acidentes de trânsito; mais do que o triplo do que por câncer de mama e quase seis vezes mais do que por AIDS (Síndrome da Imunodeficiência Adquirida) ou câncer de próstata. Neste mesmo município para o ano de 2011, foram internadas 5.181 crianças por doenças respiratórias atribuíveis à poluição e uma perda de 1,31 dias de vida em um ano para cada morador, por morte prematura ou perda de qualidade de vida pelas doenças advindas da poluição (VORMITTAG et al., 2013).

Desta forma, a implementação de políticas públicas e iniciativas na cidade de São Paulo são de grande importância, a exemplo do Programa de Controle de Poluição do Ar por veículos Automotores (PROCONVE) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, implementado na década de 90, que se apresentou extremamente importante para a redução de emissão de poluentes durante os últimos 20 anos. O programa colocou limites nas emissões de gases poluentes dos carros e resultou em uma série de mudanças tecnológicas nos veículos. Apesar de serem os grandes responsáveis pela poluição na cidade, os carros chegaram a poluir 95% menos do que em 1986 e os caminhões reduziram seus níveis de poluição em 85% no mesmo período. A redução de 40 % na concentração dos poluentes entre os anos 90 até o ano de 2005 foi suficiente prevenir 50 mil mortes no período e economizar US\$ 4,5 bilhões por conta dos gastos evitados com saúde, além da diminuição do consumo de energia e redução dos gases do efeito estufa (SALDIVA & ANDRÉ, 2009).

Sabe-se que a renovação da frota e o incentivo do governo e da implementação da inspeção veicular em 2010 permitiu que a evolução dos níveis de poluição atmosférica estacionasse, porém ainda em um patamar significativo como fator de agravamento em saúde pública (VORMITTAG et al., 2013).

Dados do INAIRA – Instituto Nacional de Análise Integrada no Risco Ambiental revelam que a inspeção veicular também tem sido muito importante para a cidade de São Paulo. Em 2011, 75% da frota foi examinada e houve redução em 28% de emissão de material particulado, com impacto em saúde: redução de mortes e internações se considerarmos o mesmo resultado para 100% da frota da cidade ou para 100% da frota da região metropolitana, haveria um benefício de redução de 1.560 mortes e 4.000 internações. Do ponto de vista de gastos públicos haveria uma economia de 212 milhões de dólares. Salienta-se que a inspeção de material particulado ocorre apenas para veículos a diesel (VORMITTAG et al., 2013).

Saldiva et al., (2010) sugerem que se todos os ônibus a diesel passassem a usar o etanol, haveria a redução de 4.588 casos de internações hospitalares e 745 casos de mortes por ano, o que equivaleria a uma redução de gastos de US\$ 145 milhões por ano.

Desta forma, Vormittag et al., (2013) acreditam que as políticas atuais poderão ajudar a manter os níveis estáveis de poluição, no entanto não resolverão o problema.; somente um Plano de Mobilidade que privilegie o transporte coletivo de baixa emissão poderá melhorar o cenário atual.

Lemos (2010) corrobora o exposto ao afirmar que a história do desenvolvimento e crescimento dos centros urbanos, ou das regiões metropolitanas, tem sido marcada pelo ineficiente investimento em transporte público, onde a utilização de veículos automotores tem sido a principal opção para o transporte de pessoas nas últimas décadas. Associado a isto, advêm os efeitos deletérios dessa prática à saúde, onde cidades como São Paulo possui 90% da poluição do ar relacionadas à frota de veículos em circulação.

Além disso, estudos recentes como o de Ward e Ayres (2004) e o de Yamazaki et al., (2011) sugerem que a poluição do ar, particularmente da que está relacionada com o tráfego, está associada com o desenvolvimento de asma e outras doenças alérgicas e respiratórias. É

provável que uma criança que sofre um déficit da função pulmonar relacionada à poluição continuará a ter pulmões menos saudáveis em toda a sua vida. E, como adultos, pequenos decréscimos nesta função podem levar a importantes consequências para a saúde pública mais tarde (KÜNZLI; PEREZ; RAPP, 2010).

Uma publicação recente do Estudo de Saúde das Crianças Californianas revelam fortes evidências quanto à relação dos poluentes relacionados ao trânsito contribuir para o desenvolvimento de asma na infância. Esta evidência traz novos desafios para gestores públicos retratando a importância de decisões de planejamento urbano e suas implicações para a saúde pública (GILLILAND, 2009).

Olmo et al., (2011) através de uma revisão sistemática revelam a necessidade de uma maior interação entre os estudos epidemiológicos e a adoção de políticas públicas que busquem minimizar os efeitos da poluição atmosférica nos grandes centros urbanos. Estudos internacionais e nacionais já evidenciam os efeitos deletérios da poluição na saúde da população mesmo quando estes estão expostos á emissões abaixo dos padrões legais. Achados científicos como este representam um custo quer seja para a saúde da população envolvida, quer seja um custo debilitante de mão de obra ainda jovem, quer seja pela ausência às escolas ou quer seja onerando o serviço público de saúde ou da previdência social (OLMO, PEREIRA, 2011).

Desta forma a adoção de políticas públicas baseadas na produção científica epidemiológica nesta área, devem se ater ao crescente número de veículos, mas também aos padrões de emissão atmosférica, com conscientização da população envolvida, o que irá conferir legitimidade as decisões dos gestores públicos (OLMO et al., 2011). Corroborar essa fala o estudo que apresenta as perspectivas atmosféricas para 2050, ao afirmar que as políticas têm de ser cuidadosamente concebidas para abrangerem funções transversais do ambiente e suas várias implicações sociais, econômicas e da saúde (OECD, 2012).

Necessita-se, portanto, que no Brasil, epidemiologia, saúde e direito caminhem juntos na busca por adoção de políticas públicas mais eficazes; com desenvolvimento de projetos a exemplo do PROCONVE que permite o desenvolvimento de políticas integradas e ambientalmente sustentáveis para a Região Metropolitana de São Paulo, fornecendo aos tomadores de decisão política, instrumentos mais fortes que, simultaneamente, atendessem às necessidades locais e regionais, com as questões ambientais globais com base em critérios técnicos, econômicos e sociais (OLMO, PEREIRA, 2011).

CONCLUSÃO

7 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que na cidade de São Paulo, entre o período de janeiro de 2000 a junho de 2012, apesar de haver uma redução nos níveis de poluição atmosférica desde o início do seu monitoramento, os poluentes analisados (O_3 , CO, NO_2 , SO_2 e PM_{10}) apresentaram efeitos negativos na saúde dos indivíduos estudados, a partir do aumento do número de internações.

Houve uma correlação positiva entre os poluentes, revelando que eles são diretamente proporcionais; e uma correlação negativa entre os poluentes e as variáveis climáticas, com exceção do O_3 que revelou correlação positiva com a temperatura mínima.

Observa-se um efeito agudo e estatisticamente significativo para internações em crianças por doenças respiratórias totais e asma, devido o aumento de um interquartil de todos os poluentes estudados. A única exceção refere-se ao Monóxido de Carbono, onde não observa-se efeito nas internações totais e do gênero masculino por asma.

As internações por doenças respiratórias totais e asma obtiveram maior percentual quando do aumento de PM_{10} ; sendo que as internações por asma quando estratificadas por sexo foram mais significantes quando do aumento do Dióxido de Nitrogênio. Ressalta-se que o gênero masculino obteve maior percentual de internações.

Todos os poluentes, exceto o SO_2 , ultrapassaram seus limites diários permitidos e o NO_2 e o PM_{10} ultrapassaram ainda a média anual em praticamente todo o período de estudo. O SO_2 mesmo não ultrapassando os níveis permitidos esteve correlacionado positivamente com as doenças respiratórias totais e asma. Esse fato reforça a hipótese de que mesmo quando os poluentes não ultrapassam o limite permitido podem provocar efeitos nocivos à saúde.

Na análise dos multipoluentes, ajustado para O₃, PM₁₀, SO₂, NO₂ e CO, revelou-se efeito agudo estatisticamente significativo para PM₁₀, na morbidade por doenças respiratórias e asma entre crianças.

Ressalta-se que este estudo pode ser considerado o primeiro que avaliou a relação entre exposição a poluentes do ar e as interações estratificadas por sexo. Espera-se que os resultados desta pesquisa venham a contribuir para a revisão dos padrões de qualidade de ar e a elaboração de uma política nacional de redução dos poluentes, adotando como prática as contribuições dos estudos epidemiológicos para tomada de decisão dos gestores públicos.

REFERÊNCIAS

REFERÊNCIAS

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: PETROV, B.N.; CSAKI, F. (editors). **Second International Symposium on Information Theory 1973**; Budapest, Hungary; Budapest: Akademiai Kiado. p. 267-81, 1973

ALMEIDA, R.S. A industrialização e a questão ambiental na Região Sudeste do Brasil. **Caminhos de Geografia**. n.4, p.53-66, 2004.

AMANN, M. et al. **Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution**. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 2008.

AMARAL, C.A.S. **Avaliação da função respiratória de crianças dos municípios de Anchieta e Guarapari (ES) através da espirometria e sua correlação com a qualidade do ar**. 2013. 104f. Tese (Doutorado em Ciências) - Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013.

ARBEX, M.A. et al. A poluição do ar e o sistema respiratório **J Bras Pneumol**. v. 38, n.5.p. 643-655, 2012.

ARBEX, M.A et al. Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. **J Epidemiol Community Health**. v.61, n.5, p.395-400, 2007.

ARRUDA, R.J. **Análise da associação entre poluição atmosférica e internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças adolescentes e idosos na cidade de Cubatão entre 1997 e 2004**. 2008. 95f. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva) - Universidade Católica de Santos, Santos. 2008.

BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2ª Edição. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BAÏZ, N. et al. Maternal exposure to air pollution before and during pregnancy related to changes in newborn's cord blood lymphocyte subpopulations. The EDEN study cohort. **BMC Pregnancy Childbirth**. p. 11-87, 2011.

BAKONYI, S.M.C. et al. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. **Rev Saúde Pública**. v. 38, p.695-700, 2004.

BARNETT, A.G. et al. Air pollution and child respiratory health: a case-crossover study in Australia and New Zealand. **Am J Respir Crit Care Med**. n.171, v. 11, p.1272-1278, 2005.

BELL, M. L. et al. The avoidable health effects of air pollution in three Latin American cities: Santiago, São Paulo, and Mexico City. **Environmental Research**, v. 100, n. 2006, p. 431 - 440, 2005.

BONITA, R.; BEAGLEHOLE, R; KJELLSTRÖM, T. **Epidemiologia Básica**. 2ª edição. São Paulo: Santos Editora, 2010. 213p.

BRAGA, A.L.F. et al. Air pollution and pediatric respiratory hospital admissions in São Paulo. **Brazil. J Environ Med**. v.1, p.95-102, 1999.

BRAGA, A.L.F. et al. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. **Cad. Saúde Pública** v.23 Sup 4, p. 570-578, 2007.

BRAGA, A.L.; ZANOBETTI, A.; SCHWARTZ, J. The lag structure between particulate air pollution and respiratory and cardiovascular deaths in 10 US cities. **J Occup Environ Med**. v. 43, n.11, p.927-33, 2001.

BRAGA, A.L.F. et al. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in São Paulo, Brazil. **Pediatr Pulmonol** v. 31, n.106-13, 2001.

BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. 2.ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Lei Nº 6.938 de 31 de agosto de 1982. **Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Brasil, 1981.

BROOK, R.D. et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. **Circulation** v. 121, p. 2331–2378, 2010.

BROOK, R.D. et al. Air Pollution and Cardiovascular Disease A Statement for Healthcare Professionals From the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association. **Circulation**. p. 2655- 2671, 2004.

BRUNEKREEF, B; HOLGATE, S.T. Air pollution and health. **The Lancet**. v.360, 2002.

BRUNEKREEF, B. et al. Pulmonary function changes associated with an air pollution episode in January 1987. **JAPCA**. v.39, n.11, p.1444-1447, 1989.

BURNETT, R.T. et al. Association between ozone and hospitalization for acute respiratory diseases in children less than 2 years for age. **Am J of Epidemiol**. v.152, n.5, p.444-452, 2001.

CARLISLE, A.J.; SHARP, N.C.C. Exercise and outdoor ambiente air pollution. **Br. J. Sports Med**. v.35, n.4, p.214-222, 2001.

CANÇADO, J.E.D. et al. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **J. bras. pneumol**. v.32, Supl. 1, p.5-11, 2006.

CASTRO, H.A. et al.. Efeitos da poluição do ar na função respiratória de escolares, Rio de Janeiro, RJ. **Rev Saude Publica**. v. 43, n.1, p.26-34, 2009.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade do ar**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 26/04/2015.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Plano de Controle de Poluição Veicular 2014-2016** / CETESB; Antônio de Castro Bruni... [et al.]. — São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 26/04/2015.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade do ar no Estado de São Paulo 2012**. São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 26/04/2015.

COMMITTEE OF THE ENVIRONMENTAL AND OCCUPATIONAL HEALTH ASSEMBLY OF THE AMERICAN THORACIC SOCIETY. Health Effects Of outdoor pollution. **Am. J. Respir. Crit. Care Med.** v.153, p. 3-50, 1996.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 3 de junho de 1990**. Disponível em: <http://www.ibrem.dt.gov.br/sites/400/406/00002049.pdf>. Acesso em: 20/04/2015.

CURTIS, L. et al. Adverse health effects of outdoor air pollutants. **Environ Int.** v.32, n.6, p.815-830, 2006.

DIAZ-SANCHES, D.; PROIETTI, L.; POLOSA, R. Diesel fumes and the rising prevalence of atopy: na urban legend? **Current Allergy Asthma Reports.** v.3, p.146-152, 2003.

EVO, C. P. R. et al. Poluição do ar e internação por insuficiência cardíaca congestiva em idosos no município de Santo André. **Arquivos Brasileiros de Ciências da Saúde** v.36, n.1, p.6-9, 2011.

ESPOSITO, S. et al. Impact of air pollution on respiratory diseases in children with recurrent wheezing or asthma. **BMC Pulmonary Medicine.** v.14, n.130, p.1-9, 2014.

FAJERSZTAJN, L. et al. Air pollution: a potentially risk factor for lung cancer. **Nature Reviews Cancer**, v. 13, p. 674 - 678, 2012.

FELLENBER, G. **Introdução aos problemas da poluição ambiental**. São Paulo: Universidade de São Paulo. p. 28-69, 1980.

FERREIRA, C. A. S. et al. Análise da função pulmonar de motoboys: o efeito da poluição atmosférica. Prevenção, a melhor forma de cuidar. **O Mundo da Saúde.** v.33, n.2, p.170-174, 2009.

FIGLIORE, R.W., et al. Variação na prevalência de asma e atopia em um grupo de escolares de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **J Pneumol.** v.27, n.5, p.237-242, 2001.

FORTUOL, T. I. et al. Air pollution and its effects in the respiratory system. In: KHALLAF, M.K. The Impact of air pollution on health, economy, environment and agricultural sources. **InTech.** p. 41-68, 2011.

CALLEGARI-JACQUES, S.M. Bioestatística: **Princípios e Aplicações.** Porto Alegre: Ed. ARTMED, 2003.

GILLILAND, F.D. Outdoor air pollution, genetic susceptibility, and asthma management: opportunities for intervention to reduce the burden of asthma. **Pediatrics.** v. 123, Suppl. 3, p.168–173, 2009.

GOUVEIA, N. et al. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. **Epidemiol Serv Saude.** v.12, n.1, p.29-40, 2003.

HORAK, F. et al. Particulate matter and lung function growth in children: a 3-yr follow-up study in Austrian school children. **Eur Respir J.** v.19, n.5, p.838-45, 2002.

IBGE – **INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=355030&search=sao-paulo|sao-paulo>. Acesso em: 17/04/2015.

ISKANDAR, A. et al. Coarse and fine particles but not ultrafine particles in urban air trigger hospital admission for asthma in children. **Thorax.** v.67, n.3, p.252-257, 2012.

JASINSKI, R.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças e adolescentes em Cubatão, São Paulo, Brasil, entre 1997 e 2004. **Cad. saúde pública.** v.27, n.11, p.2242-2252, 2011.

KELLY FJ, FUSSELL JC. Air pollution and airway disease. **Clin Exp Allergy.** v.41, n.8, p.1059-1071, 2011.

KOLHY, L.M.M.; MARTINS, L.C.. **Avaliação da prevalência de sintomas respiratórios em duas categorias de trabalhadores portuários avulsos: estiva e conferentes de carga.** 2014. 87f. Dissertação. (Mestrado em Saúde Coletiva). Universidade Católica de Santos, Santos/SP: 2014.

KUMAR, V et al. **Robbins & Cotran – Patologia Bases patológicas das doenças.** 8ª ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005.

KÜNZLI N, PEREZ L, RAPP R. **Air quality and health.** Lausanne: European Respiratory Society; 2010.

LIN, C.A. et al. Air pollution and respiratory illness of children in São Paulo. **Brazil.Paediatr Perinatal Epidemiol** v.13, p.475-488, 1999.

LIN, C. A. et al. Air pollution and neonatal deaths in São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research.** v. 37, n. 5, p. 765 - 770, 2004.

LEMOS, J.F. **Poluição veicular: Avaliação dos impactos e benefícios ambientais com a renovação da frota veicular leve na cidade de São Paulo.** 2010. 133f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2010.

LIM, S. S. et al. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. **The Lancet.** v. 380, p. 2224 – 2260, 2012.

MARTINS, P. et al. Efeito conjunto da exposição à poluição do ar e aos ácaros do pó sobre as vias aéreas. **Rev Port Imunoalergologia,** v. 20, n.1, p. 47-57, 2012.

MARTINS, L.C. et al. The effects of air pollution on cardiovascular diseases: lag structures. **Rev Saúde Pública.** v.40, n.4, p. 677-683, 2006.

MARTINS, L.C. et al. Air pollution and emergency room visits due to chronic lower respiratory diseases in the elderly: an ecological time-series study in São Paulo. **Brazil.J Occup Environ Med.** v.44, p.622-627, 2002a.

MARTINS LC, et al. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Rev Saúde Pública**. v.36, p.88-94, 2002b.

MARTINS, L.C. et al. Relação entre poluição atmosférica e atendimentos por infecção de vias aéreas superiores no município de São Paulo: avaliação do rodízio de veículos. **Rev Bras Epidemiol**. v.4, p.220-229, 2001.

MCDONNELL et al. Long-term ambiente zone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the AHSMOG study. **Environment Research**; v.80, p.110-121, 1999.

MCCONNELL R. et al. Asthma in exercising children exposed to ozone: a cohort study. **Lancet**. v. 359, n.9304, p.386-91, 2002.

MCCULLAGH P, NELDER JA. **Generalized linear models**. 2ª Ed. London: Chapman & Hall; 1989.

MEDRONHO, R. A. **Epidemiologia**. São Paulo: Atheneu, 2004.

METRO. **Pesquisa de mobilidade da Região Metropolitana de São Paulo 2012: principais resultados da pesquisa domiciliar**. Disponível em: <http://www.metro.sp.gov.br/pdf/mobilidade/pesquisa-mobilidade-2012.pdf>. Acesso em: 28/04/2015.

MORGENSTERN, V. et al. Atopic diseases, allergic sensitization, and exposure to traffic-related air pollution in children. **Am J Respir Crit Care Med**. v. 177, n.12, p.1331-1337, 2008.

MORTIMER, K. et al. Household air pollution is a major avoidable risk factor for cardiorespiratory disease. **Chest**. v.142, n.5, p.1308-1315, 2012.

MOURA, M. et al. Qualidade do ar e transtornos respiratórios agudos em crianças. **Rev Saúde Pública**. v.42, p.503-511, 2008.

NARDOCCI, A.C. et al. Poluição do ar e doenças respiratórias e cardiovasculares: estudo de séries temporais em Cubatão, São Paulo, Brasil. **Cad. Saúde Pública**. v.29, n.9, p.1867-1876, 2013.

NASCIMENTO, L.F.C et al Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP. **Rev Saúde Pública**. v.40, n.1, p.77-82, 2006.

NICOLUSSI, F.H. et al. Poluição do ar e doenças respiratórias alérgicas em escolares. **Revista de Saúde Pública**. v. 48, n. 2, p. 326-330, 2014.

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development. **Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction**. Publishing, Paris: 2012.

OLIVEIRA, A.F. **Relação entre poluição do ar e internações de idosos por doenças cardiovasculares em Cubatão e São Paulo entre 2000 e 2012**. 2014. 101f. Dissertação (Mestrado em Saúde Coletiva). Universidade Católica de Santos. Santos/SP. 2014.

OLMO, N.R.S.O et al. A review of low level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiologic studies and public policy. **CLINICS**. v.66, n. 4, p. 1-10, 2011.

OLMO, N.R.S.; PEREIRA, L.A.A. poluição atmosférica e exposição humana: a epidemiologia influenciando as políticas públicas. **Interfacehs**. v.6, n.2, p. 27-36, 2011.

PASSOS, S.D. et al. Do pollution and climate influence respiratory tract infections in children? **Rev Assoc Med Bras**. v.60, n. 3, p. 276-283, 2014.

PENG, R. D. et al. Emergency Admissions for Cardiovascular and Respiratory Diseases and the Chemical Composition of Fine Particle Air Pollution. **Environ Health Perspect**, v.117, n.6, p.957-963, 2009.

PEREIRA, L.A.A. et al. Association between air pollution and intrauterine mortality in São Paulo, Brazil. **Environ Health Perspect**. v.106, p.325-329, 1998.

PIRANI, S. **Application of ozone in food industries. Doctoral Program in Animal Nutrition and Food Safety.** Universita degli Studi di Milano, 2011.

PO, J.Y.; FITZGERALD, J.M.; CARLSTEN, C. Respiratory disease associated with solid biomass fuel exposure in rural women and children: systematic review and meta-analysis. **Thorax.** v.66, n,3, p.:232-239, 2011.

SALDIVA, P.H.N. et al. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminary report. **Environ. Res.** v.65, p.218-225, 1994.

SALDIVA, P.H.N. et al. Air pollution and mortality in elderly people: a time series study in São Paulo, Brazil. **Arch Environ Health.** v.50, p.159-164, 1995.

SALDIVA, P. H. N. et al. **O etanol e a saúde.** In.: SOUSA, E. L.; MACEDO, I.C. (Coords.). Etanol e Bioeletricidade: A cana-de-açúcar no futuro da matriz energética. São Paulo: Luc Editora, p. 98 – 135, 2010.

SALVI, S.; BARNES, P.J. Chronic obstructive pulmonary disease in non-smokers. **Lancet.** v.374, n.9691, p.733-743, 2009.

SALDIVA, P. H. N.: ANDRÉ, P. A. **Avaliação dos aspectos ambientais, de saúde e socioeconômicos envolvidos com a implementação do PROCONVE em seis Regiões Metropolitanas.** São Paulo: LPAE - Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental, 2009.

SALVI, S. Health effects of ambient air pollution in children. **Paediatr Respir Rev.** v.8, n.4, p.275-280, 2007.

SAMOLI, E. et al.. Acute effects of air pollution on pediatric asthma exacerbation: evidence of association and effect modification. **Environ Res.** v.111, n.3, p.418-424, 2011.

SCHWARTZ, J. Particulate air pollution and daily mortality: a synthesis. **Public Health Ver** v.19, p.39-60, 1991/92.

SHUSTERMAN, D. The effects of air pollutants and irritants on the upper airway. **Proc Am Thorac Soc.** v.8, n.1, p.101-105, 2011.

SOLÉ, D. et al. International study of asthma and allergies in childhood (ISAAC) written questionnaire: validation of the asthma component among Brazilian children. **J Invest Allergol Clin Immunol.** v.8, n.6, p.376-382, 1998.

TELLES FILHO, P.D. **Asma Brônquica.** Disponível em: http://www.asmabronquica.com.br/PDF/asma_infancia.pdf. Acesso em: 01/11/2015.

ÚNICA - União da Indústria de Cana de Açúcar. **Histórico de Produção e Moagem – Safra 2012/2013.** São Paulo; 2013 Disponível em: <http://www.unicadata.com.br/historicodeproducaoemoagem.php?idMn=32&tipoHistorico=4&acao=visualizar&idTabela=1424&safr=2012%2F2013&estado=RS%2CSC%2CPR%2CSP%2CRJ%2CMG%2CES%2CMS%2CMT%2CGO%2CDF%2CBA%2CSE%2CAL%2CPE%2CPB%2CRN%2CCE%2CPI%2CMA%2CTO%2CPA%2CAP%2CRO%2CAM%2CAC%2CRR>. Acesso em 28/04/2015.

VORMITTAG, E.M.P.A.A. et al. **Avaliação do Impacto da Poluição Atmosférica no Estado de São Paulo sob a visão da saúde.** Instituto Saúde e Sustentabilidade. São Paulo: 2013.

WARD, D.J.; AYRES, J.G. Particulate air pollution and panel studies in children: a systematic review. **Occup Environ Med.** v.61, n.4, 2004.

WATTS, J. Doctors blame air pollution for China's asthma increases. **Lancet.** v. 368, n. 9537, p.719-720, 2006.

WEST, J.B. **Fisiologia respiratória: princípios básicos.** 8ª Edição. Porto Alegre: Artmed: 2010.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen, dioxide and sulfur dioxide.** Copenhagen: World Health Organization, 2005.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogendioxide and sulfur dioxide**. World Health Organization: 2006.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Global health risks. Mortality and burden of disease attributable to selected major risks**. Geneva: World Health Organization; 2009.

YAMAZAKI, S. et al. Effect of hourly concentration of particulate matter on peak expiratory flow in hospitalized children: a panel study. **Environ Health**. v.10, n.15, p.1-10, 2011.

ZANOBETTI, A. et al. The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. **Epidemiology**. v.13, n.1, p.87-93, 2002.

ZHU, Y.; ZHANG Q. **Ultrafine Particles and Other Air Pollutants In and Around School Buses**. 2014. HEALTH EFFECTS INSTITUTE. Disponível em: <<http://pubs.healtheffects.org/getfile.php?u=979>>. Acesso em 26/04/2015.