

# Custos de saúde associados à poluição do ar no Brasil\*

RONALDO SERÔA DA MOTTA\*\*  
ANA PAULA FERNANDES MENDES\*\*\*

*Este estudo procura inicialmente determinar uma função dose-resposta que explica a correlação entre poluição do ar (particulados e sulfurados) e a mortalidade por doenças respiratórias na cidade de São Paulo. Com base nestes resultados econométricos, os custos de saúde em termos de gastos hospitalares e produção sacrificada por dias perdidos de trabalho e morte prematura são estimados para as cidades de São Paulo, Cubatão e Rio de Janeiro, onde este problema ambiental é mais grave. Embora tais custos representem um limite inferior aos custos econômicos ambientais da poluição atmosférica analisada, sua comparação com aqueles similares da poluição hídrica permite avaliar prioridades na política de controle ambiental nos centros urbanos brasileiros.*

## 1 - Introdução

O rápido processo de urbanização e industrialização observado no Brasil, nas últimas décadas, associado à falta de medidas integradas de uso e ocupação do solo, vem contribuindo, de maneira contínua, para a rápida degradação da qualidade do ar nos principais centros urbanos do país. A prioridade dada ao crescimento de certos setores da economia e à falta de instrumentos de controle desenvolvidos pela sociedade conduziu à utilização de procedimentos e produtos de risco, que por vezes agridem as normas de segurança ambiental.

Na medida em que a dinâmica da economia nacional se encontra concentrada em alguns pólos de maior dinamismo, as populações metropolitanas têm sido as principais vítimas da poluição do ar que, se varia na intensidade, em função das características de cada região, não se altera tanto na forma e nos efeitos que pode provocar.

---

\* Os autores agradecem o apoio e as sugestões de John Dixon (Laten-Banco Mundial) e do CNPq (Projeto 502345/91-8). Reconhecem também a participação de Leonardo Bandeira Rezende nos exercícios econométricos e os comentários de Armando Castelar Pinheiro. Cláudio Soares de Souza participou na coleta e análise dos dados e Vitor Pêgo Hottum no apoio computacional. Os autores também agradecem a Antônio de Castro Bruni da Cetesb, ao CDR, da Fundação Seade, e a Roberto Men Fernandes do Ministério da Saúde.

\*\* Da Diretoria de Pesquisa do IPEA.

\*\*\*Do IEI/UFRJ.

Embora o ar poluído dos principais centros urbanos e industriais provoque indubitavelmente graves problemas para a saúde humana, existem curiosamente poucas provas epidemiológicas que atestem estes efeitos. Estudos realizados em alguns poucos países [Lave e Seskin (1977) e Ostro (1992)] demonstraram que existe uma associação positiva entre altos índices de poluição e a incidência de determinadas moléstias. Entretanto, para atender os objetivos deste trabalho, julga-se necessário não apenas estimar a relação entre mortalidade e poluição do ar, mas também mensurar os custos econômicos relativos à perda de bem-estar.

A poluição do ar é definida como a presença de um ou mais contaminantes na natureza, em quantidades que podem comprometer a qualidade deste recurso, tornando-o impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade. Nas últimas décadas, através da inovação tecnológica e crescente industrialização, bem como da urbanização desordenada e da explosão demográfica nas grandes metrópoles, altas taxas de poluentes tóxicos vêm sendo depositadas na atmosfera como produto residuário da atividade humana, com conseqüentes efeitos nocivos à vida. Estes novos níveis de emissão de poluentes têm dificultado a autodepuração natural do ar (ventos, chuvas e correntes de ar suficientes para dispersar os poluentes da atmosfera) e prejudicado a saúde do homem.

Políticas preventivas de poluição do ar deveriam ter uma prioridade social, dado que estariam antevendo uma relação de causa-efeito entre a poluição atmosférica e a incidência de mortalidade e morbidade na sociedade e, ainda, auxiliando na tomada de decisões quanto ao grau de risco que a sociedade está disposta a tolerar, tais como: gastos com tratamentos médicos, perda de horas de trabalho, redução da produtividade e até mesmo a morte prematura.

O processo de poluição da atmosfera se inicia com a emissão dos poluentes primários, seja esta por fontes naturais, como é o caso da erupção vulcânica e o da fumaça da queima de florestas, ou provocada pelas atividades humanas, como o que acontece com o escapamento nos veículos automotores e as emissões industriais. Esse processo tem prosseguimento com o transporte dos poluentes pelas massas de ar até os receptores, percurso em que ocorrem combinações de dois ou mais poluentes, que provocam reações químicas, formando poluentes secundários. Os principais poluentes do ar classificam-se em: compostos de enxofre, de nitrogênio, halogenados, compostos orgânicos de carbono, monóxido e dióxido de carbono e material particulado.

No passado, o mundo testemunhou três episódios agudos do papel lesivo da poluição do ar para a saúde humana. Em 1930, na Bélgica, após três dias consecutivos de intensa neblina combinada a uma massa muito estável de ar contendo emissões industriais, cerca de 60 pessoas faleceram devido a complicações respiratórias. Algo semelhante ao que houve na Bélgica ocorreu em 1948, numa região altamente industrializada da Pensilvânia (Estados Unidos), onde quase metade da população local manifestou algum tipo de sintoma de infecção respiratória, envolvendo, inclusive, casos fatais. O episódio mais famoso registrado na literatura ocorreu em Londres, em 1952. Após quatro dias ininterruptos de *smog*, observou-se um crescimento repentino e inesperado na incidência de mortalidade por doenças respiratórias e cardiovasculares, registrado em cerca de 4 mil óbitos nas semanas subseqüentes.

Desde o episódio ocorrido em Londres, em 1952, alguns especialistas procuram chegar a um consenso acerca dos efeitos nocivos da poluição do ar sobre a saúde humana ou, ainda, sobre a incidência de morbidade e mortalidade na região.

As principais evidências a esse respeito vêm sobretudo de estudos realizados desde a década de 60. Após duas décadas de estudos sobre o *smog* londrino, observa-se que, embora utilizem diferentes métodos estatísticos, Martin e Bradley (1960), Holland *et alii* (1979), Mazundar *et alii* (1982) e Schwartz e Marcus (1986) confirmaram que há uma forte associação entre a concentração de partículas em suspensão e o número de óbitos ocorridos em Londres. Mazundar *et alii* (1982), no entanto, não observaram uma associação positiva no caso do dióxido de enxofre, o que diverge do estudo de Martin e Bradley (1960). Ostro (1992) estimou, com base no trabalho de Schwartz e Marcus (1986), que um aumento de 10 mg/m<sup>3</sup> na concentração das partículas finas na atmosfera está associado a um crescimento de cerca de 0,31% na incidência de mortalidade por todas as causas em Londres.

Somente a partir da década de 70 importantes contribuições empíricas vieram a incorporar uma vasta literatura a respeito da epidemiologia da poluição do ar nos Estados Unidos. Lave e Seskin (1977) incluíram outras variáveis no seu modelo para estimar funções dose-resposta que mensurassem a associação entre poluição do ar e incidência de mortalidade. Tomando como amostra as Standards Metropolitan Statistical Areas (SMSAs) dos Estados Unidos, referentes ao ano de 1969, e considerando como indicadores: mortalidade em termos de óbitos por mil pessoas (mg/m<sup>3</sup>); percentagem da população não-branca, acima de 65 anos, com baixos níveis de renda; medida de densidade populacional; logaritmo da população; concentração de partículas em suspensão; concentração de sulfato, concluíram que há uma relação estatisticamente significativa entre dois poluentes de ar — partículas em suspensão e sulfato — e mortalidade.

Chapie e Lave (1983), anos mais tarde, confirmaram os resultados encontrados por Lave e Seskin (1977), incluindo novas variáveis ao modelo, entre as quais o consumo de álcool e o tabagismo, mostrando que a associação entre concentração de sulfato e mortalidade foi minimamente afetada.

No final da década de 80, evidências adicionais sobre a epidemiologia da poluição do ar foram apresentadas por Ozkaynak e Thurston (1987) através de um estudo *cross-section* para as 100 principais áreas metropolitanas dos Estados Unidos. Eles encontraram uma associação estatisticamente significativa entre a taxa de mortalidade e a medida de concentração de partículas em suspensão, sulfatos e partículas finas. Ostro (1992) acrescentou que uma variação de 10 mg/m<sup>3</sup> na concentração de partículas finas está associada a uma variação, em média, de 1,29% na taxa de mortalidade por todas as causas.

No período 1980/86, Fairley (1990), utilizando a técnica *time-series*, captou associações positivas e estatisticamente significativas entre a concentração de partículas suspensas e a incidência de mortalidade, quando controlados os parâmetros meteorológicos, temperatura e umidade relativa. Neste caso, Ostro (1992) estimou que uma variação de 10 mg/m<sup>3</sup> na concentração de partículas finas resulta numa variação de 1,12% na mortalidade observada na estação de monitoramento de São José, Califórnia.

Destaca-se no Canadá o estudo de Plagiannakos e Parker (1988), que procuraram explicar a mortalidade como uma função de fatores socioeconômicos (educação, popu-

lação acima de 65 anos, consumo de álcool, tempo, meteorologia) e de parâmetros de poluição do ar. Não encontraram conclusões divergentes dos estudos até então revistos sobre o impacto da concentração das partículas em suspensão sobre a saúde humana.

Nestes termos, pode-se depreender do exposto anteriormente que, apesar de os principais poluentes se classificarem usualmente em material particulado; compostos de enxofre; de nitrogênio; halogenados; compostos orgânicos de carbono; monóxido e dióxido de carbono, a literatura internacional, que tem estudado a poluição do ar, ainda assim tem considerado também outras variáveis não-poluentes, porém relevantes, na análise das suas conseqüências sobre a mortalidade e a morbidade. Dentre estes outros poluentes, destacam-se: nível de renda; faixa etária; sexo; condições meteorológicas etc. O mesmo se passa com a literatura nacional acerca do estudo da epidemiologia do ar que, apesar da carência de referências, se concentra nos estados mais urbanizados e industrializados.

#### a) Rio de Janeiro

Penna e Duchiate (1990) investigaram, através de regressão linear múltipla, mortalidade infantil por pneumonias segundo os diversos níveis de poluição do ar, em 1990. Eles concluíram que as variáveis indicadoras da renda familiar explicavam a maior parte da variação total, sendo apenas 5,27% desta variação explicados pelos parâmetros da poluição do ar. Adicionalmente, ao substituírem a variável dependente (taxa de mortalidade infantil por pneumonias) pelas taxas de mortalidade infantil total e por diarreia, observaram que a proporção de famílias com renda até dois salários mínimos mensais foi a única variável explicativa que se manteve significante nas três especificações.

#### b) São Paulo

Ribeiro (1971), em um estudo, em Santo André, sobre a associação entre o número de atendimentos por infecções das vias aéreas superiores e bronquite asmática em crianças com menos de 12 anos e as taxas mensais de sulfatação e poeiras em suspensão, no período ago/67 a ago/69, constatou que existiam correlações positivas e estatisticamente significativas entre a freqüência anual de infecções das vias aéreas superiores e as taxas médias anuais de sulfato, assim como a incidência de bronquite e os níveis de poeiras de sedimentáveis.

Anos mais tarde, Ribeiro *et alii* (1976) ao compararem as condições da função respiratória de escolares de duas áreas metropolitanas da Grande São Paulo (São Caetano do Sul, industrializada e poluída, e Embu-Guaçu, semi-rural) verificaram maiores índices de capacidade ventilatória e sintomas de doenças pulmonares crônicas nas crianças da região industrial, mesmo quando controladas as variáveis socioeconômicas.

Thomas (1985), seguindo a proposta do modelo de Lave e Seskin (1977), explorou a existência de uma associação estatisticamente significativa entre a poluição do ar e a incidência de mortalidade no Município de São Paulo, subdividido em sete distritos altamente poluídos, no período 1973/78, admitindo, ainda, que a renda das famílias do município cresceu 3% em termos reais. Confirmou, então, uma associação positiva e estatisticamente significativa entre a concentração de partículas em suspensão e a incidência de mortalidade. Entretanto, o mesmo não se verificou para o caso da concentração de dióxido de enxofre, contrariando Lave e Seskin acima citados.

Assim, para formalizar a conexão entre poluição do ar e incidência de mortalidade, procurou-se estabelecer relações dose-resposta (*dose-response functions*) referentes à poluição do ar e seu impacto sobre as doenças respiratórias e doenças isquêmicas do coração (relativas à supressão da circulação sanguínea em determinada parte do organismo humano). Ou seja, a partir de um modelo de *pooling*, procurou-se estimar a relação causa-efeito entre os níveis de concentração da poluição do ar e a taxa de mortalidade. Para tal, realizou-se um estudo específico para o Município de São Paulo onde o problema de qualidade do ar é significativo e, portanto, existem séries longas e acuradas de medidas de qualidade do ar e incidência de mortalidade. Na Seção 2 procura-se analisar a correlação entre os dados de poluição do ar e, em seguida, na Seção 3 são apresentadas as funções dose-resposta estimadas. Com base nestas funções, na Seção 4 testa-se a validade dos coeficientes estimados para a mensuração da incidência de mortalidade nos municípios do Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Cubatão. A escolha destes municípios deveu-se, principalmente, à disponibilidade de dados sobre concentração de poluentes e mortalidade. Todavia, é sabido que Rio de Janeiro, São Paulo e Cubatão são os centros urbanos onde ocorrem níveis de concentração de poluentes atmosféricos bastante acima de qualquer outro local do país. Na Seção 5 são finalmente apresentados os custos de saúde associados à poluição do ar. Na Seção 6 discutem-se os resultados obtidos, comparando-os com estimativas equivalentes determinadas para a poluição hídrica.

## 2 - A poluição do ar em São Paulo

Esta seção tem por objetivo formalizar um modelo estatístico que permita um acompanhamento das tendências e mudanças da qualidade do ar no Município de São Paulo, devido a alterações nas emissões dos poluentes, à luz dos limites estabelecidos para proteger a saúde e o bem-estar dos seres vivos.

As séries de indicadores de poluição fornecidas pelas estações de monitoramento do ar da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb) no Município de São Paulo são abundantes em termos temporais — existem relatórios diários da qualidade do ar. Entretanto, o mesmo não se verifica na dimensão espacial. Para uma análise do tipo *cross-section*, há ausência de dados para a maioria dos parâmetros de qualidade do ar na maior parte das estações, o que empobrece fortemente a análise espacial.<sup>1</sup>

O processo de poluição da atmosfera se inicia com a emissão dos poluentes primários por fontes que tanto podem ser naturais, como é o caso da erupção vulcânica e da fumaça da queima de florestas, quanto produzidas pelas atividades humanas, como o escapamento nos veículos automotores e as emissões industriais. O processo tem prosseguimento com o transporte dos poluentes pelas massas de ar até os receptores. Durante o transporte,

---

<sup>1</sup> Ver Mendes (1993) para uma versão detalhada dos procedimentos estimativos e análise dos resultados aqui apresentados.

a combinação de dois ou mais poluentes pode provocar reações químicas, formando os chamados poluentes secundários. Um exemplo é a reação de hidrocarbonetos com dióxido de nitrogênio, em presença de radiação solar, formando o *smog* fotoquímico, composto por ozona e outros elementos, denominados oxidantes fotoquímicos. Um outro exemplo é a formação de precipitações — chuvas, nevoeiros e aerossóis — derivadas da emissão de óxidos de enxofre e de nitrogênio e que se transformam na atmosfera em ácidos sulfúrico e nítrico, sulfatos e nitratos. A transformação química em poluente secundário pode levar o composto químico a mudar de um estado inofensivo para um outro que pode ser nocivo em altas concentrações, como, por exemplo, do óxido para o dióxido de nitrogênio.

Os poluentes do ar já regulamentados pela legislação brasileira são material particulado, monóxido de carbono (CO), ozônio (O<sub>3</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), hidrocarbonetos e metano. Para fins do modelo proposto, utilizaram-se apenas as partículas com diâmetro inferior a 10µg/m<sup>3</sup>, consideradas de maior importância do ponto de vista dos efeitos sobre a saúde humana devido à sua maior eficiência de penetração e deposição nos pulmões. As partículas em suspensão com diâmetro inferior a 10µm são denominadas partículas inaláveis (PM10). Dados sobre todos estes poluentes só são encontrados na estação Parque D. Pedro II, enquanto para todas as estações existem apenas informações sobre material particulado e dióxido de enxofre.

## 2.1 - A correlação entre os poluentes

A atmosfera é o meio de propagação dos poluentes emitidos e são os movimentos atmosféricos que determinam a frequência, a duração e a concentração dos poluentes a que estão expostos os receptores. As interações dos poluentes na atmosfera alimentam as suspeitas de correlação ao longo do tempo. Evans *et alii* (1984) observaram que os estudos de *cross-section* que incluem um grande número de poluentes do ar na sua análise, como, por exemplo, o trabalho de Hickey *et alii* (1977), têm encontrado significativa colinearidade entre os parâmetros de qualidade do ar, tornando a interpretação dos coeficientes estimados bastante questionável.

Parece conveniente, portanto, iniciar a abordagem deste problema investigando a existência de multicolinearidade nos dados relativos às estações Parque D. Pedro II, Mooca e Congonhas, para material particulado inalável, dióxido de enxofre, monóxido de carbono, ozônio, dióxido de nitrogênio, monóxido de nitrogênio e compostos nitrogenados em geral. Excluindo os hidrocarbonetos, que se encontram monitorados apenas na estação Parque D. Pedro II, somente até o ano de 1987 foi possível ampliar a amostra com as estações de Mooca e Congonhas. São 214 observações, representando o período 1981/91.

Inicialmente procurou-se observar a matriz de correlação dos regressores:

TABELA 1

*Matriz de correlação*

	CO	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	PM10	NOX	NO	NO <sub>2</sub>
CO	1						
O <sub>3</sub>	-0,1098	1					
SO <sub>2</sub>	0,2937	-0,0633	1				
PM10	0,2838	0,0361	0,3511	1			
NOX	<b>0,5002</b>	-0,2051	0,1287	0,1644	1		
NO	<b>0,6045</b>	-0,2753	0,1389	0,2068	<b>0,8858</b>	1	
NO <sub>2</sub>	0,3725	-0,0988	0,1299	0,1780	<b>0,8474</b>	<b>0,6456</b>	1

FONTE: Elaboração dos autores.

Esses resultados já indicam correlação entre alguns pares de poluentes, que poderão ser comprovados com o prosseguimento do roteiro proposto, tais como entre CO e os compostos nitrogenados e entre NO, NOX e NO<sub>2</sub>. As correlações entre o monóxido de carbono e os compostos nitrogenados não são as mais significativas, situando-se na faixa dos 50 a 60% com NOX e NO, não havendo, portanto, uma correlação particularmente forte. O mesmo, entretanto, não se pode afirmar a respeito da correlação do NOX com NO e NO<sub>2</sub>, que chega a 88,58 e 84,74%, respectivamente. Os resultados obtidos com a matriz de correlação induzem a que outros testes sejam feitos na análise da multicolinearidade.

Para analisar esquemas mais complexos de sinergia entre os poluentes, desenvolveu-se um modelo de regressão linear múltipla, comparando-se os  $R^2$  resultantes, bem como o valor dos coeficientes.

Através das regressões apresentadas, pode-se retirar algumas conclusões que se aproximam daquelas observadas na matriz de correlação. Em primeiro lugar, cumpre ressaltar a significativa diferença entre os coeficientes de determinação dos modelos cujas variáveis dependentes são NO, NO<sub>2</sub> e NOX, que no caso deste último chega a 91,73%, para os demais listados na Tabela 2. É nítida a forte correlação entre os compostos nitrogenados: os testes-*t* são elevados, chegando a 19.14 no caso de NO e NOX e a 17.89 para NO<sub>2</sub> e NOX. Estes resultados são previsíveis na medida em que o monitoramento de NOX inclui os compostos nitrogenados em geral, entre os quais NO e NO<sub>2</sub>.

Além dos gases nitrogenados, merece também destaque a correlação identificada entre o monóxido de carbono e o monóxido de nitrogênio, muito embora se encontre num

TABELA 2

*Parâmetros estimados (e teste-t)*

	PM10	CO	NO	NO <sub>2</sub>	NOX	SO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	R <sup>2</sup>
PM10		0,91 (1,5)	37,40 (1,8)	39,74 (1,7)	-29,04 (-1,8)	0,28 (4,5)	0,09 (1,5)	0,18
CO	0,012 (1,55)		12,96 (5,86)	1,41 (0,51)	-2,61 (-1,34)	0,02 (3,27)	0,007 (1,12)	0,42
NO	0,0004 (1,85)	0,010 (5,86)		-0,46 (-6,42)	0,65 (19,14)	-0,0003 (-1,12)	-0,0006 (-2,80)	0,85
NO <sub>2</sub>	0,0003 (-1,73)	0,0009 (0,51)	-0,36 (-6,42)		0,56 (17,89)	0,00004 (0,24)	0,0001 (0,69)	0,77
NOX	-0,0005 (-1,6)	-0,0033 (-1,34)	0,98 (19,14)	1,09 (17,89)		0,00008 (0,31)	0,00009 (0,36)	0,91
SO <sub>2</sub>	0,31 (4,49)	1,98 (3,27)	-23,89 (-1,12)	5,89 (0,24)	5,43 (0,31)		-0,07 (-1,19)	0,17
O <sub>3</sub>	0,12 (1,47)	0,78 (1,12)	-65,32 (-2,80)	18,74 (0,69)	7,11 (0,36)	-0,09 (-1,19)		0,1

FONTE: Elaboração dos autores.

patamar menos elevado, ou seja, o  $R^2$  se encontra na casa dos 42,96% e o teste- $t$  é de 5.86.

Com relação aos demais poluentes, as correlações verificadas não aparentam ser muito significativas. No caso do material particulado inalável, notou-se a existência de uma fraca correlação com o dióxido de enxofre. Esta colinearidade acaba por corroborar as evidências de uma ação combinada dos dois poluentes, como se encontra diagnosticado no relatório de avaliação da qualidade do ar da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo [Cetesb (1991)]. Segundo este relatório de avaliação, as partículas finas têm a capacidade de aumentar os efeitos nocivos dos gases presentes na atmosfera, além de transformar e catalisar quimicamente estes gases, criando espécies mais nocivas à saúde humana.

Dando prosseguimento ao roteiro estabelecido, em seguida são calculadas as raízes características ( $\tau_i$ ) e o número de condição de  $X'X$  normalizada ( $\delta$ ), de acordo com o procedimento sugerido por Belsley, Kuh e Welsh (1980). As raízes ( $\tau$ ) e os vetores ( $c$ )



característicos de matriz são aqueles tais que  $(X'X)c = \tau c$ .<sup>2</sup> Os valores computados estão listados a seguir:

TABELA 3

*Raízes e vetores característicos*

Raízes características ( $\tau$ )							
	0,01364	0,06556	0,08535	0,1391	0,19325	0,47139	6,03157
Vetores característicos ( $c$ )							
CO	-0,068	0,0898	0,5277	-0,3696	-0,6535	-0,0149	0,3807
O <sub>3</sub>	0,00185	-0,3297	0,1417	-0,448	0,5428	-0,4944	0,3622
SO <sub>2</sub>	0,0135	-0,3424	0,0702	0,7521	-0,1911	-0,3687	0,3736
PM10	-0,0872	0,7916	-0,3224	0,0552	0,0586	-0,3264	0,386
NOX	-0,744	-0,2135	-0,274	-0,0318	0,0605	0,4144	0,3866
NO	0,596	-0,2217	-0,5519	-0,1892	-0,2085	0,2416	0,3916
NO <sub>2</sub>	0,2801	0,2114	0,4615	0,2391	0,4373	0,5319	0,3641

FONTE: Elaboração dos autores.

Baseando-se nos  $\tau$  calculados, pode-se encontrar o número de condição ( $\delta$ ), conforme definido por Belsley, Kuh e Welsh (1980):

$$\delta = \sqrt{(\tau \max / \tau \min)} = 21,0235$$

Esse número de condição não obedece a uma distribuição que permita testes de hipótese formais, mas os autores citados sugerem que se admita multicolinearidade

<sup>2</sup> A multicolinearidade surge quando a matriz dos regressores tem colunas quase linearmente dependentes, e isso ocorre quando a raiz característica é próxima de zero, ou seja:

$$X'X = \sum_{i=1}^k \tau_i c_i c_i'; \quad \tau_i \rightarrow 0 \Rightarrow Xc_i \cong 0.$$

quando ele for acima de 20. Assim, o valor obtido sugere a ocorrência desse problema, embora esteja relativamente próximo ao limite estabelecido por Belsley.

O passo sugerido a seguir é o de identificar, por intermédio dos  $\tau$  e  $c$ , as combinações de poluentes inter-relacionados. Judge *et alii* (1985, p.902) sugerem o uso de uma tabela formada pelos valores de  $\phi$ , onde:

$$\phi_{kj} = \frac{c_{kj}^2 / \tau_j}{\sum_{j=1}^k c_{kj}^2 / \tau_j}$$

A partir daí calcularam-se as proporções da variância dos regressores associadas a cada raiz característica ( $\tau$ ):

TABELA 4

*Variância dos coeficientes ( $\beta$ )*

$\tau$	CO	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	PM10	NOX	NO	NO <sub>2</sub>
0,0136	0,0488	0,0046	0,0021	0,048	0,9533	0,8402	0,5252
0,0657	0,00177	0,3052	0,278	0,8221	0,0163	0,0242	0,0622
0,0854	0,4701	0,0434	0,009	0,1049	0,0207	0,1152	0,2279
0,1391	0,1415	0,2660	0,633	0,0019	0,0002	0,0083	0,0375
0,1932	0,3184	0,2811	0,0294	0,0015	0,0004	0,0073	0,0904
0,4714	0,0001	0,0956	0,0449	0,0195	0,0086	0,004	0,0548
6,0316	0,0035	0,004	0,0036	0,0021	0,0006	0,0008	0,002

FONTE: Elaboração dos autores.

Dois ou mais  $\phi$  altos (sugere-se que acima de 0.50) em uma mesma linha revelam que há dependência linear entre as séries [Judge *et alii* (1985, p.903)]. Por intermédio do cálculo anterior, observou-se mais uma vez que existe uma forte multicolinearidade entre os gases que contêm nitrogênio. Quanto aos demais poluentes, os resultados da tabela não são conclusivos.

Procurou-se, a partir dos resultados obtidos nesta análise, desenvolver o trabalho de *pooling* com base em cinco poluentes: material particulado inalável, dióxido de enxofre,

ozônio, monóxido de carbono e dióxido de nitrogênio. Ou seja, eliminando-se NO e NOX.<sup>3</sup>

### 3 - Procedimentos estimativos — um estudo de *pooling* para São Paulo

A intenção deste estudo, ao analisar a qualidade do ar no Município de São Paulo, está voltada para mensurar o grau de exposição dos indivíduos ao processo de lançamento dos poluentes na atmosfera. Entretanto, para definir o nível de qualidade do ar, a análise não deve restringir-se às fontes de poluição. A qualidade do ar pode mudar em função basicamente das condições meteorológicas, que determinam maior ou menor diluição dos poluentes. Somente a partir desta interação pode-se estimar a magnitude do impacto da poluição do ar sobre a saúde humana.

Além disso, outros fatores não associados à qualidade do ar influenciam o grau de incidência de mortalidade, tais como: nível de nutrição, grau de instrução, tabagismo, faixa etária e sexo. Neste estudo, só foi possível introduzir a variável grau de instrução, na qual se espera captar também o nível de nutrição. Faixa etária e sexo não foram introduzidos devido à não-disponibilidade dos dados censitários de 1991. Todavia, não foi possível incluir os efeitos do tabagismo.

Para formalizar a relação entre poluição do ar e a incidência de mortalidade, estimou-se inicialmente uma função dose-resposta para as doenças do aparelho respiratório que, de acordo com a Classificação Internacional de Saúde, agregam: *a*) bronquite e bronquiolite agudas; *b*) pneumonia; *c*) gripe; *d*) bronquite, crônica e não-especificada, enfisema e asma; *e*) bronquiectasia; *e*) outras doenças pulmonares.

Os dados relativos à incidência de mortalidade foram obtidos das declarações de óbitos processadas pela Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (Seade), que contém informações desagregadas por distrito e subdistrito para o período 1983/91. Estas declarações foram selecionadas com base no subdistrito de residência registrado nos atestados de óbito. Também a partir desta fonte foi possível extrair informações acerca do grau de instrução médio das pessoas residentes por subdistrito. Para óbitos de crianças (abaixo de 15 anos) foi considerado o grau de instrução da mãe. A partir destes graus de instrução foi possível calcular um índice de educação (IE), em que se estima a percentagem da população residente em cada subdistrito com instrução elementar ou nenhuma instrução (até quatro anos de estudo). Como já era esperado, os bairros considerados de maior poder aquisitivo — Ibirapuera e Cerqueira César — são aqueles que apresentam menor índice de analfabetismo. Neste sentido, procurou-se usar esta informação como

---

<sup>3</sup> No caso dos óxidos de nitrogênio, somente o NO<sub>2</sub> é motivo de preocupação por si mesmo, pois, devido a sua baixa solubilidade, pode penetrar profundamente no sistema respiratório.

uma variável explicativa representando uma *proxy* das diferenças socioeconômicas entre os subdistritos.

Ainda no grupo das variáveis socioeconômicas, selecionaram-se o parâmetro LEITOS — número de leitos hospitalares, gerais e especializados, segundo os distritos e subdistritos sanitários de São Paulo — e também o indicador demográfico POP — população residente por situação do domicílio e sexo, segundo os distritos e subdistritos, estimada a partir do Censo Demográfico.

O outro grupo de variáveis explicativas — os parâmetros de qualidade do ar — foi estimado a partir dos boletins de qualidade do ar divulgados pela Cetesb. Conforme já plenamente discutido na Seção 2, representou-se por PM10 a concentração de material particulado inalável; por SO<sub>2</sub> a concentração de dióxido de enxofre; por O<sub>3</sub> a concentração de ozônio; por CO a concentração de monóxido de carbono; e por NO<sub>2</sub> a concentração de dióxido de nitrogênio.

Em termos temporais, estimou-se uma distribuição trimestral a partir dos relatórios diários de qualidade do ar. A agregação temporal das observações justifica-se pelo número relativamente reduzido de óbitos quando distribuídos por subdistrito e dia. A opção pela dimensão trimestral procurou respeitar as estações climáticas de forma a captar as diferenças meteorológicas ao longo do ano. Assim, para completar o conjunto de variáveis explicativas selecionadas para o modelo proposto, definiu-se um terceiro grupo de variáveis, composto por TEMP — média das temperaturas mínimas diárias — e UR — umidade relativa média.

Dado o reduzido número de estações que apresentam monitoramento do conjunto de poluentes analisados na Subseção 2.1, desenvolveu-se inicialmente uma regressão (Função 1) que analisa a relação entre mortalidade e poluição do ar apenas no que se refere à concentração na atmosfera de dois dos cinco poluentes selecionados — material particulado inalável e dióxido de enxofre, que apresentam um maior número de observações. Em seguida, desenvolveu-se a Função 2, que se refere à amostra em que há dados de CO, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>.

### 3.1 - Função 1 — PM10 e SO<sub>2</sub>

Representando por  $R$  o número de pessoas vitimadas por doenças respiratórias, desenvolveu-se uma regressão linear relacionando a variável dependente  $R$  às variáveis socioeconômicas, aos parâmetros de qualidade do ar e aos indicadores meteorológicos.

Esta regressão foi composta por 395 observações referentes aos distritos e subdistritos do Município de São Paulo, que apresentam estações de monitoramento da qualidade do ar: Cambuci, Cerqueira César, Ibirapuera, Jabaquara, Lapa, Mooca, Nossa Senhora do O, Penha, Santana, Santo Amaro e Sé. O resultado da regressão foi:

TABELA 5

*Função 1 — PM10 e SO<sub>2</sub>*

$R^2$	0,9182	
Constante	2,596683	
<i>Poluição do ar</i>		
PM10	0,06634	(2,304)
SO <sub>2</sub>	0,04754	(1,499)
<i>Socioeconômicas</i>		
POP	0,000189	(51,02)
LEITOS	-0,003247	(-2,392)
IE	5,6298	(0,753)
<i>Meteorológicas</i>		
TEMP	-1,5441	(-4,999)
UR	0,1915	(1,039)

FONTE: Elaboração dos autores.

NOTA: Onde os valores entre parênteses correspondem aos testes-*t* (s).

No que se refere às variáveis socioeconômicas, observou-se que tanto POP quanto LEITOS se mostraram significativamente diferentes de zero a 95% de confiança. O sinal negativo assumido pelo parâmetro estimado para LEITOS confirma a hipótese de que os distritos mais carentes de assistência hospitalar são aqueles em que o número de óbitos por doenças respiratórias é mais representativo. Por outro lado, o sinal positivo de POP mostra uma relação diretamente proporcional entre o número de óbitos e o crescimento da população. Quanto ao IE, embora se verifique uma tendência positiva na associação entre o índice de educação e a variável dependente, não se pode afirmar categoricamente que as pessoas com grau de instrução mais baixo são necessariamente aquelas que mais morrem por doenças do aparelho respiratório, uma vez que os coeficientes estimados não se mostraram significativos ao mesmo intervalo de confiança.

Em termos dos parâmetros de poluição do ar, verificaram-se comportamentos distintos para o PM10 e o SO<sub>2</sub>. A 95% de confiança, somente o coeficiente de PM10 é significativamente diferente de zero. Avaliando a qualidade do ar à luz dos limites estabelecidos para proteger a saúde e o bem-estar da população, observou-se que, no caso

do  $\text{SO}_2$ , a partir de 1981 estabeleceu-se como meta para 1986 o controle total da emissão deste poluente. Entretanto, já em meados de 1984 a situação estava sob controle em praticamente todo o Município de São Paulo, ou seja, para todas as estações de monitoramento as concentrações de  $\text{SO}_2$  se encontravam abaixo do padrão primário de  $80\mu\text{g}/\text{m}^3$ . São estabelecidas como padrões primários de qualidade do ar as concentrações de poluentes que, quando ultrapassadas, poderão afetar a saúde humana.

Quanto às variáveis meteorológicas, o que se observou foi a importância da temperatura como elemento determinante da maior ou menor diluição dos poluentes na atmosfera. Por exemplo, nos trimestres que correspondem às estações mais frias — outono e inverno —, a qualidade do ar normalmente piora e, concomitantemente, agravam-se as doenças respiratórias. Por ambos os efeitos, confirma-se o sinal negativo da variável TEMP. UR não se mostrou significativamente diferente de zero, muito embora indique uma tendência positiva entre os trimestres com maior umidade relativa e os óbitos por doenças respiratórias. A metodologia do trabalho sugere uma atenção especial para que a relação entre temperatura e doenças do aparelho respiratório não seja captada pelos parâmetros de poluição do ar. Uma vez que as condições climáticas afetam o nível de diluição dos poluentes na atmosfera, observa-se uma certa sincronia entre o movimento das duas séries de dados. Por essa razão, este estudo foi tão enfático em diferenciar no modelo a importância relativa de cada um dos dois grupos de variáveis.

Convém destacar ainda que esta regressão apresentou um  $R^2$  e um  $R^2$  corrigido bastante elevados — 91,82 e 91,68%, respectivamente. Os demais testes também se mostraram consistentes, como, por exemplo, o teste de Durbin-Watson de 1.824, cujo valor não sugere problemas sérios de autocorrelação.

### 3.2 - Função 2 — CO, $\text{NO}_2$ e $\text{O}_3$

Como já descrito, existem dados de monitoramento disponíveis para os demais poluentes — CO,  $\text{O}_3$ ,  $\text{NO}_2$  — apenas para as estações de Jabaquara, Sé e Mooca. Como as séries de dados têm comportamento diferente em cada bairro, há evidências de que se trata de uma amostra excessivamente reduzida. Porém, a carência de informações espacialmente mais diversificadas sobre o nível de concentração desses poluentes justifica a apresentação da Função 2 (Tabela 6).

Comparando as Funções 1 e 2, observou-se que a 95% de confiança os regressores IE e UR não se mostraram significativamente diferentes de zero, muito embora em ambos os casos apresentem uma relação positiva com a incidência de mortalidade por doenças do aparelho respiratório. No que se refere à Função 2 especificamente, o indicador socioeconômico LEITOS também não se mostrou significativamente diferente de zero ao mesmo intervalo de confiança. No caso da Função 2 este resultado deve estar fortemente viesado pelo fato de que um dos três bairros (Sé) não apresenta registro algum de leitos hospitalares durante todo o período analisado.

Entretanto, o principal objeto de estudo da Função 2 são os regressores de poluição do ar. O limitado número de estações com monitoramento de monóxido de carbono, ozônio e dióxido de nitrogênio reduziu consideravelmente a amostra da Função 2 — 108

TABELA 6

*Função 2: CO, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>*

$R^2$	0,8494	
Constante	21,892534	
<i>Poluição do ar</i>		
O <sub>3</sub>	0,049833	(2,183)
<i>Socioeconômicas</i>		
POP	0,000138	(23,438)
<i>Meteorológicas</i>		
TEMP	-1,24953	(-4,289)

FONTE: Elaboração dos autores.

NOTA: Onde os valores entre parênteses correspondem aos testes-*t* (s).

observações trimestrais. Os resultados da regressão revelam uma associação não-desprezível entre a concentração de ozônio na atmosfera e os óbitos por doenças do aparelho respiratório. O mesmo não se confirmou no caso do monóxido de carbono e do dióxido de nitrogênio. Ambos os poluentes não se mostraram significativamente diferentes de zero a 95% de confiança.

Em suma, com base nas duas funções apresentadas anteriormente é possível tirar algumas conclusões importantes. Em primeiro lugar, no que se refere à poluição do ar, observou-se que tanto material particulado inalável quanto ozônio reduzem a capacidade pulmonar, agravando os casos de doenças respiratórias, podendo levar até mesmo à morte. O mesmo não foi possível constatar para dióxido de enxofre, monóxido de carbono e dióxido de nitrogênio. Os níveis observados de dióxido de enxofre mostram que todas as estações têm obedecido ao padrão estabelecido pela legislação nacional, o que pode justificar a baixa significância deste poluente na Função 1. Por sua vez, no caso do monóxido de carbono, as pessoas mais sensíveis a este poluente são tradicionalmente aquelas que já possuem problemas circulatórios ou cardiovasculares, o que não se encontra especificamente definido na variável dependente *R* da Função 2. Por fim, quanto ao dióxido de nitrogênio, apesar de a Função 2 não confirmar uma associação positiva e significativa entre *R* e NO<sub>2</sub>, este é considerado um poderoso irritante, podendo conduzir

a sintomas semelhantes ao enfisema. A este respeito, admite-se que, tendo em vista que os óxidos de nitrogênio são precursores da formação de ozônio, então os seus efeitos sobre o sistema respiratório já estão indiretamente estimados no coeficiente de  $O_3$ .

### 3.3 - Um estudo das elasticidades

A questão que se coloca agora é qual a redução esperada em termos percentuais da taxa de mortalidade dada uma redução da concentração de um poluente atmosférico. Para tal seria interessante interpretar os coeficientes estimados de acordo com as elasticidades e compará-los com trabalhos anteriores. Isso infelizmente não pode ser feito com o resultado encontrado em Thomas (1985), que também é relativo ao Município de São Paulo, pois na sua publicação não estão disponíveis informações suficientes para estimar as elasticidades.

Por outro lado, as elasticidades obtidas na Função 1 se aproximam daquelas observadas no estudo clássico de Lave e Seskin (1977), no qual se estima que a redução de 1% na poluição do ar, representada por material particulado total e  $SO_4$ , resulta numa redução de 0,12% na taxa de mortalidade das Standard Metropolitan Statistical Areas (SMSAs) nos Estados Unidos para o ano de 1969.

Em resenha apresentada em Ostro (1992), observa-se também que os resultados da Função 1 são significativamente próximos daqueles sumariados pelo autor. A revisão bibliográfica sugere que uma variação de  $10\mu g/m^3$  de material particulado inalável implica em média uma variação de 1,24% na taxa de mortalidade devida a doenças no aparelho respiratório. Por um raciocínio similar aplicado à Função 1, obtém-se uma variação de 1,62% na taxa de mortalidade, que está na média dos níveis de confiança superiores dos trabalhos citados por Ostro. Assim, esse resultado não se distancia das outras estimativas internacionais e ainda confirma a hipótese de que o padrão de poluição por material particulado em São Paulo se encontra entre os mais ofensivos à saúde humana.

Através dos coeficientes da Função 1, pode-se estimar as elasticidades entre os óbitos por doenças respiratórias e as concentrações de material particulado inalável e dióxido de enxofre: 0.14 para  $PM_{10}$  e 0.049 para  $SO_2$ ; bem como a elasticidade combinada entre os dois poluentes — 0.19. A totalidade das estações demonstra que os níveis de dióxido de enxofre vêm sendo reduzidos ao longo do tempo. Mantendo-se os baixos níveis encontrados e com as tendências decrescentes deste poluente, a concentração de  $SO_2$  caminha para ser um problema resolvido na área metropolitana de São Paulo.

Não obstante as claras diferenças entre as amostras, não só por se tratarem de países diferentes, mas principalmente por introduzirem cortes espaciais completamente distintos, a elasticidade de material particulado inalável obtida na Função 1 para o Município de São Paulo não chega a ser expressivamente superior à norte-americana, que é de 0.08 para o total das partículas em suspensão (inalável e não-inalável); para tal, vale lembrar que, enquanto a concentração de particulado total em São Paulo é em média de



140.40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,<sup>4</sup> nas SMSAs ela se encontra num patamar relativamente mais baixo, em torno de 95.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , porém ambas se encontram bem acima do padrão nacional primário de qualidade do ar — 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Utilizando-se ainda este cálculo das elasticidades, pode-se estimar a proporção de óbitos que ocorrem pelo fato de a poluição em São Paulo se manter consideravelmente acima dos níveis recomendados pela legislação nacional. Por exemplo, enquanto o padrão primário é de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , o nível de concentração de PM10 na atmosfera de São Paulo é em média de 89.37848 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Uma redução deste nível de poluição médio até o patamar de 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$  representaria uma queda de 44,05%, o que implicaria evitar a morte de 6,37% dos pacientes que hoje morrem de doenças respiratórias. Em termos comparativos, com base no trabalho original de Lave e Seskin, uma redução de 88% na concentração de SO<sub>4</sub> e uma redução de 58% na poluição por particulados refletiriam num decréscimo de aproximadamente 7% na mortalidade das SMSAs.

Com base na Função 2 também é possível calcular a elasticidade do ozônio. Todas as estações medidoras revelam que este poluente ultrapassa tanto o padrão de uma hora (160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) quanto o chamado nível de “alerta” — 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . De acordo com este cálculo, estimou-se que uma redução de 1% na concentração de ozônio resulta numa redução de cerca de 0,23% na incidência de mortalidade por doenças do aparelho respiratório. Não existem muitos trabalhos na área que façam referência à relação entre doenças do aparelho respiratório e concentração de O<sub>3</sub>. Portney e Mullahy (1986) desenvolveram uma pesquisa a respeito dos efeitos do ozônio sobre a morbidade por problemas respiratórios. As conclusões dos autores apontam para uma associação positiva e significativa entre O<sub>3</sub> e RRAD — dias de atividade restritos devidos a problemas no aparelho respiratório — principalmente no caso dos adultos. Esta associação também se confirmou para mortalidade, como pode ser verificado através da Função 2.

#### **4 - A poluição atmosférica urbana no Brasil — uma visão geral**

Para uma visão mais geral da poluição atmosférica urbana no Brasil, procurou-se analisar inicialmente os parâmetros de qualidade do ar e seus impactos sobre as doenças do aparelho respiratório no Município de São Paulo, como pode ser verificado na Seção 3. Ainda que problemas de saúde provocados pela deterioração da qualidade do ar já tenham se manifestado em vários lugares do Brasil, é na área metropolitana da Grande São Paulo que eles mais se evidenciam. Considerada a maior metrópole brasileira, tanto em população como em área construída, São Paulo está situada atualmente entre os maiores conglomerados urbanos do mundo, com um forte parque industrial já bastante desenvolvido, além de uma extensa frota de veículos automotores em circulação. Por essas e outras

---

4 Através de estudo comparativo entre medições de poeira em suspensão na atmosfera efetuadas pelo Método do Amostrador de Grandes Volumes e pelo Método de Atenuação de Radiação  $\beta$  foi possível extrair as correlações existentes entre os particulados totais e inaláveis para a Grande São Paulo.

razões, São Paulo defronta-se, atualmente, com alguns dos mais sérios problemas ambientais.

Porém, ainda que se utilize São Paulo como estudo de caso, a maior parte da análise anterior pode ser generalizada. Portanto, para testar a representatividade da Função 1 em termos da poluição atmosférica urbana no Brasil, procurou-se estimar a incidência de mortalidade por doenças do aparelho respiratório para outros municípios — Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Cubatão — com base na Tabela 5. A não-disponibilidade de séries longas de concentração de  $O_3$ , CO e  $NO_2$  impediu a aplicação da Função 2.

#### 4.1 - Município do Rio de Janeiro

A atuação da Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (Feema) no controle da poluição estadual do Estado do Rio de Janeiro iniciou-se em 1975, se estendendo até hoje. Uma leitura dos índices de qualidade do ar durante este período comprova as diferenças inter e intramunicipais; por exemplo, no que se refere especificamente ao Município do Rio de Janeiro, a qualidade do ar é tradicionalmente precária em Bonsucesso e São Cristóvão.

A fim de estimar a incidência de óbitos por moléstias respiratórias no Rio de Janeiro, com base na função desenvolvida para São Paulo, foram analisados os níveis de poluição em 10 estações — Benfica, Bonsucesso, Centro, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Maracanã, Méier, Rio Comprido e Santa Cruz —, tomando como referência as regiões administrativas relativas a cada uma destas estações, respectivamente, São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido e Santa Cruz.

Aplicando-se a Função de São Paulo para o Município do Rio de Janeiro, estimaram-se, conforme mostra a Tabela 7, 1.252 óbitos, enquanto os dados oficiais registrados indicam para este ano o total de 1.273 óbitos. Isto é, observa-se uma diferença de apenas 2% entre os dados estimados e os oficiais.

#### 4.2 - Municípios de Cubatão e Belo Horizonte

Como foi enfatizado anteriormente, o problema da poluição do ar é mais grave em São Paulo e Cubatão do que em qualquer outra parte do país. As diferenças inter-regionais são nítidas. Para ilustrar estas diferenças, seria interessante comparar as concentrações médias de material particulado total e inalável para os municípios citados (veja Tabela 7).<sup>5</sup>

---

<sup>5</sup> No caso do Rio de Janeiro e Belo Horizonte só existe monitoramento de material particulado total. Para estimar a concentração de particulado inalável foi necessário aplicar um algoritmo de conversão pesquisado pela Cetesb, onde  $PM = 1.28 \times PM_{10} + 26$ .

TABELA 7

*Estimativas de óbitos por doenças respiratórias: áreas urbanas no Brasil<sup>a</sup>*

Ano	Município	Número de mortes		
		Oficial (a)	Estimado (b)	(b)/(a)
1984	Rio de Janeiro <sup>b</sup>	1273	1252	0,98
1988	Cubatão	45	49	1,09
1988	Belo Horizonte	1159	1294	1,12
1989	São Paulo <sup>c</sup>	1708	1740	0,92

FONTES: Seade (São Paulo e Cubatão); Sucei (Belo Horizonte) e Side (Rio de Janeiro).

<sup>a</sup> Utilizando a função dose-resposta estimada para São Paulo para as seguintes doenças: bronquite e bronquiolite agudas; pneumonia; gripe; bronquite, crônica e não-especificada, enfisema e asma; bronquiectasia; e outras doenças pulmonares.

<sup>b</sup> São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa Cruz.

<sup>c</sup> Cambuci, Cerqueira César, Ibirapuera, Jabaquara, Lapa, Mooca, Nossa Senhora do O, Penha, Santana, Santo Amaro, Sé.

Os altos níveis de poluição atmosférica observados em Cubatão lhe renderam fama nacional e internacional sob o título de "Vale da Morte". Entretanto, a concentração dos poluentes verificada em Vila Parisi, área industrial de Cubatão, não é representativa para o município como um todo. Hoje, pode-se analisar os dados de poluição referentes aos diferentes regimes que compõem o município e verificar que os problemas se manifestam de forma diferenciada e que a área urbana, onde se encontra instalada a estação Centro, se distingue significativamente da área industrial, possuindo inclusive uma qualidade de ar melhor que a de alguns bairros da região metropolitana de São Paulo.

Obviamente, tal afirmação não implica minimizar os problemas da área industrial de Vila Parisi, onde os índices de poluição do ar atingiram no passado valores extraordinariamente altos, sendo hoje menores mas ainda motivo de grande preocupação. De acordo com a Tabela 8, foi possível dimensionar as diferenças nos níveis de poluição registrados nas áreas urbanas e industriais de Cubatão, respectivamente nas estações do Centro e de Vila Parisi. Tampouco se mostraram comparáveis os índices de concentração de particulados inaláveis registrados em Vila Parisi e nos municípios de São Paulo e Rio de Janeiro. No caso de Belo Horizonte, nos anos observados, os índices de concentração de material particulado total encontraram-se quase sempre abaixo dos padrões primários ( $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Nas estações Mangabeiras e Horto Florestal, únicas em atividade em Belo

TABELA 8

Concentração de material particulado inalável —  $PM_{10}^a$ 

Ano	RJ	SP	Cubatão		
			Vila Parisi <sup>b</sup>	Centro <sup>c</sup>	Vila Nova <sup>d</sup>
1985	57	86	173	65	110
1986	57	83	165	53	- <sup>e</sup>
1987	44	98	151	55	- <sup>e</sup>
1988	61	107	116	69	110
1989	51	98	115	54	119
1990	51	116	90	58	99
1991	49	71	147	67	72

FONTES: Feema (Rio de Janeiro) e Cetesb (São Paulo).

NOTAS: Unidade =  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

<sup>a</sup>Média aritmética anual.

<sup>b</sup>Estação situada no Vale do Mogi em Cubatão.

<sup>c</sup>Estação situada na área urbana central de Cubatão.

<sup>d</sup>Estação situada no bairro da Vila Nova.

<sup>e</sup>Não-medido.

Horizonte no ano de 1988, a concentração média anual foi respectivamente de  $46\mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $62\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Em 1981, iniciou-se a operação da rede automática de monitoramento da qualidade do ar em Cubatão, sob a gerência da Cetesb. A instalação da rede como se configura nos dias de hoje completou-se somente em 1984, abrangendo três pontos da cidade: Centro, Vila Parisi e o bairro da Vila Nova. Dentre todos os poluentes encontrados na área de Cubatão, o material particulado é aquele que se manifesta com maior intensidade. Com base na Tabela 9, pode-se afirmar resumidamente que já ocorreram significativas reduções na concentração de particulados inaláveis na estação Centro e, apesar de serem observadas violações do padrão diário ( $150\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), os padrões anuais estão próximos de serem obedecidos ( $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Na Vila Parisi, reduções consistentes são observadas no que tange tanto às máximas diárias como às médias anuais, mas tais reduções ainda estão longe de levar as concentrações presentes ao atendimento dos padrões.

Com um raciocínio idêntico àquele desenvolvido para o Rio de Janeiro, também se procurou estimar a incidência de mortalidade por problemas respiratórios nos Municípios

TABELA 9

*Partículas inaláveis (PM10): Cubatão — 1981/90*

Ano	Centro		Vila Parisi	
	Máx. dia <sup>a</sup>	MAA <sup>b</sup>	Máx. dia	MAA
1981	357	117	.. <sup>c</sup>	.. <sup>c</sup>
1982	243	117	411	168
1983	306	108	475	131
1984	216	56	567	186
1985	514	65	519	173
1986	186	53	409	165
1987	201	55	466	151
1988	257	69	409	116
1989	173	54	319	115
1990	200	58	438	90

FONTE: Cetesb.

NOTAS: Unidade =  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .<sup>a</sup>Máximo valor diário medido no ano.<sup>b</sup>Média aritmética anual.<sup>c</sup>Não-medido.

de Belo Horizonte e Cubatão, bem como a sua relação com a poluição atmosférica por material particulado inalável. Os resultados da Tabela 7 parecem confirmar a aplicação da função dose-resposta de São Paulo em outros municípios. Vejamos o seguinte: no ano de 1988 o Ministério da Saúde registrou cerca de 45 óbitos na Cidade de Cubatão<sup>6</sup> e 1.159 em Belo Horizonte. Com a função dose-resposta, estimaram-se, respectivamente, 49 e 1.294 óbitos devidos a doenças no aparelho respiratório. Assim, por intermédio deste exercício estatístico, pode-se concluir que a função dose-resposta, estimada inicialmente para o Município de São Paulo, é também aplicável a outros municípios com níveis distintos de qualidade do ar.

6 Para aplicar a função dose-resposta de São Paulo no município de Cubatão, utilizaram-se os dados referentes a temperatura e umidade relativa da Cidade de Santos.

## 5 - Custos de saúde

Na metodologia adotada para estimar os custos de saúde associados à poluição do ar, considerou-se que estes custos seriam, por um lado, a produção sacrificada resultante da perda de dias de trabalho e da morte prematura de pessoas vitimadas pelas doenças do aparelho respiratório e, por outro, a produção que seria viabilizada caso os gastos hospitalares incorridos no tratamento e diagnose destas doenças fossem convertidos para outras atividades. Porém, para estimar esta produção sacrificada, é necessária a determinação da curva de incidência de mortalidade para as doenças respiratórias que esteja estritamente relacionada com a poluição do ar — diferença entre o total de óbitos por doenças do aparelho respiratório e a incidência de mortalidade estimada quando a concentração de material particulado inalável não ultrapassa o nível máximo tolerável de concentração na atmosfera. Para tal, conforme discutido anteriormente, desenvolveu-se uma função dose-resposta que permita determinar para cada ano e município analisado o respectivo indicador de incidência. É com base nesse indicador que foram estimados os gastos hospitalares e a produção sacrificada. Assim, as estimativas realizadas referem-se aos anos mais recentes que a base de dados obtida permitiu calcular — para São Paulo o ano foi de 1989, Cubatão, 1988, e Rio de Janeiro, 1984. No caso de Belo Horizonte, os níveis de concentração de material particulado registrados não estão muito distantes dos padrões legais e, portanto, não justificam o cálculo dos custos de saúde.

Desde já é importante observar que não existe um método único e geral para mensurar os custos de saúde associados à poluição do ar. A opção por um determinado método induz a que o custo de saúde seja calculado com base em determinados parâmetros de perda de bem-estar em detrimento de outros. No caso deste trabalho, os valores estimados não fazem referência alguma à perda de bem-estar causada pelas doenças respiratórias quanto a desconforto, dor e outras restrições. Para incorporar estes parâmetros, deve-se optar por outros métodos a fim de que sejam determinadas as preferências individuais por melhorias nas condições de saúde. Isso, entretanto, foge ao escopo desta pesquisa.

Na Tabela 10, apresentam-se os números de óbitos por doenças respiratórias associados à poluição do ar, calculados, por grau de instrução, com a aplicação da função dose-resposta estimada anteriormente para as cidades de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão. A diferenciação por grau de instrução servirá como *proxy* de níveis de renda nos cálculos dos custos de saúde apresentados a seguir.

### 5.1 - Gastos hospitalares

Para calcular os gastos hospitalares, multiplicou-se o gasto hospitalar por internação resultante de um óbito pelo número de óbitos associados à poluição do ar (ver Tabela 11). Foi necessário inicialmente estimar o número médio de internações por óbito informado na base de dados do Sistema Integrado de Tratamento Estatístico de Séries Estratégicas (Síntese) do Inamps. Também conseguiu-se junto ao Síntese o custo médio de internação para as doenças do aparelho respiratório (ver Tabela 11). Observe que, devido à não-disponibilidade de dados, nenhuma referência foi feita a respeito de outros

TABELA 10

*Número de óbitos por grau de instrução<sup>a</sup>*

Grau de instrução	Rio de Janeiro	Cubatão	São Paulo
	1984	1988	1989
Nenhuma instrução	7	6	24
Instrução fundamental	16	9	40
Segundo grau	11	9	45
Nível superior	6	5	30

FONTES: Side (Rio de Janeiro) e Seade (São Paulo e Cubatão).

<sup>a</sup>As doenças estudadas são: bronquite e bronquiolite agudas; pneumonia; gripe; bronquite, crônica e não-especificada, enfisema e asma; bronquiectasia e outras doenças pulmonares.

TABELA 11

*Gastos hospitalares por óbito e total*

(US\$ de 1989)

Ano	Município	Mortes associadas à poluição do ar	Gasto hosp. por óbito	Gastos hosp. totais
1984	Rio de Janeiro <sup>a</sup>	40	3.775	151.000
1988	Cubatão	29	4.896	142.000
1989	São Paulo <sup>b</sup>	139	5.647	785.000

<sup>a</sup>São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa Cruz.

<sup>b</sup>Cambuci, Cerqueira César, Ibirapuera, Jabaquara, Lapa, Mooca, Nossa Senhora do O, Penha, Santana, Santo Amaro, Sé.

tipos de despesas também significativas como, por exemplo, os gastos ambulatoriais ou ainda a percentagem do salário dos trabalhadores despendida em medicamentos ou exames laboratoriais.

Observando a Tabela 11, em dólares correntes de 1989, constata-se que somente para os 11 distritos analisados — Sé, Santana, Mooca, Cambuci, Ibirapuera, Nossa Senhora

do O, Jabaquara, Lapa, Cerqueira César, Penha, Santo Amaro — os gastos hospitalares no ano de 1989 em São Paulo já se encontravam no patamar de US\$ 785 mil; enquanto para as 10 regiões administrativas do Rio de Janeiro — São Cristóvão, Ramos, Zona Central, Copacabana, Ilha do Governador, Irajá, Tijuca, Méier, Rio Comprido, Santa Cruz — no ano de 1984, este montante não ultrapassou os US\$ 151 mil. Entretanto, no caso de Cubatão, existem algumas diferenças metodológicas. Admitiu-se que a média entre as concentrações de material particulado inalável das três estações — Centro, Vila Parisi e Vila Nova — é representativa para todo o município. Além disso, os dados importados do Síntese não estão desagregados por município. Sendo assim, as informações do Estado de São Paulo foram utilizadas como *proxy* para Cubatão. Nestes termos, o valor estimado foi de US\$ 142 mil para o ano de 1988.

## 5.2 - Morbidade

A perda por morbidade é a produção sacrificada daqueles que vieram a falecer devido à poluição do ar. Este valor é dado pela razão entre o tempo de permanência no hospital dos casos de óbitos associados à poluição do ar e o rendimento médio destas pessoas que faleceram, estimados para cada nível de instrução, de forma a captar as diferenças de renda de cada caso de óbito.

A perda de dias de trabalho foi estimada a partir do valor médio de tempo de permanência no hospital, para as doenças do aparelho respiratório, determinado no Síntese. O rendimento médio da população economicamente ativa foi obtido junto à Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio (PNAD) de acordo com o grau de instrução. Na Tabela 12, observa-se que no caso de São Paulo, por exemplo, no ano de 1989, em dólares correntes, este rendimento variou entre US\$ 1.092 e US\$ 6.959, de acordo com o nível de instrução atingido, enquanto no Rio de Janeiro em 1984 foi de

TABELA 12

*Rendimento real*

(US\$ de 1989)

	São Paulo	Rio de Janeiro
Nenhuma instrução	1.092	710
Instrução fundamental	1.744	1.243
Segundo grau	3.062	2.434
Nível superior	6.959	5.713

FONTE: Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio (PNAD).



US\$ 710 para os analfabetos e de US\$ 5.713 para as pessoas com nível superior, como pode ser visto na Tabela 12.

Os dados do Sintese não consideram os registros ocorridos fora do âmbito hospitalar do sistema previdenciário. Para corrigir esta subestimativa, adotou-se um fator de conversão de 2,319212, estimado com base em Ostro (1992), que determina a razão entre o número de internações hospitalares e o número de consultas a centros de emergência, postos de saúde ou ambulatorios.

Os valores determinados da produção sacrificada devidos à morbidade ou ao número de dias de trabalho perdido para o Rio de Janeiro e São Paulo foram de, respectivamente, US\$ 65 mil e US\$ 351 mil. Para o Município de Cubatão este custo foi de US\$ 71 mil.

### 5.3 - Mortalidade

Para estimar os custos de saúde relativos ao impacto da poluição do ar sobre a mortalidade, recorreu-se à teoria do capital humano, supondo-se, por hipótese, que o valor da vida ou a "vida estatística" é equivalente ao valor presente da produção futura que seria gerada pelo indivíduo que veio a falecer prematuramente por problemas respiratórios. Assim, a produção sacrificada por morte prematura resulta do produto entre o número de óbitos associados à poluição do ar, estimado com base na Função 1, e o valor deste capital humano perdido. Para representar algebricamente este conceito, a fórmula apresentada a seguir se inspirou naquela definida por Ridker (1967), que está expressa da seguinte maneira:

$$HCV_x = \frac{\sum (Px)_1^n \cdot (Px)_2^n \cdot (Px)_3^n \cdot Y_n}{(1+r)^{n-x}}$$

onde:

$HCV_x$  é o valor presente da renda futura da pessoa de idade  $x$ ;

$(Px)_1^n$  é a probabilidade de que esta pessoa estará viva na idade  $n$ ;

$(Px)_2^n$  é a probabilidade de que esta pessoa estará na força de trabalho na idade  $n$ ;

$(Px)_3^n$  é a probabilidade de que esta pessoa estará empregada na idade  $n$ ;

$Y_n$  é a produção esperada na idade  $n$ ; e

$r$  é a taxa de desconto.

A probabilidade  $(Px)_1^n$ , que representa a expectativa de vida, foi estimada a partir da Tábua de Mortalidade segundo a idade, publicada no Censo Demográfico de 1980. Esta variável reflete a probabilidade de que uma pessoa de idade  $n$  esteja viva na idade

$n+t$ , onde  $t$  varia de 1 a 85. Por hipótese, arbitrou-se que esta probabilidade é nula quando o indivíduo atinge os 85 anos.

A probabilidade  $(Px)_2^n$  foi estimada também com base nos dados demográficos, observando a participação da população na PEA por faixa etária e grau de instrução. Já  $(Px)_3^n$  faz referência à taxa de desemprego, na medida em que representa a população ocupada na PEA.

Quanto à taxa de desconto, dois valores foram testados: 5 e 15%. Já o valor de  $Y_n$  é o mesmo adotado no cálculo da morbidade, ou seja, o rendimento da População Economicamente Ativa de acordo com o grau de instrução (ver Tabela 12).

De acordo com a teoria do capital humano, o óbito precoce de crianças não ocasionaria uma perda de produção futura, pois não chegaram a ocorrer investimentos em educação e treinamento profissional. Logo, a inexistência destes gastos compensaria o sacrifício futuro da produção, na medida em que o salário representa o retorno destes investimentos. Esta tem sido uma das críticas mais fortes a este tipo de mensuração. Para os fins estimativos deste trabalho, mensurou-se o valor presente da produção futura associado às crianças. No caso das doenças do aparelho respiratório, as curvas de incidência de mortalidade têm comportamentos distintos nos municípios de São Paulo e Cubatão. Em Cubatão, por exemplo, quase 45% dos óbitos ocorrem em pessoas com menos de 10 anos de idade, enquanto em São Paulo esta estatística não ultrapassa 30%. Em compensação, para as faixas etárias mais avançadas, acima dos 70 anos, a distribuição se inverte, estando as concentrações maiores no Município de São Paulo.

Assim, para uma visão geral dos custos de saúde associados à poluição do ar no Brasil, os resultados da Tabela 13 apresentam as estimativas totais de morbidade, mortalidade e aqueles diretamente associados à poluição do ar para os Municípios de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão.

Conforme mostra a Tabela 13, os custos de saúde *per capita* associados à poluição do ar são bastante diferentes para cada um dos municípios. Em Cubatão, à taxa de desconto de 5%, os totais estimados chegam a ser 10 vezes mais onerosos à população residente local do que no Município de São Paulo, e cerca de 50 vezes mais do que o montante que incide sobre a população do Rio de Janeiro.

## 6 - Considerações finais

O conjunto de dados apresentados na Tabela 13 constitui um excelente subsídio para reflexões sobre o comportamento dos custos de saúde nas áreas urbanas e industriais do país, oferecendo indicadores importantes para orientar os programas de ação e controle de poluição.

Em primeiro lugar, com base na metodologia proposta, pode-se analisar os custos de saúde intermunicipais através do cálculo de produção sacrificada por morte prematura ou, mais especificamente, por intermédio do conceito de vida estatística. Dividindo a

TABELA 13

*Custos de saúde totais e per capita associados à poluição do ar*

(US\$ de 1989)

	São Paulo (1989)	Rio de Janeiro (1984)	Cubatão (1988)
Gastos hospitalares	785.000 (0,36)	151.000 (0,08)	142.000 (1,65)
Morbidade	351.000 (0,16)	65.000 (0,03)	71.000 (0,82)
Mortalidade			
<i>r</i> = 5%	1.073.000 (0,49)	201.000 (0,10)	725.000 (8,38)
<i>r</i> = 15%	514.000 (0,23)	101.000 (0,05)	297.000 (3,44)
Total			
<i>r</i> = 5%	2.210.000 (1,00)	417.000 (0,22)	939.000 (10,85)
<i>r</i> = 15%	1.650.000 (0,75)	317.000 (0,17)	511.000 (5,90)

NOTA: Valores entre parênteses são os custos *per capita* estimados em relação somente à população dos locais de onde as mensurações de concentração de poluentes foram utilizadas para o cálculo dos custos totais.

produção sacrificada por mortalidade<sup>7</sup> pelo número de óbitos associados à poluição por material particulado inalável obtém-se o tão polêmico valor estatístico da vida. De acordo

<sup>7</sup> Para fins do cálculo proposto, optou-se por utilizar a taxa de desconto de 5%.

com este cálculo, em dólares correntes de 1989, a vida estatística estimada foi de US\$ 7.714 para São Paulo no ano de 1989 e US\$ 5.029 para o Rio de Janeiro no ano de 1984; enquanto para Cubatão este valor em 1988 chega a US\$ 25.002.

Esta significativa diferença entre o valor da vida estatística em São Paulo e Cubatão pode ser justificada pela distribuição de óbitos pelas faixas etárias. Conforme já foi observado, a maior incidência de mortalidade por moléstias respiratórias em Cubatão se dá na faixa de zero a 10 anos, em que o valor presente da renda futura é comparativamente maior; contrastando com São Paulo, onde os óbitos se concentram principalmente nas pessoas com 70 anos ou mais.

Os procedimentos estimativos estabelecidos em Motta *et alii* (1994), em que são estimados os custos de saúde relacionados à poluição hídrica,<sup>8</sup> assemelham-se às estimativas utilizadas neste estudo. Para analisar os custos de saúde associados à poluição dos recursos água e ar, utilizaram-se como parâmetros de comparação as estimativas do valor estatístico da vida e os custos totais *per capita*. Com base na população urbana do Brasil afetada pelos efeitos negativos da poluição hídrica doméstica, estimou-se em Motta *et alii* (1994) um valor da vida de US\$ 19.550 (dólares de 1989 e taxa de desconto de 5%). Conforme mostra a Tabela 14, este valor é superior ao valor médio observado no caso da poluição atmosférica, que seria de US\$ 6.843 quando se consideram as cidades de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão. A magnitude deste valor mostra que em termos gerais os custos de saúde associados à morte prematura são mais alarmantes quando associados à poluição hídrica. Somente em situações particularmente críticas, como no caso de Cubatão, isto aparentemente não se confirma. As mesmas conclusões são observadas em termos dos custos *per capita*, conforme se observa na Tabela 14.

TABELA 14

*Custos de saúde associados à poluição hídrica e doméstica no Brasil*

(US\$ de 1989)

	Vida estatística (US\$/Óbito)	Custo <i>per capita</i> (US\$/Habitante)
Hídrica	19.550	2,97
Atmosférica	6.843	0,84

FONTE: Hídrica — Motta *et alii* (1994).

NOTA: Custos médios entre as populações estudadas de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão.

<sup>8</sup> Este estudo procurou estimar os serviços e as perdas ambientais derivados do uso do recurso água pelas famílias urbanas no período 1970/90.

Estimou-se, com base em Motta *et alii* (1994), que os custos totais associados à poluição hídrica doméstica oneram, em média, US\$ 2,97 a cada uma das pessoas que compõem a população urbana do Brasil. Este valor também está acima do custo médio *per capita* da poluição atmosférica, que é de US\$ 0,84, conforme mostra a Tabela 13. Observe que os valores médios nacionais de poluição atmosférica estão superestimados, na medida em que os municípios analisados são os que apresentam maior nível de concentração no país.

Em suma, embora os custos de saúde associados à poluição atmosférica sejam significativos, estes parecem se situar em níveis bastante efêmeros aos observados para a poluição hídrica. Além disso, as estimativas aqui apresentadas indicam claramente que uma política de controle de poluição atmosférica deve ser primordialmente desenhada e que sua prioridade deve ser colocada *vis-à-vis* outros problemas ambientais urgentes.

## Anexo

### Doenças isquêmicas do coração

A função dose-resposta estimada para as doenças isquêmicas do coração tem como referencial analítico as variáveis explicativas já apresentadas na Seção 3.

Entretanto, no caso das doenças isquêmicas do coração não se justificaria a estimação da função *dose-response* apenas para PM10 e SO<sub>2</sub>. Aparentemente estes dois poluentes não estão fortemente relacionados com a incidência de mortalidade por estas doenças. Deste modo, desenvolveu-se diretamente um modelo com base nos três distritos — Sé, Jabaquara e Mooca — onde há monitoramento do conjunto de poluentes selecionados na Seção 2.

Esse estudo privilegiou a análise de dois poluentes, cuja relação com a incidência de doenças isquêmicas é maior: monóxido de carbono e ozônio.

O coeficiente de CO só se mantém significativo na medida em que o modelo omite a variável socioeconômica mais importante: a população. Compreensivelmente, sem POP a regressão perde muito da sua capacidade de explicar as diferenças de número de casos entre os três subdistritos. Por essa razão optou-se por definir uma nova variável explicativa: DENS.<sup>9</sup>

---

<sup>9</sup> A variável DENS — densidade — é definida como a razão entre POP e a área, medida em km<sup>2</sup>, de cada subdistrito. Foi incorporada ao modelo com o objetivo de captar as diferenças entre os bairros, papel que era anteriormente cumprido por POP.

TABELA A.1

*Função 3 — CO*

$R^2$	0,7796	
Constante	-30,108520	
Poluição do ar		
CO	0,705675	(3,624)
Socioeconômicas		
DENS	0,00444133	(17,251)

FONTE: Elaboração dos autores.

NOTA: Onde os valores entre parênteses correspondem aos testes-*t* (s).

O coeficiente de CO reflete-se numa elasticidade estimada de 0.3362, isto é, cada 1% de redução na concentração de monóxido de carbono pouparia 0,34% dos óbitos ocorridos por infarto. Esse modelo deve ser visto com extremo cuidado; a grande fragilidade desses resultados à incorporação da variável POP dá a impressão de que na verdade o coeficiente de CO esteja captando meras diferenças demográficas entre as observações.

Já os resultados econométricos relativos ao impacto do ozônio são mais razoáveis:

TABELA A.2

*Função 4 — O<sub>3</sub>*

$R^2$	0,7541	
Constante	15,1423	
Poluição do ar		
O <sub>3</sub>	0,059287	(2,579)

(continua)

---

Socioeconômicas

POP 0,000103

Meteorológicas

TEMP -0,8653 (-2,950)

---

FONTE: Elaboração dos autores.

NOTA: Onde os valores entre parênteses correspondem aos testes-t (s).

O coeficiente de O<sub>3</sub> mantém-se estável com a incorporação das importantes variáveis de POP e TEMP. Ele se traduz numa elasticidade de 0.323, ou seja, a cada 1% de redução na concentração de ozônio diminuiriam em 32,3% os óbitos por infarto.

### Abstract

*This study is an attempt to determine a dose-response function which correlates air pollution concentration and mortality cases due to respiratory diseases in the city of São Paulo. Based on these econometric results, health costs with hospital expenses and output foregone due to work-day lost and premature deaths are estimated for the cities of São Paulo, Cubatão and Rio de Janeiro where this environmental problem is significant. As will be shown, although these estimated costs do not represent the full environmental costs associated with air pollution, their comparison to similar costs associated to water pollution allows one to set priorities for urban environmental policies in Brazil.*

### Bibliografia

BELSLEY, D., KUH, E., WELSH, R. *Regression diagnostics, identifying influential data and sources of collinearity*. New York: Wiley, 1980.

CETESB. *Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo - 1990*. São Paulo, maio 1991.

CHAPIE, M., LAVE, L. The health effects of air pollution: a reanalysis. *Journal of Urban Economics*, v. 12, 1983.

EVANS, J. S. *et alii*. Cross-sectional - mortality studies and air pollution risk assessment. *Environment International*, v. 10, n. 1, 1984.

- FAIRLEY, D. The relationship of daily mortality to suspended particulates in Santa Clara Country, 1980/1986. *Environ. Health Perspect*, n. 89, 1990.
- GREENE, W. H. *Econometric analysis*. New York: Macmillan, 1990.
- GRILICHES, Z. Economic data issues. In: GRILICHES, Z., INTRILLIGATOR, M. (eds.). *Handbook of econometrics*, v. 3. Amsterdam: North Holland, 1986.
- HICKEY, R. J. *et alii*. *Demographic and chemical variables related to chronic disease mortality in man*. Philadelphia: University of Pennsylvania, Department of Statistics, 1977 (Technical Report, 15).
- HOLLAND, W. W. *et alii*. Health effects of particulate pollution: reappraising the evidence: special issue on particulate air pollution. *American Journal Epidemiol.*, n. 110, v. 5, 1979.
- IBGE. *Censo demográfico*. Rio de Janeiro, vários anos.
- . *PNAD - Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílio*. Rio de Janeiro, vários anos.
- JUDGE, G. G. *et alii*. *The theory and practice of econometrics*. New York: Wiley, 1985.
- LAVE, L. B., SESKIN, E. P. *Air pollution and human health*. Baltimore: The John Hopkins University Press, 1977.
- MARTIN, A. E., BRADLEY, W. H. *Mortality, fog and atmospheric pollution: an investigation during the winter of 1958/1959*. Monn. Bull. Minist. Health, Public Health Lab. Serv., n. 19, 1960.
- MAZUNDAR, S. *et alii*. Relation of daily mortality to air pollution: an analysis of 14 London winters, 1958/1959 - 1971/1972. *Arch. Environ. Health*, v. 37, n. 4, 1982.
- MENDES, A.P.F. *Uma avaliação do impacto ambiental no Brasil: poluição do ar e mortalidade*. Rio de Janeiro: UFRJ, 1993 (Dissertação de Mestrado).
- MISHAN, E. The value of trying to value a life. *Journal of Public Economics*, v. 15, 1981.
- MOTTA, R. S.da. *The health costs associated to household waste pollution in Brazil*. Rio de Janeiro, 1993, mimeo.
- MOTTA, R. S.da *et alii*. Perdas e serviços ambientais do recurso água para uso doméstico. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, v. 24, n. 1, abr. 1994.
- OSTRO, B. D. The effects of air pollution on work loss and morbidity. *Journal of Environmental Economics and Management*, v. 10, 1983.
- . Air pollution and morbidity revisited: a specification test. *Journal of Environmental and Management*, v. 14, n. 1, 1987.



- \_\_\_\_\_. Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environment Research*, n. 50, 1989.
- \_\_\_\_\_. *The health effects of air pollution: a methodology with applications to Jakarta*. The World Bank, 1992, mimeo.
- OZKAYNAK, H., THURSTON, G. D. Associations between 1980 U.S. mortality rates and alternative measures of airborne particle concentration. *Risk Analysis*, n. 7, 1987.
- PEARCE, D., MARKANDYA, A. *An appraisal of the economic value of environmental improvement and the economic cost of environmental damage*. London: University College, Department of Economics, 1987.
- PENNA, M. L., DUCHIADE, M. P. Poluição do ar e mortalidade infantil por pneumonia na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. *OPS*, v.110, n.3, 1990.
- PLAGIANNAKOS, T., PARKER, J. *An assessment of air pollution effects on human health in Ontario*. Ontario Hydro, 1988.
- PORTNEY, P. R., MULLAHY, J. Urban air quality and acute respiratory illness. *Journal of Urban Economics*, v.20, n.1, 1986.
- RIBEIRO, H. P. Estudo das correlações entre infecções das vias aéreas superiores, bronquite asmática e poluição do ar em menores de 12 anos em Santo André. *Pediatria Prática*, v.42, n.9, 1971.
- RIBEIRO, H. P. *et alii*. *Estudo da função ventilatória em escolares vivendo em área com diferentes níveis de poluição do ar*. São Paulo, 1976, mimeo.
- RIDKER, R. G. *Economic costs of air pollution: studies in measurement*. Praeger, 1967.
- SCHWARTZ, J., MARCUS, A. *Statistical reanalyses of data relating mortality to air pollution during London winters 1958/1972*. U.S. Environmental Protection Agency, 1986.
- THOMAS, V. Evaluating pollution control. The case of São Paulo, Brazil. *Journal of Development Economics*, v.19, n.1, 1985.

(Originais recebidos em março de 1994. Revistos em setembro de 1994.)