

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

PAULO RICARDO BITTENCOURT GUIMARÃES

ESTUDO SOBRE AS RELAÇÕES ENTRE AS DOENÇAS RESPIRATÓRIAS E A
POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E VARIÁVEIS CLIMÁTICAS, NA CIDADE DE
CURITIBA, PARANÁ, BRASIL

CURITIBA

2011

PAULO RICARDO BITTENCOURT GUIMARÃES

ESTUDO SOBRE AS RELAÇÕES ENTRE AS DOENÇAS RESPIRATÓRIAS E A
POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA, VARIÁVEIS CLIMÁTICAS E ÁREAS VERDES, NA
CIDADE DE CURITIBA, PARANÁ, BRASIL

Tese apresentada ao Curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do Título em Doutor em Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Berger.

CURITIBA

2011

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná por ter me fornecido todo apoio necessário para elaboração deste estudo.

Ao professor Ricardo Berger, pelo empenho na viabilização do projeto, pelas valiosas contribuições.

Ao professor Fernando Lucambio Perez, pela valiosa ajuda na modelagem de dados e no uso do software estatístico.

Aos demais professores do Programa, pelos ensinamentos, em especial aos integrantes da banca e do comitê de orientação.

Ao Departamento de Estatística pelo apoio ao meu processo de qualificação.

Às funcionárias da Secretaria Municipal de Saúde, Dra Clea Elisa Lopes Ribeiro e Lilian Uratani, pela cessão dos dados e pelo suporte na interpretação dos resultados.

Ao professor Rui André Maggi dos Anjos pelo valioso auxílio na revisão do trabalho.

À professora Graciela Inês Bolzon de Muniz, ex-coordenadora do Programa, pelo fundamental apoio e incentivo.

Aos meus amigos Mário, Jesse, Rafael, Wilmar, Rogério, Nelva, Jomar, Bruno, Sônia, pelas palavras de incentivo e paciência.

A toda minha família, em especial meus pais, Pérsio e Tiana, meus irmãos João e Ana Tereza, meu cunhado Eliseu e minha cunhada Fábria.

A meus queridos filhos, Natália, Guilherme e Rafael, principal fonte inspiradora deste trabalho.

Dedico a meus filhos Natália, Guilherme e Rafael

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	1
1.1	A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	1
1.2	HISTÓRIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	3
1.3	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM CURITIBA	5
1.4	OBJETIVOS	8
1.4.1	Objetivo Geral.....	8
1.4.2	Objetivos Específicos	8
1.4.3	Justificativa	8
2.	REVISÃO DE LITERATURA	10
2.1	AS FONTES DE POLUIÇÃO DO AR.....	10
2.2	POLUENTES ATMOSFÉRICOS	11
2.3	EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	16
2.4	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E ASPECTOS ECONÔMICOS.....	18
2.5	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E ÁREAS VERDES EM CURITIBA.....	20
2.6	MODELAGEM DOS EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	23
2.6.1	Revisão de literatura.....	23
2.6.2	O uso de modelos de avaliação da qualidade do ar	26
2.6.3	Descrição dos modelos usuais	30
2.7	PADRÕES DE QUALIDADE DO AR	34
2.8	ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR.....	37
2.9	MONITORAMENTO DA POLUIÇÃO EM CURITIBA	39
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	43
3.1	DESCRIÇÃO DA REGIÃO EM ESTUDO	43
3.2	DESCRIÇÃO DOS DADOS.....	44
3.3	MODELOS LINEARES GENERALIZADOS.....	47
3.4	MODELOS ADITIVOS GENERALIZADOS PARA LOCAÇÃO, ESCALA E FORMA (GAMLSS)	50
3.5	DISTRIBUIÇÃO GAUSS-POISSON INVERSA GENERALIZADA (GIGP)....	51
3.6	CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DO MODELO	52
3.7	RESTRICÇÕES E LIMITAÇÕES DO ESTUDO.....	53
4	MÉTODO E RESULTADOS	54
4.1	PROCEDIMENTOS DE MODELAGEM.....	54

4.2	ANÁLISE DESCRITIVA DOS DADOS.....	60
4.2.1	Temperatura	63
4.2.2	Umidade relativa do Ar	64
4.2.3	Dióxido de Enxofre (SO ₂)	65
4.2.4	Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	66
4.2.5	Ozônio (O ₃).....	68
4.2.6	Partículas Totais em Suspensão (PTS).....	69
4.2.7	Material Particulado (PI)	70
4.3.	RESULTADOS DO AJUSTE DO MODELO	72
4.4.	DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	81
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	85
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
	ANEXOS.....	94
	Resolução conama n. 3.....	95
	Script com o procedimento de ajuste do modelo usando a metodologia GAMLSS.	100

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – PROCESSO DE LANÇAMENTO DE POLUENTES NA ATMOSFERA	34
FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES MANUAIS E AUTOMÁTICAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA	40
FIGURA 3 – ROSA DOS VENTOS – FREQUÊNCIA DOS VENTOS NAS ESTAÇÕES AUTOMÁTICAS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR, EM 2008	44

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1- PRINCIPAIS POLUENTES ATMOSFÉRICOS, ORIGEM E CONSEQUÊNCIAS	15
QUADRO 2- PADRÕES NACIONAIS DE QUALIDADE DO AR (RESOLUÇÃO CONAMA 03 - 28/06/90)	36
QUADRO 3. - CRITÉRIOS PARA DETERMINAÇÃO DE ESTADOS DE ATENÇÃO, ALERTA E EMERGÊNCIA (RESOLUÇÃO CONAMA NO 03 DE 28/06/90)	37
QUADRO 4 – QUALIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR.....	38
QUADRO 5 – ÍNDICES PADRONIZADOS DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS...	46
QUADRO 6 - NOTIFICAÇÕES MÉDIAS DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS (2004-2008)	83

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1- AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA SSPIR, AOS DADOS DE IDOSOS.....	56
GRÁFICO 2 - AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA SSPIR, AOS DADOS DE CRIANÇAS	56
GRÁFICO 3 - AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA MAG, AOS DADOS DE IDOSOS	57
GRÁFICO 4 - AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA MAG, AOS DADOS DE CRIANÇAS.....	58
GRÁFICO 5 – SÉRIES TEMPORAIS DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES TOTAIS – CURITIBA 2003-2008	60
GRÁFICO 6 – SÉRIES TEMPORAIS DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES TOTAIS – CURITIBA 2003-2008	61
GRÁFICO 7 – SÉRIES TEMPORAIS DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E CRIANÇAS EM RELAÇÃO AO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES TOTAIS – CURITIBA 2003-2008	61
GRÁFICO 8 – RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E TEMPERATURA MÉDIA	63
GRÁFICO 9 – RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E TEMPERATURA MÉDIA	63
GRÁFICO 10 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E UMIDADE MÉDIA	64
GRÁFICO 11 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E UMIDADE MÉDIA	64
GRÁFICO 12 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E DIÓXIDO DE ENXOFRE (SO ₂).....	65
GRÁFICO 13 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E DIÓXIDO DE ENXOFRE (SO ₂).....	65
GRÁFICO 14 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E DIÓXIDO DE NITROGÊNIO (NO ₂)	66
GRÁFICO 15- RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E DIÓXIDO DE NITROGÊNIO(NO ₂)	67
GRÁFICO 16 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS	

RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E OZÔNIO (O ₃)	68
GRÁFICO 17 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E OZÔNIO (O ₃)	68
GRÁFICO 18 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS).....	69
GRÁFICO 19 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS).....	69
GRÁFICO 20 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS E MATERIAL PARTICULADO (PI).....	70
GRÁFICO 21 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS E MATERIAL PARTICULADO (PI)...	70
GRÁFICO 22 - MATERIAL PARTICULADO (PI): TENDÊNCIA	71
GRÁFICO 23 - MODELO AJUSTADO PARA AS NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS, NA CIDADE DE CURITIBA	73
GRÁFICO 24 - ANÁLISE GRÁFICA DE RESÍDUOS PARA O MODELO AJUSTADO: IDOSOS	74
GRÁFICO 25 - MODELO AJUSTADO PARA AS NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS, NA CIDADE DE CURITIBA.....	76
GRÁFICO 26 - ANÁLISE GRÁFICA DE RESÍDUOS PARA O MODELO AJUSTADO: CRIANÇAS.....	77
GRÁFICO 27 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS (LIMITES DE CONFIANÇA DE 1 E 5%).....	78
GRÁFICO 28 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARCIAL PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS (LIMITES DE CONFIANÇA DE 1 E 5%)	78
GRÁFICO 29 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS.....	79
GRÁFICO 30 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARCIAL PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS.....	79

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – NOTIFICAÇÕES SEMANAIS DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS, EM CURITIBA (NOVEMBRO DE 2003 ATÉ JUNHO DE 2008)	54
TABELA 2 – VARIÁVEIS EXPLICATIVAS OBSERVADAS EM CURITIBA (NOVEMBRO DE 2003 ATÉ JUNHO DE 2008)	54
TABELA 3 - SUMÁRIO DA ANÁLISE DE RESÍDUOS	74
TABELA 4 - SUMÁRIO DA ANÁLISE DE RESÍDUOS	77
TABELA 5 SUMÁRIO DOS AJUSTES: IDOSOS	80
TABELA 6- SUMÁRIO DOS AJUSTES: CRIANÇAS	80

RESUMO

Neste estudo, foram observados níveis de concentrações de poluentes atmosféricos da Cidade de Curitiba, no período de novembro de 2003 a junho de 2008, da estação automática de monitoramento da Praça Ouvidor Pardiniho. O objetivo foi desenvolver uma metodologia de modelagem estatística que explique o número de notificações de doenças respiratórias registradas em idosos (acima de 60 anos) e crianças (abaixo de 5 anos). Para isso, além das concentrações de poluentes, algumas variáveis climáticas foram analisadas. Após estudo de diversas metodologias estatísticas, considerou-se mais adequado o ajuste de Modelos Aditivos Generalizados para Localização, Escala e Forma (GAMLSS). Os modelos ajustados apresentaram resultados satisfatórios e consideraram como variáveis significativas, o Material Particulado (PM) e a Temperatura. Além disso, verificou-se que existe redução proporcional do número de notificações de doenças respiratórias, no período observado, em consequência da redução dos níveis de concentração de Material Particulado no município de Curitiba. Os resultados encontrados podem ter sido influenciados pelas campanhas de vacinação em idosos, pela utilização de motores menos poluentes no transporte coletivo, no aumento da produção de carros “flex” e também na grande cobertura vegetal existente no município, responsável pelos mais altos índices de área verde por habitante entre os grandes centros urbanos do Brasil.

Palavras Chave: Poluição atmosférica – Doenças respiratórias – Material Particulado – GAMLSS – Temperatura

ABSTRACT

In this study, concentration levels of atmospheric pollutants were observed between November 2003 and June 2008 from an automated monitoring station located at Praça Ouvidor Pardino, City of Curitiba. The aim was to develop a methodology of statistical model to explain the number of notifications of respiratory diseases registered in elderly persons (above the age of 60 years) and children (below the age of 5 years). Apart from the concentration of pollutants, climatic variables were also analyzed. After study of several statistical methodologies, it was considered that the most adequate was an adjustment of the Generalized Additive Models for Location, Scale and Shape (GAMLSS). The adjusted models presented satisfactory results and considered as significant variables the Particulate Matter (PM₁₀) and Temperature. It was also observed a proportional reduction on the number of notifications of respiratory diseases within the observed period as a consequence of the reduction in the concentration level of the Particulate Matter in the city. These results may have been influenced by vaccination campaigns involving elderly citizens, by use of less polluting engines in the public transportation system, by an increase in production of “flex”- type cars and also by the large vegetation coverage existent in the city, which is responsible for one of the highest indexes of green area per inhabitant amongst the large urban centers in Brazil.

Key Words: Atmospheric pollution - Respiratory Diseases – Particulate Matter
– GAMLSS - Temperature

1. INTRODUÇÃO

1.1 A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A Biosfera é a porção da Terra onde ocorre a perpetuação das espécies, desde os microorganismos até a espécie humana. É uma estreita camada que recobre toda a superfície do globo, com exceção das montanhas muito elevadas e regiões polares, que estão sempre cobertas de gelo e onde praticamente nenhuma espécie de planta ou animal tem condições de viver permanentemente. Comparando-se com as dimensões da Terra, é de fato uma camada muito estreita, pois não atinge os sete quilômetros acima do nível do mar, nas altas montanhas, e dificilmente ultrapassa os cinco quilômetros de profundidade, a não ser nas grandes Fossas oceânicas (BRANCO, MURGEL, 2004).

A biosfera estende-se por três camadas distintas da superfície da Terra, ocupando-as apenas parcialmente: a *litosfera*, a *hidrosfera* e a *atmosfera*. A litosfera é a camada sólida, superficial, que recobre a Terra. É formada de solo e rochas, em parte erodidas pela ação das águas e dos ventos. A hidrosfera é a parcela líquida, constituída por rios, lagos e oceanos, que recobre cerca de dois terços do globo terrestre. Finalmente, a atmosfera é a camada gasosa, o ar que envolve e penetra parcialmente os dois outros ambientes (TOWNSEND, BEGON, HARPER, 2008).

De fato, sempre existirá na atmosfera, em qualquer ponto, uma "mistura de gases". No entanto, essa mistura pode não ser adequada à manutenção da vida em condições ideais. É o que ocorre, por exemplo, quando o ar está poluído. O problema básico da poluição do ar é a existência de substâncias estranhas à composição do meio, ou em quantidade muito elevada.

Entende-se como poluição do ar a mudança em sua composição ou em suas propriedades, causada por emissões de poluentes, tornando-o impróprio, nocivo ou inconveniente à saúde, ao bem estar, à vida animal e vegetal e, até mesmo, a alguns materiais (BRANCO; MURGEL, 2004). Oficialmente, o Conselho Ambiental da Europa, em 1967, definiu a poluição do ar da seguinte maneira: "Existe poluição do ar quando a presença de uma substância estranha ou a variação significativa na proporção dos seus constituintes é suscetível de provocar efeitos prejudiciais ou

originar doenças, tendo em conta o estado dos conhecimentos científicos do momento”.

A poluição do ar tem sido um tema extensivamente pesquisado nas últimas décadas e caracteriza-se como um fator de grande importância na busca da preservação do meio ambiente e na implementação de um desenvolvimento sustentável, pois seus efeitos afetam de diversas formas os materiais, os ecossistemas, e por fim, a saúde humana.

A poluição ou contaminação do ar é provocada principalmente por três tipos de emissões (BRANCO; MURGEL, 2004):

- a) Gases e material particulado resultantes da combustão nos motores;
- b) Gases e material particulado, resultantes de combustão de processos industriais e demais processos industriais controlados;
- c) Emissões não controladas.

Embora não seja um consenso na comunidade científica, acredita-se que a poluição da atmosfera é a principal causa do "efeito estufa" (via dióxido de carbono) e do fenômeno de "chuvas ácidas" (via óxidos de nitrogênio e enxofre). Com relação aos seres humanos, a presença de substâncias tóxicas no ar provoca distúrbios respiratórios, alergia e lesões degenerativas no sistema nervoso e em órgãos vitais, e até o câncer (DAMÁSIO, 2007).

Segundo relatório da OMS (2000) - Organização Mundial da Saúde, a poluição atmosférica mata dois milhões de pessoas anualmente, com mais da metade dessas mortes ocorrendo em países em desenvolvimento. Isto representa o triplo das mortes anuais em acidentes automobilísticos. Fischlowitz-Roberts (2003), concluiu que a poluição atmosférica na França, Áustria e Suíça é responsável por mais de 40.000 mortes anuais, nesses três países. Cerca da metade dessas mortes se deve à poluição causada pelas emissões dos veículos. Para efeito de comparação, as estatísticas indicam que nos Estados Unidos, as fatalidades no trânsito totalizam pouco mais de 40.000 por ano, enquanto a poluição atmosférica ceifa anualmente 70.000 vidas. As mortes causadas pela poluição atmosférica nos Estados Unidos equivalem às mortes por câncer de mama e da próstata, conjuntamente. Este flagelo das cidades, tanto nos países industrializados quanto nos países em desenvolvimento, ameaça a saúde de bilhões de pessoas.

A contaminação atmosférica é, hoje, um problema urbano. Dessa forma, deve ser encarada com a mesma importância que se dá, por exemplo, à água potável, aos esgotos, à habitação e ao transporte. Isso porque, antes de qualquer coisa, trata-se de uma questão de saúde pública. Qualquer fator diretamente relacionado à saúde da população é um item de bem estar social e, também econômico. Um problema de saúde pode resultar em vários dias de trabalho perdidos, sem falar nas despesas com remédios necessários a qualquer tratamento.

Quando um rio está poluído, o efeito da poluição pode refletir uma diminuição de recursos alimentares e, conseqüentemente, diminuição da fauna residente e circundante. O cenário local também se altera em grande parte das vezes, podendo se observar odores diferentes do normal e formação de resíduos sólidos na superfície da água. Já com a poluição do ar isso não acontece, pois seus efeitos não são tão visíveis. Assim, as autoridades governamentais muitas vezes não tratam a poluição atmosférica com a devida atenção.

Não é possível escolher o ar que se respira ou tratá-lo antes de ser utilizado, como atualmente tem se exigido legalmente da água. É possível ter a restrição de ingestão de água por algumas horas, mas apenas alguns minutos sem ar são suficientes para eliminar a vida de um ser vivo. Além disso, é fundamental que ele seja de boa qualidade. Por isso, as soluções indicadas para o problema da poluição do ar devem ser sempre dinâmicas e abrangentes. Medidas tomadas em áreas restritas ou de efeito temporário, neste caso, têm pouca valia.

1.2 HISTÓRIA DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

Segundo Branco, Murgel (2004), no momento em que o homem descobriu o fogo, se iniciou a poluição do ar, causada por fontes não naturais. Naturalmente, a atividade do homem primitivo não pode ser comparada à atual. As queimadas – feitas propositalmente em matas e campos naturais, a fim de limpar a terra para o cultivo - constituem uma das mais antigas fontes de poluição do ar provocadas pelo homem. Quando a sociedade passou a se organizar em cidades, começaram a surgir problemas mais sérios de contaminação atmosférica, em geral, ligados ao olfato. Os fossos, que cercavam os castelos da Idade Média, por exemplo, além de

sua finalidade de defesa, recebiam os esgotos produzidos no seu interior. Isso os tornava extremamente fétidos. Também não havia nenhum sistema de recolhimento de lixo. Os detritos eram simplesmente lançados à rua, onde se decompunham, produzindo odores desagradáveis. Havia ainda, os matadouros e curtumes, onde não prevalecia nenhuma preocupação de ordem higiênica. Eles também representavam grandes fontes produtoras de odores fétidos, bem como os currais e cavalariças, sempre localizados dentro das cidades. Hoje, nos grandes centros urbanos, embora se respire um ar bastante contaminado, responsável por muitos problemas de saúde, consegue-se eliminar muitos dos problemas que existiam nas primeiras formações urbanas dos séculos passados. Pode-se dizer que respirar numa cidade moderna é mais perigoso, mas menos desagradável que numa cidade da Idade Média (HONG, 1994).

A poluição do ar passou a ser um problema mais abrangente, ligado à saúde pública, a partir da Revolução Industrial, quando teve início o sistema urbano atual. Nos séculos XVIII e XIX desenvolveu-se a tecnologia industrial, inicialmente na Inglaterra, e depois, em outros países. Essa tecnologia tomou impulso a partir de 1769, com a invenção da máquina a vapor. Embora muito desagradáveis, os odores existentes nas cidades medievais não eram, por si só, tóxicos. Com a intensificação da queima de combustíveis, no entanto, começaram a ser lançadas substâncias nocivas à saúde, tais como monóxido de carbono e enxofre, e o incremento da concentração de dióxido de carbono na atmosfera (BRANCO, MURGEL, 2004).

Os combustíveis fósseis foram uma das primeiras grandes fontes de energia utilizadas pela civilização moderna. O nome fóssil refere-se ao tempo da sua formação, que são vários milhões de anos. Há 400-500 milhões de anos atrás, os oceanos eram repletos de seres vivos semelhantes ao plâncton que, depois da morte, depositavam-se no fundo. Posteriormente, os sedimentos transportados até o local sepultavam os restos desses seres vivos. Naquelas condições, a sua decomposição por certo tipo de bactérias foi muito lenta. Este processo se repetia, produzindo metano e lentamente dando origem aos reservatórios de petróleo atuais.

Assim, com a queima de combustíveis, a poluição do ar deixou de ser um problema básico do bem estar, passando a representar, também, um risco real à população. Com a utilização mais freqüente dos veículos automotores no século XX,

começaram a surgir os chamados *episódios críticos* de poluição do ar, em diversas partes do mundo, alguns dos quais já fizeram muitas vítimas.

É importante citar que desde o início da era atômica, centenas de experiências com material nuclear foram realizadas, resultando no despejo de enormes quantidades de resíduos radioativos na atmosfera.

Apenas muito recentemente é que se demonstra mais veementemente a preocupação com a poluição do ar. A partir de alguns acidentes ocorridos, vários deles com vítimas fatais, a população vem progressivamente se conscientizando de que a poluição do ar é um problema real. Os governantes sentiram que devem existir (e ser cumpridas) normas rígidas de controle da poluição. O meio científico também decidiu aprofundar o estudo sobre este fenômeno, até pouco tempo desconhecido.

1.3 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA EM CURITIBA

O crescimento populacional das cidades, combinado aos aspectos socioeconômicos, resultam frequentemente em situações de alto comprometimento da qualidade do ar que seus moradores respiram.

Na década de 70, quando a população urbana brasileira ultrapassou o índice de 56% de participação na população total (SANTOS, 1994), a Região Metropolitana de Curitiba sobressaia-se por apresentar a maior taxa de crescimento (5,78%) em relação às demais regiões metropolitanas do país. Na década seguinte, embora este índice tenha caído para 3,64 %, expressa um acentuado incremento populacional, que lhe permitiu continuar encabeçando o ranking de crescimento das regiões metropolitanas brasileiras. Este acelerado crescimento manifesta-se em Curitiba pelo “salto” populacional que a cidade deu de 1970, quando sua população era de cerca de 600 mil habitantes, para quase 2 milhões em 2010.

Na tentativa de ordenar tal crescimento urbano na cidade, no período de 1971-1983 foi implementado pelos governos municipais o Plano Urbanístico de Curitiba que, graças a um trabalho municipal bem desenvolvido de “marketing”, hoje a caracteriza e a conduz, nacional e internacionalmente, a patamares de cidade de primeiro mundo.

A cidade, porém, apesar de seu planejamento, não escapou dos problemas advindos deste vertiginoso incremento populacional. A camada de ar que recobre a

cidade não escapa à ação derivadora desse processo de crescimento que Curitiba vem apresentando. Além da natural expansão da ocupação do solo urbano para os limites territoriais do município, a partir da década de 80, o adensamento populacional tem se manifestado notadamente pela verticalização de suas construções ao longo das principais vias de circulação da cidade, denominadas de Eixos Estruturais, que assim podem atuar como verdadeiras barreiras à livre circulação do ar (DANNI-OLIVEIRA, 2002).

Manifestando-se no cotidiano dos habitantes da cidade por meio dos costumeiros engarrafamentos de tráfego, o expressivo aumento da frota de veículos, vem somar-se às evidências de crescimento da cidade, e constituir-se numa das principais fontes de poluentes do ar.

Embora a cidade de Curitiba não tenha nenhum estudo sobre a dinâmica vertical da dispersão dos poluentes nela gerados, episódios de concentração de poluição registrados devem, muito provavelmente, resultar em condições atmosféricas específicas de má distribuição dos contaminantes (DANNI-OLIVEIRA, 1999). Com uma frota de mais de 1 milhão de veículos em 2008, segundo o Departamento de Trânsito do Paraná (DETRAN-PR) transitando em suas ruas, esta situação, muitas vezes, tende a ser particularmente acentuada nos setores dos Eixos Estruturais, onde se deu elevado adensamento vertical.

Sob o ponto de vista da Climatologia Urbana, as torres residenciais ladeadas por áreas verdes e de lazer, além de propiciarem um caráter mais saudável/agradável à paisagem urbana, podem ser extremamente benéficas para a qualidade climática local, pois favorecem a incidência da radiação solar, as trocas dos fluxos de calor e de umidade, bem como a dispersão de poluentes, na medida em que se cria uma permeabilidade entre os prédios.

Contudo, esta concepção de torres residenciais foi abandonada, sendo liberada a construção de edifícios nos terrenos inseridos entre as vias do sistema Estrutural. Tal atitude dos gerenciadores municipais levou em conta tão somente a idéia de propiciar o buscado adensamento populacional ao longo dos eixos, em consonância com a especulação imobiliária dos incorporadores urbanos locais, sem, contudo considerar os aspectos de qualidade de vida decorrentes da verticalização que ali se implantaria. Esta verticalização, ao configurar-se como verdadeira cortina

de concreto, tende a alterar a rugosidade da superfície local, ora canalizando os ventos, ora atuando como barreiras à livre circulação do ar. Além disso, é bem conhecido na bibliografia especializada (DANNI-OLIVEIRA, 1987; BRANDÃO, 1996) que os prédios agem como “armazenadores térmicos”, modificando as trocas de energia e assim propiciando a criação de campos térmicos diferenciados.

Mais recentemente, considerando-se as atuais políticas econômicas adotadas pela administração Estadual e Municipal em incentivar a instalação de indústrias nos limites da Região Metropolitana de Curitiba, têm criado feições urbanas que parecem comprometer a qualidade de seu ar, apesar do conceito de cidade ecológica que a mídia e os órgãos municipais e estaduais têm propalado com êxito.

Assim, em ocasiões de estagnação atmosférica (falta de vento e chuva), a qualidade do ar pode ficar comprometida, uma vez que a estrutura topográfica edificada tende a propiciar o confinamento dos poluentes lançados pelo intenso trânsito de veículos automotores que nela trafegam, onde os vales são constituídos pelas ruas, e a verticalidade das paredes dos prédios vem formar verdadeiros “canyons” urbanos.

Diante das características morfo-estruturais e de funcionalidade urbanas imputadas à cidade, e ainda na perspectiva da continuidade de seu crescimento em consonância com o de sua Região Metropolitana, é urgente a necessidade de não somente um monitoramento eficiente e contínuo em termos espaciais e temporais dos principais poluentes do ar, mas também da implementação de metodologias eficientes de modelagem dos efeitos nocivos decorrentes dos níveis de concentrações de poluentes.

Nos levantamentos bibliográficos a respeito da poluição atmosférica na cidade de Curitiba, encontram-se poucos trabalhos acadêmicos e aprofundados sobre o tema. Os relatórios anuais elaborados pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) são apenas descritivos, se restringem a fazer uma contagem dos eventos críticos dos poluentes controlados e uma comparação com o que foi observado no ano anterior. Sobre a qualidade dos dados coletados pelas estações de controle da qualidade do ar, em Curitiba, é importante registrar que, muitas vezes, a coleta é interrompida ou prejudicada por problemas nos equipamentos de monitoramento, muitas vezes agravados pela falta de peças de reposição.

1.4 OBJETIVOS

1.4.1 Objetivo Geral

Avaliar a relação entre a poluição atmosférica e variáveis climáticas com o número de casos de doenças respiratórias na população infantil e idosa no município de Curitiba, Paraná.

1.4.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos deste trabalho são:

- a) Verificar o comportamento da incidência de doenças respiratórias, na população da Cidade de Curitiba, no período de 2003 e 2008;
- b) Desenvolver uma metodologia estatística de modelagem adequada aos dados coletados na Cidade de Curitiba;
- c) Estimar o modelo mais adequado para explicar o comportamento das notificações de doenças respiratórias em idosos e crianças e a sua relação com concentrações de poluentes e variáveis climáticas;
- d) Subsidiar informações para futuras pesquisas.

1.4.3 Justificativa

A Poluição Atmosférica na cidade de Curitiba poucas vezes recebe destaque na mídia. Os responsáveis pelo monitoramento da poluição afirmam apenas, que em 90% das medições, a qualidade do ar é boa. Não se sabe, porém, se este índice é suficiente para não afetar a população, principalmente de crianças e idosos.

A cidade de São Paulo neste aspecto apresenta número significativamente maior de dados e informações sobre essa questão, evidenciando assim uma grande preocupação de seus governantes e da população. Respeitadas as grandezas e características dos dois municípios citados, cabe destacar a taxa de crescimento de

Curitiba, a maior entre as regiões metropolitanas do país. Some-se a isso, o aumento da frota de veículos automotivos. Existe uma carência de estudos que proponham metodologias de modelagem do fenômeno da poluição aplicável ao caso da cidade de Curitiba para se compreender a tendência a médio e longo prazo. A importância de estudos como esse reside no fato de que não se sabe ao certo como o incremento populacional, aumento da circulação de veículos e do processo de urbanização estará impactando na qualidade de vida dos seus habitantes nos próximos anos.

A metodologia estatística desenvolvida neste trabalho poderá ser aplicada a diversos outros estudos que tratam da observação de fenômenos ao longo do tempo. Será possível, por exemplo, observar como os elementos da natureza (florestas, rios, mares) irão se comportar frente às mudanças climáticas e os desmatamentos, bem como verificar qual o impacto de tais mudanças entre a população humana e animal, nas cidades e nos campos.

O modelo desenvolvido pode servir ainda para a previsão desses fenômenos, possibilitando uma ação preventiva em casos em que houver prejuízos à vida humana ou até mesmo à economia. E por fim, servirá como instrumento que poderá subsidiar o processo de definição de políticas públicas, direcionando investimentos para garantir a qualidade de vida da população.

Para isso será preciso, antes de tudo, estudar as principais metodologias de modelagem de dados de poluição atmosférica e seus avanços nos últimos anos e ainda, compreender a metodologia de avaliação da qualidade do ar, utilizada pelos órgãos de controle responsáveis.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 AS FONTES DE POLUIÇÃO DO AR

Grande parte das atividades do dia-a-dia nas grandes cidades gera poluição do ar. Embora a contribuição individual de cada um possa ser considerada quase sem importância em comparação com a poluição gerada por uma indústria, deve-se lembrar que numa grande cidade vivem milhões de pessoas, veículos e algumas poucas centenas de indústrias. Essas contribuições, quando somadas, acabam gerando tanto ou mais prejuízos à qualidade do ar do que apenas as indústrias.

Pode-se definir:

1) Poluentes primários: todos os poluentes que são lançados diretamente pelas indústrias, veículos ou operações de queima;

2) Poluentes secundários: A partir dos poluentes primários ocorrem transformações na atmosfera, formando assim, novos poluentes.

Segundo relatório da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2007) a principal origem dos poluentes se dá na queima de combustíveis fósseis (petróleo, gás natural e carvão) ou renováveis (lenha, álcool, etc). Nesses casos, os produtos finais da combustão serão sempre *Dióxido de Carbono* (CO₂) e vapor de água.

O vento tem um papel importante nesse processo, pois é considerado o principal agente dispersor de poluentes, além de suspender partículas de solo ou gotículas de água salgada do mar. Estes materiais podem provocar pequenos incômodos no sistema respiratório ou até riscos reais à vida. Além dessas partículas, existem outros organismos que podem ser transportados pelo vento, como grãos de pólen; microorganismos, como bactérias e fungos (mofos); pequenas sementes, ácaros, etc. Entretanto, da mesma forma que é maléfico por dispersar poluentes, ele se encarrega de diluir as concentrações, enviando-as para regiões distantes do meio urbano (SCHIRMER, 2008).

2.2 POLUENTES ATMOSFÉRICOS

A seguir são apresentados os efeitos dos principais poluentes:

A. Óxidos de Carbono: Os óxidos de carbono (monóxido de carbono – CO e dióxido de carbono – CO₂) são emitidos diariamente em centenas de milhões de toneladas à atmosfera, sendo oriundos de processos naturais e antropogênicos. O monóxido de carbono é um poluente que apresenta grande toxicidade ao ser humano, sendo um gás incolor, inodoro e sem sabor. É um produto intermediário resultante do processo de oxi-combustão em situações de baixa concentração de oxigênio. As maiores fontes mundiais de emissão de monóxido de carbono são relativas à queima da biomassa, com uma participação de 29% (sendo 18% de queima em savanas e 11% de desmatamento); com 27% de participação, a combustão de combustíveis fósseis e com 19%, a combustão de biocombustíveis; ainda contribuem com 21%, as queimas de lixo agrícola e com 4%, os processos industriais (OLIVIER et al., 1999).

No organismo humano, os óxidos de carbono se combinam rapidamente com a hemoglobina, formando a carboxihemoglobina, no processo de respiração. Dessa forma, ao tomar o lugar do oxigênio que deveria ser transportado pela hemoglobina até as células, ele produz asfixia. Os efeitos de se respirar este gás vão desde intoxicação, fortes dores de cabeça, até inconsciência, se exposta por mais de 30 minutos. O efeito das altas concentrações é tão rápido que a pessoa não chega a sentir nada antes de perder a consciência (RIBEIRO e CARDOSO, 2003).

Segundo Branco e Murgel, (2004), alguns animais, como os canários, são extremamente sensíveis aos efeitos tóxicos do monóxido de carbono. Eles morrem na presença de concentrações relativamente baixas, que não chegam a causar danos aos seres humanos. Funcionam, de certa forma, como um bioindicador de qualidade do ar, prevenindo as pessoas em certas situações em que o ar é tóxico.

B. Ozônio: A formação do Ozônio (O₃) está diretamente relacionada com a emissão de poluentes, tais como óxidos de nitrogênio, compostos orgânicos voláteis (material particulado pequeno) e monóxido de carbono.

Anderson et al. (1996) ao investigarem a influência dos níveis de poluição do

ar em Londres, associaram o aumento significativo de mortalidade por causas respiratórias e cardiovasculares devido a elevação dos níveis de ozônio, sendo os efeitos mais frequentes em estações mais quentes e independente da concentração de outros poluentes. Informações semelhantes são observadas por Burnett et al. (1997), que demonstraram que as admissões hospitalares por doenças respiratórias estão diretamente associadas a populações expostas a climas e perfis diversos da poluição do ar por ozônio.

C. Compostos de Enxofre: Os gases sulfurosos, quando presentes em certas concentrações no ar que respiramos, são responsáveis por uma série de distúrbios fisiológicos. Para algumas pessoas, a exposição contínua a esse gás pode levar a uma resistência moderada à sua ação. Já para outras o efeito é contrário, isto é, há um aumento da sensibilidade de tipo alérgico. O dióxido de enxofre (SO₂), formado pela combustão de substâncias como petróleo ou o carvão mineral, em geral, encontra-se na atmosfera de regiões industriais. O gás sulfídrico (H₂S), emitido por reações biológicas de decomposição também é tóxico em altas concentrações, pois age de forma semelhante ao monóxido de carbono, substituindo o oxigênio na molécula de hemoglobina. Em concentrações tóxicas não se sente o cheiro do gás sulfídrico.

Em relação ao SO₂, Smith et al (2001), em um inventário sobre emissões gasosas relativas ao período de 1980 a 2000, estimaram que a emissão global de enxofre em 1990 foi de 72 milhões de toneladas com um erro estimado de $\pm 8\%$. Foi analisado que 56% das emissões gasosas de enxofre eram resultantes da queima de carvão, 24% de óleos, 15% de processos industriais e 3% da queima de biomassa, sendo que nesta década ocorreu o deslocamento destas emissões, inicialmente provindas da bacia do Atlântico Norte e atualmente mais freqüentes na Ásia, com contribuição principal da China. Como consequência desta grande descarga do poluente, Rogers et al. (2000) afirmaram em um estudo caso-controle que há associação negativa entre a concentração de dióxido de enxofre e o peso de recém-natos de mães, ou seja, quanto maior a exposição ao poluente, menor o peso das crianças recém-nascidas.

D. Óxidos de nitrogênio: são formados durante as combustões do nitrogênio do ar, o que torna seu controle mais difícil. Provocam irritações nos olhos e mucosas

em geral, além de enfisema pulmonar.

Estima-se que o total de emissões mundiais em 1990 foi de 31 milhões de toneladas de nitrogênio ao ano (OLIVIER et al., 1998), sendo que as maiores fontes são resultantes da ação antropogênica. Delmas et al, (1997) afirmaram que fontes naturais contribuem com 19 milhões de toneladas de nitrogênio ao ano, principalmente resultantes de relâmpagos e processos biológicos do solo. Outras fontes de descarga de nitrogênio são os fertilizantes sintéticos, excretas de animais, processos biológicos em oceanos e queima de biomassa. Aproximadamente 50% da emissão de NO_x são originárias da Ásia e destes, 70% são resultantes da indústria de alimentos. Estudos demonstram que aumento de NO_2 no interior de residências ou no peridomicílio elevam o número de sintomas respiratórios em crianças (respiração asmática aguda e crônica, tosse, muco ou bronquite), ocorrendo principalmente em meninas (NEAS et al., 1991; PERSHAGEN et al., 1995).

E. Partículas Inaláveis (Matéria Particulada): é a forma mais visível de poluição do ar, e é razoavelmente fácil de determinar quantitativamente com instrumentação mínima. O termo matéria particulada total (PTS) refere-se à matéria total, em fase líquida e/ou sólida no ar, que é coletável. Matéria particulada inalável (PI) refere-se somente àquelas partículas que são pequenas o bastante para passar pelas vias aéreas superiores e alcançar o pulmão. Contudo, existe, ainda, muita controvérsia relacionada ao tamanho de partícula que é depositada no aparelho respiratório. Enquanto se discute a faixa de tamanho de partícula que consegue atingir as diferentes partes do aparelho respiratório, a medida de matéria particulada inalável, por sua vez, é muito importante, pois parte do que é inalado pode ser irreversivelmente depositado nas vias respiratórias.

Quando as pessoas inspiram particulados e ozônio nas concentrações normalmente encontradas em áreas urbanas, suas artérias se comprimem mais, reduzindo o fluxo sanguíneo e o suprimento de oxigênio ao coração. É por este motivo que a poluição atmosférica agrava as doenças cardíacas e a asma.

Particulados menores, especialmente aqueles com até 10 micrômetros de diâmetro (1 micrômetro é igual a uma milionésima parte de um metro), podem se alojar nos alvéolos do pulmão. São responsáveis por um grande número de hospitalizações de pessoas com problemas respiratórios e de mortalidade,

notadamente por doenças respiratórias e cardiovasculares (FISCHLOWITZ-ROBERTS, 2003).

A Organização Mundial de saúde (OMS) informa que, em muitas cidades, os níveis médios anuais de PI excedem os 70 microgramas por metro cúbico ao ano. Segundo o órgão, reduzir o tipo de poluição conhecido como PI ou PM_{10} - matéria particulada menor que 10 micrômetros – para menos de 20 microgramas por metro cúbico, como média anual, poderia salvar até 300.000 vidas a cada ano. A redução viria, ainda, a reduzir o custo global provocado por doenças respiratórias, cardíacas e pulmonares (OMS, 2004).

A poluição PI é provocada, principalmente, pela queima de combustíveis, fósseis ou de outros tipos. As partículas são tão pequenas que escapam dos filtros naturais no nariz e da garganta, e vão parar nos pulmões, onde provocam problemas de saúde.

Recentes pesquisas observaram que tanto nos países industrializados, como nas nações em desenvolvimento, exposições aos níveis atuais de ozônio e particulados afetam as taxas de mortalidade, hospitalização e consultas médicas, problemas de asma e bronquite, faltas ao trabalho, dias de atividade restrita e uma variedade de enfermidades do pulmão (OLIVIER et al., 1998; NORRIS et al., 1999; RIBEIRO e CARDOSO, 2003)

A composição da matéria particulada depende da fonte poluidora, pode, portanto, ter as mais diversas origens. A mais elementar, segundo Branco e Murgel (2004), é a simples suspensão de poeira por ação do vento ou do tráfego de veículos em vias não pavimentadas. Queima de combustíveis e a fumaça lançada pelas indústrias também produzem grandes volumes de matéria particulada.

As pequenas partículas $PM_{2.5}$ (menores que 2,5 micrômetros) são decorrentes do produto da combustão de fontes móveis (automóveis) e estacionárias (termoelétricas). Heinrich et al. (2000), em um estudo transversal realizado em 3 regiões da Alemanha, concluíram que o número de notificações de doenças respiratórias em crianças (asma, bronquite, infecções com febre e otite) diminuiu significativamente em função do decréscimo de material particulado na atmosfera.

No quadro 1 são apresentados os principais poluentes, suas respectivas origens e consequências:

POLUENTE	ORIGENS	CONSEQUÊNCIAS
Monóxido de carbono	- Veículos automotores; - Combustão incompleta do carvão e do petróleo.	- Afeta a capacidade de oxigenação da hemoglobina (asfixia) - Danos ao aparelho respiratório; - Corrosão do ferro, aço, mármore.
Óxido de enxofre	- Queima de combustíveis fósseis; - Queima de carvão; - Processos industriais.	- Danos às plantas; - Chuvas ácidas.
Óxido de nitrogênio	- Veículos automotores; - Processos industriais; - Queima de combustíveis fósseis.	- Tóxicos ao homem (irritação da mucosa); - Danos às plantas; - Reagem com os hidrocarbonetos, produzindo oxidantes fotoquímicos; - Chuvas ácidas.
Hidrocarbonetos	- Veículos automotores; - Processos industriais; - Queima de combustíveis fósseis.	- Carcinogênicos; - Reagem com os óxidos de nitrogênio, produzindo oxidantes fotoquímicos.
Oxidantes fotoquímicos (ozônio)	- Reação dos óxidos de nitrogênio com os hidrocarbonetos na presença da luz solar.	- Irritação severa dos olhos e pulmões; - Nocivos às plantas; Deterioração da borracha, de produtos sintéticos, etc.
Material particulado	- Veículos automotores; - Processos industriais.	- Redução da visibilidade; - Sujeira de roupas, prédios, monumentos; - Carregam poluentes tóxicos para os pulmões.
Dióxido de carbono	- Queima do petróleo e do carvão; - Queima da biomassa; Desmatamento.	- Efeito estufa.
Gás sulfídrico	- Decomposição anaeróbia; - Indústrias químicas.	- Odor desagradável.
Clorofluorcarbonos	- Refrigeração; - “Sprays”; - Fabricação de espumas plásticas; - Solventes usados na limpeza de circuitos eletrônicos.	- Destruição da camada de ozônio; - Câncer de pele; - Catarata; - Danos à vegetação.

QUADRO 1- PRINCIPAIS POLUENTES ATMOSFÉRICOS, ORIGEM E CONSEQUÊNCIAS

FONTE: SITE DIRETRIZ OCUPACIONAL <<http://www.diretrizocupacional.com.br/>> acesso em 29/06/2009

2.3 EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A poluição atmosférica tem efeitos sobre a natureza em geral, isto é, sobre o bem-estar da população, da fauna, flora e também sobre materiais. Os efeitos podem se manifestar de maneiras variadas, podendo se caracterizar de forma aguda, como, por exemplo, a exposição de fumaça aos olhos causando uma forte irritação, com a vantagem de que ao se afastar, os sintomas desaparecem por serem reversíveis; ou ainda, sintomas irritantes ou tóxicos, que acontecem em exposição a concentrações muito elevadas, sendo mais graves e, portanto, mais fáceis de estudar, porém são menos frequentes.

Diariamente se respira um ar que não irrita e não se sente de imediato um efeito tóxico. Mesmo assim teme-se que possa existir algum efeito em longo prazo, e pior, algo irreversível. O conhecimento sobre os efeitos em longo prazo é muito mais difícil e geralmente são pesquisados através de estudos epidemiológicos. Os estudos epidemiológicos examinam a distribuição e freqüência de morbidade (doenças) e mortalidade na população e pesquisam os fatores causadores (BRANCO, MURGEL, 2004).

Justifica-se a necessidade de conhecer os efeitos da poluição atmosférica, apesar da existência de padrões de qualidade do ar. O padrão de qualidade do ar não é um limite abaixo do qual se está absolutamente seguro e tampouco que se adoecerá automaticamente caso o padrão seja ultrapassado. Mas a probabilidade de adoecer aumenta, principalmente em pessoas mais sensíveis a poluentes, como crianças e idosos.

Pode-se alegar que, mesmo abaixo dos padrões de qualidade do ar, o efeito da poluição atmosférica existe, embora estejam limitados a um nível aceito pela sociedade. Portanto, um decréscimo das concentrações ambientais sempre significa um ganho na qualidade de vida.

Segundo relatório do Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental do Departamento de Patologia da Faculdade de Medicina da USP - LPAE (2001), a poluição atmosférica atinge diretamente o aparelho respiratório, causando inúmeras doenças já conhecidas. Mas, há indícios de que a poluição compromete também seriamente os aparelhos cardiovascular e reprodutores humanos. Outro resultado

encontrado aponta que o feto também é exposto à poluição, apesar da proteção da placenta e de toda a estrutura do corpo materno. A constatação foi feita através da análise, em dias de maior poluição, de resultados do exame de sangue do cordão umbilical de recém-nascidos onde foi encontrada concentração de carboxihemoglobina em bebês que nasceram nos dias mais poluídos. Este estudo verificou também que, nos dias mais poluídos, o número de mortes fetais tardias (acima de 28 semanas de gestação) era maior. A cada oito óbitos diários, um e meio poderia estar associado à poluição. As substâncias relacionadas às perdas fetais tardias são o monóxido de carbono, dióxido de enxofre e principalmente o dióxido de nitrogênio.

Outro estudo do mesmo laboratório aponta uma relação entre doenças cardiovasculares com o monóxido de carbono, uma das substâncias emitida por veículos automotores. Comprovou-se que nos dias mais poluídos, aumentava em 10% o número de pessoas que davam entrada no hospital com doenças cardiovasculares, principalmente as coronarianas — enfartos e anginas. Descobriu-se que, em média, 6% têm como causa direta a poluição (LPAE, 1999).

Pesquisadores comprovaram também que a pobreza é um fator adicional associado aos efeitos da poluição. De acordo com estudo do LPAE, regiões mais carentes têm mais mortes de idosos associadas a problemas cardiorrespiratórios. É evidente que a poluição tem efeitos sobre a população das metrópoles. Mas, em um meio com condições precárias de saneamento, acesso à saúde e alimentos, os resultados são certamente mais dramáticos que em regiões privilegiadas. (LPAE, 2001)

As doenças respiratórias provocadas pela poluição vão desde uma simples irritação da via aérea, deixando a pessoa mais suscetível à gripe, até o desenvolvimento de doenças pulmonares crônicas, equivalentes às ocasionadas pelo cigarro.

Os efeitos da exposição a baixas concentrações de poluição ainda não estão bem estudados; contudo, os que mais correm risco são as crianças e os idosos, os fumantes, os trabalhadores expostos a materiais tóxicos e pessoas com problemas cardíacos e respiratórios. Outros efeitos nocivos da poluição atmosférica são os danos na fauna e na flora.

2.4 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E ASPECTOS ECONÔMICOS

CÂMARA (2001) afirma que, por muito tempo, o meio ambiente foi considerado dispensável como variável nos modelos e teorias econômicas. Mas que recentemente esse pensamento tem mudado, alterando assim, alguns pressupostos das teorias. Essas alterações visam captar a relação da economia e meio ambiente. O conceito mais explorado nesse sentido é o de sustentabilidade, onde são focadas as condições, em termos de meio ambiente (recursos naturais), que gerações futuras herdarão. Dentre as várias correntes da economia ambiental, a economia neoclássica parece a que melhor, até então, incorpora o meio ambiente em suas análises, porém isso não significa que sua teoria seja perfeita. Pelo contrário, o que se explora nessa teoria são os pontos onde a economia ambiental neoclássica não explica, ou não demonstram compatibilidade com seus pressupostos básicos. A teoria da poluição, ramificação da economia ambiental neoclássica, afirma existir um nível “ótimo” de poluição, no qual a economia deveria permanecer para maximizar a utilidade. Defende a poluição como variável, se em níveis “ótimos”, é benéfica ao processo econômico. Esta expressão “Ótimo” diz respeito ao “ótimo de Pareto¹”, que é alcançado ao se obter igualdade entre o aumento marginal na poluição e o custo social da poluição, ou seja, em termos práticos, deveria se permitir poluir até que o aumento marginal na poluição fosse igual ao custo social marginal. Assim, dito de outra forma, o custo marginal de emissão de poluição e o custo marginal da redução dessa emissão deveriam ser iguais. Essa e outras conclusões da teoria da poluição são colocadas em questionamento, não objetivando encontrar uma teoria perfeita, mas sim salientar a necessidade de reformulação das atuais teorias para as questões ambientais.

Do ponto de vista econômico, o impacto maior do aumento da poluição está nos extremos da pirâmide da faixa etária: recém nascidos e a população infantil em geral, e os idosos. Há um aumento na incidência de problemas cardiorrespiratórios em pacientes idosos (acima de 60 anos) expostos à poluição, e a taxa de

¹ É um conceito de Economia desenvolvido pelo italiano Vilfredo Pareto. Define que uma situação econômica é ótima se não for possível melhorar a situação, ou mais genericamente, a utilidade de um agente, sem degradar a situação ou utilidade de qualquer agente econômico (JURAN, 1999).

mortalidade dessas pessoas aumenta 13% nos dias mais poluídos. Outros trabalhos demonstram que o índice de morbidade (o processo da doença, anterior ao falecimento) é muito mais elevado em pessoas expostas à poluição (BRANCO, MURGEL, 2004).

Especialistas afirmam que a poluição deve ser considerada um problema de saúde pública e que os dados, recolhidos principalmente no Sistema Único de Saúde (SUS) demonstram que grande parte da população pode ser afetada pela elevação dos índices de poluição. Se a poluição for minimizada, os recursos que hoje são gastos em atender pacientes afetados pelo problema poderiam ser transferidos para atender outras epidemias (COIMBRA, 2007).

Um estudo realizado em Vitória (ES) pela Associação Capixaba de Proteção ao Meio Ambiente (Acapema) estimou que cada morador da Grande Vitória gasta R\$ 100,00, por ano, para tratar as doenças causadas pela poluição. De acordo com cálculos divulgados em 2003, as companhias Vale do Rio Doce, Siderúrgica de Tubarão e Belgo provocaram doenças que exigiram da população e dos governos o investimento de R\$ 3,7 a R\$ 4,4 bilhões para tratamento de saúde (COIMBRA, 2007).

Nos cálculos do estudo, não estão computadas as lesões permanentes no trabalhador, ocorrências com agravamentos drásticos na população e doenças provocadas pela poluição hídrica, que se computados, aumentariam consideravelmente estes valores.

Segundo o Portal do Ministério da Saúde (2008), constatou-se que as doenças respiratórias representam custos expressivos, cerca de 12% de todas as autorizações de internamento hospitalar do SUS acontecem por diagnósticos de asma, pneumonia e Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica (DPOC), representando para os cofres públicos gastos superiores a R\$ 600 milhões por ano. Só a Asma é responsável por dois mil e quinhentos óbitos por ano. Com gastos superiores ao da Tuberculose e da Aids, a Asma é um grave problema de saúde pública. Dados do SUS revelam que a cada ano mais de 367 mil brasileiros dão entrada nos hospitais vitimados pelo problema.

Observa-se, portanto, que ao mesmo tempo em que afetam os sistemas de saúde, também prejudicam a economia. O aumento dos gastos monetários

relacionados a doenças causadas pela poluição atmosférica inclui os custos de medicamentos, ausências do trabalho e tratamento infantil.

Na província canadense de Ontário, por exemplo, com uma população de 11,9 milhões, a poluição atmosférica custa aos contribuintes, no mínimo, US\$ 1 bilhão por ano em hospitalizações, emergências e ausências ao trabalho. De acordo com o Banco Mundial, os custos sociais da exposição à poeira e chumbo aéreos em Jacarta, Bangcoc e Manila se aproximaram a 10% da renda média de cada habitante, no início dos anos 90. Na China, que tem uma das piores taxas de poluição atmosférica do mundo, as doenças e mortes das populações urbanas causadas pela poluição atmosférica deverão custar 5% do PIB (FISCHLOWITZ-ROBERTS, 2003).

2.5 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E ÁREAS VERDES EM CURITIBA

Sobre a presença das áreas verdes nos grandes centros urbanos, a Organização Mundial de Saúde (OMS), recomenda que as cidades tenham, no mínimo, 12 metros quadrados de área verde por habitante (LANG,2000).

O efeito das áreas verdes do município de Curitiba nas concentrações de poluentes, é destacado em relatório realizado pela Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem (SPVS, 2004), a respeito da absorção de carbono pelas florestas urbanas, que mostrou que as florestas públicas e particulares da cidade têm 1,16 bilhão de tonelada de carbono estocado em sua biomassa (galhos, troncos, folhas e raízes), o que representa 4,25 milhões de toneladas de dióxido de carbono (CO₂) a menos no ar. Segundo o estudo, a quantidade de gás absorvida pelas florestas equivale às emissões de um milhão de veículos circulando durante um ano e meio nas ruas da cidade. Em termos ambientais, as florestas plantadas são muito importantes, pois se abrem novas áreas para sequestro de carbono auxiliando assim o balanço de CO₂ presente em nossa atmosfera. É importante mencionar também que as áreas verdes atuam mecanicamente na retenção de poluentes, como verdadeiras cortinas de “quebravento”.

Segundo Antunes (2010), se tem sido difícil respirar ar puro em São Paulo, é possível que essa dificuldade fosse ainda maior se não houvesse o Parque do

Ibirapuera, uma área verde de 157 mil metros quadrados na região central da cidade. A capacidade da vegetação de absorver e reter poluentes do ar atmosférico faz do local um grande aliado dos paulistanos.

Segundo Moreira (2010) “A compreensão de como a floresta urbana interage com a poluição atmosférica é importante não apenas para o planejamento urbano, mas para a saúde pública”; Investir em áreas verdes poderia ser uma medida eficaz para cidades que sofrem com a poluição, aponta Moreira – ressaltando ainda o baixo custo da proposta.

As espécies vegetais expostas à poluição em localidades com a presença de fontes poluidoras não apresentaram sinais de doenças por causa dessa absorção. Uma hipótese é que as plantas adquirem resistência a esses elementos, que, em pequenas quantidades, funcionariam como micronutrientes (MOREIRA, 2010).

O primeiro levantamento de áreas verdes de Curitiba data de 1974, com a seleção de 93 áreas com cobertura vegetal significativas, num total de 392,7 ha, caracterizadas como bosques de Preservação Permanente, protegidas pela legislação da época.

Em 1982 foram mapeadas e cadastradas 208 novas áreas significativas, totalizando 2017,7 ha, selecionadas de acordo com alguns critérios: área superior a 2,5 ha.; localização em regiões carentes de cobertura vegetal significativa; importância ecológica quanto à fauna, flora e nascentes; características topográficas; fundos de vales; estado de conservação.

Em um trabalho conjunto entre a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMMA) e a Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná (FUPEF), foi realizado no ano de 1987, um levantamento global da cobertura vegetal do Município, visando obter o índice de área verde – em percentual (%) e metros quadrados/habitante (m^2/hab) e o monitoramento global de áreas públicas e particulares. Na ocasião, o percentual de áreas verdes determinado foi de 15,06% do total da área do Município, correspondente a $50,15 m^2/habitante$ (FUPEF, 1987).

Em 1992, segundo MIGUEZ (2000), com a recente criação do Serviço de Geoprocessamento da SMMA de Curitiba, teve início um novo mapeamento dos maciços vegetais do Município, com o objetivo de monitorar as áreas florestadas previamente mapeadas em 1987 pela FUPEF e SMMA. Para tal, foram utilizadas

900 fotografias aéreas, do ano de 1990, obtendo-se como resultado um total de 58.563.108 m² de áreas verdes, equivalente a 13,56 % da área total do Município de Curitiba.

No estudo mais recente, foram utilizadas para o mapeamento, 288 ortofotos digitais do ano 2000, distribuídas na base cartográfica digital do município de Curitiba. Cada ortofoto corresponde a uma área de 1.920.104 m² ou 192 ha. Ortofotos são fotografias aéreas corrigidas de todas as deformações decorrentes da projeção cônica da fotografia e das variações do relevo, sendo possível medir e vetorizar seus elementos com precisão. Ao término do mapeamento, a área total de maciços vegetais encontrada no Município de Curitiba foi de 77.786.020,60 m² (7.778,6 ha). Considerando que a população do Município, segundo dados do censo 2.000, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE – era de 1.586.848 habitantes, obteve-se um índice de 49,02 m² de área verde/habitante na forma de maciços vegetais. Considerando a área territorial total do Município que é de 432,887 km², temos um índice de 17,97 % de área verde na forma de maciços vegetais.

Das oito administrações regionais de Curitiba, as que apresentam maior concentração de maciços são: Santa Felicidade e Bairro Novo, com 33,61% e 27,59%, respectivamente. A presença da Área de Proteção Ambiental do Passaúna na regional Santa Felicidade e da Área de Proteção Ambiental do Iguaçu na regional Bairro Novo contribui significativamente para esses índices.

2.6 MODELAGEM DOS EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

2.6.1 Revisão de literatura

Há dois modos de abordar o problema da dispersão de poluentes: o teórico (utilizando-se modelos matemáticos/estatísticos) e o experimental (através de modelos físicos, realizados em laboratórios ou estudos de campo).

Os estudos experimentais em laboratório utilizam um modelo físico da região de interesse, construído em escala reduzida, que é colocado em um túnel de vento ou em um canal hidráulico para a simulação. Um fluido traçador representa o poluente e amostras são coletadas em diversos pontos do modelo para posterior análise da concentração.

A abordagem teórica utiliza modelos matemáticos/estatísticos para descrever o campo de concentração a partir de dados da fonte emissora e das condições meteorológicas. Muitos desses modelos baseiam-se em distribuições estatísticas e necessitam de dados experimentais para que seus parâmetros sejam determinados.

Seguem alguns estudos importantes encontrados na literatura que abordam a modelagem do fenômeno da Poluição atmosférica e seus efeitos na população:

PENNA e DUCHIADE (1990) verificaram, no Rio de Janeiro, um aumento da mortalidade infantil por pneumonia de 2,2 casos em cada 10.000 pessoas, para o acréscimo de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da média anual de Partículas Totais em Suspensão.

SALDIVA et al. (1995) demonstrou que, em São Paulo, um aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ da média diária de Partículas Inaláveis (matéria particulada) significou um aumento de 3% da mortalidade de pessoas acima de 65 anos.

LIN et al. (1999) investigaram a associação entre poluição do ar e atendimentos de emergência na cidade de São Paulo, entre 1991 e 1993. Para isso utilizaram técnicas estatísticas comparativas simples e observaram um efeito significativo dos poluentes PM_{10} e O_3 .

BRAGA et al. (1999) trabalharam com as médias dos valores diários dos poluentes em cada estação de monitoramento na cidade de São Paulo para avaliar a sua evolução.

MARTINS (2000) realizou um estudo com o objetivo de investigar a

associação entre os níveis diários dos poluentes do ar e os atendimentos de idosos com infecções de vias aéreas superiores (IVAS), no período de 1996 a 1998. Foram estimados modelos aditivos generalizados de regressão de Poisson, ajustados por sazonalidade (funções não paramétricas de alisamento), fatores climáticos (funções lineares), variáveis indicadoras de dias da semana, períodos de rodízio e número diário de atendimentos por doenças não respiratórias.

No artigo de CONCEIÇÃO et al. (2001), realizado na cidade de São Paulo, são utilizados modelos estatísticos MLG e MAG para a análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbi-mortalidade, sendo estas ferramentas extremamente úteis para resumir e interpretar dados desta natureza.

LATORRE e CARDOSO (2001) apresentam um artigo introdutório sobre análise de séries temporais que apresenta, de maneira sumária, alguns modelos estatísticos mais utilizados em análise de séries temporais na área de Epidemiologia.

FREITAS et al. (2004) investigaram os efeitos de curto prazo da poluição atmosférica na morbidade respiratória de menores de 15 anos e na mortalidade de idosos na cidade de São Paulo. Foi utilizada para análise a regressão de Poisson em modelos aditivos generalizados. Os modelos foram ajustados para efeitos da tendência temporal, sazonalidade, dias da semana, fatores meteorológicos e autocorrelação.

O artigo de BAKONYI et al. (2004) é um estudo ecológico de séries temporais, realizado no município de Curitiba, estado do Paraná. Os dados diários dos atendimentos ambulatoriais nas unidades de saúde do município foram obtidos na Secretaria Municipal da Saúde, e se referem aos atendimentos de crianças na faixa etária de 0 a 14 anos. O período analisado foi de 1o de janeiro de 1999 a 31 de dezembro de 2000. As doenças respiratórias foram codificadas de acordo com a 9ª Revisão da Classificação Internacional de Doenças (CID-9, códigos 460 a 519).

NASCIMENTO et al. (2006) realizaram um estudo ecológico de séries temporais na cidade de São José dos Campos, SP, nos anos de 2000 e 2001. Também foi utilizada a Modelagem Aditiva Generalizada de regressão Poisson.

SILVA, et al. (2006) realizaram um estudo no estado do Acre onde foi avaliado o impacto econômico da poluição atmosférica, onde vários prejuízos à

saúde haviam sido observados. De forma geral, objetivou-se analisar os impactos da poluição do ar pelas queimadas sobre a população da região. A teoria das externalidades foi utilizada para referenciar este trabalho e estimou-se o valor dos benefícios da melhoria da qualidade do ar no Estado do Acre. Os resultados indicaram que cada dólar aplicado para a melhoria do ar acarreta uma economia de R\$ 21,08 em despesas com internação por doenças respiratórias, o que indica que a melhoria dessa característica ambiental é viável economicamente.

BRAGA et al. (2007) avaliaram a associação entre os efeitos da inalação de PI e atendimentos de emergência por doenças respiratórias e cardio-vasculares em Itabira-MG, uma região produtora de minério de ferro.

CHIOGNA e GAETAN (2002) propuseram uma modelagem dos efeitos da exposição a poluentes usando Modelos Lineares Generalizados Dinâmicos. Os dados levantados na cidade de Birmingham, Alabama foram analisados com esta metodologia.

DETHLEFSEN e CHRISTENSEN (2006) formularam procedimentos de ajustes utilizando a modelagem de “espaço estados” com variável resposta seguindo distribuição pertencente à família exponencial. Desenvolveram a biblioteca SSPIR implementada no software R para estimação de parâmetros variando ao longo do tempo, fazendo uso da metodologia de filtro de Kalman.

RIGBY, STASINOPOULOS e AKANTZILIOTOU (2008) desenvolveram uma metodologia própria para ajuste de dados super dispersos, especificamente para dados de contagem, usando a distribuição Gauss-Poisson inversa generalizada. Criaram a biblioteca GAMLSS implementada no software R.

Em seguida é apresentada uma breve revisão das diferentes metodologias estatísticas que foram propostas para tratar destes problemas. Deve-se destacar que, no mundo real, freqüentemente há necessidade da análise de dados que não assumem nenhum comportamento padrão, ou seja com falta de normalidade.

2.6.2 O uso de modelos de avaliação da qualidade do ar

Os modelos atmosféricos são, em termos gerais, todos os procedimentos matemáticos ou estatísticos, que resultarem em uma estimação de parâmetros ambientais da qualidade do ar.

Embora os modelos atmosféricos sejam indispensáveis em estudos da avaliação da qualidade do ar, suas limitações devem sempre ser enfatizadas aos interessados. Uma vez que um modelo foi desenvolvido, a aplicação do modelo será relativamente simples; entretanto, coletar os dados de entrada necessários pode ser trabalhoso. Os modelos podem ser usados para estimar a qualidade do ar do passado, do presente e do futuro, contanto que a informação de emissões esteja disponível.

A modelagem da poluição do ar pode ser usada em inúmeras situações, tais como:

- Projetar uma fábrica de modo a minimizar os impactos da descarga, selecionando adequadamente altura e posição das chaminés;
- Planejar programas de redução das emissões, por exemplo, determinando quais fontes e químicos contribuem em maior parte para os riscos previstos para a saúde pública;
- Planejar medidas de prevenção e diminuição de danos para minimizar as conseqüências de descargas acidentais de grandes quantidades de materiais tóxicos.

Desta forma, a previsão dos níveis de concentração de poluentes é um requisito indispensável para determinar possíveis danos a serem provocados por novas fontes ou mesmo por fontes existentes de emissão de gases a serem modificadas. Neste âmbito, a modelagem matemática/estatística é uma ferramenta importante para a obtenção dessas previsões.

Uma grande quantidade de modelos diferentes vem sendo aplicada no estudo da poluição atmosférica. Eles são diferenciados sobre muitos aspectos: os conceitos físicos subjacentes, a escala temporal e espacial, tipos de componentes, etc. Atualmente, sente-se a necessidade de estender os modelos para incluir metais pesados e poluentes orgânicos persistentes. Modelar as concentrações da

visibilidade e do material particulado (PM) está entre as tendências dos modelos atuais mais importantes em desenvolvimento. Em alguns centros mais desenvolvidos já se trabalha também com o monitoramento de material particulado com 2,5 micrômetros de diâmetro ao invés de 10 micrômetros de diâmetro, unidade mais comum nas estações de monitoramento no Brasil.

Existe uma distinção entre modelos orientados e modelos estatísticos. Modelos orientados são baseados na descrição dos processos físicos/químicos: começando com emissões, o transporte de substâncias de um lugar a outro e a dispersão atmosférica, a transformação química e a deposição. Estes modelos podem dar uma descrição das relações de causa-efeito.

Os modelos estatísticos são ferramentas valiosas em estimar a relação entre indicadores da qualidade do ar e indicadores de saúde da população, podem facilitar a avaliação da forma e da intensidade de associações de interesse em estudos epidemiológicos (RIBEIRO, 2003).

Uma das questões mais debatidas no meio científico é a relação direta e quantificável entre a Poluição Atmosférica e a Saúde da população humana. A maior parte das evidências que dão suporte a uma associação de curta duração entre eventos críticos de poluição e indicadores adversos de saúde vem de estudos epidemiológicos ambientais que utilizaram regressão de séries temporais de contagens de mortalidade ou morbidade com uma variedade de covariáveis, tais como: medidas de poluição que representam a exposição pessoal dos indivíduos, variáveis climáticas e meteorológicas, além de variáveis de confundimento. Embora existam alguns resultados controversos entre estudos a partir de reanálises de dados, a existência de associação significativa entre a poluição atmosférica e efeitos na saúde da população é aceita na comunidade epidemiológica. A relevância dessas investigações é testemunhada pelo efeito que a evidência epidemiológica tem tido em alguns países no estabelecimento de padrões de avaliação da qualidade do ar (SALDIVA, 1995).

Se considerarem-se estudos em que o objetivo é avaliar os efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde dos habitantes de grandes centros urbanos, a variável resposta, nesses estudos, geralmente é alguma contagem de eventos que representam danos à saúde, como o número de óbitos ou o número de internações

por determinada causa respiratória. A escolha da concentração de alguns gases como Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Dióxido de Enxofre (SO_2), Monóxido de Carbono (CO) ou material particulado (PI) como candidatos a variáveis explicativas também é bastante comum. Além disso, há evidências tanto teóricas quanto empíricas de que as possíveis variáveis respostas citadas acima são fortemente influenciadas por fatores sazonais e pelas condições climáticas, como a temperatura e a umidade do ar, por exemplo. Entretanto, a maneira como esses fatores exercem sua influência sob o desfecho não é tão óbvia. As relações entre as diversas variáveis intervenientes podem não apresentar o mesmo comportamento ao longo de todos os valores do seu domínio e, mesmo se o apresentarem, a intensidade da associação pode não ser constante; por exemplo, o número de óbitos pode variar linearmente numa determinada faixa de valores de temperatura, e quadrática ou exponencialmente em outras (CONCEIÇÃO, 2001).

Dada a complexidade das relações de interesse, a escolha de modelos apropriados para a análise se reveste de bastante importância. Por exemplo, modelos de regressão linear servem para investigar se uma variável resposta Y está associada com variáveis explicativas X_1, X_2, \dots, X_N , mas este tipo de modelo avalia esta associação apenas sob a ótica linear, que nem sempre é aquela que rege os fenômenos considerados. Além disso, é importante ter em mente que as suposições usualmente empregadas na análise dificilmente corresponderão à realidade de modo exato, por mais sofisticado que seja o modelo em questão (SALDIVA, 1995).

Outros aspectos a serem considerados nos estudos que avaliam os efeitos da poluição utilizando séries de contagens são a distribuição da variável resposta, a presença de tendência e sazonalidade, variáveis de confundimento (geralmente temperatura e umidade), a existência de defasagem entre o aumento da poluição e a ocorrência do evento, a presença de superdispersão (variabilidade alta) e a possível existência de autocorrelação entre as observações medidas ao longo do tempo, entre outros (BRAGA, 1999).

As pesquisas para explicar os efeitos do material particulado na saúde da população evoluíram largamente na última década a partir de estudos epidemiológicos. Embora epidemiologistas convirjam para a consistência entre os estudos, só recentemente a literatura estatística começou a avaliar o efeito da

metodologia que é usada nesses estudos. A opinião geral é de que existem muitos questionamentos que devem ser feitos antes desses estudos poderem afirmar razoavelmente que a associação entre poluição do ar e saúde é verificada e, portanto justificar seu uso na determinação de políticas públicas. O fato é que, por diversas razões, a construção de modelos estatísticos é particularmente difícil. Em dados de séries temporais epidemiológicas, dependência serial é devida a diversos fatores. Variáveis explicativas são autocorrelacionadas, por isso, essas variáveis levam certo tempo a fazer efeito. Por exemplo, o efeito de um evento crítico de poluição na saúde da população depende parcialmente da autocorrelação dos poluentes e parcialmente de respostas biologicamente plausíveis dos organismos vivos expostos à poluição do ar (MARTINS, 2000).

Uma maneira natural de lidar com estes problemas é desenvolver modelos em que a estrutura de dependência entre as variáveis explicativas e entre as covariáveis e a resposta está corretamente explicada. No entanto, na maioria dos casos, nem o mecanismo de dependência nas variáveis explicativas nem a associação física entre a resposta e as covariáveis é adequadamente conhecida, de forma que um modelo probabilístico não fornece resultados satisfatórios (PAULA, 1997).

Portanto, a estratégia estatística para a construção de um modelo consiste de 3 estágios:

- a) controle das tendências de longo prazo e variações sazonais: é realizada através de filtragem paramétrica ou alisamento não paramétrico;
- b) variáveis de confundimento (p. ex, meteorológicas) são incluídas entre as variáveis preditoras e o melhor conjunto de variáveis de confundimento é selecionado usando critério estatístico ou “ad hoc”;
- c) finalmente, os poluentes são adicionados ao modelo de diferentes maneiras para explicar o efeito ‘carry-over’ (efeito estatístico que mede o crescimento que passa de um período para outro).

Uma metodologia bastante empregada na tentativa de solucionar os problemas citados envolve o ajuste de Modelos Lineares Generalizados. Nesse caso, o controle da sazonalidade é realizado por intermédio do emprego de variáveis indicadoras para estações do ano, meses do ano ou meses de estudo, ou da

inclusão de termos de seno e co-seno de diferentes frequências etc (BRAGA et al., 1999).

Uma alternativa para modelagem de relações não lineares que não apresentam uma forma definida é a classe de modelos intitulada “Modelos Aditivos Generalizados” (MAG). Esse tipo de modelo baseia-se em funções não paramétricas, denominadas curvas de alisamento, em que a forma da associação é definida pelos próprios dados.

Esta modelagem foi aplicada em diversos estudos dos efeitos da poluição atmosférica sobre a saúde dos habitantes de grandes cidades ou cidades próximas a focos de poluição atmosférica. Nestes estudos mostrou-se que tais modelos podem constituir boas opções para representar tanto a sazonalidade quanto à relação entre o número de óbitos e as variáveis climáticas, como temperatura e umidade (CONCEIÇÃO et al., 2001).

Os modelos lineares generalizados dinâmicos, por sua vez, são generalizações dos modelos lineares generalizados quando as observações são séries de tempo e os parâmetros podem variar com o tempo. Estão sendo usados cada vez mais em áreas diferentes tais como a epidemiologia, a econometria e o marketing (PAULA, 1997).

2.6.3 Descrição dos modelos usuais

Na busca de uma estratégia adequada para solução do problema de pesquisa, diversas metodologias foram estudadas.

Nos modelos discutidos aqui, a variável resposta ou a variável de interesse é sempre uma contagem. Essa resposta é supostamente influenciada pela concentração de poluentes na atmosfera, variáveis climáticas, entre outros, que são as variáveis explicativas. Segue abaixo uma breve descrição dos principais modelos:

1. Modelo de Regressão Gaussiana

Um modelo bastante simples, amplamente utilizado na análise desse tipo de dados, é o modelo de regressão linear gaussiana. Este modelo é interessante por sua simplicidade, interpretabilidade e boas propriedades dos estimadores de seus

parâmetros. No entanto, como a variável resposta é uma contagem, nem sempre as suposições de normalidade e homogeneidade dos erros inerentes a esses modelos são satisfeitas. O modelo poderá ser estimado pela aplicação do método dos mínimos quadrados ordinários à amostra longitudinal. No entanto, o modelo padecerá de um grave erro de especificação e os vieses serão grandes.

2. Modelo de Regressão Individual

A estimação do modelo reduz-se à aplicação do método dos mínimos quadrados ordinários indivíduo a indivíduo, com as vantagens de ser fácil de calcular, tratar as diferenças individuais explicitamente e permitir que se testem diferenças comportamentais. No entanto, tem como principais restrições o fato de produzir um número muito elevado de coeficientes (não é parcimonioso) e ter pouca confiabilidade quando a amostra é grande.

3. Modelo de regressão “Aparentemente não relacionado” (SUR)

A hipótese de inexistência de autocorrelação é bastante irrealista uma vez que é natural que alguns fatores não observáveis (incluídos nos termos de perturbação) possam afetar todos ou alguns dos indivíduos ao mesmo tempo, originando correlação entre as perturbações de dois indivíduos, que pode ser traduzida através de uma dada estrutura não nula de covariâncias das perturbações

4. Modelo de Efeitos Fixos (Análise de Covariância)

Considere-se o seguinte modelo para cada indivíduo Y_i :

$$Y_{it} = a_i + bX_{it} + \dots + u_{it}$$

Uma forma de conjugar a parcimônia com a heterogeneidade e a interdependência é admitir que os coeficientes b são idênticos para todos os indivíduos, com exceção do termo independente a_i , que é específico a cada indivíduo, mantendo-se a hipótese da homogeneidade das observações. Ou seja, os coeficientes podem variar de indivíduo para indivíduo ou no tempo, ainda que permaneçam como constantes fixas, logo, não aleatórias.

5. Modelo de Efeitos Aleatórios (Componentes de Variância)

Os efeitos individuais da especificação anterior resultam de uma série de fatores individuais, constantes no tempo (embora esta restrição possa ser relaxada) e não observáveis. Desta forma, talvez seja mais razoável tratá-los como se fossem termos de perturbação, i.e., especificar os efeitos individuais, não de forma determinística, mas aleatória.

6. Modelo de Coeficientes Aleatórios

Pode-se ainda generalizar a especificação anterior estendendo a aleatoriedade a todos os coeficientes através da inclusão de uma heterocedasticidade individual das perturbações. Ou seja, o comportamento específico dos indivíduos e períodos de tempo é desconhecido, não podendo ser observado, nem medido. De forma mais clara:

A estimação do modelo se reduz a apenas k parâmetros de interesse, ainda que a estimação da matriz de covariâncias dos componentes aleatórios consuma muitos graus de liberdade. Assim, em amostras longitudinais de grande dimensão, podemos sempre representar estes efeitos individuais ou temporais específicos sob a forma de uma variável aleatória normal.

7. Modelo de Séries Temporais de corte transversal

Uma forma radicalmente diferente de representar a heterogeneidade latente nos dados longitudinais é proposta por Kmenta (1986) e considera estruturas alternativas para a matriz de variâncias e covariâncias dos termos de perturbação.

Das várias especificações de modelos de dados em painel, duas sobressaem: efeitos fixos e efeitos aleatórios. Os modelos com efeitos fixos e os com efeitos aleatórios podem se fundir numa mesma classe de modelos de componentes de erro, em que o primeiro será o caso geral (por não se assumir qualquer distribuição para os efeitos) e o segundo um caso particular, em que se admite uma dada distribuição para a heterogeneidade.

8. Modelos Dinâmicos Autorregressivos

A natureza mais comum das relações econômicas é dinâmica e uma das

vantagens dos dados em painel, como já foi visto, é possibilitar uma melhor compreensão das dinâmicas de ajustamento. Estas relações dinâmicas podem ser representadas por uma variável dependente defasada como regressor.

9. Modelo Linear Generalizado (MLG)

É possível utilizar métodos análogos àqueles desenvolvidos para o modelo de regressão linear gaussiana, em situações em que a variável resposta obedece a outras distribuições que não a Normal, ou em que a relação entre a variável resposta e as variáveis explicativas não é linear. Isto se deve, em parte, ao conhecimento de que muitas das boas propriedades da distribuição Normal são partilhadas por uma larga classe de distribuições chamada de família exponencial de distribuições. Muitas distribuições conhecidas pertencem a essa família, como a própria Normal, a Poisson, a Binomial, a Gama etc.

Os modelos lineares generalizados foram primeiramente apresentados por Nelder e Wedderburn (1972) e englobam os modelos de regressão linear simples e múltipla, regressão logística, regressão de Poisson e muitos outros, como modelos log-lineares para dados categorizados.

10. Modelo Aditivo Generalizado (MAG)

O modelo aditivo generalizado é uma extensão do modelo linear generalizado, em que os parâmetros fixos são substituídos por uma função não paramétrica (i.e. cuja forma não é especificada) estimada através de curvas de alisamento. Com essa substituição, não é necessário assumir uma relação linear entre $g(\mu_i)$ e as variáveis explicativas, como no MLG. De fato, não é necessário nem mesmo conhecer previamente a forma dessa relação, mas é possível estimá-la a partir de um conjunto de dados. Essa função estimada, também chamada de curva alisada, em muitas situações, nada mais é do que algum tipo de média dos valores Y_i na vizinhança de um dado valor x_i . A curva alisada permite então descrever a forma, e mesmo revelar possíveis não linearidades nas relações estudadas, uma vez que não apresenta a estrutura rígida de uma função paramétrica (MARTINS, 2000).

2.7 PADRÕES DE QUALIDADE DO AR

Com a ocorrência de eventos críticos de poluição do ar, em várias partes do mundo, começou a ficar claro aos governos e ao meio científico que a contaminação atmosférica é um problema concreto e que pode trazer conseqüências muito graves. Segundo Branco e Murgel (2004), foram realizados diversos estudos toxicológicos com pessoas e animais onde daí se determinaram os vários níveis de exposição aos diversos poluentes e seus respectivos efeitos sobre a saúde. Desta forma, estabeleceram-se os Padrões de Qualidade do Ar (PQAR). Esses padrões são representados pelas concentrações máximas de cada poluente que podem existir na atmosfera sem causar problemas à saúde das pessoas mais sensíveis ou danos à flora, à fauna ou a determinados materiais. Desta maneira, em situações em que o padrão de qualidade do ar for ultrapassado, o sistema pode se colocar em cenário de alerta. Quando se determina a concentração de um poluente na atmosfera, mede-se o grau de exposição dos receptores (seres humanos, outros animais, plantas, materiais) como resultado final do processo de lançamento deste poluente na atmosfera a partir de suas fontes de emissão e suas interações na atmosfera, do ponto de vista físico (diluição) e químico (reações químicas). O sistema pode ser visualizado conforme indicado pelo esquema a seguir:

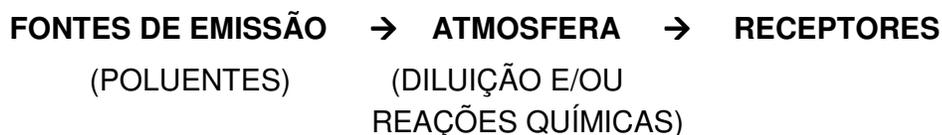


FIGURA 1 – PROCESSO DE LANÇAMENTO DE POLUENTES NA ATMOSFERA
FONTE: CETESB (2007)

O efeito que um poluente provoca depende basicamente da sua concentração, ou seja, da proporção em que ele se apresenta no ar que respiramos. A concentração é geralmente expressa em $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (microgramas por metro cúbico) que é equivalente a um milionésimo de grama por metro cúbico. Tão importante como a concentração é o tempo de exposição, ou seja, o período que a pessoa fica respirando um ar que apresenta níveis de toxicidade. Os padrões de qualidade do

ar são sempre concentrações máximas de poluentes suportáveis por um dado intervalo de tempo.

A determinação sistemática da qualidade do ar deve ser, por questões de ordem prática, limitada a um número de poluentes, definidos em função de sua importância e dos recursos materiais e humanos disponíveis. De uma forma geral, a escolha recai sempre sobre um grupo de poluentes que servem como indicadores de qualidade do ar, consagrados universalmente: partículas totais em suspensão (PTS), dióxido de enxofre (SO_2), material particulado (PI), monóxido de carbono (CO), ozônio (O_3) e dióxido de nitrogênio (NO_2). A razão da escolha desses parâmetros como indicadores de qualidade do ar está ligada a sua maior frequência de ocorrência e aos efeitos adversos que causam ao meio ambiente.

O monitoramento da qualidade do ar, embora não atue diretamente no combate à poluição, tem papel indispensável como fornecedor de dados para a avaliação da qualidade baseado nos níveis de concentração de poluentes medidos em campo. Também esses dados, quando devidamente processados e documentados, são extremamente úteis para a validação de modelos experimentais ou teóricos, ou mesmo para a construção de modelos matemáticos e estatísticos.

Um padrão de qualidade do ar (PQAR), define legalmente o limite máximo para a concentração de um componente atmosférico que garanta a proteção da saúde e do bem estar das pessoas. Os padrões de qualidade do ar são baseados em estudos científicos dos efeitos produzidos por poluentes específicos e são fixados em níveis que possam propiciar uma margem de segurança adequada.

Através da Portaria Normativa n.º 348 de 14/03/90 o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA) estabeleceu os padrões nacionais de qualidade do ar e os respectivos métodos de referência, ampliando o número de parâmetros anteriormente regulamentados através da Portaria GM 0231 de 27/04/76.

Os padrões estabelecidos através dessa portaria foram submetidos ao Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) em 28/06/90 e transformados na Resolução CONAMA n.º 03/90.

São estabelecidos dois tipos de padrões de qualidade do ar: a) os primários; b) os secundários CETESB (2007).

a) são padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes

que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Podem ser entendidos como níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos, constituindo-se em metas de curto e médio prazo.

- b) São padrões secundários de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral. Podem ser entendidos como níveis desejados de concentração de poluentes, constituindo-se em meta de longo prazo.

Os parâmetros regulamentados são os seguintes: partículas totais em suspensão, fumaça, partículas inaláveis, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio. Os padrões nacionais de qualidade do ar fixados na Resolução CONAMA n.º 03 de 28/06/90 são apresentados no quadro 2:

POLUENTE	TEMPO DE AMOSTRAGEM	PADRÃO PRIMÁRIO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PADRÃO SECUNDÁRIO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	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	1 hora ¹	320	190	Quimiluminescência
	MAA ³	100	100	
MONÓXIDO DE CARBONO	1 hora ¹	40.000	40.000	Infravermelho não dispersivo
	8 horas ¹	10.000	10.000	
OZÔNIO	1 hora ¹	160	160	Quimiluminescência

QUADRO 2- PADRÕES NACIONAIS DE QUALIDADE DO AR (RESOLUÇÃO CONAMA 03 - 28/06/90)

1 – não deve ser excedido mais de uma vez ao ano

2 – média geométrica anual

3 – média harmônica anual

FONTE: CETESB (2007)

A resolução 3/90 do Conama estabelece, ainda, critérios para determinação dos estados de Atenção, Alerta e Emergência, dependendo das concentrações obtidas em cada um dos poluentes analisados (QUADRO 3).

PARÂMETROS	ATENÇÃO	ALERTA	EMERGÊNCIA
PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 24 horas	375	625	875
PARTÍCULAS INALÁVEIS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 24 horas	250	420	500
FUMAÇA ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 24 horas	250	420	500
DÍÓXIDO DE ENXOFRE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 24 horas	800	1.600	2.100
DÍÓXIDO DE NITROGÊNIO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 1 hora	1.130	2.260	3.000
MONÓXIDO DE CARBONO (PPM) – 8 horas	15	30	40
OZÔNIO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) – 1 hora	400	800	1.000

QUADRO 3. - CRITÉRIOS PARA DETERMINAÇÃO DE ESTADOS DE ATENÇÃO, ALERTA E EMERGÊNCIA (RESOLUÇÃO CONAMA NO 03 DE 28/06/90)

FONTE: CETESB (2007)

2.8 ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR

O índice de qualidade do Ar foi elaborado para simplificar o processo de divulgação dos dados de Poluição do Ar. Ele é obtido através dos dados de qualidade do ar coletados pelos órgãos de monitoramento como o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) em suas estações automáticas de monitoramento.

A estrutura do índice de qualidade do ar contempla, conforme Resolução CONAMA n.º 03 de 28/06/90, os seguintes parâmetros:

- dióxido de enxofre;
- partículas totais em suspensão;
- partículas inaláveis;
- fumaça;
- monóxido de carbono;
- ozônio;
- dióxido de nitrogênio.

Para facilitar a divulgação da informação sobre a qualidade do ar e ao mesmo tempo padronizar todas as substâncias em uma única escala, foi construído pelo

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Índice de qualidade do ar. Segundo o relatório de Avaliação da Qualidade do Ar (IAP, 2005) o índice é obtido através de uma função linear segmentada, onde os pontos de inflexão são os padrões de qualidade do ar e os níveis de atenção, alerta e emergência. Desta função, que relaciona a cada concentração gravimétrica ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) do poluente com o valor índice, resulta um número adimensional referido a uma escala com base em padrões de qualidade do ar. Por definição, ao nível do padrão primário é atribuído um índice de 100, o nível de Atenção equivale a um índice de 200, o nível de Alerta a um índice de 300 e o nível de Emergência a um índice de 400. Por exemplo: se for obtida uma média horária de Ozônio de $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$, isto seria exatamente o padrão primário e, portanto corresponde a um índice de 100. Caso o resultado seja a metade, apenas $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o correspondente índice seria 50. Para cada poluente medido é calculado um índice. Através do índice obtido o ar recebe uma qualificação, que é uma espécie de nota. Para efeito de divulgação é utilizado o índice mais elevado, isto é, a qualidade do ar de uma estação é determinada pelo pior caso. Esta qualificação do ar está associada com efeitos sobre a saúde, independentemente do poluente em questão, conforme quadro 4:

Qualidade	Índice	Significado
Boa	0 – 50	Praticamente não há riscos à saúde.
Regular	51 - 100	Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas), podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço. A população, em geral, não é afetada.
Inadequada	101 - 199	Toda a população pode apresentar sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta. Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas), podem apresentar efeitos mais sérios na saúde.
Má	200 - 299	Toda a população pode apresentar agravamento dos sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta e ainda apresentar falta de ar e respiração ofegante. Efeitos ainda mais graves à saúde de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas).
Péssima	>299	Toda a população pode apresentar sérios riscos de manifestações de doenças respiratórias e cardiovasculares. Aumento de mortes prematuras em pessoas de grupos sensíveis.

QUADRO 4– QUALIFICAÇÃO DO ÍNDICE DE QUALIDADE DO AR

FONTE: CETESB (2007)

Assim, a ultrapassagem do padrão de qualidade do ar é identificada pela qualidade inadequada (índice maior que 100). A qualidade má (índice maior ou igual a 200) indica a ultrapassagem do nível de atenção, a péssima (índice maior ou igual a 300), indica a ultrapassagem do nível de alerta.

2.9 MONITORAMENTO DA POLUIÇÃO EM CURITIBA

A Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEMA), através do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), faz o monitoramento da qualidade do ar em Curitiba. Em 2008 (no encerramento da etapa de coleta de dados desse estudo), o instituto era responsável por onze estações de monitoramento, sendo quatro em Curitiba e sete em Araucária. Dessas estações, três automáticas localizadas em Curitiba (Santa Cândida, Boqueirão e Praça Ouvidor Pardinho), outras quatro automáticas em Araucária; e mais quatro estações manuais, uma em Curitiba e três em Araucária (figura 2).

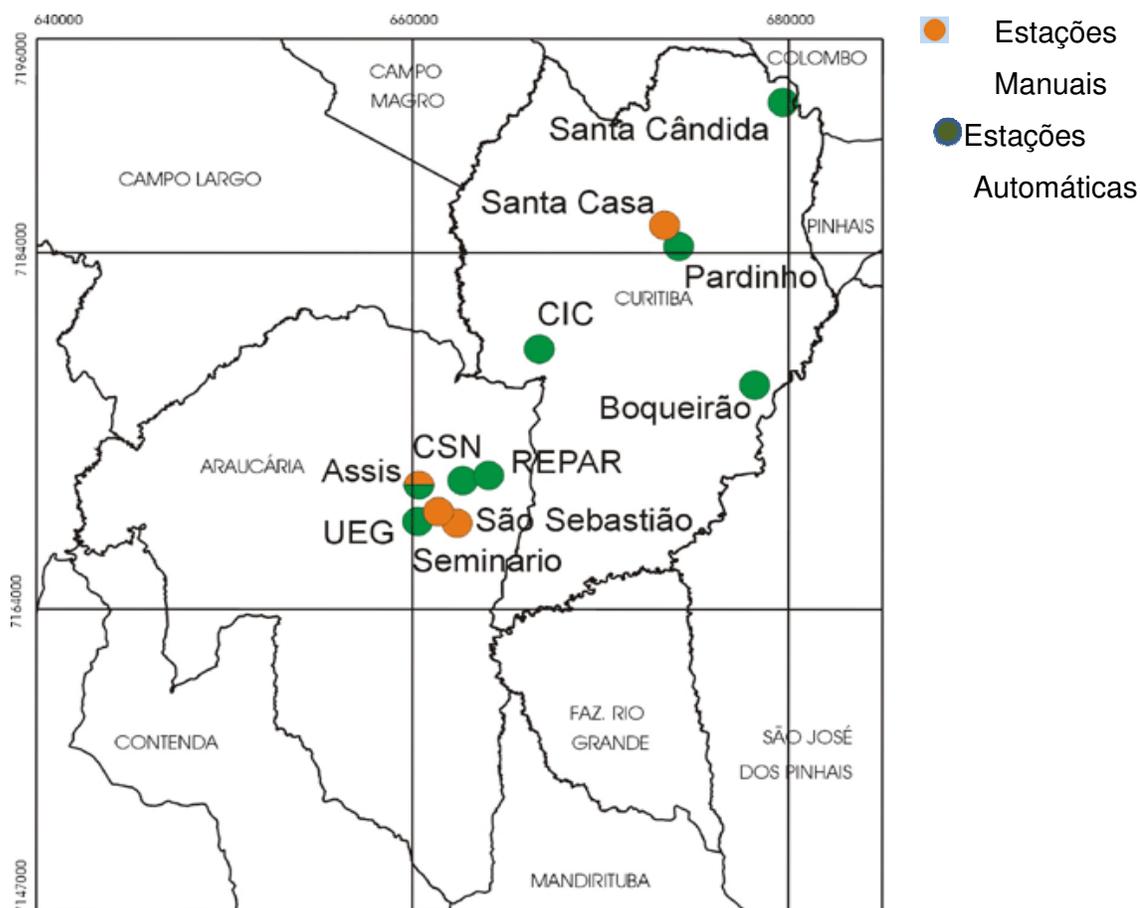


FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES MANUAIS E AUTOMÁTICAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA

Estações Automáticas

Curitiba - Santa Cândida
 Curitiba - Cidade Industrial (CIC)*
 Araucária - Assis
 Curitiba - Praça Ouvidor Pardinho
 Curitiba - Boqueirão
 Araucária - UEG
 Araucária - CISA-CSN-PR (CSN)
 Araucária - REPAR

Estações Manuais

Curitiba - Santa Casa
 Araucária - São Sebastião
 Araucária - Assis
 Araucária - Seminário

FONTE: Instituto Ambiental do Paraná – IAP (2005)

* desativada em 2006

Cada estação possui instrumentos que coletam dados sobre poluentes

atmosféricos e parâmetros meteorológicos. O equipamento das estações manuais opera com o auxílio de filtros, cuja análise é realizada posteriormente em laboratório. Nesse caso, um técnico visita diariamente as estações para instalar um filtro novo e recolher o usado para análise em laboratório. As estações automáticas operam com analisadores que fazem a coleta e análise dos poluentes simultaneamente. Os resultados são armazenados por um sistema computadorizado, obtendo-se as médias horárias dos poluentes. Só é necessário visitar as estações automáticas para manutenção do equipamento (IAP, 2008). Entre os indicadores analisados estão as Partículas Totais em Suspensão (PTS); a Fumaça; as Partículas Inaláveis (PI ou PM10); o Dióxido de Enxofre (SO₂); o Monóxido de Carbono (CO); o Ozônio (O₃); e o Dióxido de Nitrogênio (NO₂).

Segundo padrões internacionais (Diretiva Européia 1999/30/CE), regiões com população entre 2,75 e 3,75 milhões de habitantes, como é o caso da região metropolitana de Curitiba (3,55 milhões), devem contar com 3 a 7 pontos de monitoramento da qualidade do ar. Para a proteção da saúde humana as estações devem estar localizadas de modo a:

- “Fornecer dados em áreas, dentro das zonas e aglomerações, nas quais é provável que a população esteja direta ou indiretamente exposta aos níveis mais elevados durante um período significativo em relação ao período de amostragem dos valores-limite”;

- “Fornecer dados sobre os níveis em outras áreas, dentro das zonas e aglomerações que sejam representativas da exposição da população em geral.”

As estações de monitoramento devem fornecer dados de três tipos, por área de impacto (CETESB, 2004):

- **Industrial:** onde se espera violações em áreas dominadas por emissões industriais;

- **Centro:** onde se espera violações em áreas dominadas por emissões do tráfego;

- **Bairro:** onde a população reside e passa uma boa parte da sua vida, principalmente as crianças e idosos.

Assim, conclui-se que, neste aspecto, a Cidade de Curitiba respeita os padrões internacionais com relação aos pontos de monitoramento da qualidade do ar.

A área de abrangência é a escala espacial de representatividade da estação, onde os valores medidos dentro dessa área podem ser considerados semelhantes. A escala de representatividade de uma estação é baseada nos objetivos de monitoramento da rede e de cada estação individualmente.

As escalas espaciais de maior interesse, conforme o objetivo a que se destinam, são:

- **Microescala** – concentrações abrangendo áreas de dimensão de poucos metros até 100 metros;

- **Média escala** – concentrações para áreas urbanas (poucos quarteirões com características semelhantes), com dimensões entre 100 e 500 metros;

- **Escala de bairro** – concentrações para áreas da cidade (bairros), com atividade uniforme, com dimensões de 500 a 4.000 metros;

- **Escala urbana** – concentrações de cidade ou regiões metropolitanas, da ordem de 4 a 50 km;

- **Escala regional** – concentrações geralmente de uma área rural, de geografia razoavelmente uniforme e de dimensões de dezenas a centenas de quilômetros;

No caso das estações de monitoramento urbanas, preferencialmente, devem estar localizadas em áreas centrais da cidade, com movimentação representativa de pedestres e sujeita à influência de tráfego de veículos no seu entorno. Assim, para atender ao objetivo desta rede, o monitoramento não deve ser realizado em vias de tráfego intenso, uma vez que os resultados podem ser superestimados.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO DA REGIÃO EM ESTUDO

A Cidade de Curitiba tem uma área de 430,9 km², fica no centro da região metropolitana de Curitiba (RMC) que recobre 26 municípios e conta com uma população de 1.746.896 habitantes (IBGE, 2010) apresentando uma taxa de crescimento populacional de 3,1% ao ano.

Está localizada no primeiro Planalto do Estado do Paraná e tem um clima temperado marítimo ou clima subtropical de altitude (Cfb) de acordo com a classificação climática de Köppen. Os invernos são brandos com temperatura média de 13 °C no mês mais frio, caindo por vezes abaixo de 2 °C, em dias mais frios. Apresenta geadas ocasionais e temperaturas mínimas de cerca de -3°C. Durante o verão, a temperatura média é em torno de 21 °C, mas pode subir acima de 30 °C em dias mais quentes, onde são registradas temperaturas de até 35°C. Ondas de calor durante o inverno e ondas de frio no verão não são incomuns e mesmo dentro de um único dia pode haver uma grande variação, uma característica típica do clima subtropical. Vários fatores contribuem para a natureza variável do clima: o terreno plano rodeado por montanhas em forma arredondada com raio de 40 km ajuda a bloquear os ventos, permitindo que a neblina matinal cubra a cidade nas manhãs de frio. O nivelamento do terreno dificulta a drenagem da água após chuvas rápidas, proporcionando uma boa fonte de vapor de água para a atmosfera. Muitas vezes frentes frias vindas da Antártida e da Argentina durante todo o ano trazem tempestades tropicais no verão e ventos frios no inverno (IPPUC, 2002).

A umidade relativa varia entre 75 e 85% (média mensal). As precipitações ocorrem durante o ano inteiro com maior intensidade nos meses de verão (Dezembro, Janeiro e Fevereiro) e um pouco menos no inverno (Junho, Julho e Agosto). Na média são registradas chuvas de 150 mm/mês no verão e 80 mm/mês no inverno (IPPUC, 2002).

Os ventos vêm geralmente do leste, segundo as estações de monitoramento da qualidade do ar (IAP, 2009). A frequência da velocidade e direção do vento em um dado período de tempo pode ser resumida em uma rosa dos ventos. Como

exemplo, a rosa dos ventos da FIGURA 3, mostrando a frequência dos ventos no ano de 2008 na região metropolitana de Curitiba. Os ventos são denominados a partir da direção de onde eles sopram, vento do norte sopra do norte e vento do sul sopra do sul, pois o vento tem como medidas básicas sua direção e velocidade. A velocidade do vento e a estabilidade térmica da atmosfera são os parâmetros mais importantes para as condições de dispersão de poluentes. Boas condições de dispersão significam que os poluentes estão sendo bem espalhados pelos mecanismos de transporte, evitando assim sua acumulação. Se as condições estão desfavoráveis à dispersão observamos esta acumulação, que resulta em altas concentrações dos poluentes, ultrapassando assim os padrões estabelecidos. É importante lembrar este detalhe quando se interpreta os resultados do monitoramento: uma concentração menor do que no ano anterior de certo poluente não significa necessariamente que foi lançado menos deste poluente para a atmosfera, também pode ser causado pelas condições mais favoráveis à dispersão.

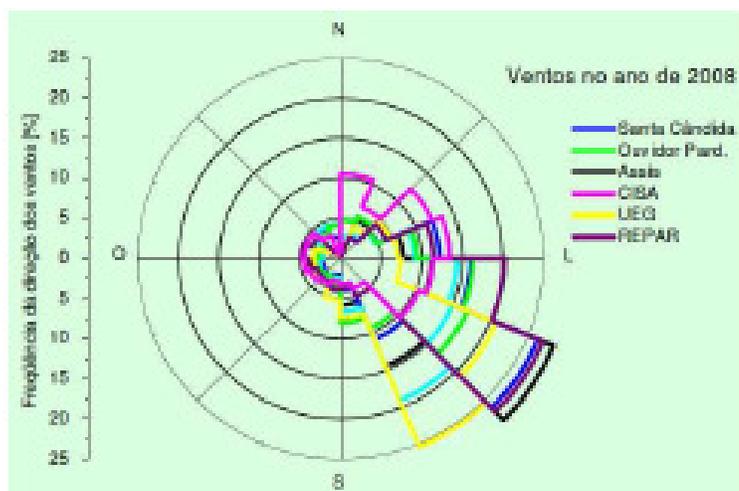


FIGURA 3 – ROSA DOS VENTOS – FREQUÊNCIA DOS VENTOS NAS ESTAÇÕES AUTOMÁTICAS DE MONITORAMENTO DA QUALIDADE DO AR, EM 2008

Fonte: IAP (2009)

3.2 DESCRIÇÃO DOS DADOS

Neste estudo se pretende relacionar os efeitos de diferentes poluentes e a saúde dos habitantes de Curitiba, através do ajuste de um modelo de regressão.

Para isso foram observadas, especificamente, as populações mais suscetíveis, as faixas etárias de idosos e crianças. Assim, pretende-se relacionar o número de casos de doenças respiratórias na população infantil e idosa com as concentrações de gases e partículas poluentes na atmosfera e algumas variáveis meteorológicas.

A variável resposta, em ambos os casos, é uma contagem de eventos que representam danos à saúde, neste caso, o número de notificações de doenças respiratórias (CID-10) em crianças e idosos, agrupados semanalmente durante o período 2003-2008 (fornecidos pela Secretaria Municipal de Saúde de Curitiba).

Os dados são agrupados por semana epidemiológica e se referem ao total de notificações de doenças respiratórias em hospitais e postos de saúde no município de Curitiba (rede pública). As faixas etárias consideradas são: crianças até 5 anos e idosos acima de 60 anos. Por convenção internacional, as semanas epidemiológicas são contadas de domingo a sábado. A primeira semana do ano é aquela que contém o maior número de dias de janeiro e a última a que contém o maior número de dias de dezembro.

Em comunicação pessoal, a Dra Clea Elisa Ribeiro, do Setor de Epidemiologia da Secretaria Municipal de Saúde de Curitiba (SMS) e médica infectologista do Hospital de Clínicas, os dados de doenças respiratórias cedidos para a pesquisa são referentes à rede pública. Segundo ela, estima-se que os casos da rede pública representem 70% do total de atendimentos e que, no município de Curitiba existiam em 2008, 113 unidades de saúde públicas. Dessas, 106 atendiam apenas residentes na área do estudo (município de Curitiba), exigindo-se, inclusive, comprovação de residência. Existiam ainda na época 7 unidades “24 horas” (denominadas CMUM - Centro Municipal de Urgências Médicas) que permitiam o atendimento a residentes da região metropolitana. Essas 7 unidades representam 60% do total de casos, e desses, 92% são de residentes no município de Curitiba.

Assim, os dados analisados no presente estudo correspondem a 95,2% de casos de residentes na cidade de Curitiba, da rede pública, segundo a SMS.

As concentrações de gases poluentes são as possíveis variáveis explicativas. Essas concentrações têm medição diária nas estações de monitoramento de Curitiba, no período 2003-2008 (fornecidos pelo Instituto Ambiental do Paraná).

Cada poluente foi padronizado (transformado) segundo critérios da resolução 03/90 do Conama (QUADRO 5):

Qualidade	Índice	PI ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	O ₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	NO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	SO ₂ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Boa	0 – 50	0 – 50	0 – 80	0 – 4,5	0 – 100	0 – 80
Regular	51 – 100	50 – 150	80 – 160	4,5 – 9,0	100 – 320	80 – 365
Inadequada	101 – 199	150 – 250	160 – 200	9 – 15	320 – 1130	365 – 800
Má	200 – 299	250 – 420	200 – 800	15 – 30	1130 – 2260	800 – 1600
Péssima	> 299	> 420	> 800	> 30	> 2260	> 1600

QUADRO 5 – ÍNDICES PADRONIZADOS DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS
FONTE: Instituto Ambiental do Paraná

Justifica-se a utilização dessas variáveis explicativas pois durante o 29º Congresso de Planejamento de Energia, Política e Economia, realizado em 1990, foram delineadas as direções legislativas específicas sobre a poluição ambiental pela Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA) (Cançado et al., 2006). A partir de então e com o aumento dos coeficientes de morbimortalidade de doenças decorrentes da contaminação por poluentes, a EPA estabeleceu padrões de qualidade de ar para os principais poluentes do ar, usados como referência em muitos países.

Todos os poluentes identificados apresentam efeitos sobre a saúde pública, sendo principalmente relatados em função de suas propriedades químicas, reações, concentrações urbanas e rurais, etc (GODISH, 1997).

Algumas variáveis meteorológicas são também consideradas: Temperatura e Umidade Relativa do Ar. Essas informações foram medidas pelo Instituto Tecnológico Simepar (antiga sigla de Sistema Meteorológico do Paraná).

Para avaliar a cobertura vegetal do município de Curitiba, como possível fator de redução do impacto da emissão de poluentes entre os seus habitantes, buscou-se informação sobre a variável “Área verde por habitante”, objetivando assim a sua inclusão no modelo explicativo. No entanto, por falta de dados disponíveis no período em estudo, isso não foi possível. Para isso, seria preciso uma série de dados que permitisse compreender a evolução desse indicador ao longo do período em estudo, e assim verificar com significância estatística, o impacto direto nas

concentrações de poluentes e indireto nas doenças respiratórias.

Todas as informações foram agrupadas por semana epidemiológica para se ajustar aos dados das notificações de doenças respiratórias. Ou seja, como as medidas de concentrações de poluentes e as medidas meteorológicas são medidas diariamente, foi necessário calcular-se as médias semanais referentes aos mesmos períodos dos registros de notificações de doenças respiratórias, obtidos pela SMS.

Como fonte de coleta de dados das concentrações de poluentes, optou-se, dentre as estações de monitoramento da qualidade do ar, pela utilização dos dados da estação automática da Praça Ouvidor Pardinho, na região central de Curitiba, por representar informações mais completas. As demais estações de monitoramento apresentaram períodos freqüentes de interrupção da coleta de dados, causados principalmente por problemas nos equipamentos de medição e por “vandalismo”. Esta interrupção na coleta de dados inviabiliza a aplicação da metodologia de modelagem estatística, que exige que os dados sejam completos, ou seja, sem perda de informações.

Quanto à abrangência da estação utilizada, considerada de escala urbana segundo o IAP, pode ser considerada como estimador razoável para se realizar inferências para a população de Curitiba. Isto porque o município de Curitiba tem uma área não muito extensa (extensão norte-sul de 39 km e leste-oeste de 23 km).

3.3 MODELOS LINEARES GENERALIZADOS

Metodologias para modelagem de dados na forma de proporções e de contagem foram propostas antes da década de 70 (GRIZZLE et al., 1969), sendo que a unificação do procedimento de modelagem foi proposta por NELDER e WEDDERBURN (1972), sob o nome de Modelos Lineares Generalizados (MLG). Englobam os modelos de regressão linear simples e múltipla, regressão logística, regressão de Poisson e muitos outros, como modelos log-lineares para dados categorizados.

A seleção de modelos é uma parte importante de toda pesquisa, envolve a procura de um modelo o mais simples possível, razoável, que descreva bem os dados observados. Entretanto, no mundo real, muitas vezes é necessário analisar

dados não normais. No caso em que as observações assumem distribuições da família exponencial, os Modelos lineares Generalizados são bastante adequados. Uma família exponencial uniparamétrica é um conjunto de distribuições de probabilidade, cuja função densidade de probabilidade (ou função de probabilidade) pode ser expressa da seguinte forma:

$$f_{\underline{x}}(\underline{x}; \theta) = h(\underline{x}) \exp(\eta(\theta)T(\underline{x}) - A(\theta))$$

Onde:

- $T(\underline{x})$, $h(\underline{x})$, $\eta(\theta)$, e $A(\theta)$ são funções conhecidas.
- θ é o parâmetro da família.
- \underline{x} é um vetor de observações

Se $\eta(\theta) = \theta$, então a família exponencial é dita estar na forma canônica.

- $T(\underline{x})$ é uma estatística suficiente para o parâmetro da distribuição. Assim, para famílias exponenciais, existe uma estatística suficiente cuja dimensão é igual ao número de parâmetros a serem estimados.

- η é chamado de parâmetro natural. O conjunto de valores de η para os quais a função $f_{\underline{x}}(\underline{x}; \theta)$ é finita, é chamado de espaço paramétrico natural.

- $A(\theta)$ é um fator de normalização ou função de log-partição, sem a qual $f_{\underline{x}}(\underline{x}; \theta)$ não seria uma distribuição de probabilidade.

Os elementos básicos desses modelos são:

1. K valores independentes Y_1, \dots, Y_K , de uma variável resposta que segue uma distribuição da família exponencial, com valor esperado $E(Y_i) = \mu_i$;

2. K vetores $\underline{x}_i = (1 \ x_{i1} \ x_{i2} \dots \ x_{ip})^t$, $i=1, \dots, K$, contendo os valores das p variáveis explicativas;

3. uma função monotônica e diferenciável g, chamada de função de ligação, tal que $g(\mu_i) = \underline{x}_i' \beta$, $i=1, \dots, K$ com $\beta = (\beta_1 \ \beta_2 \ \dots \ \beta_p)$ representando o vetor de parâmetros a serem estimados.

Se g é a função identidade, isto é, se $g(\mu_i) = \mu_i$, então $\mu_i = E(Y_i) = \underline{x}_i' \beta$, e o modelo resultante, com algumas suposições adicionais, é o modelo de regressão

linear gaussianiana citado anteriormente.

O vetor de parâmetros β pode ser estimado pelo método de máxima verossimilhança, e os cálculos envolvem um procedimento iterativo.

NELDER e WEDDERBURN (1972) mostraram que a maioria dos problemas estatísticos que surgem nas áreas de agricultura, demografia, ecologia, economia, geografia, geologia, história, medicina, ciência política, psicologia, sociologia, zootecnia etc., podem ser formulados, de uma maneira unificada, como modelos de regressão. Esses modelos envolvem uma variável resposta univariada, variáveis explicativas e uma amostra aleatória de n observações, sendo que:

- a variável resposta, componente aleatório do modelo, tem uma distribuição pertencente à família exponencial na forma canônica (distribuições normais, gama e normal inversa para dados contínuos; binomial para proporções; Poisson e binomial negativa para contagens);

- as variáveis explicativas entram na forma de um modelo linear (componente sistemático);

- a ligação entre os componentes aleatórios e sistemáticos é feita através de uma função (por exemplo, logarítmica para os modelos log-lineares).

Esta classe de modelos não pode ser usada, entretanto, em outras situações em que os dados consistem de séries temporais e, portanto, observações dependentes no tempo. Uma opção muitas vezes utilizada para analisar séries temporais é a classe de Modelos Lineares Dinâmicos, onde a observação depende de um conjunto de componentes e os componentes evoluem independentemente ao longo do tempo. Essa classe de modelos geralmente assume que as observações são normais, porém existe uma generalização para a família exponencial formalizada por WEST, HARRISON e MIGON (1985), chamada de Modelos Lineares Generalizados Dinâmicos. Esta classe é também considerada uma generalização dos Modelos Lineares Generalizados, com os parâmetros variando ao longo do tempo.

3.4 MODELOS ADITIVOS GENERALIZADOS PARA LOCAÇÃO, ESCALA E FORMA (GAMLSS)

Foram introduzidos por RIGBY e STASINOPOULOS (2001, 2005) e AKANTZILIOTOU et al. (2002) como uma maneira de resolver os problemas advindos das limitações dos Modelos Lineares Generalizados e Modelos Aditivos Generalizados (NELDER e WEDDERBURN, 1972 e HASTIE e TIBSHIRANI, 1990, respectivamente).

No modelo GAMLSS, a suposição de que a distribuição da variável resposta (y) pertença à família exponencial é flexibilizada e substituída por uma família de distribuições geral, incluindo distribuições altamente assimétricas e/ou com problemas de curtose. A parte sistemática do modelo é expandida para permitir a modelagem não somente da média (locação), mas de outros parâmetros da distribuição de y como funções de parâmetros lineares e/ou aditivos não paramétricos das variáveis explanatórias e/ou efeitos aleatórios. Estimação de máxima-verossimilhança (penalizada) é usada para ajustar os modelos.

Modelos aditivos generalizados para locação, escala e forma (GAMLSS) são modelos de regressão (semi) paramétricos. Eles são paramétricos, pois requerem a suposição de uma distribuição paramétrica para a variável resposta, e “semi” no sentido de que a modelagem dos parâmetros da distribuição, como função das variáveis explanatórias pode envolver o uso de funções de alisamento não paramétricas.

Portanto, GAMLSS é especialmente desenvolvido para modelar uma variável resposta que não segue uma distribuição da família exponencial (por exemplo, dados com distribuição leptocúrtica ou platicúrtica e/ou com assimetria positiva ou negativa, ou contagens superdispersas) ou que exibem heterogeneidade (por exemplo, onde a escala ou forma da distribuição da variável resposta muda dependendo das variáveis explanatórias)

Se a variável resposta é uma contagem, muito provavelmente a distribuição Poisson não irá se ajustar perfeitamente. GAMLSS fornece uma variedade de distribuições discretas (incluindo a binomial negativa) que podem ser ajustadas.

Um modelo GAMLSS assume observações independentes y_i para $i = 1, 2, \dots$

, k com função de probabilidade $f(y_i|\theta_i)$ condicional em θ_i onde $\theta_i = (\theta_{i1}, \theta_{i2}, \dots, \theta_{ip})$ é um vetor de p parâmetros cada um dos quais relacionado a uma variável explanatória. Em muitas situações reais, pelo menos $p = 4$ parâmetros são necessários. A implementação no software R denota esses parâmetros como $(\mu_i, \sigma_i, \nu_i, \tau_i)$. Os dois primeiros parâmetros populacionais μ_i e σ_i são geralmente caracterizados como parâmetros de localização e de escala, enquanto que os parâmetros seguintes, se houver, são caracterizados como parâmetros de forma.

3.5 DISTRIBUIÇÃO GAUSS-POISSON INVERSA GENERALIZADA (GIGP)

Neste estudo, foi fundamental a utilização de uma distribuição fora de padrão, para se ajustar aos dados da variável resposta.

A distribuição Gauss-Poisson inversa generalizada (GIGP), denotada por $PIG(\mu, \sigma)$ é dada por:

$$p_Y(y|\mu, \sigma) = \left(\frac{2\alpha}{\pi}\right)^{\frac{1}{2}} \frac{\mu^y e^{\frac{y}{\sigma}} K_{y-\frac{1}{2}}(\alpha)}{(\alpha\sigma)^y y!}$$

Onde $\alpha^2 = \frac{1}{\sigma^2} + \frac{2\mu}{\sigma}$ para $y = 0, 1, 2, \dots$ $\mu > 0$ e $\sigma > 0$ e

$K_{\lambda(t)} = \frac{1}{2} \int_0^\infty x^{\lambda-1} \exp\left\{-\frac{1}{2}t(x+x^{-1})\right\} dx$ é a função de Bessel modificada do terceiro

tipo.

Esta distribuição se ajusta bem aos dados de contagem, que teriam teoricamente uma distribuição Poisson, mas que, no entanto não se ajustam de forma adequada por não respeitar certos pressupostos. A distribuição Poisson prevê que a média seja igual à sua variância, o que em muitas vezes pode não ocorrer em dados de contagem.

Como se pode observar, a variável resposta utilizada nos modelos, tanto para idosos como para crianças, é a contagem de número de notificações. Inicialmente poderia-se considerar a distribuição Poisson como forte candidata para representar estas variáveis. Neste estudo, a variável resposta apresenta uma medida de

variabilidade extremamente alta em relação à média, sendo assim, a distribuição de Poisson deixa de ser adequada.

3.6 CRITÉRIOS DE SELEÇÃO DO MODELO

Para escolha do modelo que melhor se ajusta aos dados utilizou-se o Critério de informação de Akaike (AIC), em conjunto com o Critério Bayesiano de Schwartz (SBC). São duas estatísticas frequentemente utilizadas para a escolha da especificação ótima de um modelo. Os critérios funcionam realizando a comparação de dois modelos de cada vez. Geralmente, inicia-se o ajuste com o modelo “completo”, ou seja, com todas as variáveis explicativas mensuradas no estudo e calcula-se o AIC e o SBC. Em seguida, retirando-se uma ou mais variáveis que se apresentaram não significativas, calcula-se novamente o AIC e o SBC. O melhor modelo é aquele que produz os menores valores de AIC e SBC

O Critério de Informação de Akaike (AIC) apresentado em AKAIKE (1974) é definido como:

$$AIC = -2\log(MV) + 2n_{\text{par}}$$

onde MV é a função avaliada no estimador de verossimilhança e n_{par} é o número de parâmetros estimados do modelo.

O Critério Bayesiano de Schwartz (SBC) é definido como:

$$SBC = -2\log(MV) + n_{\text{par}} \log(N)$$

onde MV é a função avaliada no estimador de verossimilhança, n_{par} é o número de parâmetros estimados do modelo e N o número total de observações.

Os critérios citados acima, portanto, dependem da função de verossimilhança e penalizam os modelos com grande número de parâmetros.

3.7 RESTRIÇÕES E LIMITAÇÕES DO ESTUDO

É importante mencionar que como todo estudo planejado cientificamente, haverá limitações e cuidados a serem tomados ao analisar os resultados deste trabalho:

a) Os dados se referem às concentrações de poluentes apenas do município de Curitiba e os casos de doenças respiratórias se restringem à rede pública. Assim, os resultados se restringem a esta população;

b) O período observado, de menos de 5 anos (240 semanas), pode não ser suficiente para proporcionar um fiel retrato do relacionamento entre as variáveis em estudo;

c) Os dados coletados de poluição atmosférica, cedidos pelo IAP podem apresentar, em algumas coletas, algum viés de medição, pela própria natureza dos equipamentos envolvidos neste processo;

d) Os dados coletados pela Secretaria Municipal de Saúde de Curitiba podem trazer, em alguns momentos, viés de registro e informação no sistema de dados;

e) A utilização de uma única estação de monitoramento da poluição em Curitiba pode não representar fielmente e de forma homogênea a concentração de poluentes na cidade de Curitiba;

f) Outras variáveis poderiam ser inseridas no modelo, aumentando assim, o seu poder de explicação. No entanto, o acesso a esses outros dados não foi possível.

Procurou-se desenvolver o estudo com os dados que eram possíveis e confiáveis, respeitando o tempo e recursos disponíveis. Sempre que houve dúvida quanto à confiabilidade de alguma informação, esta não foi utilizada.

4 MÉTODO E RESULTADOS

4.1 PROCEDIMENTOS DE MODELAGEM

Neste estudo, como se trata de explicar um fenômeno (variável resposta) em função de uma série de variáveis explicativas, a primeira possibilidade considerada é o ajuste de um modelo de regressão linear múltipla. No entanto, para aplicação desta técnica, é necessária a verificação de alguns pressupostos. Como a variável resposta (Notificações de doenças respiratórias) não segue uma distribuição Normal por se tratar de uma contagem, esta técnica não é adequada. Além disso, observa-se uma grande variabilidade nos dados observados, onde a variância é muito maior que a média. Abaixo seguem tabelas (TABELA 1 e 2) com medidas descritivas para as variáveis observadas nesse estudo:

TABELA 1 – NOTIFICAÇÕES SEMANAIS DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS, EM CURITIBA (NOVEMBRO DE 2003 ATÉ JUNHO DE 2008)

	IDOSOS	CRIANÇAS	TOTAL	RESPIRATÓRIAS
N	240	240	240	240
MÉDIA	767,53	3.785,60	55.343,13	10.695,83
DP	193,92	1.262,95	9.476,35	3.313,19
MINIMO	438,00	1.512,00	27.737,00	5.278,00
MÁXIMO	1.596,00	7.012,00	77.049,00	22.497,00

TABELA 2 – VARIÁVEIS EXPLICATIVAS OBSERVADAS EM CURITIBA (NOVEMBRO DE 2003 ATÉ JUNHO DE 2008)

Medidas	TEMP.	UMID.	SO2	NO2	O3	PI	PTS
N	240	240	240	240	240	240	240
MÉDIA	17,10	74,03	4,25	34,25	35,22	26,76	22,72
DP	3,01	9,03	8,84	15,44	9,75	21,49	15,23
MINIMO	9,44	44,03	0,00	0,00	8,57	4,86	5,67
MÁXIMO	22,50	90,60	73,92	94,72	68,86	174,00	112,37
> 100 *	-	-	0	0	0	4	2
% > 100	-	-	0,00	0,00	0,00	1,67	0,83

* SEMANAS ACIMA DO PADRÃO PRIMÁRIO

Na tabela 1 observa-se que os idosos apresentam em média 767,53 notificações de doenças respiratórias por semana, enquanto que as crianças, quase

5 vezes mais, 3.785,60. As faixas etárias de idosos e crianças contribuem com 42,57% do total de notificações de doenças respiratórias. E as doenças respiratórias contribuem com 19,32% do total de notificações por todos os diagnósticos.

Na tabela 2 observamos as medidas descritivas semanais das variáveis respostas. Como são medidas semanais, é natural que essas sejam mais concentradas do que as medidas tomadas diariamente. Assim, no período observado, as temperaturas médias semanais estiveram entre 9,44 e 22,5 graus, enquanto que as medidas de umidade média semanal ficaram entre 44 e 90,6% (média geral de 74,03%).

As medidas descritivas referentes às concentrações de poluentes apontam que em poucas semanas houve períodos que ultrapassaram o padrão primário. Especificamente, apenas em 4 semanas, houve superação dos limites do padrão primário (1,67% das medições) para o material particulado (PI) e 2 semanas para as partículas totais em suspensão (PTS), ou 0,83% das medições.

As observações do estudo são séries temporais observadas entre novembro de 2003 e junho de 2008. É de se esperar, a princípio, que exista uma correlação entre as observações, o que não atenderia o pressuposto de independência das observações, exigido no uso das técnicas clássicas.

A primeira metodologia aplicada foi o ajuste de Modelos Lineares Generalizados, já que engloba uma família de distribuições maior do que apenas a Distribuição Normal. No entanto supõe-se que exista ainda, o problema da autocorrelação entre as observações, problema este que poderia ser resolvido com o ajuste de Modelos Lineares Generalizados Dinâmicos. Nesta técnica, não é estimado apenas um parâmetro para cada variável explicativa e sim parâmetros para cada instante no tempo e para cada variável explicativa. Para o ajuste utilizou-se a biblioteca SSPIR com detalhamento apresentado no trabalho de DETHLEFSEN e CHRISTENSEN (2006).

Com esta metodologia, realizou-se o ajuste e o Critério de Akaike para seleção do melhor modelo. Em seguida, procedeu-se à análise de resíduos e os resultados encontrados não foram satisfatórios, observando-se uma alta variabilidade nos resíduos ajustados com esta metodologia (GRÁFICOS 1 e 2):

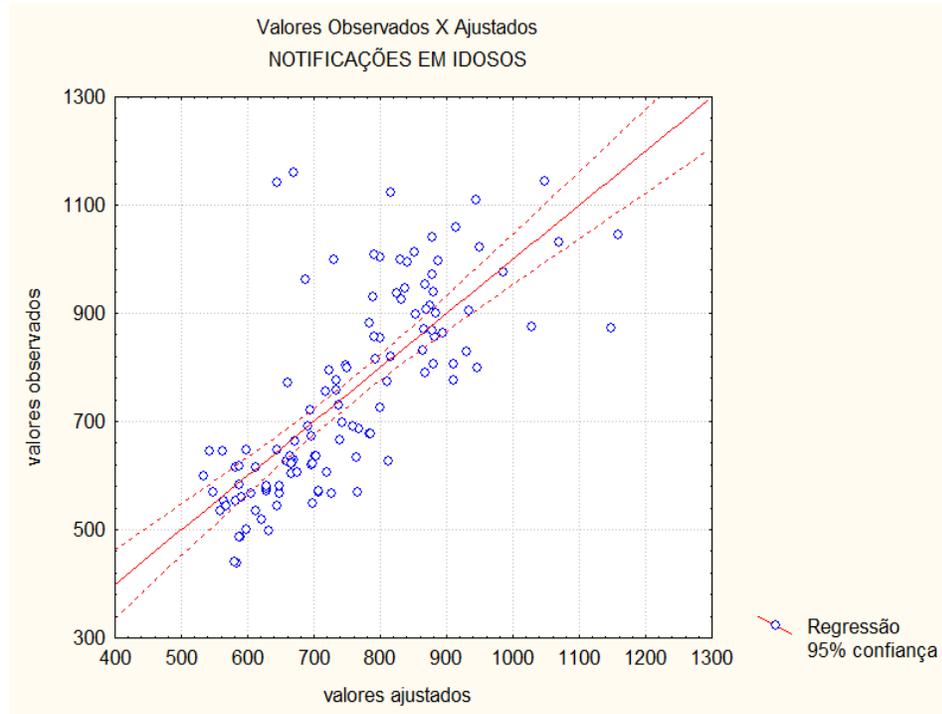


GRÁFICO 1- AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA SSPIR, AOS DADOS DE IDOSOS

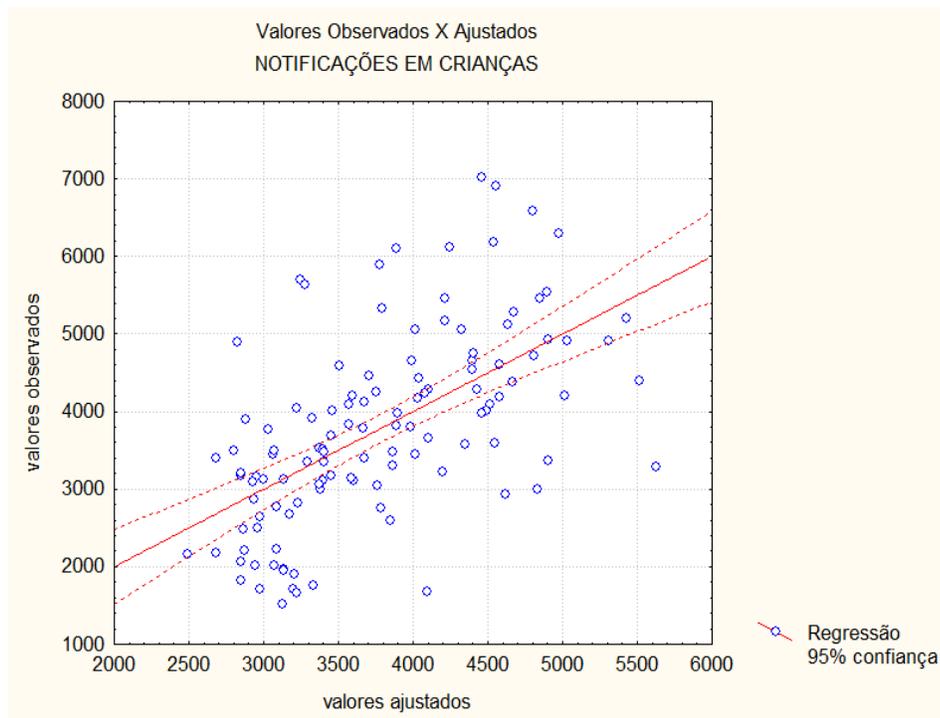


GRÁFICO 2 - AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA SSPIR, AOS DADOS DE CRIANÇAS

Observa-se, que nos dois casos, os valores ajustados se afastam significativamente dos valores observados.

Procurando outra técnica de ajuste, estudou-se a metodologia de modelos semi-paramétricos (Modelos Aditivos Generalizados). Basicamente, a idéia era utilizar técnicas de alisamento como spline ou loess, para proporcionar um ajuste satisfatório. Para isso aplicou-se a biblioteca GAMLSS. A metodologia GAMLSS foi introduzida por RIGBY e STASINOPOULOS (2001, 2005) e AKANTZILIOTOU et al. (2002) como uma forma de solucionar algumas das limitações associadas aos populares Modelos Lineares Generalizados - NELDER e WEDDERBURN (1972) e Modelos Aditivos Generalizados – HASTIE e TIBSHIRANI (1990). No entanto, o modelo semi-paramétrico ajustado, com diferentes funções de alisamento não proporcionou resultados satisfatórios, segundo a análise de resíduos. A seguir, os gráficos de resíduos para o melhor ajuste obtido com esta metodologia (GRÁFICOS 3 e 4):

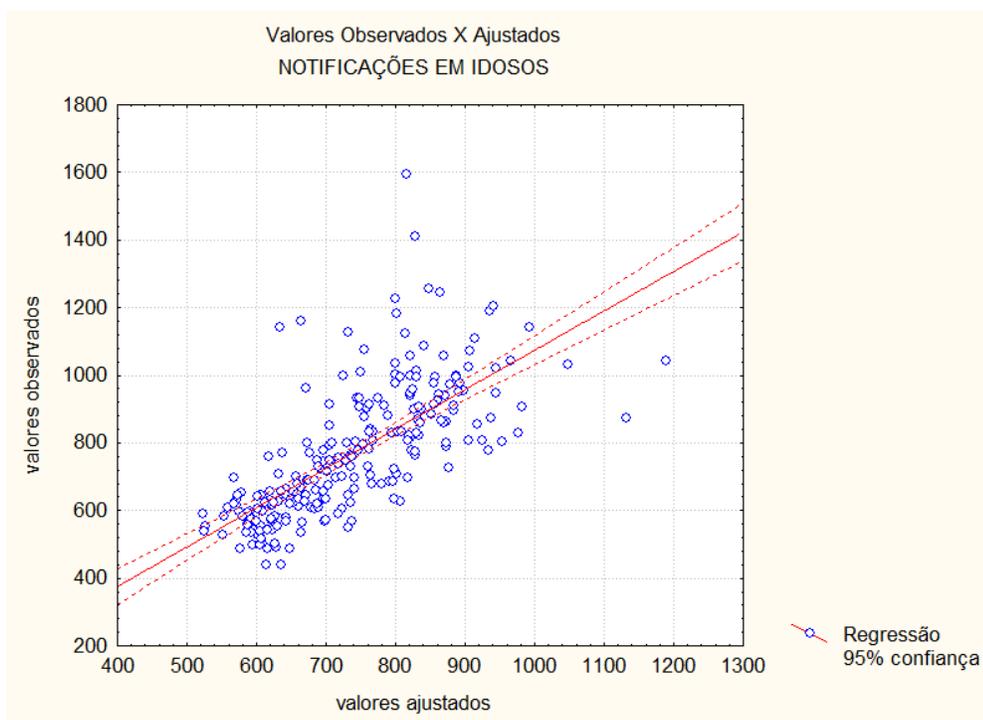


GRÁFICO 3 - AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA MAG, AOS DADOS DE IDOSOS

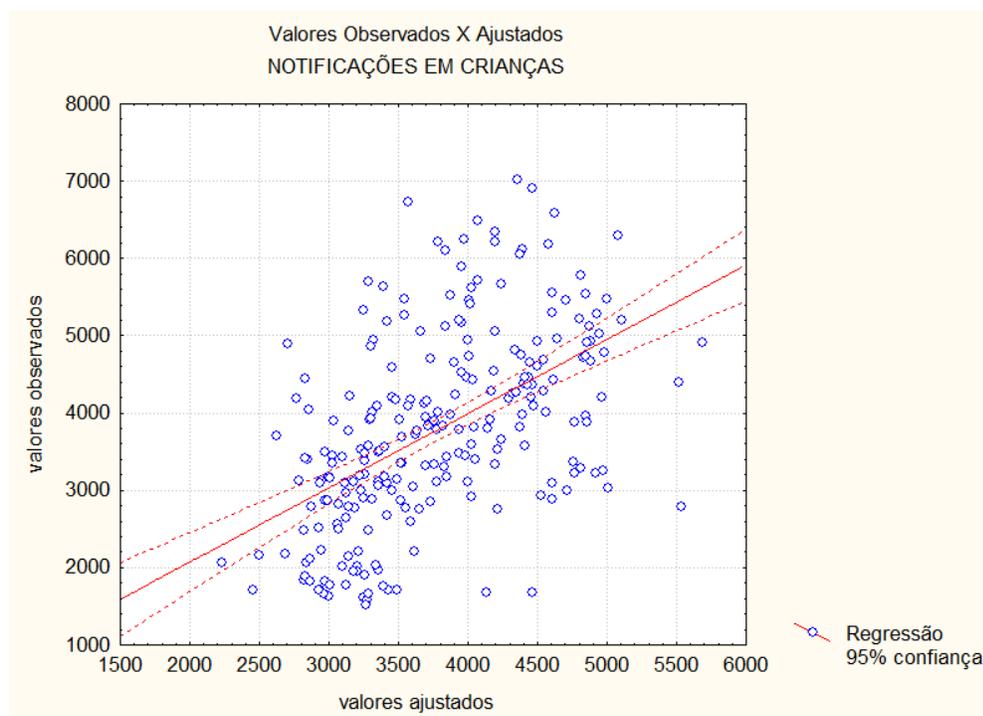


GRÁFICO 4 - AJUSTE DO MODELO OBTIDO FAZENDO USO DA METODOLOGIA MAG, AOS DADOS DE CRIANÇAS

Investigando as causas dos resultados insatisfatórios alcançados, verificou-se que a distribuição da variável resposta, Número de notificações de doenças respiratórias não segue uma distribuição Poisson, pois esta distribuição pressupõe que a média seja aproximadamente igual à variância. No caso dos dados coletados, observamos o fenômeno da Superdispersão. Superdispersão, segundo Costa (2008), é definida como uma variação extra que ocorre na modelagem de dados de contagem que não são explicados somente pela distribuição de Poisson, ou seja, uma variância bastante alta, muito maior que a média. Nesses casos a suposição de distribuição de Poisson para a resposta é inadequada sendo necessário o uso de modelos alternativos. Este problema é verificado a partir de uma análise de resíduos. Assim, optou-se por se utilizar a distribuição Gauss-Poisson Inversa Generalizada.

Outra descoberta se refere à autocorrelação das observações. Verificou-se através de análise de autocorrelação (função de autocorrelação e função de autocorrelação parcial) que não é muito evidente a dependência entre as observações. Este fato, a princípio curioso, se justifica pelo fato das observações estarem agrupadas por semana epidemiológica, o que de certa forma, dissipa boa

parte dos efeitos de autocorrelação.

Assim, utilizando a mesma biblioteca GAMLSS, ajustou-se um modelo linear generalizado, considerando que a variável resposta tem uma distribuição Gauss-Poisson Inversa Generalizada. Com esta metodologia, o ajuste obtido foi bastante satisfatório, segundo os resultados da análise de resíduos.

A estratégia de ajuste do modelo foi de tentar explicar a variável dependente a partir de todas as variáveis explicativas coletadas: as concentrações de poluentes e as variáveis meteorológicas. Dado que a variável resposta “Número de Notificações de Doenças Respiratórias” é uma contagem, ela está num intervalo que pode ir de zero até o número total de notificações. É interessante definir no modelo uma variável “offset”: Número total de notificações fazendo com que os valores estimados se refiram a uma proporção de casos de doenças respiratórias em relação ao total de casos.

O programa para realizar o ajuste de dados foi o Software estatístico R versão 2.7.2, utilizando-se a biblioteca GAMLSS. Executado o programa que ajusta o modelo, verificou-se a significância dos parâmetros (associados às variáveis explicativas). Além disso, para avaliar a qualidade do ajuste, utilizou-se uma combinação dos critérios: Critério de Informação de Akaike (AIC) e o Critério Bayesiano de Schwartz (SBC).

Verificada a significância dos parâmetros procedeu-se então à exclusão (uma a uma) das variáveis não significativas, do modelo. Rodado novamente o programa, isto se repetiu até encontrar-se o modelo que minimizava os critérios de seleção. Utilizou-se o teste t de Student para verificar a significância dos parâmetros.

Assim, procurou-se ajustar um modelo parcimonioso, ou seja, com alta qualidade na explicação do fenômeno e com o menor número possível de variáveis explicativas.

A seguir são apresentados os principais resultados de todo o processo de ajuste do modelo.

4.2 ANÁLISE DESCRITIVA DOS DADOS

Para informações coletadas ao longo do tempo, os melhores instrumentos de descrição de dados são recursos gráficos como o diagrama de linhas. Para facilitar a interpretação das figuras e com caráter meramente descritivo, ajustou-se uma linha de tendência linear, ou seja, um modelo de regressão linear relacionando a variável de interesse e o tempo. Os gráficos 5, 6 e 7 apresentam as séries temporais do número de notificações de doenças respiratórias em Curitiba, no período de 16/11/2003 a 15/06/2008, para crianças (abaixo de 5 anos) e idosos (acima de 60 anos). Os dados se referem ao número de notificações ao longo das semanas epidemiológicas.

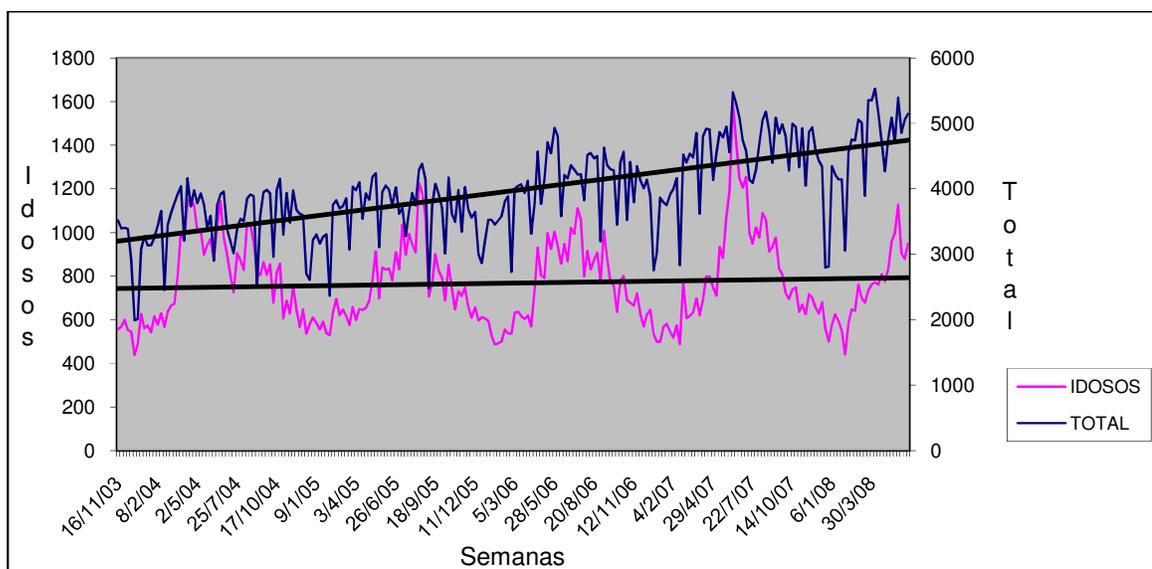


GRÁFICO 5 – SÉRIES TEMPORAIS DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES TOTAIS – CURITIBA 2003-2008

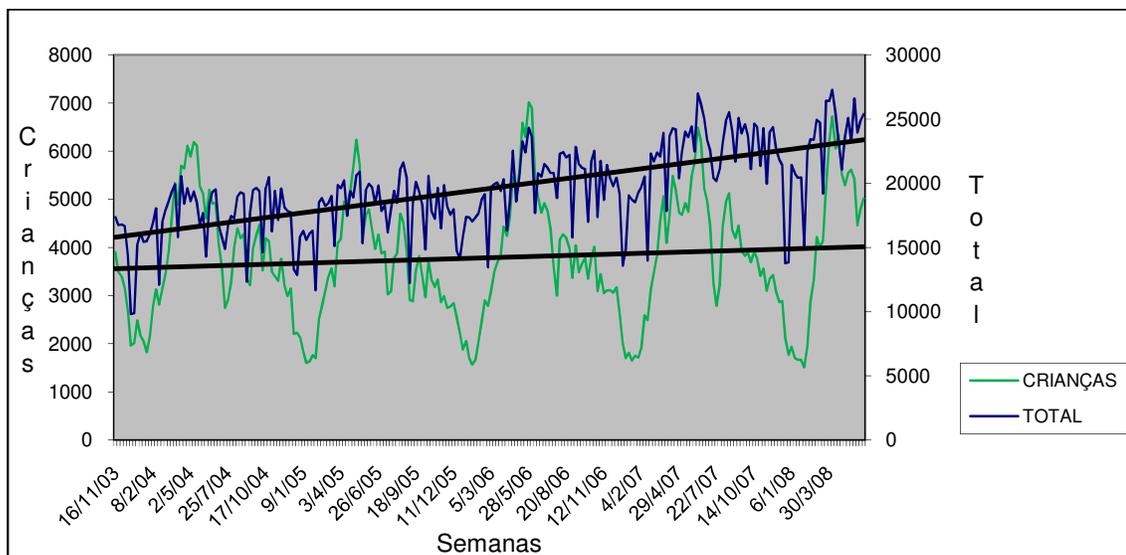


GRÁFICO 6 — SÉRIES TEMPORAIS DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES TOTAIS – CURITIBA 2003-2008

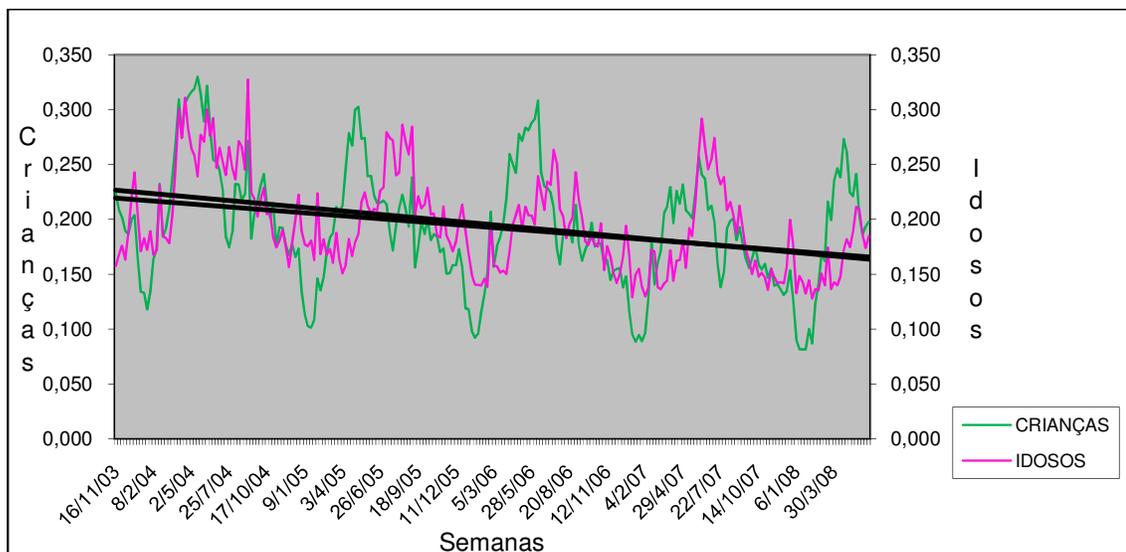


GRÁFICO 7 – SÉRIES TEMPORAIS DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS E CRIANÇAS** EM RELAÇÃO AO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES TOTAIS – CURITIBA 2003-2008

O gráfico 5 apresenta uma comparação entre o número de notificações de doenças respiratórias em idosos e o número total de notificações em idosos (por qualquer diagnóstico). Apesar da variação sazonal do número de notificações de doenças respiratórias, observa-se que ajustando uma linha de tendência linear às

séries de dados, existe um aumento do total de notificações, enquanto que as notificações de doenças respiratórias em idosos apresentam uma tendência de estabilização.

Os resultados ilustrados no gráfico 6 apresentam uma comparação entre o número de notificações de doenças respiratórias em crianças e o número total de notificações em crianças (por qualquer diagnóstico). Aqui se observa que as notificações de doenças respiratórias em crianças apresentam uma leve tendência de crescimento.

No gráfico 7, temos a representação da participação (frequência relativa) das notificações de doenças respiratórias em relação ao total de notificações na cidade de Curitiba (por qualquer diagnóstico). Podemos observar que, tanto para idosos como para crianças, existe uma queda da representação das doenças respiratórias.

Analisando as três figuras, de forma conjunta, pode-se concluir que, considerando o aumento populacional dos últimos anos, na cidade de Curitiba, existe uma redução proporcional no número de notificações de doenças respiratórias, tanto em idosos como em crianças. A modelagem estatística esclarecerá alguns motivos que explicam essa redução proporcional.

A seguir são apresentados os resultados que ilustram a relação existente entre o número de notificações de doenças respiratórias e as variáveis climáticas e de concentrações de poluentes coletadas no estudo (GRÁFICOS 8 a 21).

4.2.1 Temperatura

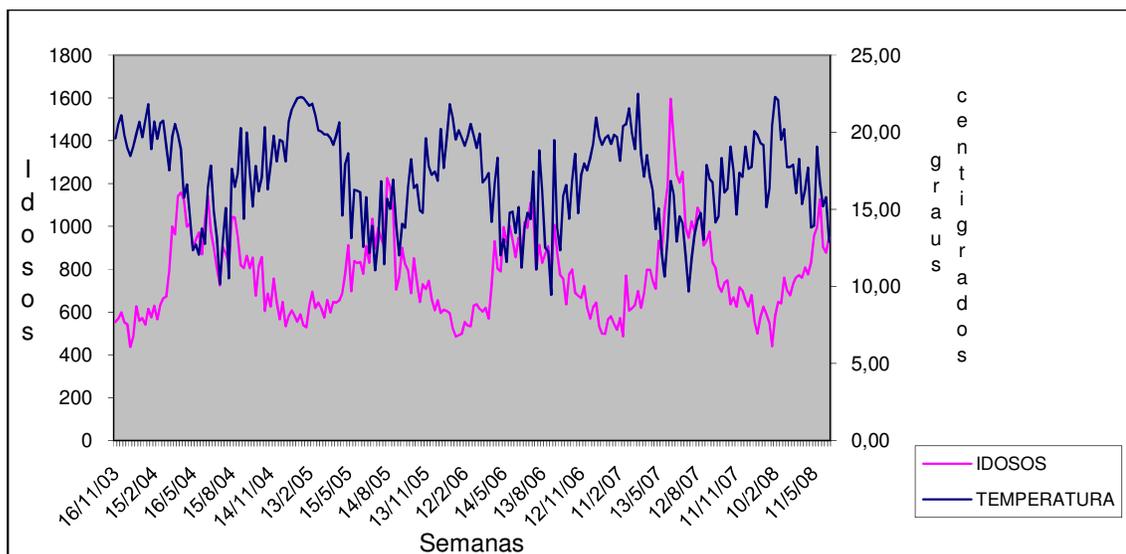


GRÁFICO 8 – RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E TEMPERATURA MÉDIA

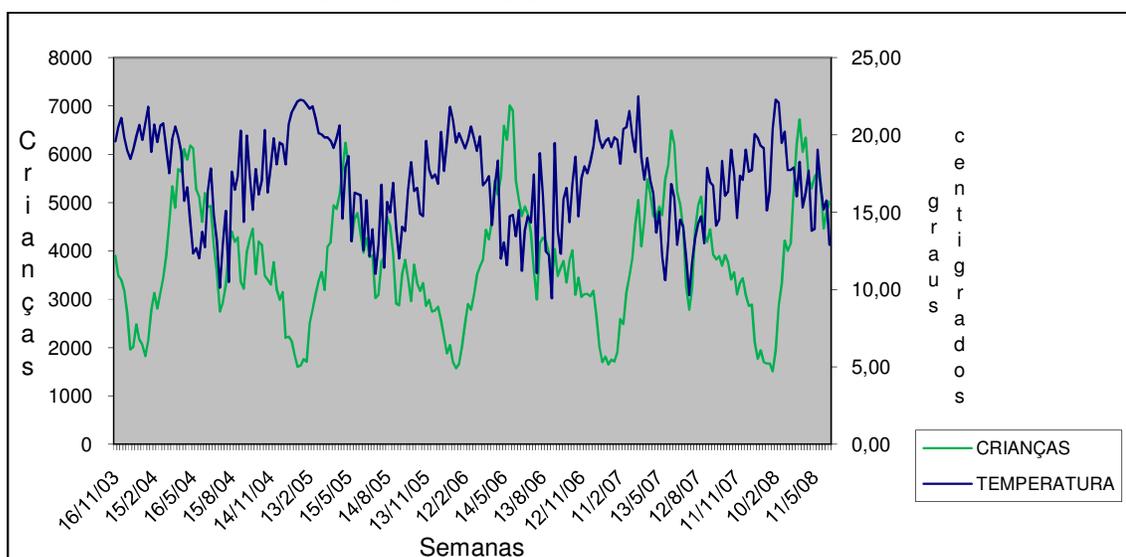


GRÁFICO 9 – RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E TEMPERATURA MÉDIA

As figuras acima apresentam a relação entre as notificações de doenças respiratórias e de temperatura média semanal. Pode-se notar que existe uma visível influência da temperatura no número de notificações, tanto para idosos como para crianças. Esta relação é inversa, ou seja, para baixas temperaturas, existe um crescimento do número de notificações de doenças respiratórias, e vice-versa.

4.2.2 Umidade relativa do Ar

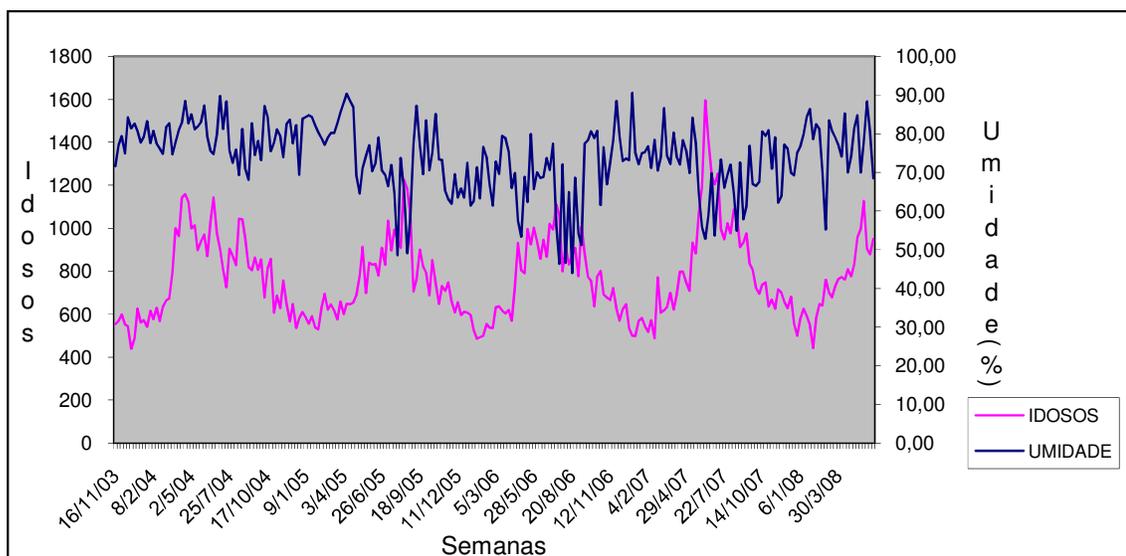


GRÁFICO 10 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E UMIDADE MÉDIA

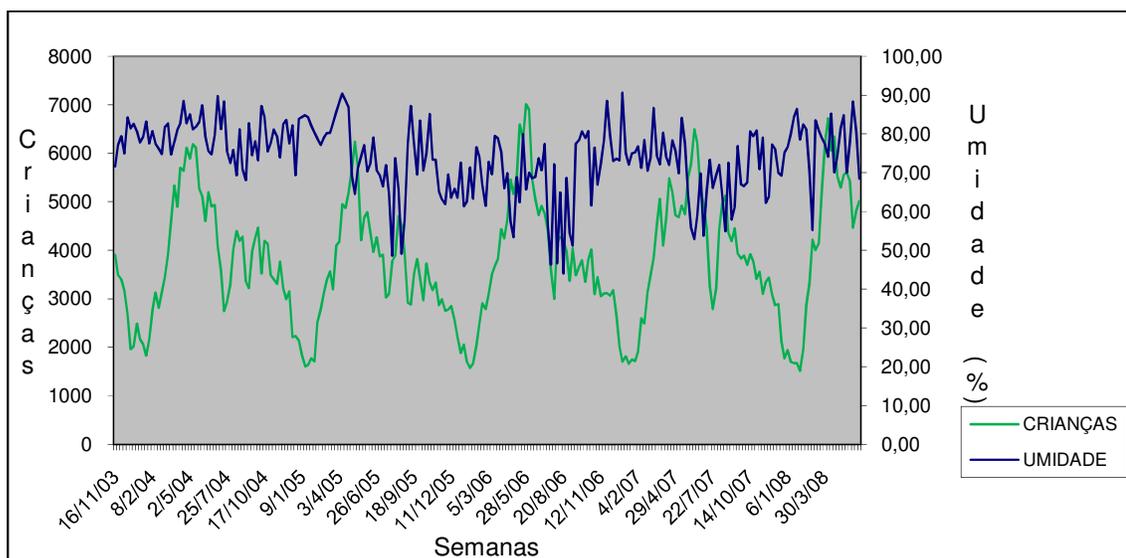


GRÁFICO 11 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E UMIDADE MÉDIA

A série temporal de umidade média em Curitiba mantém-se dentro de um intervalo pequeno de variação. Em aproximadamente 75% das medições realizadas em Curitiba, a umidade média semanal encontra-se entre 70% e 90%. Pode-se notar que entre os idosos, existem alguns momentos em que, uma redução significativa da

taxa de umidade resultou em um aumento do número de notificações. Este fenômeno, entre as crianças, não se repete e aparentemente não influencia o número de notificações por doenças respiratórias. No entanto, é possível que este fato esteja relacionado com o efeito da temperatura.

4.2.3 Dióxido de Enxofre (SO₂)

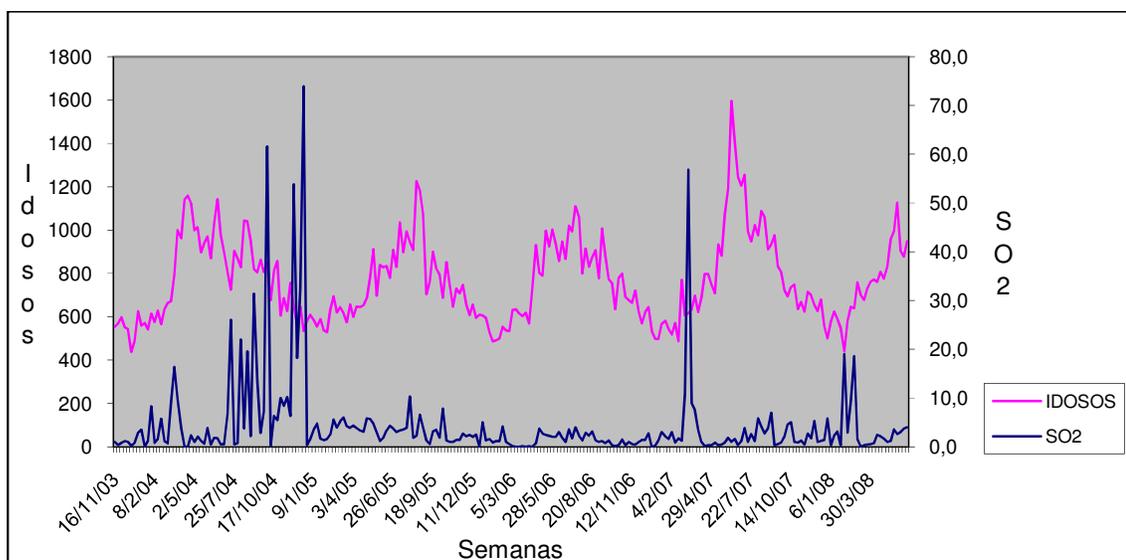


GRÁFICO 12 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E DIÓXIDO DE ENXOFRE (SO₂)

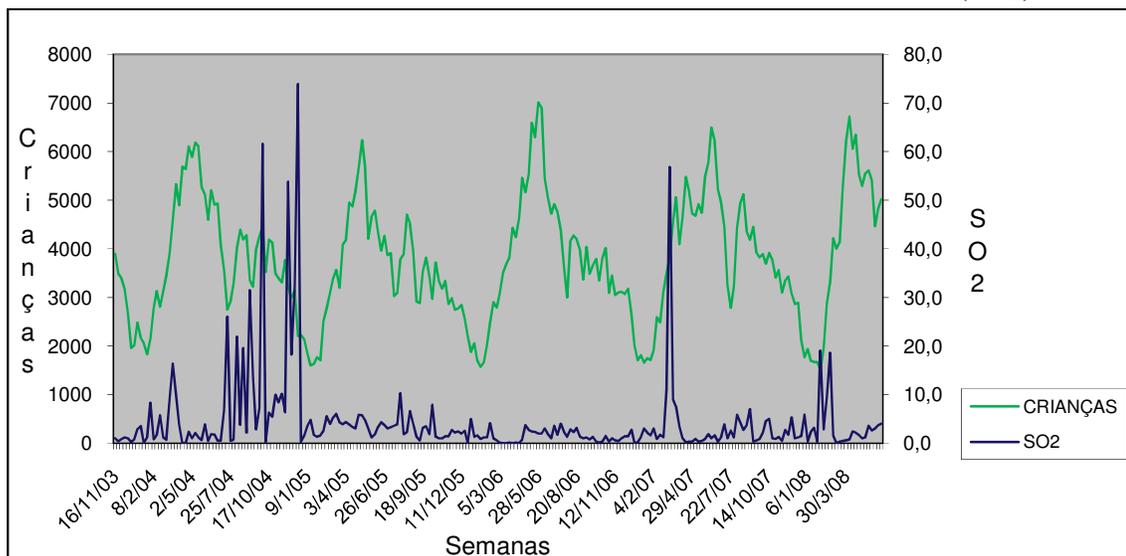


GRÁFICO 13 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E DIÓXIDO DE ENXOFRE (SO₂)

Observando os gráficos 12 e 13 fica evidente que não há qualquer relação entre os níveis de SO_2 e o número de notificações de doenças respiratórias. Mesmo nos eventos críticos, ou seja, nos momentos em que foram registradas altas concentrações de Dióxido de Enxofre, não se percebe qualquer influência nas notificações. Apesar de haver incidência de picos de concentração de SO_2 em algumas semanas, os valores encontram-se todos abaixo dos limites do padrão primário. Pode-se observar, na figura acima, que na grande maioria das medições, as concentrações estão abaixo de 10 pontos.

4.2.4 Dióxido de Nitrogênio (NO_2)

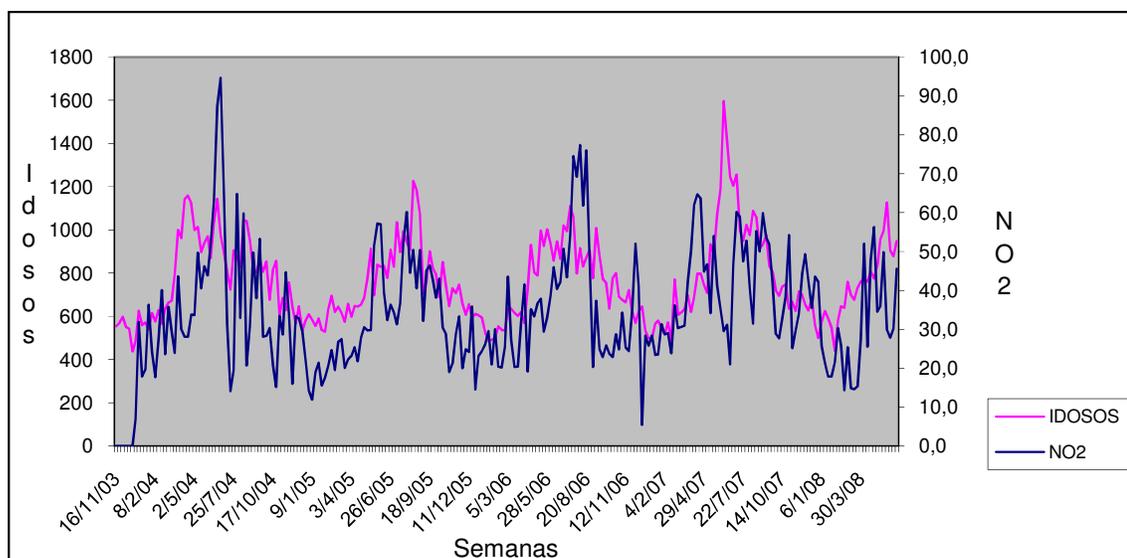


GRÁFICO 14 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E DIÓXIDO DE NITROGÊNIO (NO_2)

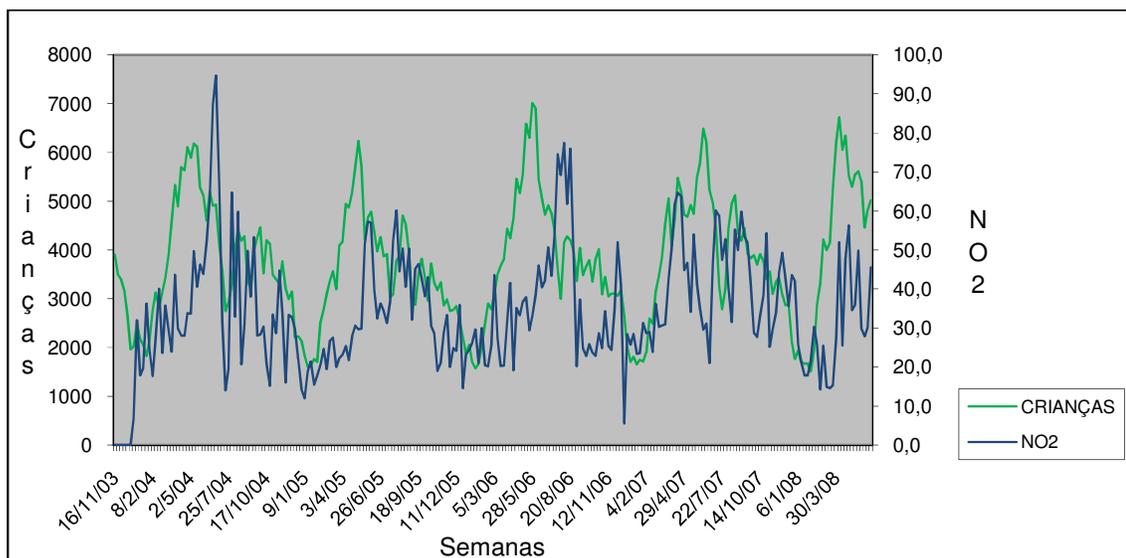


GRÁFICO 15- RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E DIÓXIDO DE NITROGÊNIO(NO_2)

Ao analisar os gráficos 14 e 15 percebem-se algumas inconstâncias no relacionamento entre as concentrações de Dióxido de Nitrogênio e as notificações de doenças respiratórias. O gráfico 12 das crianças apresenta alguns períodos de altas concentrações de Dióxido de Nitrogênio; entretanto estes altos valores nem sempre representam um impacto no número de notificações. No gráfico 14 dos idosos, aparentemente existe uma relação mais forte.

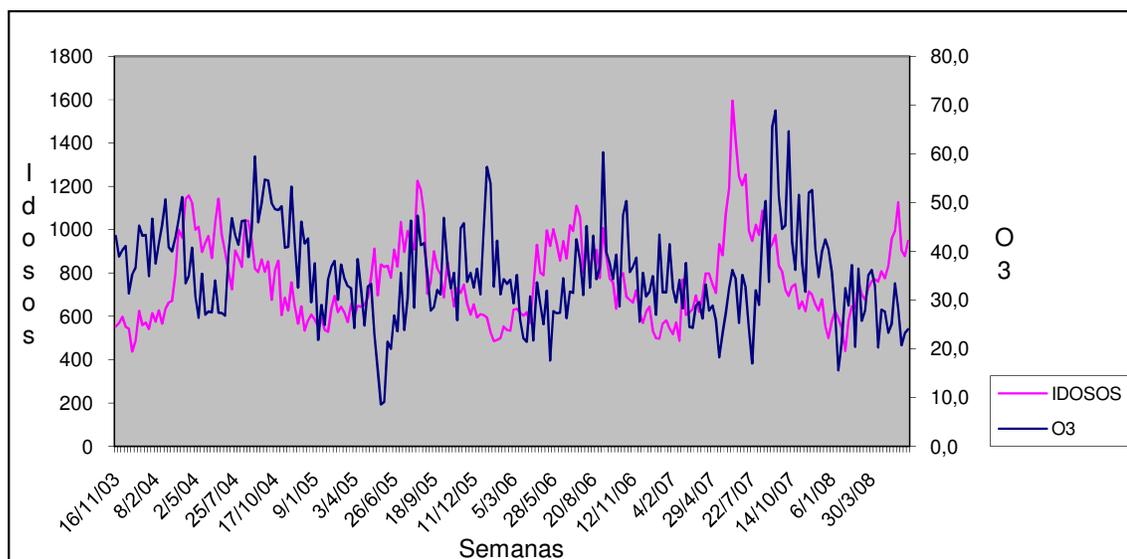
4.2.5 Ozônio (O₃)

GRÁFICO 16 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E OZÔNIO (O₃)

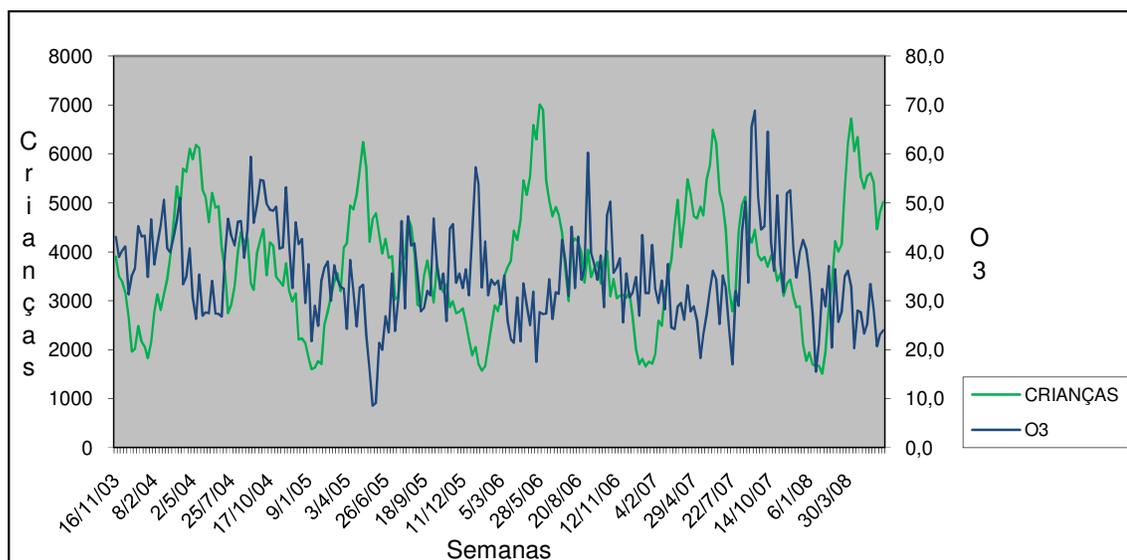


GRÁFICO 17 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E OZÔNIO (O₃)

Nos resultados mostrados nos gráficos 16 e 17 não há clareza sobre o relacionamento entre as concentrações de Ozônio e as notificações de doenças respiratórias.

4.2.6 Partículas Totais em Suspensão (PTS)

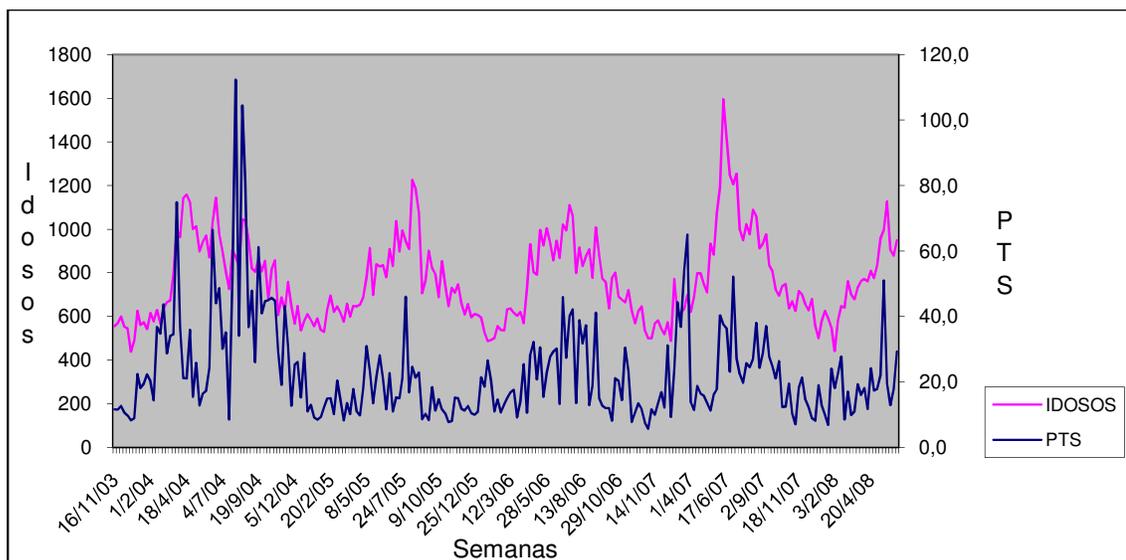


GRÁFICO 18 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS)

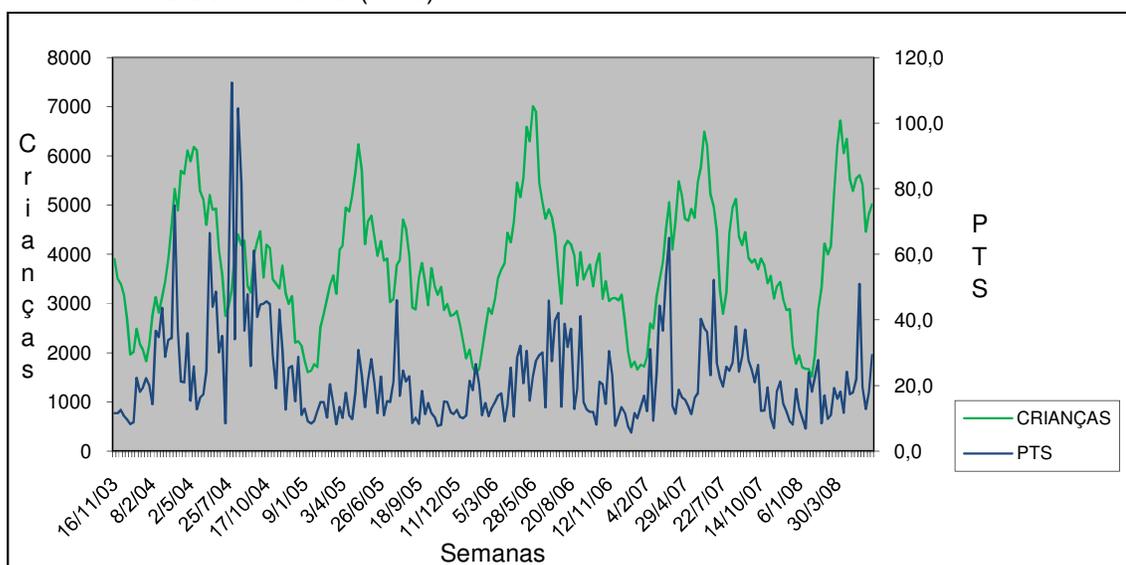


GRÁFICO 19 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E PARTÍCULAS TOTAIS EM SUSPENSÃO (PTS)

Nos gráficos 18 e 19 anteriores, parece haver indícios de uma relação entre as concentrações de PTS e as notificações de doenças respiratórias. No entanto, apenas após o processo de estimação dos parâmetros é que a significância poderá ser comprovada.

4.2.7 Material Particulado (PI)

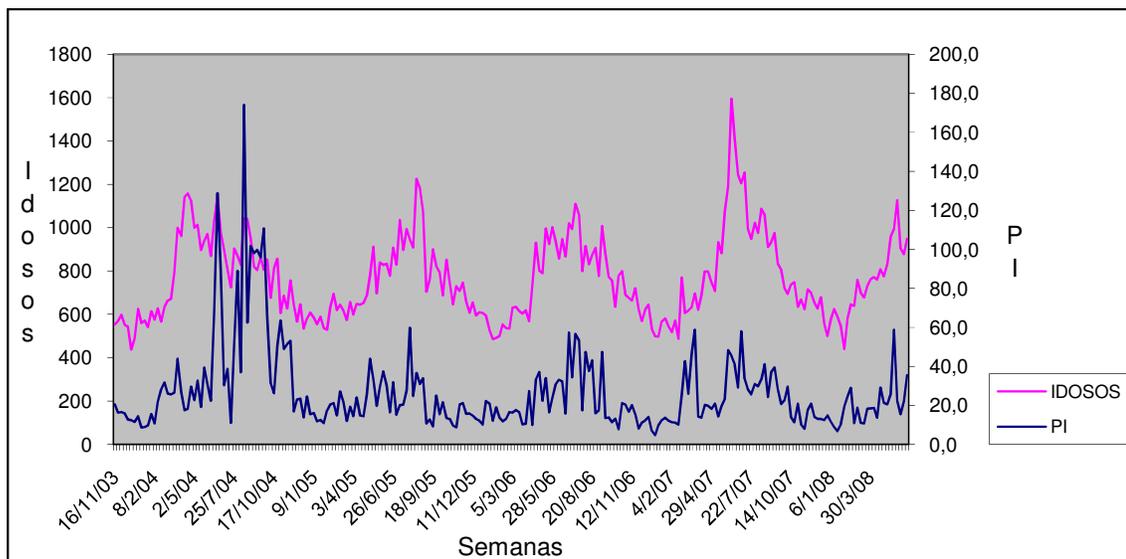


GRÁFICO 20 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM IDOSOS** E MATERIAL PARTICULADO (PI)

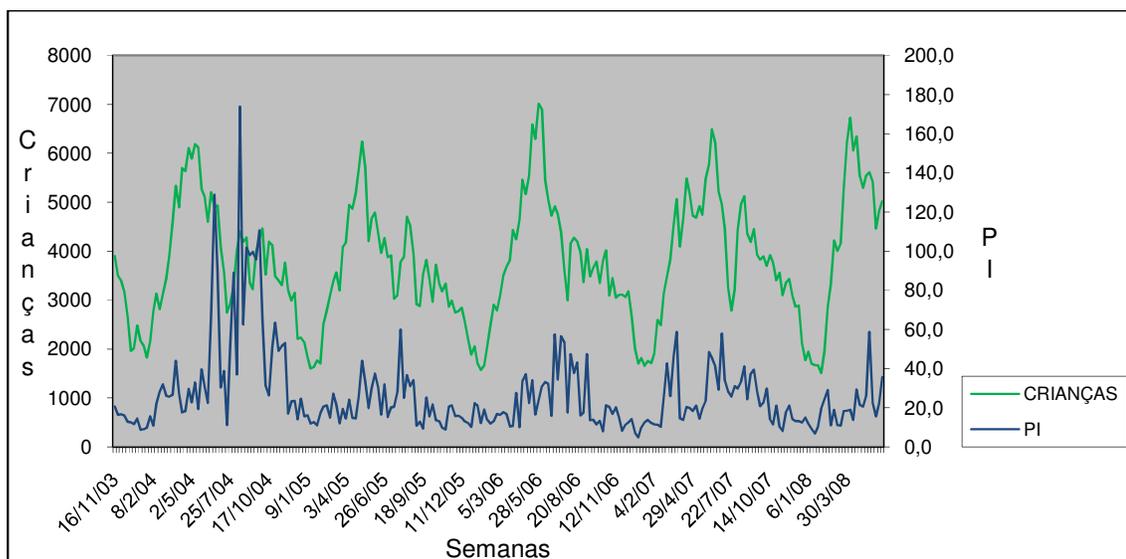


GRÁFICO 21 - RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS **EM CRIANÇAS** E MATERIAL PARTICULADO (PI)

Os gráficos 20 e 21 mostram que o Material Particulado possui uma relação bastante forte com o número de notificações de doenças respiratórias, tanto em crianças como em idosos. Pode-se observar que os períodos de concentrações mais altas deste poluente coincidem com os períodos de maior número de notificações de doenças respiratórias, e vice-versa.

O gráfico 22 representa a tendência verificada no período em estudo, para o comportamento da concentração de matéria particulada em Curitiba (escala padronizada adimensional).

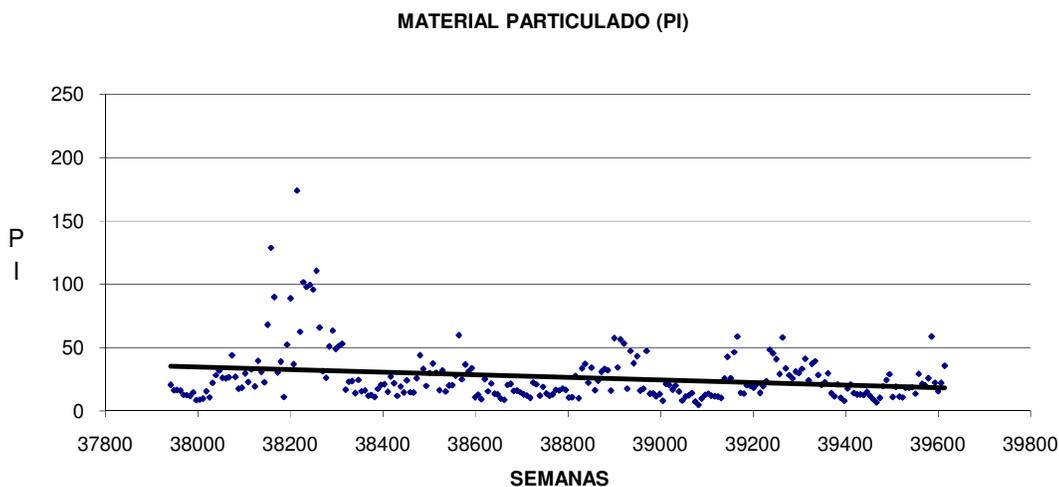


GRÁFICO 22 - MATERIAL PARTICULADO (PI): TENDÊNCIA

Observa-se, que nos últimos anos, existe uma tendência de redução dos níveis. Poucas vezes, no período observado, os índices semanais ultrapassaram o limite do padrão primário de 100 pontos.

4.3. RESULTADOS DO AJUSTE DO MODELO

A seguir são apresentados os resultados dos melhores ajustes encontrados através da aplicação do método Rigby e Stasinopoulos (RS) usando o aplicativo R (biblioteca GAMLSS).

a) NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS

O modelo final ajustado tem a seguinte estrutura:

$$e^{NI} = \beta_0 + \beta_1 TM + \beta_2 PI + offset(\log(NOTTOT))$$

Onde:

Variáveis	Descrição
NI	Número de notificações de doenças respiratórias em idosos
TM	Temperatura média
PI	Material particulado
NOTTOT	Número total de notificações

Lembrando-se que se considerou o ajuste de uma distribuição Gauss-Poisson inversa generalizada à variável resposta.

Desta forma, o modelo final, após exclusão das variáveis não significativas ficou:

	Estimativa	Erro Padrão	t	p-valor
Intercepto	-3,890	0,074	-52,62	9,904e-133
TM	-0,029	0,004	-7,144	1,107e-11
PI	0,004	0,0005	8,877	1,726e-16

Os valores obtidos para os critérios de seleção de modelos foram:

AIC: 3.012,159

SBC: 3.026,082

Número total de observações 240 semanas

Assim, das variáveis explicativas alocadas inicialmente ao modelo, apenas a Temperatura e o Material Particulado afetam o número de notificações de doenças respiratórias em Idosos.

O modelo ajustado aos dados pode ser representado pelo gráfico 23.

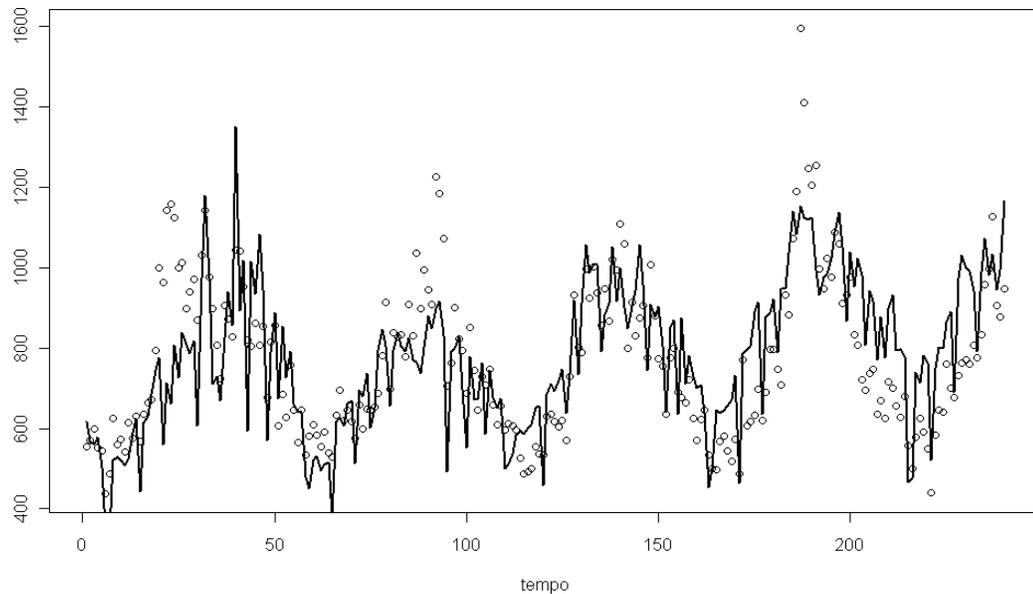


GRÁFICO 23 - MODELO AJUSTADO PARA AS NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS, NA CIDADE DE CURITIBA

Como todo modelo de regressão, aqui também os resíduos devem ser uma amostra aleatória normal padrão. Isto implica que aproximadamente, a média deve ser igual a zero e a variância igual a 1, além do coeficiente de assimetria ser aproximadamente igual a zero e a curtose igual a 3. E ainda, o coeficiente de correlação de Filliben (FILLIBEN, 1975) deve estar próximo de 1.

Pela análise de resíduos (GRÁFICO 24 e TABELA 3), observa-se que o ajuste é de boa qualidade:

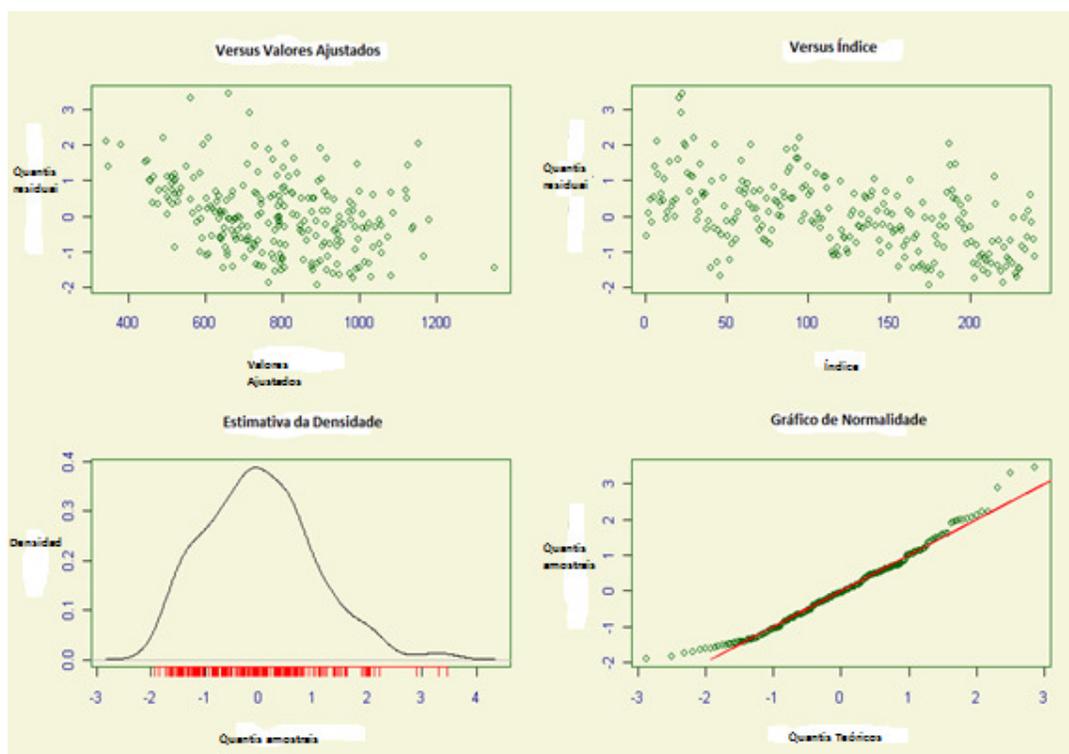


GRÁFICO 24 - ANÁLISE GRÁFICA DE RESÍDUOS PARA O MODELO AJUSTADO: IDOSOS

TABELA 3 - SUMÁRIO DA ANÁLISE DE RESÍDUOS

<i>Estatísticas</i>	<i>Sumário</i>
Média	0,001014766
Variância	1,001493
Coefficiente de assimetria	0,497037
Coefficiente de curtose	3,240244
Coefficiente de correlação de Filliben	0,996109 ($p > 0,05$)

b) NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS

O modelo final ajustado tem a seguinte estrutura:

$$e^{NC} = \beta_0 + \beta_1 TM + \beta_2 PI + offset(\log(NOTTOT))$$

Onde:

Variáveis	Descrição
NC	Número de notificações de doenças respiratórias em crianças
TM	Temperatura média
PI	Material Particulado
NOTTOT	Número total de notificações

Lembrando-se que se considerou o ajuste de uma distribuição Gauss-Poisson inversa generalizada à variável resposta.

O modelo final, após exclusão das variáveis não significativas ficou:

	Estimativa	Erro Padrão	t	p-valor
Intercepto	-2,192	0,103	-21,221	1,021e-56
TM	-0,036	0,005	-6,514	4,330e-10
PI	0,004	0,00076	5,742	2,845e-08

Os valores obtidos para os critérios de seleção de modelos foram:

AIC: 3.963,18

SBC: 3.977,10

Número total de observações 240 semanas

Assim, das variáveis explicativas alocadas inicialmente ao modelo, apenas a Temperatura e o Material Particulado afetam o número de notificações de doenças respiratórias em Crianças.

O modelo ajustado aos dados pode ser representado pelo gráfico 25:

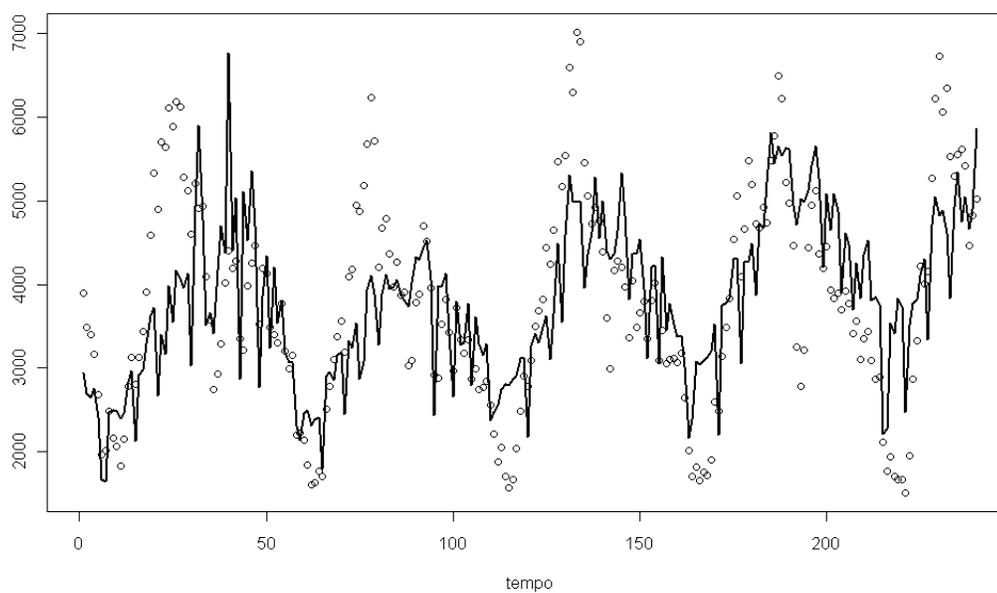


GRÁFICO 25 - MODELO AJUSTADO PARA AS NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS, NA CIDADE DE CURITIBA

Pela análise de resíduos (GRÁFICO 26, TABELA 4), observa-se que o ajuste é de boa qualidade:

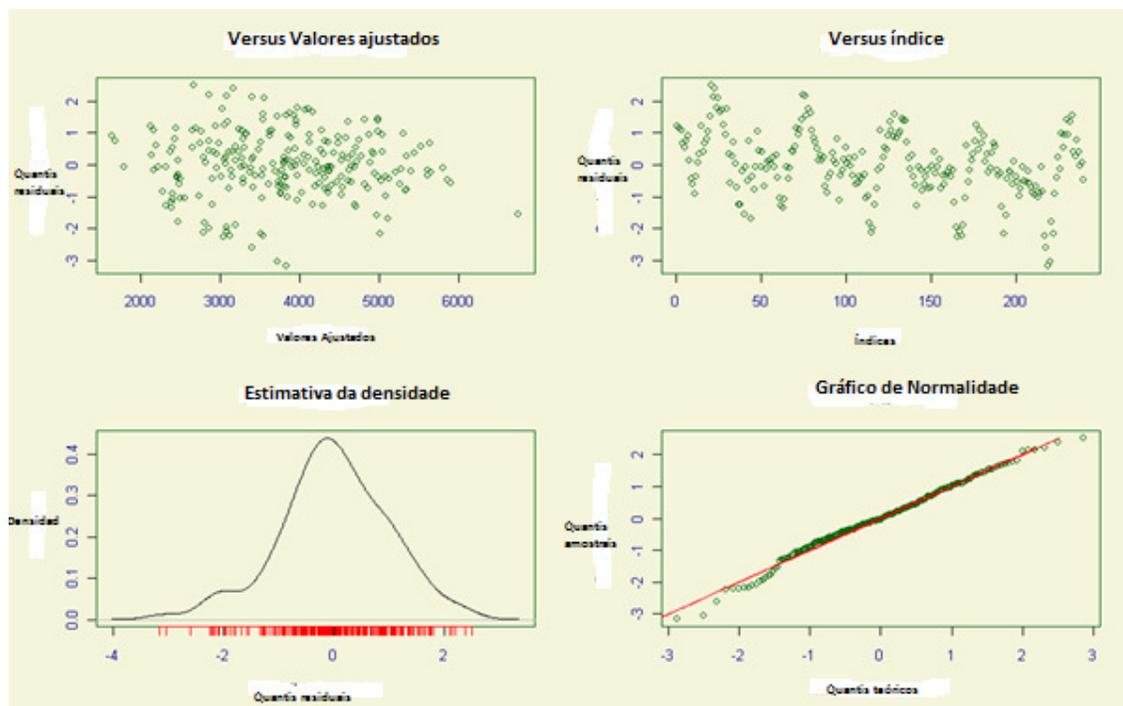


GRÁFICO 26 - ANÁLISE GRÁFICA DE RESÍDUOS PARA O MODELO AJUSTADO: CRIANÇAS

TABELA 4 - SUMÁRIO DA ANÁLISE DE RESÍDUOS

Estatísticas	Sumário
Média	0,002014019
Variância	1,005520
Coefficiente de assimetria	-0,2631281
Coefficiente de curtose	3,34228
Coefficiente de correlação de Filliben	0,99511 ($p > 0,05$)

O uso deste modelo, que requer que as observações sejam independentes ao longo do tempo, se justifica pelos resultados que podem ser observados na Função de Autocorrelação (FAC) e Função de Autocorrelação parcial (FACP) (GRÁFICOS 27 a 30).

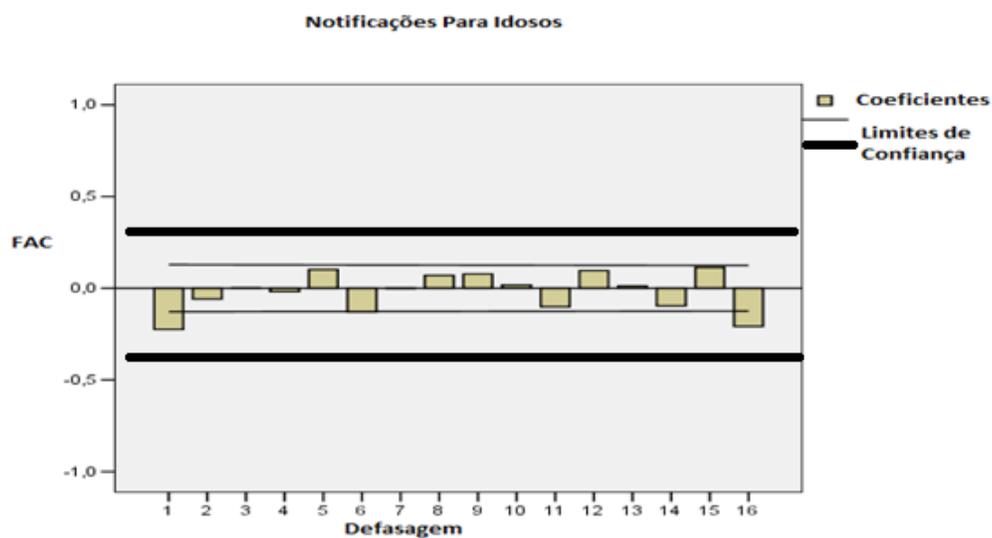


GRÁFICO 27 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS (LIMITES DE CONFIANÇA DE 1 E 5%)

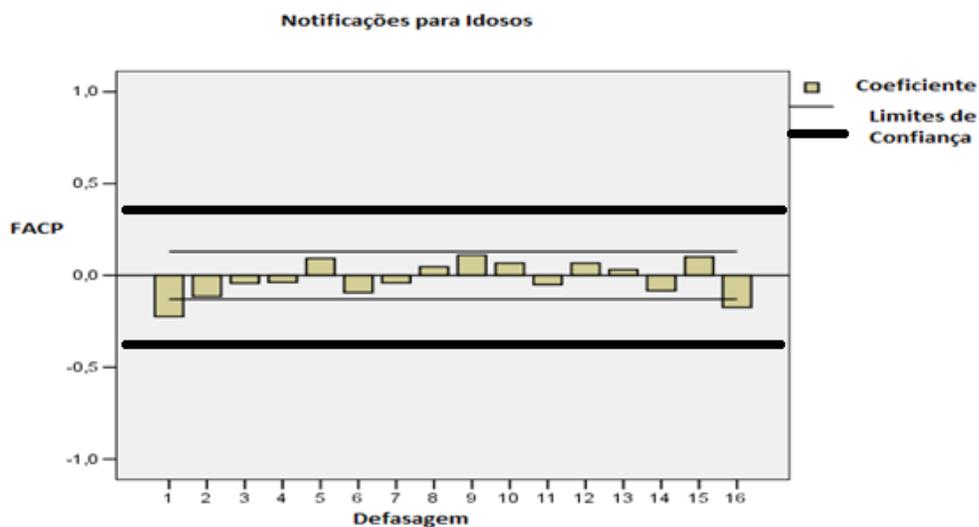


GRÁFICO 28 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARCIAL PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM IDOSOS (LIMITES DE CONFIANÇA DE 1 E 5%)

Analisando os gráficos 27 e 28 não há indícios de autocorrelação entre as observações de notificações de doenças respiratórias em idosos, considerando nível de significância de 1%.

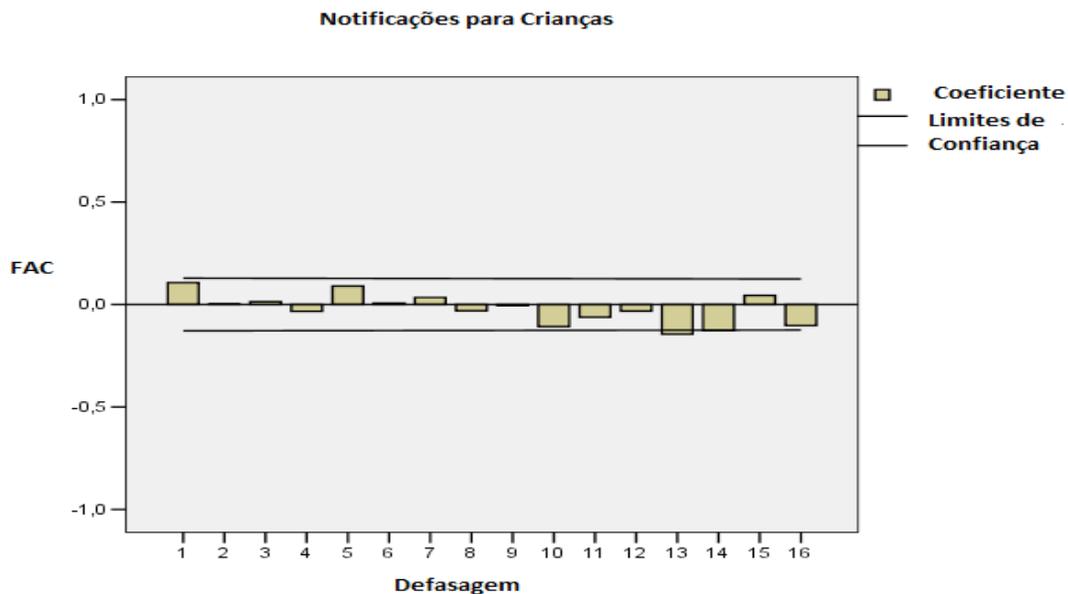


GRÁFICO 29 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS

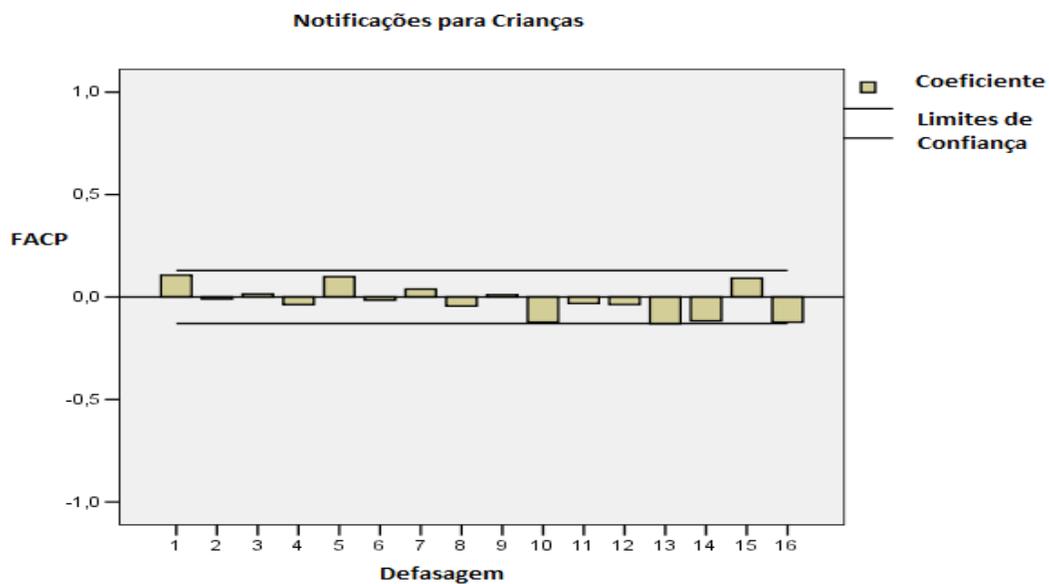


GRÁFICO 30 - FUNÇÃO DE AUTOCORRELAÇÃO PARCIAL PARA A SÉRIE DIFERENCIADA DO NÚMERO DE NOTIFICAÇÕES DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS EM CRIANÇAS

Analisando as figuras acima não há indícios de autocorrelação entre as observações de notificações de doenças respiratórias em crianças.

A seguir são apresentadas as tabelas com as informações referentes aos modelos ajustados, para os dados de Idosos (TABELA 5) e crianças (TABELA 6):

TABELA 5 SUMÁRIO DOS AJUSTES: IDOSOS

Modelos ajustados	Variáveis no modelo	AIC	SBC	Variável menos significativa	p-valor*
1	TM+UM+SO ₂ +NO ₂ +O ₃ +PI+PTS	3.018,494	3.049,820	NO ₂	0,0958
2	TM+UM+SO ₂ +O ₃ +PI+PTS	3.016,470	3.044,315	UM	0,0805
3	TM+O ₃ +SO ₂ +PI+PTS	3.014,514	3.038,879	SO ₂	0,0636
4	TM+O ₃ +PI+PTS	3.012,750	3.033,633	PTS	0,0374
5	TM+O ₃ +PI	3.011,399	3.028,803	O ₃	0,0126
6	TM+PI	3.012,159	3.026,082	-	-

* p-valor da variável menos significativa

TABELA 6- SUMÁRIO DOS AJUSTES: CRIANÇAS

Modelos ajustados	Variáveis no modelo	AIC	SBC	Variável menos significativa	p-valor*
1	TM+UM+SO ₂ +NO ₂ +O ₃ +PI+PTS	3.967,869	3.999,195	NO ₂	0,0679
2	TM+UM+SO ₂ +O ₃ +PI+PTS	3.966,162	3.994,007	SO ₂	0,0923
3	TM+UM+O ₃ +PI+PTS	3.964,129	3.988,493	UM	0,0261
4	TM+O ₃ +PI+PTS	3.963,485	3.984,368	PTS	0,0230
5	TM+O ₃ +PI	3.962,312	3.979,715	O ₃	0,0174
6	TM+PI	3.963,177	3.977,100	-	-

* p-valor da variável menos significativa

4.4. DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

A metodologia utilizada, ajustando um modelo GAMLSS para explicar as notificações de doenças respiratórias, apresentou boas qualidades de ajuste, segundo a análise de resíduos. Tanto para idosos como para crianças, os modelos ajustados apontaram resultados semelhantes com relação às variáveis significativas (PI e Temperatura).

Os resultados apontam uma redução significativa do número de notificações de doenças respiratórias entre os idosos, pela diminuição das concentrações de material particulado, durante o período considerado. Outra possível razão para essa redução de notificações, apontada pela Secretaria Municipal de Saúde, é a campanha de vacinação anti-gripe. Nichol et al. (2007) avaliaram o efeito da vacinação anti-gripe em idosos durante 10 anos em três regiões americanas diferentes e demonstraram que a vacinação foi associada a uma diminuição média de 27% no risco de hospitalização por pneumonia ou influenza no inverno e a uma redução de 48% no risco de morte por qualquer causa. Esta redução no risco de morte ocorre porque o Infarto do Miocárdio e Derrame são complicações relacionadas à gripe.

Entre os idosos, alguns estudos demonstram que a vacinação pode reduzir entre 32% e 45% o número de hospitalizações por pneumonias e em 39% a 75% a mortalidade global. Entre os residentes em lares, pode reduzir o risco de pneumonia em, aproximadamente, 60% e o risco global de hospitalização e morte em cerca de 50% e 68%, respectivamente (ALLSUP et al.2004; WANG e WANG 2004), referem ainda a redução de mais de 50% nas doenças relacionadas à influenza.

O fato da variável Temperatura se mostrar significativa, no modelo ajustado, já era esperado. Demonstra que a temperatura ainda é uma dos fatores mais explicativos da ocorrência de doenças respiratórias, e mesmo que se tenha uma série de ações governamentais, a queda de temperatura ainda assim afetará os sistemas cardiorrespiratórios de crianças e idosos.

Contudo, a redução dos níveis de pobreza com certeza possibilita e continuará possibilitando à população menos privilegiada, se defender dos efeitos térmicos sazonais da cidade.

Analisando o quanto a poluição custa ao país, é importante destacar que a

Saúde no Brasil apresentou mudanças expressivas nas últimas décadas, com incrementos na expectativa de vida, redução da mortalidade infantil, aumento de cobertura em programas de imunizações e erradicação de doenças imunopreventivas e incorporação de tecnologias de ponta e resolutivas. Todas estas transformações evoluíram com efeitos profundos nos indicadores epidemiológicos e econômicos do País.

Entretanto, segundo relatório da Organização Mundial da Saúde, o Brasil figura entre os países com maior população, mas com recursos em Saúde muito inferiores aos descritos em países desenvolvidos. Em 2002, foram alocados 7,8% do produto interno bruto no setor Saúde, sendo 46% de fonte governamental. Os gastos em Saúde, por habitante, foram em média de US\$ 206, muito inferiores ao despendido por outros países como Canadá (US\$ 2.222), Reino Unido (US\$ 2.031), Estados Unidos (US\$ 5.274), ou mesmo Uruguai (US\$ 361). Aproximadamente 75% da população brasileira é dependente exclusivamente do sistema público de atenção à saúde. O financiamento do SUS é alcançado com recursos arrecadados por meio de impostos e contribuições sociais pagos pela população e compõem os recursos do governo federal, estadual e municipal. Em 2003, as despesas com ações e serviços públicos de saúde foram de R\$ 53,6 bilhões pelas três esferas governamentais, correspondendo a R\$ 303,17 por habitante. A alocação de verbas no setor Saúde em termos relativos não teve incrementos significativos nos últimos anos, embora as necessidades e demandas cresçam exponencialmente.

À medida que a responsabilidade e demanda pelo sistema de saúde público tem aumentado e os recursos se tornado cada vez mais escassos, o sistema de saúde, tem sido forçado a reexaminar os benefícios e custos de suas ações para assegurar que haja uma implementação efetiva das intervenções e alocação eficiente de recursos. As análises econômicas são ferramentas básicas para atender a esse objetivo.

Segundo o Banco de dados do Sistema Único de Saúde (DATASUS), o custo médio de internação por doença respiratória foi de aproximadamente R\$ 650,00 no período de 2005 a 2008, em Curitiba. Considerando a totalidade de internamentos realizados neste período, isto representa um gasto bastante significativo entre os gastos do SUS. A redução de casos de doenças respiratórias significa a

possibilidade de atendimento maior em outras doenças. Isto pode ser atingido pela redução dos índices de poluição de Curitiba como demonstrado neste trabalho.

Realizando um exercício a partir dos resultados obtidos, pode-se calcular a economia obtida, considerando a redução de notificações observada no período. O quadro abaixo apresenta as médias de notificações observadas ano a ano:

Notificações			
Ano	Idosos	Crianças	Total*
2004	805,85	3.900,33	49.278,38
2005	749,75	3.524,67	51.002,62
2006	744,51	3.772,81	55.736,57
2007	809,04	2.856,35	62.457,54
2008	751,88	4.221,96	65.777,58

* todos os diagnósticos

QUADRO 6- NOTIFICAÇÕES MÉDIAS DE DOENÇAS RESPIRATÓRIAS (2004-2008)

FONTE: SMS CURITIBA (2008)

Se admitir-se que as notificações de doenças respiratórias seguissem a mesma evolução proporcional da totalidade de diagnósticos, na cidade de Curitiba, e comparando com o quadro real, teríamos:

	Idosos	Crianças	Total
Variação	-6,70%	8,25%	33,48%
Casos à menos	16.836,64	51.181,57	
Economia	R\$ 2.188.762,64	R\$ 6.653.604,43	

Ou seja, houve uma redução de 6,7% no número de notificações em idosos e um aumento de 8,25% em crianças. Embora tenha havido um aumento de casos em crianças, este percentual está muito abaixo do aumento de notificações por todos os diagnósticos (33,48%). Assim, se considerarmos hipoteticamente que 20% das notificações de doenças respiratórias levem a internação do paciente, estima-se que houve uma economia de quase 9 milhões de reais no período (2004-2008) em gastos com internações por doenças respiratórias, apenas nas faixas etárias de

idosos e crianças.

Interpretando os modelos ajustados, observa-se a importância de continuar se investindo na redução das concentrações de partículas inaláveis. Para ilustrar, suponha-se a temperatura estável em 17,1 graus (média do período); a redução de 10 unidades no índice da concentração de partículas inaláveis, implicará uma redução de 3,9% no número de notificações de doenças respiratórias, tanto em idosos como em crianças. Em um ano, isso significa 1.596 notificações a menos em idosos e 7.874 a menos em crianças.

Uma das principais explicações para a redução de concentrações de poluentes no período, diz respeito ao transporte coletivo da cidade de Curitiba. Os índices de poluição pelo transporte coletivo em Curitiba caíram 50% em 2009, o equivalente a duas toneladas a menos de fumaça tóxica e material particulado no ar, por dia, mesmo com a entrada em circulação de 295 novos ônibus. Isto representa, em um ano, a redução de 700 toneladas de poluição. A redução se deve ao uso de motores eletrônicos, que equipam os ônibus do transporte urbano da capital desde 2004, atendendo às resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e ao Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (Proconve P-5). Curitiba foi a primeira cidade do Brasil a cumprir a legislação - a chamada "tecnologia limpa". A lei da "tecnologia limpa" determina tanto a redução da emissão de gases na atmosfera como a diminuição de ruídos causados pelos motores (OEI, 2006).

Soma-se a isto o fato da renovação da frota de veículos proporcionar uma sensível diminuição da emissão de poluentes, e da melhoria da qualidade dos combustíveis, principalmente, do óleo diesel.

Em relação às demais concentrações de poluentes (NO_2 , SO_2 , PTS, O_3) e Umidade Relativa, o modelo ajustado não considera essas variáveis altamente significativas, considerando um nível de significância de 1%. Assim, na proposta de encontrar um modelo parcimonioso, essas variáveis acabaram sendo descartadas do modelo final.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os modelos ajustados para as notificações de doenças respiratórias em crianças e idosos, na cidade de Curitiba, apontam que a temperatura e a concentração de partículas inaláveis influenciam significativamente a variável resposta.

Reverendo o comportamento das séries de notificações de doenças respiratórias, pode-se observar que existe uma redução proporcional do número de notificações, tanto em idosos como em crianças, se compararmos com a tendência crescente do número de notificações por todos os diagnósticos. Este trabalho permitiu identificar as possíveis razões que explicam esta tendência de redução das notificações, que são basicamente, a temperatura e a concentração de PI.

A respeito das informações fornecidas pelos modelos ajustados para Crianças e Idosos, identificou-se que a temperatura é uma variável que interfere significativamente no número de notificações. O coeficiente associado à temperatura foi estimado como sendo um valor negativo, o que representa uma relação inversa. Isto significa que quando existe redução de temperatura, existe um aumento do número de notificações.

Após a análise do modelo, percebe-se que a concentração de partículas inaláveis afeta significativamente o número de notificações de doenças respiratórias, tanto em crianças como em idosos. O coeficiente estimado para esta variável é positivo, o que representa uma relação direta, ou seja, à medida que aumenta a concentração de PI na atmosfera, aumenta o número de notificações por doença respiratória.

No período em estudo, o comportamento da concentração de PI em Curitiba detectou que nos últimos anos, existe uma tendência de redução dos níveis. Como o modelo aponta a relação significativa entre as notificações de doenças respiratórias e a concentração de PI, esta tendência de redução da concentração é mais uma explicação para a redução do número de notificações.

Outro achado importante do trabalho diz respeito à falta de autocorrelação significativa observada entre as notificações de doenças respiratórias. Este fato se justifica pela periodicidade de coleta das observações, que foi semanal. Este período

foi suficientemente amplo para diluir o efeito de uma semana para outra. Caso a periodicidade fosse diária, certamente haveria a verificação de autocorrelação significativa. Este resultado é considerado importante, pois permitiu o ajuste de um modelo que exige independência entre as observações. Caso as observações não apresentassem independência, a metodologia de modelagem teria que ser diferente.

Infelizmente, nesse trabalho, não foi possível avaliar o efeito das áreas verdes da cidade de Curitiba, como fator de redução das notificações de doenças respiratórias, por insuficiência de dados.

O que se nota é que hoje em dia, os órgãos responsáveis pelo controle da poluição não estão suficientemente preparados para informar à população do município sobre a real situação da poluição atmosférica, de forma absolutamente confiável. Precisa haver um investimento para garantir que os órgãos responsáveis tenham uma postura engajada e mais sofisticada sobre a questão da poluição atmosférica em Curitiba e não apenas exercer um papel informativo e superficial.

Assim, é recomendável que este estudo seja estendido e complementado, utilizando-se dados mais representativos, que possibilitem sua aplicação em processos que envolvem tomadas de decisão, como por exemplo, implantação de novos empreendimentos urbanos. A metodologia, nesse caso, poderia ser aplicada para avaliar o impacto na saúde da população residente de Curitiba, ao se modificar áreas verdes do município. Para isso, seria necessária uma base de dados com medições de áreas verdes por habitante, continuamente atualizada. Seria ainda preciso investir em novas estações automáticas de monitoramento das concentrações de poluentes, para se garantir confiabilidade dos dados.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, Notre Dame, AC-19, p. 716-723, 1974.

AKANTZILIOTOU, K.; RIGBY, R. A.; STASINOPOULOS, D. M. **The R implementation of Generalized Additive Models for Location, Scale and Shape in Statistical modelling in Society**: Proceedings of the 17th International Workshop on statistical modelling, ed: Stasinopoulos, M. and Touloumi, G., 75-83, Chania, Greece, 2002.

ALLSUP, S. et al. Is influenza vaccination cost effective for healthy people between ages 65 and 74 years? **Vaccine**, Rochester, v. 23, n. 5, p. 639-645, 2004.

ANDERSON, H. R.; LEON, A. P.; BLAND, J. M.; BOWER, J. S.; STRACHAN, D. P. Air pollution and daily mortality in London: 1987-92. **BMJ**, London, v. 312, p. 665-669, 1996.

ARTAXO, P. Poluição do ar: das questões globais ao meio ambiente urbano. In: 5. CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, de 4-7 jun.2001 – São Paulo, 191-192, 2001.

AZUAGA, D. **Danos ambientais causados por veículos leves no Brasil**. 187p. Tese (Mestrado em Planejamento de Sistemas Energéticos) – Coppe, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2000.

BAKONYI, S. M. C.; OLIVEIRA, I. M. D.; MARTINS, L. C.; BRAGA, A. L. F. Poluição Atmosférica e Doenças Respiratórias em Crianças na Cidade de Curitiba, PR. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 38, p. 695-700, 2004.

BOÇON, F. T. Modelagem Matemática do Escoamento e da Dispersão de Poluentes na Microescala Atmosférica. In: QUINTA JORNADA DE INVESTIGACION DA ASSOCIACION DE UNIVERSIDADES GRUPO MONTEVIDEO, San Bernardino – Paraguai, 1997.

BRAGA A. L. F.; CONCEIÇÃO, G. M. S.; PEREIRA, L. A. A.; KISHI, H. S.; PEREIRA, J. C. R.; ANDRADE, M. F. et al. Air pollution and pediatric respiratory hospital admissions in São Paulo, Brazil. **J Environ Med**, Nova York, v. 1, p. 95-102, 1999.

BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H. N. Association between air pollution and respiratory and cardiovascular diseases in Itabira, Minas Gerais State, Brazil. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 570-557, 2007.

BRANCO, S. M.; MURGEL, E. **Poluição atmosférica**. 2. ed. São Paulo: Moderna, 2004.

BRANDÃO, A. M. M. P. **O clima urbano da cidade do Rio de Janeiro**. São Paulo, 362 p. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo, 1996.

BRICKUS, L. S. R.; NETO, F. R. A. A qualidade do ar de interiores e a química. **Química Nova**, São Paulo, v. 22, p. 65, 1999.

BURNETT, R. T.; BROOK, J. R.; YUNG, W. T.; DALES, R. E.; KREWSKI, D. Association between Ozone and Hospitalization for Respiratory Diseases in 16 Canadian Cities. **Environmental Research**, Baltimore, v. 72, n. 1, p. 24-31, 1997.

CÂMARA, N. G. **Economia e meio ambiente**: uma avaliação dos pressupostos neoclássicos. Monografia UFPR, 2001.

CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. .A.; ARBEX, M. A. A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. P. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, Brasília, v. 32, n. 1, p. S5-S11, 2006.

CETESB. **Histórico da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental**. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Institucional/portugues_historico.asp. Acesso em: 10 maio 2007.

CHIOGNA, M.; GAETAN, C. Dynamic generalized linear models with application to environment epidemiology. **JRSS**, Londres, v. 51, p. 453-458, 2002.

CONCEIÇÃO, G. M. S.; SINGER, JÚLIO M.; SALDIVA, P. H. N. Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbimortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. **Brazilian Journal of Epidemiology**, Brasil, v. 45, p. 206-219, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA, Brasil. Resolução n° 003/1990.

CROPPER, M. L.; SIMON, N. B. Valuing the health effects of air pollution. **Dec Notes: Research Findings**, World Bank Staff, Wahington, v. 7, p. 107-126, 1996.

DAMÁSIO, L. C. S. **Meio ambiente e trânsito: infrações que os relacionam**. Pós-Graduação em Gestão, Educação e Segurança no Trânsito - instituto A Vez do Mestre – Rio de Janeiro, 2007.

DANNI, I. M. Aspectos térmicos do Centro de Curitiba-PR. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CLIMATOLOGIA GEOGRÁFICA, 1992, Rio Claro. Rio Claro: Unesp. p. 43.

DANNI OLIVEIRA, I. M. Considerações sobre a poluição do ar em Curitiba-PR face a seus aspectos de urbanização. **R. RA'EGA**, Curitiba, n. 4, p. 101-110, 2002.

DANNI, I. M. **Aspectos temporo-espaciais da temperatura e umidade relativa de Porto Alegre em janeiro de 1982**. Contribuição ao estudo do clima urbano. São Paulo. 131 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, 1987.

DANNI, I. M. **A cidade de Curitiba/PR e a poluição do ar**: implicações de seus atributos urbanos e geocológicos na dispersão de poluentes em período de inverno. São Paulo. 330 p. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, 1999.

DELMAS, R.; SERÇA, D.; JAMBERT, C. Global inventory of NO_x sources. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Nova York, v. 48, n. 1-2, 1997.

DEMÉTRIO, C. G. B. **Modelos lineares generalizados em experimentação agrônômica**. 3. ed. Piracicaba: USP/ESALQ-Depto. de Ciências Exatas, 2001.

DETHLEFSEN, C.; LUNDBYE-CHRISTENSEN, S. Formulating state space models in r with focus on longitudinal regression models. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 16, n. 1, 2006.

FILLIBEN, J. J. The Probability Plot Correlation Coefficient Test for Normality. **Technometrics**, Milwaukee, v. 17, n. 1, p. 111–117, 1975.

FINNEY, D. J. **Probit analysis**: A Statistical treatment of the sigmoid response curve. Cambridge: Univ. Press (Cambridge), 1947.

FISCHLOWITZ-ROBERTS, B. - **Poluição atmosférica mata três vezes mais que o trânsito**. Eco 21, Rio de Janeiro. V.13, n.75, p. 28-30, 2003.

FREITAS, C. et al. **Vigilância dos efeitos na saúde decorrentes da poluição atmosférica**: estudo de factibilidade, 2003. Disponível em: www.cve.saude.sp.gov.br/htm/doma_vig.htm. Acesso em: 11 nov. 2008.

_____. Interações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993 a 1997. **Rev. Saúde Pública**, São Paulo, v. 38, n. 6, p. 751-757, 2004.

FRENKIEL, F. N. Application of the Statistical Theory of Turbulent Diffusion to Micrometeorology. **J. of Meteorology**, Boston, v. 9, p. 252, 1952.

FUPEF – FUNDAÇÃO DE PESQUISAS FLORESTAIS DO PARANÁ & SMMA – SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE DE CURITIBA. **Mapeamento das áreas verdes do município de Curitiba – PR**. Curitiba, 1987. 40p.

GIOVANNONI, J. M. A laboratory analysis of free convection enhanced by a heat island in a calm and stratified environment. **Bound.-Layer Meteor.**, Totonto, v. 41, p. 9–26, 1987.

GODISH, T. Air Quality. 3 ed. Nova York: Lewis Publishers/CRC Press, 1997.

GRIZZLE, J. E.; STARMER, C. F.; KOCH, G. G. Analyses of categorical data by linear models. **Biometrics**, University of North Carolina, Chapel Hill, U.S.A. v. 25, p. 489-504, 1969.

GUARDANI, R.; NASCIMENTO, C. A. O.; ANDRADE M. F. ET al. **Tecnologia para previsão da concentração de ozônio na baixa atmosfera da Região Metropolitana de São Paulo**. Prêmio Mário Covas. São Paulo: USP/CETESB, 2005.

HASTIE, T. J.; TIBSHIRANI, R. J. **Generalized Additive Models**. London: Chapman and Hall, 1990.

HEINRICH, J.; HOELSCHER, B.; WICHMANN, H. E. Decline of Ambient Air Pollution and Respiratory Symptoms in Children. **American Journal Of Respiratory And Critical Care Medicine**, 161, 1930–1936, 2000.

HONG et al. . Greenland ice evidence of hemispheric lead pollution two millennia ago by Greek and Roman Civilizations. **Science**, Washington, v. 265, 1994.

IAP. **Relatório de Avaliação da Qualidade do Ar 2005**. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 2005.

IAP. **Relatório de Avaliação da Qualidade do Ar 2009**. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 2009.

IBGE. **Censo 2010**. Instituto brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2010.

IPPUC. **Caracterização Geopolítica dos Municípios da Região Metropolitana de Curitiba**. Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba, 2002.

JURAN, J.M. **Quality Control Handbook**, 5a ed. New York, Nova York: McGraw-Hill, 1999.

KLEINMAN, A.; KLEINMAN., J. The appeal of experience – Dismay of images: cultural appropriations of suffering in our times. In: KLEINMAN, A.; DAS, V. **Social suffering**. Los Angeles: University of California Press, 1997.

KMENTA, J. **Elements of econometrics**. 2. ed. Nova York/Londres: Macmillan/Collier Macmillan, 1986.

LATORRE, M. do R. D. de O.; CARDOSO, M. R. A. Time series analysis in epidemiology: an introduction to methodological aspects. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 4, n.3, p.145-152, 2001.

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

LP AE. Epidemiologia ambiental aplicada à poluição atmosférica urbana: uma contribuição do Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental. **Caderno de Saúde Pública**. vol.16, n.3, Rio de Janeiro, 2001.

MARTINS L. C. **Relação entre poluição atmosférica e algumas doenças respiratórias em idosos**: avaliação do rodízio de veículos no Município de São Paulo [Dissertação de Mestrado]. São Paulo: Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, 2000.

MIGUEZ, L. A. L. **Mapeamento e monitoramento dos maciços vegetais do município de Curitiba – PR**. Monografia para Especialização em Administração, Monitoramento e Controle da Qualidade de Vida Urbana – Instituto de Engenharia do Paraná (IEP). Curitiba, 2000

MIRAGLIA, S. G. E. K. **O ônus da poluição atmosférica sobre a população do município de São Paulo**: uma aplicação do Método Daly; estimativa em Anos de vida perdidos e vividos com incapacidades. 126p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

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

NEAS, L. M.; DOCKERY, D. W.; WARE, J. H. et al. Association of Indoor Nitrogen Dioxide with Respiratory Symptoms and Pulmonary Function in Children. **American Journal of Epidemiology**, Oxford, 134(2), p. 204-219, 1991.

NELDER J. A.; WEDDERBURN R. W. M. Generalized Linear Models. **J R Stat Soc A**, Londres, n. 135, p. 370-384, 1972.

NICHOL, K. L., et al. Influenza vaccination and reduction in hospitalizations for cardiac disease and stroke among the elderly. **New England Journal of Medicine**, Waltham, n. 348, v. 14, p. 1322-1332, 2003.

NORRIS, G.; YOUNG PONG, S. N.; KOENIG, J. Q. et al. An association between fine particles and asthma emergency department visits for children in Seattle. **Environmental Health Perspective**, Weston Parkway Cary, v. 107, n. 6, p. 489–493, 1999.

OEI. Relatório Técnico 2006. Organização dos Estados Iberoamericanos, 2006.

OHBA, R.; UKEGUCHI, N.; KAKISHIMA, S. et al. Wind Tunnel Experiment of Gas Diffusion in Stably Stratified Flow Over a Complex Terrain. **Atmospheric Environment**, Londres, v. 24A, n. 8, p. 1987-2001, 1990.

OLIVIER J. G. J.; BOUWMAN A. F.; VAN DER HOEK K. W. et al. Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990. **Environmental Pollution**, Amherst, v. 102, n. 1, p. 135-148, 1998.

_____; BLOOS, J. P.J.; BERDOWSKI, J. J. M. et al. A global emission inventory of anthropogenic sources of carbon monoxide on 1° × 1° developed in the framework of EDGAR/GEIA. **Chemosphere - Global Change Science**, Saskatchewan, v. 1, n. 1-3, p. 1-17, 1999.

PAULA, G.A. **Estimação e testes em Modelos de Regressão com parâmetros restritos**, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ESTATÍSTICA, 1997.

PENNA, M. L. F.; DUCHIADE, M. P. Poluição do ar e mortalidade infantil por pneumonia na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Boletín de la Organización Panamericana de la Salud**, Washington, v. 110, p. 199-207, 1990.

PERSHAGEN, G.; RYLANDER, E.; NORBERG, S. et al. Air Pollution Involving

Nitrogen Dioxide Exposure and Wheezing Bronchitis in Children. **International Journal of Epidemiology**, Oxford, v. 24, n. 6, p. 1147-1153, 1995.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2007. ISBN 3-900051-07-0, [URL http://www.R-project.org](http://www.R-project.org) .

RIBEIRO, H.; CARDOSO, M. R. A. Air pollution and children's health in São Paulo (1986–1998). **Social Science & Medicine**, Leicester, v. 57, n. 11, p. 2013-2022, 2003.

RICHARDSON, L. F.; PROCTOR, D. Diffusion Over Distances Ranging from 3 km to 86 km. **Memoirs of the Royal Meteorological Society**, Londres, v. 1, n. 1, p. 1-16, 1925.

_____. Atmospheric Diffusion Shown on a Distance-Neighbor Graph, **Proc. Of Royal Society**, A, Londres, v. 110, p. 709, 1926.

RIGBY, R. A.; STASINOPOULOS, D. M. The GAMLSS project: a flexible approach to statistical modeling. In :NEW TRENDS IN STATISTICAL MODELLING: Proceedings of the 16th International Workshop on Statistical Modelling, ed:Klein, B. and Korsholm, L, 249-256, 2001. Odense, Denmark

_____; _____. Generalized Additive Models for Location, Scale and Shape, (with discussion). **Appl. Statist.**, Leeds, v. 54, p. 507-554, 2005.

_____; _____. AKANTZILIOTOU C. A framework for modelling overdispersed count data, including the Poisson-shifted generalized inverse Gaussian distribution. **Computational Statistics and Data Analysis**, Los Angeles, v. 53, p. 381-393, 2008.

ROGERS, J. F.; THOMPSON, S. J.; ADDY, C. L. et al. Association of Very Low Birth Weight with Exposures to Environmental Sulfur Dioxide and Total Suspended Particulates. **American Journal of Epidemiology**, Oxford, v. 151, n. 6, p. 602-613, 2000.

ROSSBY, C. G. A Generalization of the Theory of the Mixing Length With Applications to Atmospheric and Oceanic Turbulence. **Massachusetts Institute of Technology Meteorological Papers**, Massachusetts, v. 1, n. 4, p. 1-36, 1932.

SALDIVA, P. H. N. et al. Air pollution and mortality in elderly people; a time-series study in São Paulo. Brazil. **Arch. Environ. Health.**, Harvard, v. 50, p. 159-163, 1995.

SANTOS, M. **Técnica, espaço, tempo**. Globalização e meio técnico científico informacional. São Paulo: Hucitec, 1994.

SCHIRMER, W. N.; LISBOA, H. M. Química da Atmosfera: constituintes naturais, poluentes e suas reações. **Tecno-Lógica**. Santa Cruz do Sul, v. 12, p. 37-46, 2008.

SCHWARZ, G. Estimating the dimension of a model. **Annals of Statistics**, Pennsylvania, v. 6, p. 461-464, 1978.

SILVA, R. G.; LIMA, J. E.; CARVALHO, L. A. Impactos das queimadas sobre as morbidades respiratórias na Amazônia: uma abordagem espacial no estado do Acre. **REDES/Universidade de Santa Cruz do Sul**, Santa Cruz do Sul, v. 11, n. 2, p. 169-183, 2006.

SMITH, S. J.; PITCHER, H.; WIGLEY, T. M. L. Global and regional anthropogenic sulfur dioxide emissions. **Global and Planetary Change**, Amsterdam, v. 29, n. 1-2, p. 99-119, 2001.

SUTTON, O. G. The Problem of Diffusion in the Lower Atmosphere. **Quart. F. R. Meteorological Society**, Londres, v. 73, p. 257, 1947a.

_____. The Theoretical Distribution of Airborne Pollution from Factory Chimneys. **Quart. J. Royal Meteorological Society**, Londres, v. 73, p. 426, 1947b.

_____. The Dispersion of Hot Gases in the Atmosphere. **J. of Meteorology**, Boston, v. 7, p. 307, 1950.

TAYLOR, G. I. Diffusion by Continuous Movements. **Proc. London Math. Soc.**, Londres, v. 20, n. 196, p. 196-212, 1921.

TOWNSEND, C.R., BEGON, M., HARPER, J.L. **Fundamentos em Ecologia**. 3 ed. São Paulo – SP: Artmed, 2008.

VILLELA, F. R.; PONCE DE LEON, A.; JUNGER, W. L. Associação de séries temporais de índices de poluição atmosférica e contagens de eventos de saúde no Rio de Janeiro. In: 11º CONGRESSO MUNDIAL DE SAÚDE PÚBLICA, 2006, Rio de Janeiro. Ciência & Saúde Coletiva, 2006.

WANG, C. S.; WANG, S. T. Reducing major cause-specific hospitalization rates and shortening stays after influenza vaccination. **Clinical Infectious Diseases**, Boston, v. 1, n. 39, p. 1604-1610, 2004.

WEST, M.; HARRISON P. J.; MIGON, H. S. Dynamic generalized linear models and Bayesian forecasting. **Journal of the American Statistical Association**, Boston, v. 80, p. 73-97, 1985.

WHO. The World Report 2000. Geneva: WHO, 2000.

ANEXOS

RESOLUÇÃO DO CONAMA N3.....	95
Script com o procedimento de ajuste do modelo usando a metodologia GAMLSS.....	100

RESOLUÇÃO CONAMA N. 3

CONTROLE DA POLUIÇÃO DO AR - PRONAR

RESOLUÇÃO CONAMA nº 3 de 1990

RESOLUÇÃO CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990
Publicada no DOU, de 22 de agosto de 1990, Seção 1, páginas 15937-15939

Correlações:

· Complementa a Resolução nº 5/89

Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR.

O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das atribuições que lhe confere o inciso II, do Art. 6º, da Lei nº 7.804, de 18 de julho de 1989, e tendo em vista o disposto na Lei nº 8.028, de 12 de abril de 1990, Decreto nº 99.274, de 6 de junho de 1990 e,

Considerando a necessidade de ampliar o número de poluentes atmosféricos passíveis de monitoramento e controle no País;

Considerando que a Portaria GM 0231, de 27 de abril de 1976, previa o estabelecimento de novos padrões de qualidade do ar quando houvesse informação científica a respeito;

Considerando o previsto na Resolução CONAMA nº 5, de 15 de junho de 1989, que instituiu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar "PRONAR", resolve:

Art. 1º São padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Parágrafo único. Entende-se como poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possam tornar o ar:

I - impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde;

II - inconveniente ao bem-estar público;

III - danoso aos materiais, à fauna e flora.

IV - prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

Art. 2º Para os efeitos desta Resolução ficam estabelecidos os seguintes conceitos:

I - Padrões Primários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população.

II - Padrões Secundários de Qualidade do Ar são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral.

Parágrafo único. Os padrões de qualidade do ar serão o objetivo a ser atingido mediante a estratégia de controle fixada pelos padrões de emissão e deverão orientar a elaboração de Planos Regionais de Controle de Poluição do Ar.

Art. 3º Ficam estabelecidos os seguintes Padrões de Qualidade do Ar:

I - Partículas Totais em Suspensão

a) Padrão Primário

1 - concentração média geométrica anual de 80 (oitenta) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas de 240 (duzentos e quarenta) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

b) Padrão Secundário

1 - concentração média geométrica anual de 60 (sessenta) micro gramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas, de 150 (cento e cinquenta) micro-

gramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

II - Fumaça

a) Padrão Primário

1 - concentração média aritmética anual de 60 (sessenta) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas, de 150 (cento e cinquenta) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

b) Padrão Secundário

1 - concentração média aritmética anual de 40 (quarenta) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas, de 100 (cem) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida uma de uma vez por ano.

III - Partículas Inaláveis

a) Padrão Primário e Secundário

1 - concentração média aritmética anual de 50 (cinquenta) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas de 150 (cento e cinquenta) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

IV - Dióxido de Enxofre

a) Padrão Primário

1 - concentração média aritmética anual de 80 (oitenta) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas, de 365 (trezentos e sessenta e cinco) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

b) Padrão Secundário

1 - concentração média aritmética anual de 40 (quarenta) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 24 (vinte e quatro) horas, de 100 (cem) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

V - Monóxido de Carbono

a) Padrão Primário e Secundário

1 - concentração médio de 8 (oito) horas, de 10.000 (dez mil) microgramas por metro cúbico de ar (9 ppm), que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

2 - concentração média de 1 (uma) hora, de 40.000 (quarenta mil) microgramas por metro cúbico de ar (35 ppm), que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

VI - Ozônio

a) Padrão Primário e Secundário

1 - concentração média de 1 (uma) hora, de 160 (cento e sessenta) microgramas por metro cúbico de ar, que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

VII - Dióxido de Nitrogênio

a) Padrão Primário

1 - concentração média aritmética anual de 100 (cem) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 1 (uma) hora de 320 (trezentos e vinte) microgramas por metro cúbico de ar.

b) Padrão Secundário

1 - concentração média aritmética anual de 100 (cem) microgramas por metro cúbico de ar.

2 - concentração média de 1 (uma) hora de 190 (cento e noventa) microgramas por metro cúbico de ar.

Art. 4º Ficam estabelecidos os seguintes métodos de amostragem e análise dos poluentes atmosféricos a serem definidos nas respectivas Instruções Normativas:

a) Partículas Tóxicas em Suspensão - Método de Amostrador de Grandes Volumes ou

Método Equivalente.

b) Fumaça - Método da Refletância ou Método Equivalente.

c) Partículas Inaláveis - Método de Separação Inercial/Filtração ou Método Equivalente.

d) Dióxido de Enxofre - Método de Pararonasilina ou Método Equivalente.

e) Monóxido de Carbono - Método do Infra-Vermelho não Dispersivo ou Método Equivalente.

f) Ozônio - Método da Quimioluminescência ou Método Equivalente.

g) Dióxido de Nitrogênio - Método da Quimioluminescência ou Método Equivalente.

§ 1º Constitui-se Método de Referência, os métodos aprovados pelo Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial - INMETRO e, na ausência deles, os recomendados pelo IBAMA como os mais adequados e que deva ser utilizado preferencialmente.

§ 2º Poderão ser adotados métodos equivalentes aos métodos de referência, desde que aprovados pelo IBAMA.

§ 3º Ficam definidas como condições de referência a temperatura de 25°C e a pressão de 760 milímetros de coluna de mercúrio (1.013,2 milibares).

Art. 5º O monitoramento da qualidade do ar é atribuição dos estados.

Art. 6º Ficam estabelecidos os Níveis de Qualidade do Ar para elaboração do Plano de Emergência para Episódios Críticos de Poluição do Ar, visando providências dos governos de estado e dos municípios, assim como de entidades privadas e comunidade geral, com o objetivo de prevenir grave e iminente risco à saúde da população.

§ 1º Considera-se Episódio Crítico de Poluição do Ar a presença de altas concentrações de poluentes na atmosfera em curto período de tempo, resultante da ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos mesmos.

§ 2º Ficam estabelecidos os Níveis de Atenção, Alerta e Emergência, para a execução do Plano.

§ 3º Na definição de qualquer dos níveis enumerados poderão ser consideradas concentrações de dióxido de enxofre, partículas totais em suspensão, produto entre partículas totais em suspensão e dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio, partículas inaláveis, fumaça, dióxido de nitrogênio, bem como a previsão meteorológica e os fatos e fatores intervenientes previstos e esperados.

§ 4º As providências a serem tomadas a partir da ocorrência dos Níveis de Atenção e de Alerta têm por objetivo evitar o atingimento do Nível de Emergência.

§ 5º O Nível de Atenção será declarado quando, prevendo-se a manutenção das emissões, bem como condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos poluentes nas 24 (vinte e quatro) horas subseqüentes, for atingida uma ou mais das condições a seguir enumeradas:

a) concentração de dióxido de enxofre (SO₂), média de 24 (vinte e quatro) horas, de 800 (oitocentos) microgramas por metro cúbico;

b) concentração de partículas totais em suspensão, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 375 (trezentos e setenta e cinco) microgramas por metro cúbico;

c) produto, igual a 65×10^3 , entre a concentração de dióxido de enxofre (SO₂) e a concentração de partículas totais em suspensão - ambas em microgramas por metro cúbico, média de 24 (vinte e quatro) horas;

d) concentração de monóxido de carbono (CO), média de 08 (oito) horas, de 17.000 (dezesete mil) microgramas por metro cúbico (15 ppm);

e) concentração de ozônio, média de 1 (uma) hora, de 400 (quatrocentos) microgramas por metro cúbico;

f) concentração de partículas inaláveis, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 250 (duzentos e cinquenta) microgramas por metro cúbico;

g) concentração de fumaça, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 250 (duzentos e

cinquenta) microgramas por metro cúbico.

h) concentração de dióxido de nitrogênio (NO_2), média de 1 (uma) hora, de 1130 (um mil cento e trinta) microgramas por metro cúbico.

§ 6º O Nível de Alerta será declarado quando, prevendo-se a manutenção das emissões, bem como condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão de poluentes nas 24 (vinte e quatro) horas subsequentes, for atingida uma ou mais das condições a seguir enumeradas:

a) concentração de dióxido de enxofre (SO_2), média de 24 (vinte e quatro) horas, 1.600 (um mil e seiscentos) microgramas por metro cúbico;

b) concentração de partículas totais em suspensão, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 625 (seiscentos e vinte e cinco) microgramas por metro cúbico;

c) produto, igual a 261×10^3 , entre a concentração de dióxido de enxofre (SO_2) e a concentração de partículas totais em suspensão - ambas em microgramas por metro cúbico, média de 24 (vinte e quatro) horas;

d) concentração de monóxido de carbono (CO), média de 8 (oito) horas, de 34.000 (trinta e quatro mil) microgramas por metro cúbico (30 ppm);

e) concentração de ozônio, média de 1 (uma) hora, de 800 (oitocentos) microgramas por metro cúbico;

f) concentração de partículas inaláveis, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 420 (quatrocentos e vinte) microgramas por metro cúbico.

g) concentração de fumaça, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 420 (quatrocentos e vinte) microgramas por metro cúbico.

h) concentração de dióxido de nitrogênio (NO_2), média de 1 (uma) hora de 2.260 (dois mil, duzentos e sessenta) microgramas por metro cúbico;

§ 7º O Nível de Emergência será declarado quando, prevendo-se a manutenção das emissões, bem como condições meteorológicas desfavoráveis à dispersão dos poluentes nas 24 (vinte e quatro) horas subsequentes, for atingida uma ou mais das condições a seguir enumeradas:

a) concentração de dióxido de enxofre (SO_2); média de 24 (vinte e quatro) horas, de 2.100 (dois mil e cem) microgramas por metro cúbico;

b) concentração de partículas totais em suspensão, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 875 (oitocentos e setenta e cinco) microgramas por metro cúbico;

c) produto igual a 393×10^3 , entre a concentração de dióxido de enxofre (SO_2) e a concentração de partículas totais em suspensão - ambas em microgramas por metro cúbico, média de 24 (vinte e quatro) horas;

d) concentração de monóxido de carbono (CO), média de 8 (oito) horas, de 46.000 (quarenta e seis mil) microgramas por metro cúbico (40 ppm);

e) concentração de ozônio, média de 1 (uma) hora, de 1.000 (um mil) microgramas por metro cúbico;

f) concentração de partículas inaláveis, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 500 (quinhentos) microgramas por metro cúbico;

g) concentração de fumaça, média de 24 (vinte e quatro) horas, de 500 (quinhentos) microgramas por metro cúbico;

h) concentração de dióxido de nitrogênio (NO_2), média de 1 (uma) hora de 3.000 (três mil) microgramas por metro cúbico.

§ 8º Cabe aos estados a competência para indicar as autoridades responsáveis pela declaração dos diversos níveis, devendo as declarações efetuar-se por qualquer dos meios usuais de comunicação de massa.

§ 9º Durante a permanência dos níveis acima referidos, as fontes de poluição do ar ficarão, na área atingida, sujeitas às restrições previamente estabelecidas pelo órgão de controle ambiental.

Art. 7º Outros Padrões de Qualidade do Ar para poluentes, além dos aqui previstos, poderão ser estabelecidos pelo CONAMA, se isto vier a ser julgado necessário.

Art. 8º Enquanto cada estado não definir as áreas de Classe I, II e III mencionadas no

item 2, subitem 2.3, da Resolução CONAMA nº 5/89, serão adotados os padrões primários de qualidade do ar estabelecidos nesta Resolução.

Art. 9º Esta Resolução entra em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

JOSÉ A. LUTZENBERGER - Presidente do Conselho
TÂNIA MARIA TONELLI MUNHOZ - Secretária-Executiva

NOTA: Republicada para trazer incorreção na numeração dos artigos (versão original no DOU nº 158, de 16 de agosto de 1990, pág. 15518-15519)

Este texto não substitui o publicado no DOU, de 22 de agosto de 1990.

Script com o procedimento de ajuste do modelo usando a metodologia GAMLSS

```
#Leitura de dados
names(dados)
attach(dados)

# Modelos para idosos
tempo=1:length(dados$NI)

# Ajuste com todas as variaveis explicativas
f01=gamlss(NI~TM+UM+SO2+NO2+O3+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f01) # AIC=3018,494

# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 01')
lines(tempo,fitted(f01),lwd=2)
# -----

# Ajuste com todas as variaveis explicativas tirando NO2
f02=gamlss(NI~TM+UM+O3+SO2+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f02) # AIC=3016,477

# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 02')
lines(tempo,fitted(f02),lwd=2)
# -----
```

```
# Ajuste com as variaveis explicativas tirando NO2 e UM
```

```
f03=gamlss(NI~TM+O3+SO2+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
```

```
summary(f03) # AIC=3014,514, SBC=3038,879
```

```
# Mostrando os resultados
```

```
X11()
```

```
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 03')
```

```
lines(tempo,fitted(f03),lwd=2)
```

```
# -----
```

```
# Ajuste com as variaveis explicativas tirando NO2, UM e SO2
```

```
f04=gamlss(NI~TM+O3+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
```

```
summary(f04) # AIC=3012,75 SBC=3033,633
```

```
# Mostrando os resultados
```

```
X11()
```

```
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 04')
```

```
lines(tempo,fitted(f04),lwd=2)
```

```
-----
```

```
# Ajuste com as variaveis explicativas tirando NO2, PTS, UM e SO2
```

```
f05=gamlss(NI~TM+O3+PI+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
```

```
summary(f05) # AIC=3011,399 SBC=3028,803
```

```
# Mostrando os resultados
```

```
X11()
```

```
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 05')
```

```
lines(tempo,fitted(f05),lwd=2)
```

```
# Ajuste com as variaveis explicativas tirando O3, PTS, UM, SO2 e NO2
```

```
f06=gamlss(NI~TM+PI+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
```

```
summary(f06) # AIC=3012,159 SBC=3026,082
```

```
# Mostrando os resultados
```

```
X11()
```

```
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 06')
```

```
lines(tempo,fitted(f06),lwd=2)
```

```
# Observando os resíduos
```

```
X11()
```

```
plot(f06)
```

```
# Modelos para crianças
tempo=1:length(dados$NI)
# Ajuste com todas as variaveis explicativas
f01=gamlss(NI~TM+UM+SO2+NO2+O3+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f01) # AIC=3018,494

# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 01')
lines(tempo,fitted(f01),lwd=2)
# -----
# Ajuste com todas as variaveis explicativas tirando NO2
f02=gamlss(NI~TM+UM+O3+SO2+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f02) # AIC=3016,477

# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 02')
lines(tempo,fitted(f02),lwd=2)
# -----
# Ajuste com as variaveis explicativas tirando NO2 e UM

f03=gamlss(NI~TM+O3+SO2+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f03) # AIC=3014,514, SBC=3038,879
```

```
# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 03')
lines(tempo,fitted(f03),lwd=2)
# -----

# Ajuste com as variaveis explicativas tirando NO2, UM e SO2

f04=gamlss(NI~TM+O3+PI+PTS+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f04) # AIC=3012,75  SBC=3033,633

# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 04')
lines(tempo,fitted(f04),lwd=2)
# -----

# Ajuste com as variaveis explicativas tirando NO2, PTS, UM e SO2

f05=gamlss(NI~TM+O3+PI+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
summary(f05) # AIC=3011,399  SBC=3028,803

# Mostrando os resultados
X11()
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 05')
lines(tempo,fitted(f05),lwd=2)
# -----
```

```
# Ajuste com as variaveis explicativas tirando O3, PTS, UM, SO2 e NO2
```

```
f06=gamlss(NI~TM+PI+offset(log(NOTTOT)),family=PIG)
```

```
summary(f06) # AIC=3012,159 SBC=3026,082
```

```
# Mostrando os resultados
```

```
X11()
```

```
plot(tempo,dados$NI,type="p",main='Resultado ajuste 06')
```

```
lines(tempo,fitted(f06),lwd=2)
```

```
# Observando os resíduos
```

```
X11()
```

```
plot(f06)
```