

Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
SERGIO AROUCA
ENSP

“Modelagem dos efeitos dos aerossóis de queimadas para a saúde humana na Amazônia”

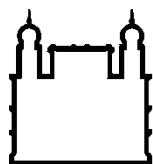
por

Cleber Nascimento do Carmo

Tese apresentada com vistas à obtenção do título de Doutor em Ciências na área de Saúde Pública e Meio Ambiente.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Sandra de Souza Hacon

Rio de Janeiro, outubro de 2012.



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz



Esta tese, intitulada

“Modelagem dos efeitos dos aerossóis de queimadas para a saúde humana na Amazônia”

apresentada por

Cleber Nascimento do Carmo

foi avaliada pela Banca Examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Marcelo Félix Alonso

Prof. Dr. Ronir Raggio Luiz

Prof. Dr. Hermano Albuquerque de Castro

Prof.^a Dr.^a Inês Echenique Mattos

Prof.^a Dr.^a Sandra de Souza Hacon – Orientadora

Tese defendida e aprovada em 04 de outubro de 2012.

Catálogo na fonte
Instituto de Comunicação e Informação Científica e Tecnológica
Biblioteca de Saúde Pública

C287 Carmo, Cleber Nascimento do
Modelagem dos efeitos dos aerossóis de queimadas para a
saúde humana na Amazônia. / Cleber Nascimento do Carmo. --
2012.
139 f. : il. ; tab. ; graf. ; mapas

Orientador: Hacon, Sandra de Souza
Tese (Doutorado) – Escola Nacional de Saúde Pública Sergio
Arouca, Rio de Janeiro, 2012.

1. Bioestatística. 2. Ecossistema Amazônico. 3. Material
Particulado. 4. Modelos Estatísticos. 5. Aerossóis. 6. Doenças
Respiratórias. 7. Incêndios. 8. Poluição do Ar. I. Título.

CDD – 22.ed. – 570.15195

Dedico este trabalho a toda minha família.

AGRADECIMENTOS

À professora Dra. Sandra Hacon pela orientação acadêmica, profissional, por haver se disposto a me acompanhar durante este doutorado e também pela contribuição de tal acompanhamento em minha formação.

À professora Dra. Mariane Alves (IM/UFRJ) pela importante orientação nas análises estatísticas bayesianas utilizadas em parte da tese.

À professora Dra. Eliane Ignotti (UNEMAT) por toda orientação acadêmica, antes e durante o doutorado.

À minha família, em especial à Regina, minha mãe, por ter adiado a realização de muitos de seus sonhos em benefício da realização dos meus.

À Caroline pelo apoio incondicional.

Aos amigos da Escola Nacional de Saúde Pública, em especial a Cláudia Vega, Cláudio de Souza, Dennys Mourão, Herbert Sisenando, Karen Gonçalves, Ludmilla Viana e Renata Emin que, de alguma forma, me ajudaram.

Ao professor Paulo Artaxo (IF/USP) pelo suporte intelectual e disponibilização de dados *in situ* de material particulado fino para a cidade de Rio Branco, Acre.

A Escola Nacional de Saúde Pública e a Fiocruz pela bolsa de doutoramento concedida durante os primeiros meses de doutorado.

A Rede Clima/INCT/CNPq/MCT – Clima e Saúde, subprojeto 3.2.6 – Saúde, desenvolvido pela Ensp/Fiocruz e Ict/Fiocruz pelo apoio financeiro.

“Algumas vezes, a vida vai golpeá-lo na cabeça com um tijolo.
Não perca a fé”.

(Steve Jobs)

RESUMO

A poluição atmosférica é um problema frequente durante a estação seca na Amazônia. As queimadas na região amazônica contribuem para 70% das emissões de partículas finas, aproximadamente, e apresentam efeitos diretos para o sistema respiratório, em especial para crianças. Esta tese apresenta um panorama de estudos sobre o efeito agudo da poluição atmosférica na saúde humana e aborda aspectos metodológicos sobre a análise de dados de séries temporais e indicadores de exposição para o município de Rio Branco, Amazônia Ocidental. Foram realizadas duas revisões sobre estudos de séries temporais de efeitos da poluição atmosférica na saúde humana. O primeiro fez um levantamento dos estudos realizados sobre poluição atmosférica nos locais de maior incidência de queimadas no planeta: Amazônia, Estados Unidos, Austrália e Ásia. Como resultado, foram encontradas concentração de estudos realizados na Austrália e predominância de estudos realizados com o método modelos aditivos generalizados. O segundo estudo fez uma revisão sistemática dos métodos estatísticos empregados sobre técnicas de séries temporais, entre 2000 e 2010, para estimação de efeitos à saúde humana de poluentes atmosféricos, na América Latina, especialmente no Brasil, destacando algumas limitações que afetam esse campo do conhecimento. Houve uma concentração de estudos sobre poluição atmosférica urbana em grandes centros urbanos como São Paulo, Rio de Janeiro, Santiago e Cidade do México. Aspectos metodológicos para estudos realizados em região Amazônica também foram abordados. O terceiro estudo investigou a estrutura de defasagem entre a exposição à fumaça de queimadas e o desfecho de internação hospitalar. Neste sentido, regressões de Poisson via modelos de função de transferência foram utilizados para estimar o efeito defasado do poluente. Foram encontradas associações no segundo dia de defasagem entre a exposição e o desfecho. O quarto estudo abordou a utilização de diferentes formas de obtenção de material particulado fino como indicador de exposição à fumaça das queimadas. Riscos relativos de efeitos à saúde decorrentes da exposição ao material particulado obtido por medidas diretas e por estimativas foram comparados. Modelos aditivos generalizados foram utilizados para analisar a associação entre a demanda diária de internações por doenças respiratórias e níveis diários de material particulado obtido com dados in situ, dados de profundidade óptica de aerossóis e dados do modelo atmosférico CCATT-BRAMS, entre agosto a dezembro de 2009. Não foram encontradas associações significativas. O modelo CCATT-BRAMS apresentou medidas de PM_{2,5} com correlação linear de 0,63 com dados in situ, com 28% dos registros superestimados. Os dados obtidos pela profundidade óptica apresentaram correlação de 0,42, subestimando em 14%, aproximadamente a média diária de exposição ao PM_{2,5}. Os melhores ajustes foram verificados para os dados modelados. Os riscos relativos obtidos pelo modelo CCATT-BRAMS apresentaram dispersões semelhantes, porém menores quando comparados aos dados in situ. Como conclusão, a tese mostra que há evidências estatísticas de efeitos agudos da exposição ao material particulado à saúde de crianças. Evidenciou-se também que os dados estimados de PM_{2,5} podem ser utilizados alternativamente para análise de associação da exposição ao PM_{2,5} e efeitos à saúde na Amazônia, ainda que os mesmos suavizem as estimativas.

Palavras-chave: Material particulado. Modelagem. Doenças respiratórias. Amazônia.

ABSTRACT

Air pollution is a frequent problem during the dry season in the Amazon. Fine particles represent 70%, approximately, of particulate matter from fires and they have direct effects to the respiratory system, especially for children. This thesis presents an overview of studies on the acute effects of air pollution on human health and it discusses methodological aspects of the analysis of time series data and indicators of exposure for the city of Rio Branco, region of western Amazonia. We made two reviews on time-series studies of air pollution effects on human health. The former summarized the studies on air pollution in areas of higher incidence of fires on the planet: Amazon, America, Australia and Asia. As a result, we found concentration of studies in Australia and predominance of studies using generalized additive models. The second study made a systematic review of the statistical methods employed under time series approach, between 2000 and 2010, to estimate the human health effects of air pollutants, in Latin America, especially in Brazil, highlighting some limitations that affect this field of knowledge. There was a concentration of studies on urban air pollution in big cities like São Paulo, Rio de Janeiro, Santiago and Mexico City. Methodological aspects for studies in the Amazon region were also discussed. The third study investigated the lag structure between exposure to smoke from fires and the outcome of hospitalization. In this sense, Poisson regressions via transfer function models were used to estimate the lagged effect of the pollutant. Associations were found on the second day after exposure. The fourth study addresses the use of different ways of obtaining fine particulate matter as an indicator of exposure to smoke from fires. Relative risks of health effects from particulate matter exposure obtained by direct measurements and estimates were compared. Generalized additive models were used to analyze the association between daily demand of hospitalization due to respiratory diseases and daily levels of particulate matter obtained with in situ data, aerosol optical depth data and CCATT BRAMS atmospheric model data, between August to December 2009. No significant associations were found. The CCATT BRAMS model reported measures of PM_{2,5} with 0,63 linear correlation with in situ data, and 28% of records overestimated. The data obtained by optical depth were 0,42 correlated with in situ data, underestimating in 14%, approximately, the daily average exposure to PM_{2,5}. The best fits were observed for the modeled data. The relative risks obtained by CCATT BRAMS model showed similar dispersions but lower when compared to in situ data. In conclusion, this thesis shows that there is statistical evidence of acute effects of exposure to particulate matter on children's health. It was also evident that estimated data of PM_{2,5} can be used interchangeably for analysis of association of exposure to PM_{2,5} and health effects in the Amazon, even though they soften estimates.

Keywords: Particulate matter. Modeling. Respiratory diseases. Amazon.

LISTA DE FIGURAS

Introdução

Fig. 1	Localização do município de Rio Branco, Estado do Acre, com suas fronteiras internacionais	16
Fig. 2	Distribuição do material particulado nas vias respiratórias, de acordo com o seu tamanho	20
Fig. 3	Estações AERONET espalhadas através do globo terrestre	24

Artigo 3

Fig. 1	Location of the Study area	103
Fig. 2	Time evolution of humidity, temperature, and PM _{2.5} . Rio Branco municipality, Brazilian Amazon, 2004 – 2009	104
Fig. 3	Response function to the impulse of PM _{2.5} on the daily demand of respiratory diseases hospital admissions of children, Rio Branco municipality, Brazilian Amazon, 2004 – 2009	104

Artigo 4

Fig. 1	Localização do Município de Rio Branco, Estado do Acre, Amazônia brasileira	127
Fig. 2	Distribuição de frequências das medidas diárias de PM _{2.5} obtidas por: (a) dados <i>in situ</i> , (b) dados pela AOD e (c) pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS, Rio Branco, Estado do Acre, Amazônia brasileira, ago/2009 – dez/2009	127
Fig. 3	Incremento percentual e intervalos de confiança nas internações hospitalares por doenças respiratórias de crianças para o aumento de 10 µg/m ³ na concentração do PM _{2.5} , obtidas por: (a) dados <i>in situ</i> , (b) dados pela AOD e (c) pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS, Rio Branco, Estado do Acre, Amazônia brasileira, ago/2009 – dez/2009	128

LISTA DE TABELAS

Artigo1

Tabela 1	Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Amazônia	50
Tabela 2	Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Califórnia	51
Tabela 3	Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Ásia	52
Tabela 4	Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Austrália	53

Artigo 2

Tabela 1	Estudos Latino-americanos de séries temporais de efeitos de curto prazo da poluição do ar na saúde humana, 2000 a 2010	75
----------	--	----

Artigo 3

Table 1	Descriptive Statistics of variables, Rio Branco, Brazilian Amazon, 2004 – 2009	101
Table 2	The Correlation Matrix of the variables, Rio Branco, Brazilian Amazon, 2004 – 2009	101
Table 3	Assessed models and their respective Gelfand and Ghosh criterion (EPD)	102
Table 4	Summary of the posterior distribution of relative risk (RR) associated with a 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ increase in $\text{PM}_{2.5}$	102

Artigo 4

Tabela 1	Estatísticas descritivas das admissões hospitalares por doenças respiratórias em crianças e variáveis meteorológicas durante o período de estudo, Rio Branco (AC), Amazônia brasileira, ago/2009 a dez/2009	126
Tabela 2	Matriz de correlações lineares de Pearson das variáveis sob estudo, Rio Branco (AC), Amazônia brasileira, ago/2009 a dez/2009	126

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
1.1	Apresentação	10
1.2	A Amazônia Brasileira	12
1.3	A área de estudo	14
1.4	As doenças respiratórias na infância	17
1.5	O monitoramento ambiental na Amazônia	21
2	OBJETIVOS	26
2.1	Objetivos gerais	26
2.2	Objetivos específicos	26
3	ARTIGO 1: Estudos de Séries temporais de poluição atmosférica por queimadas e saúde humana	28
4	ARTIGO 2: An overview on time series studies of air pollution health effects in Latin America and highlights of Brazilian Amazon region	60
5	ARTIGO 3: Impact of biomass burning and weather conditions on children's health in a city of Western Amazon region	84
6	ARTIGO 4: O uso de dados <i>in situ</i> e modelados de material particulado na região amazônica ocidental como indicador de exposição ambiental à saúde humana	108
7	CONCLUSÕES	131
	REFERÊNCIAS	135

1 INTRODUÇÃO

1.1 Apresentação

Esta tese segue o modelo proposto pela Escola Nacional de Saúde Pública, da Fundação Oswaldo Cruz em formato de artigos, estando o primeiro e o terceiro deles aceitos para publicação.

O presente estudo está inserido no grupo de pesquisa “Mudanças Ambientais e Saúde Humana” sobre efeitos da poluição atmosférica por queimadas na região arco do desmatamento na Amazônia brasileira, em desenvolvimento nesta instituição, em conjunto com a Universidade do Estado do Mato Grosso. Os temas abordados na tese representam algumas perguntas de investigação e questões metodológicas relacionadas à estimação dos efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana, utilizando-se de dados secundários.

Cada artigo apresentado nesta tese constitui uma unidade individual com vistas à publicação. Assim, o Capítulo 1 contextualiza a tese. Os objetivos de cada estudo são descritos na sequência.

O estudo é composto de duas partes que compartilham um tema comum “a estimação dos efeitos da poluição atmosférica por queimadas à saúde humana na Amazônia”. Em vista da importância do papel desempenhado pelas técnicas de séries temporais nos estudos de estimação dos efeitos agudos da poluição atmosférica na saúde humana e diante das diversas estratégias de análise disponíveis, é necessária, inicialmente, a avaliação da evidência científica sobre o tema.

Assim, os artigos 1 e 2 constituem revisões bibliográficas de estudos de séries temporais epidemiológicas no mundo e, especificamente, na América Latina, com o

objetivo de contribuir para a identificação de semelhanças e particularidades nos métodos empregados e resultados encontrados nos estudos de estimação de efeitos das queimadas à saúde humana.

O artigo 1 encontra-se no prelo no periódico Revista Ciência e Saúde Coletiva e apresenta um panorama qualitativo dos estudos de efeitos da poluição atmosférica por queimadas florestais na saúde humana nas regiões que concentram o maior número de queimadas do planeta, ressaltando tópicos importantes como: sistemas de monitoramento disponíveis e principais características das estratégias de análise adotadas.

O artigo 2 foi submetido ao periódico “Revista Brasileira de Epidemiologia”, aguardando parecer. Neste manuscrito, por sua vez, estudos de séries temporais epidemiológicas realizados na América Latina, independentemente da fonte de poluição, entre 2000 e 2010 são revisados sistematicamente. São sumarizados os métodos estatísticos utilizados na estimação de efeitos à saúde humana de poluentes atmosféricos, com o uso de técnicas de series temporais, especialmente no Brasil, focou-se nos efeitos de curto prazo da poluição atmosférica na saúde, com ênfase nos desfechos relacionados às doenças cardiorrespiratórias.

Os artigos 3 e 4 têm caráter metodológico e têm como objetivo contribuir no estudo de questões específicas dos efeitos da poluição atmosférica de queimadas na saúde humana em região da Amazônia brasileira. Destaque é dado aos estudos de séries temporais epidemiológicas, como estratégia de modelagem estatística. O artigo 3 foi submetido ao periódico “*Air Quality, Atmosphere & Health*”, e encontra-se aceito para publicação. Neste artigo, objetivou-se investigar a estrutura de defasagem entre a exposição ao material particulado e o desfecho de hospitalização por doenças do

aparelho respiratório em crianças, com o uso de uma série temporal de 4 anos, no município de Rio Branco (AC).

No artigo 4, por sua vez, investigou-se o uso de diferentes bases e formas de obtenção de dados de concentrações diárias de material particulado como indicador de exposição à poluição atmosférica de queimadas para fins de pesquisa em saúde ambiental. Como medida de associação entre a exposição e as hospitalizações por doenças respiratórias de crianças, foram utilizados riscos relativos correspondentes a aumentos de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração diária do $\text{PM}_{2.5}$. Vantagens e limitações de cada indicador de exposição foram destacadas e comparadas. Este manuscrito está em fase de tradução para o inglês e será submetido ao periódico *Atmospheric Environment*.

1.2 A Amazônia Brasileira

A Amazônia Brasileira, oficialmente, engloba os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima e parte dos estados do Maranhão, Mato Grosso e Tocantins, com uma área superior a 5 milhões de km^2 . A região registrou 25,4 milhões de habitantes no censo de 2010 e densidade demográfica de 5,0 habitantes por km^2 . Esta população corresponde a, aproximadamente, 13% do total da população brasileira.

Situada em latitudes equatoriais (5°N – 10°S), a região amazônica apresenta grande quantidade de energia solar ao longo do ano ($15 \text{ MJ}/\text{m}^2/\text{dia}$ na superfície, aproximadamente) e um permanente abastecimento de massas de ar úmido (FISCH; MARENGO; NOBRE, 1996). Esta climatologia produz grande nebulosidade e um regime hidrológico com uma clara divisão entre as estações secas e úmidas nas porções sul e leste da Amazônia (AB'SÁBER, 2003).

Nas últimas décadas do século XX, a Amazônia brasileira sofreu fortes mudanças estruturais, ambientais e sociais, viabilizadas pelo modelo de ocupação e políticas públicas adotadas pelo Governo Federal. Com o objetivo de ocupar a região, pouco habitada até então, em comparação às demais regiões do país, o Governo lançou uma série de projetos de caráter desenvolvimentista. Destacaram-se: a abertura de rodovias federais e estradas; a instalação de hidroelétricas; o incentivo à exploração mineral; a criação de áreas de livre comércio e o incentivo à instalação de indústrias estrangeiras nestas áreas, pelas vantagens fiscais ofertadas pelo Governo (BECKER, 2001; 2005).

Estes acontecimentos proporcionaram profundas mudanças no modelo de ocupação da Amazônia, que se localizou ao longo das rodovias e não mais somente ao longo da rede fluvial, e no crescimento demográfico, sobretudo urbano (BECKER, 2005). A região vem sendo impactada com o avanço do desenvolvimento econômico, em especial pelo agronegócio e a pecuária, o que provoca mudança no padrão do uso do solo, tendo como consequência o aumento do desmatamento e da incidência de focos de queima de biomassa, tanto em áreas de floresta nativa quanto de pastagem (AB'SÁBER, 2003; 2004).

Durante a estação seca na Amazônia brasileira, tipicamente compreendida entre os meses de junho a outubro, a população é exposta a intensa fumaça de queimadas em uma região chamada "Arco do desmatamento", cujos limites se estendem do sudeste do Maranhão, ao norte do Tocantins, sul do Pará, norte de Mato Grosso e sudeste do Acre. A maioria dos incêndios é prática agrícola rotineira, usada para a limpeza de áreas para plantio, renovação de pastagens e cultivo de cana-de-açúcar (BROWN et al., 2006). Este modelo tem contribuído para que o uso do fogo venha se

intensificando nas últimas décadas e se tornando uma atividade de crescente preocupação devido a mudanças climáticas que estão alterando o padrão de chuvas na região (PANTOJA; BROWN, 2009).

As emissões de partículas de aerossóis decorrentes das queimadas têm diversas implicações em nível local, regional e global para o ecossistema e população (ARTAXO et al., 2002). As emissões de gases precursores da formação de ozônio pelas queimadas fazem com que as concentrações deste gás atinjam níveis que, além de afetar o sistema ambiental, compromete a saúde das populações expostas. Estas emissões também têm evidenciado concentrações elevadas de material particulado (PM_{10} e $PM_{2.5}$) que ultrapassam em muito os valores da legislação brasileira e os valores em áreas urbanas poluídas como São Paulo (ARTAXO et al., 2006).

Além disso, os episódios de seca que a Amazônia tem vivenciado podem aumentar significativamente o número de incêndios na região. Podemos esperar que as queimadas em curso, atualmente baseadas em procedimentos de desmate e queima, devam intensificar o impacto das secas associadas com a variabilidade climática natural ou induzida pelo homem e, portanto, comprometendo a saúde humana na região (BROWN et al., 2006.; FEARNSIDE, 2005).

1.3 A área de estudo

O Estado do Acre situa-se na Amazônia ocidental, entre os meridianos 74° 04' e 66° 05'W e os paralelos 7° 08' e 11° 38' S (Figura 1). Sua superfície territorial é de 164.221,36 km², o que corresponde a 4% da Amazônia Brasileira e a 1,9% do Brasil (ACRE, 2010). No sentido norte-sul, a extensão territorial do Acre é de 445 km, sendo

maior na direção leste-oeste, com 809 km. O estado tem uma posição geopolítica privilegiada, fazendo fronteira internacional com o Departamento de Pando (Bolívia) e Madre de Dios (Peru) e nacional com os estados do Amazonas e de Rondônia, sendo considerado o portão da Amazônia Ocidental.

O Acre é um dos Estados da Amazônia com menores taxas de desmatamento, com 88% de seu território com cobertura florestal nativa e taxa média anual de desmatamento de 0,42% (ACRE, 2006). Considerando-se a contribuição dos Estados da Amazônia brasileira no desmatamento da região, o Acre tem uma participação anual de 3%, aproximadamente. Todavia, o Estado do Acre apresenta-se como uma das últimas fronteiras agrícolas da Amazônia ocidental. A ação antrópica na região concentra-se na faixa da rodovia BR-364, no entorno do núcleo urbano do município de Rio Branco. Do total desmatado, até 2004, em torno de 81 % (13.352 km²) eram utilizados com pastagens (OLIVEIRA et al., 2006).

A cidade de Rio Branco desempenha papel regional importante por ser a capital e a maior cidade do Estado, funcionando como um polo econômico para as populações situadas no interior do Estado, sul do Amazonas, extremo oeste de Rondônia, e de países vizinhos como Bolívia e Peru. As atividades econômicas ainda correspondem à exploração da borracha e agricultura de subsistência. O setor industrial é pouco significativo, sendo que a maioria dos produtos é originária de outras regiões do país. A pecuária, entretanto, é importante e abastece todo o estado com carne e laticínios (SILVA; LIMA, 2006).

O clima no estado do Acre é classificado como tropical úmido com estações seca e chuvosa bem distintas. A umidade relativa apresenta-se em níveis elevados durante todo o ano, com médias mensais em torno de 80-90% (ZAKIA, 2000).

Fig. 1 – Localização do município de Rio Branco, Estado do Acre, com suas fronteiras internacionais



O município de Rio Branco, capital acreana, conta com 335.796 habitantes, o que representa 45% da população do Estado. A população de crianças no município, de acordo com dados do censo demográfico de 2010, é de 64.224 habitantes (20% do total populacional do município).

Na área da saúde, conta com 863 leitos hospitalares, sendo 609 disponíveis ao SUS (IBGE, [2012]). A população coberta pelos serviços de atenção básica de saúde, pelo Programa de Saúde da Família (PSF) é igual a 63%, aproximadamente. No quadro de profissionais médicos da Secretaria Municipal de Saúde (SEMSA), há 36 médicos de saúde da família, 28 clínicos, nove ginecologistas, um cirurgião geral, um psiquiatra, 17

pediatras, 98 enfermeiros, 114 auxiliares de enfermagem, 109 técnicos de enfermagem e 461 agentes comunitários de saúde (RIO BRANCO, 2006).

Recentemente, as secas severas no Acre têm tido consequências negativas sobre as populações urbanas e os ecossistemas. Um exemplo é o aumento da ocorrência de queimadas urbanas e florestais e das doenças respiratórias e oculares relacionadas nessa época do ano. Apesar de não estar entre os maiores responsáveis pelos desmatamentos da região amazônica, o Acre teve sua história recente marcada por uma série de queimadas que degradou a qualidade do ar impactando fortemente a saúde de sua população, como o ocorrido em 2005. Rio Branco, sua capital, apresentou elevadas taxas de hospitalização por agravos cardiorrespiratórios, possivelmente associados à fumaça que cobriu a região por diversos dias nos meses de seca daquele ano (MASCARENHAS et al., 2008).

1.4 As doenças respiratórias na infância

A infância é considerada como o período compreendido entre zero e dezoito anos de idade, sendo dividida em quatro fases: recém-nascido, na faixa etária do nascimento até um mês de vida; lactente, de 28 dias a vinte e quatro meses; pré-escolar, dos dois aos cinco anos; idade escolar dos seis aos doze anos e, adolescência dos treze aos dezoito anos (POSTIAUX, 2004).

As vias aéreas e os pulmões da criança apresentam características peculiares e são especialmente suscetíveis a lesões provocadas por fatores diversos, em função do desenvolvimento ainda incompleto do sistema respiratório.

O desenvolvimento do sistema respiratório se dá através de um processo contínuo que se inicia na fase embrionária, estendendo-se por anos após o nascimento, e é dividido em três períodos principais: o período embrionário, onde é observado o início da formação da traqueia; o período fetal, onde ocorre a preparação para o intercâmbio gasoso extra-uterino e, o período pós-natal, onde as estruturas respiratórias aumentam em tamanho e quantidade, podendo ser influenciado por fatores fisiológicos, anatômicos ou ambientais, retardando o desenvolvimento ou comprometendo a função pulmonar (MALINOWSKI; WILSON, 2000).

No nascimento, a criança apresenta cerca de 20 milhões de sacos alveolares e aos 8 anos, 300 milhões de alvéolos, aproximadamente. Nos lactentes, o reduzido número de alvéolos, determina uma pequena superfície de troca gasosa, portanto, pequenas alterações no parênquima pulmonar, predispõem a criança à insuficiência respiratória aguda (IRA) por hipoxemia. A musculatura lisa dos bronquíolos é menos desenvolvida, aumentando a tendência ao colapso alveolar até, aproximadamente os cinco anos de idade. As paredes alveolares no lactente são mais espessas e mais distantes do leito capilar, o que dificulta a respiração pelo aumento da distância da perfusão (CUNHA; LIMA, 2009; MALINOWSKI; WILSON, 2000).

As doenças respiratórias na infância constituem um grave problema de saúde mundial. Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), anualmente cerca de 13 milhões de crianças menores de cinco anos morrem por doenças do aparelho respiratório e 95% destes óbitos ocorrem nos países em desenvolvimento (CHIESA; WESTPHAL; AKERMAN, 2008). No Brasil, as doenças respiratórias são responsáveis por aproximadamente 34% das internações hospitalares entre crianças menores de um ano, a segunda causa de internação hospitalar na faixa etária de zero a um ano de

idade e a primeira causa entre crianças de um a nove anos de idade. No município de Rio Branco, aproximadamente, 23% de todas as admissões hospitalares de crianças são devidas às causas respiratórias, primeiro lugar, segundo causas de internações no município (BRASIL, 2011).

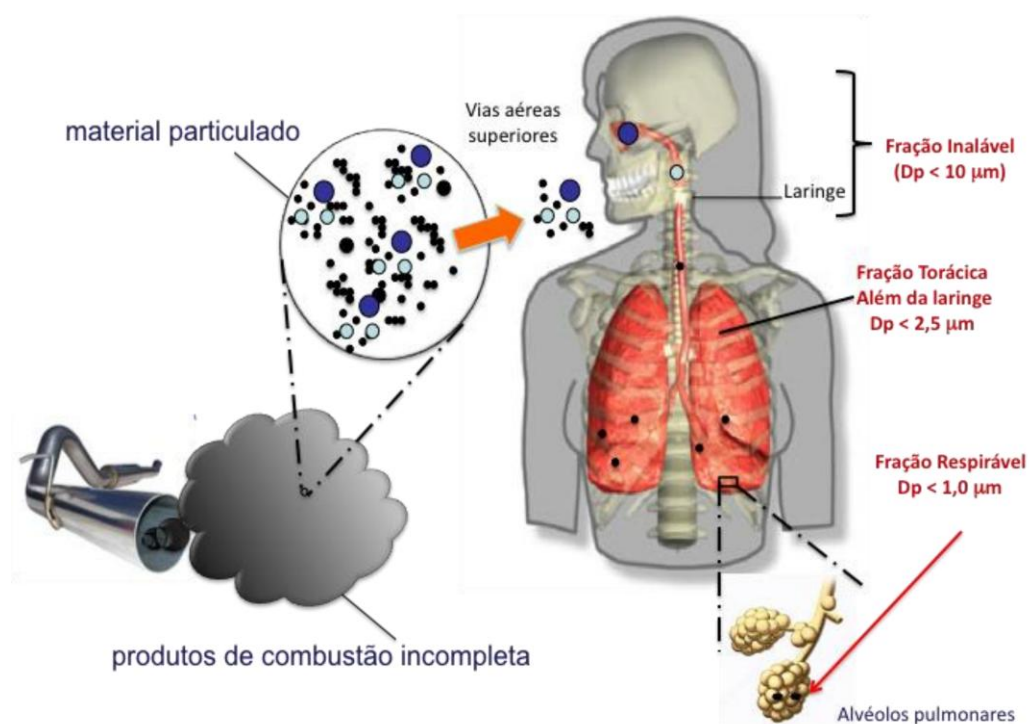
Alguns dos fatores envolvidos no surgimento das doenças respiratórias incluem: fatores genéticos, gestacionais, nutricionais e ambientais (PAIVA et al., 1998; PRIETSCH et al., 2002). Entre os fatores citados, a poluição atmosférica resultante da queima de biomassa tem gerado importante impacto na saúde respiratória, especialmente dos grupos mais vulneráveis como as crianças (MASCARENHAS et al., 2008; PAIVA et al., 1998).

No sistema respiratório, o destino da partícula inalada é função do seu comportamento aerodinâmico e de fatores anatômicos e fisiológicos (CASTRO; GOUVEIA; ESCAMILLA-CEJUDO, 2003; GOMES, 2002). A Figura 2 mostra a relação entre o tamanho da partícula e profundidade de penetração no sistema respiratório. Partículas maiores que $10\mu\text{m}$ são efetivamente filtradas pelo nariz e pela nasofaringe, onde essas grandes partículas ficam depositadas e podem ser vistas em expectorações e/ou saliva. Partículas menores que $10\mu\text{m}$ de diâmetro ficam retidas nas vias aéreas superiores e podem ser depositadas na árvore traqueobrônquica, agravando problemas como a asma em pessoas com deficiência respiratória. Por outro lado, as partículas menores que $2,5\mu\text{m}$ de diâmetro depositam-se nos brônquios terminais e nos alvéolos agravando problemas respiratórios e podendo causar mortes prematuras (CASTRO; GOUVEIA; ESCAMILLA-CEJUDO, 2003).

A investigação dos determinantes ambientais no cenário epidemiológico das doenças respiratórias na infância pode fornecer informações de grande utilidade para subsidiar políticas mais eficazes para o controle desses agravos.

Neste estudo optou-se por coletar informações de crianças menores de 10 anos de idade para fins de comparabilidade com resultados de estudo prévio de efeitos à saúde humana da exposição de aerossóis realizado em Rio Branco-AC para o ano de 2005 (MASCARENHAS et al., 2008) e para aumento do poder estatístico da série de dados. Crianças menores de 29 dias de vida foram retiradas da série de dados, pois suas interações normalmente são relacionadas ao parto, não necessariamente à exposição à poluição atmosférica.

Fig. 2 – Distribuição do material particulado nas vias respiratórias, de acordo com o seu tamanho



Fonte: Adaptado de Guarieiro; Vasconcellos; Solci (2011)

1.5 O monitoramento ambiental na Amazônia

Atualmente, o monitoramento da qualidade do ar é produto de pesquisa em diversos países, sejam eles países desenvolvidos ou em desenvolvimento (LIN et al., 2007). Na Amazônia, os bancos de dados de informações ambientais em diversas regiões são afetados pela falta de cobertura espacial e temporal.

A falta de dados para monitoramento e previsão da qualidade do ar em tempo contínuo pode se traduzir em consequências na saúde pública, como o ocorrido no ano de 2005. Naquele ano, a saúde de milhares de pessoas foi afetada pela fumaça. Só na cidade de Rio Branco, estimou-se em mais de 30 mil atendimentos médicos por causas respiratórias por mês, entre agosto e setembro de 2005 (DUARTE; MASCARENHAS, 2007; MASCARENHAS et al., 2008).

Tomando como base a área total da Amazônia, com 6 milhões km² aproximadamente, seria logisticamente e financeiramente inviável monitorar a qualidade do ar na região por estações de monitoramento em solo. A dificuldade em se realizar acompanhamentos meteorológicos na Amazônia é relatada por Duarte e colaboradores (DUARTE; CUNHA; LIMA et al., 2006). Segundo os autores, as estações meteorológicas na região Amazônica estão localizadas numa distância de 50 mil km² uma das outras, aproximadamente, e no Estado do Acre, esta distância é de 76 mil km². Além disso, há uma grande heterogeneidade na localização destas estações. No Acre, a maioria das estações está localizada na parte leste do Estado.

Apesar da importância da validação dos resultados com observações *in situ*, é notável a grande utilidade de dados obtidos remotamente para obter informações de forma rápida e abrangente. Uma das principais formas de estudar e avaliar as

mudanças climáticas induzidas por emissão de queimadas é através de projeções numéricas do estado atmosférico – modelos matemáticos resolvidos numericamente em supercomputadores (ARTAXO et al., 2006). Neste intuito, pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) desenvolveram o modelo numérico ambiental CCATT-BRAMS (do inglês *Coupled Chemistry Aerosol and Tracers Transport Model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System*).

O modelo atmosférico CCATT-BRAMS é um modelo 3D euleriano acoplado a um modelo de emissões que prognostica a concentração de contaminantes atmosféricos de forma simultânea, e totalmente consistente com o estado atmosférico simulado pelo RAMS/BRAMS (modelo matemático no qual a versão brasileira foi inspirada) (WALKO et al., 2000), possibilitando o estudo da interação ou da retro-alimentação entre o contaminante e a própria atmosfera (FREITAS et al., 2005).

O modelo BRAMS apresenta novas parametrizações e funcionalidades, desenvolvidas principalmente por pesquisadores brasileiros e aplicadas à América do Sul, apropriadas para simular transferências radiativas, quantidades de vapor na atmosfera, trocas de calor, entre outros (FREITAS et al., 2007). As emissões de material particulado fino e de CO oriundas de queimadas são alocadas espacialmente conforme a posição de focos de queimadas obtidos por imagens de satélite.

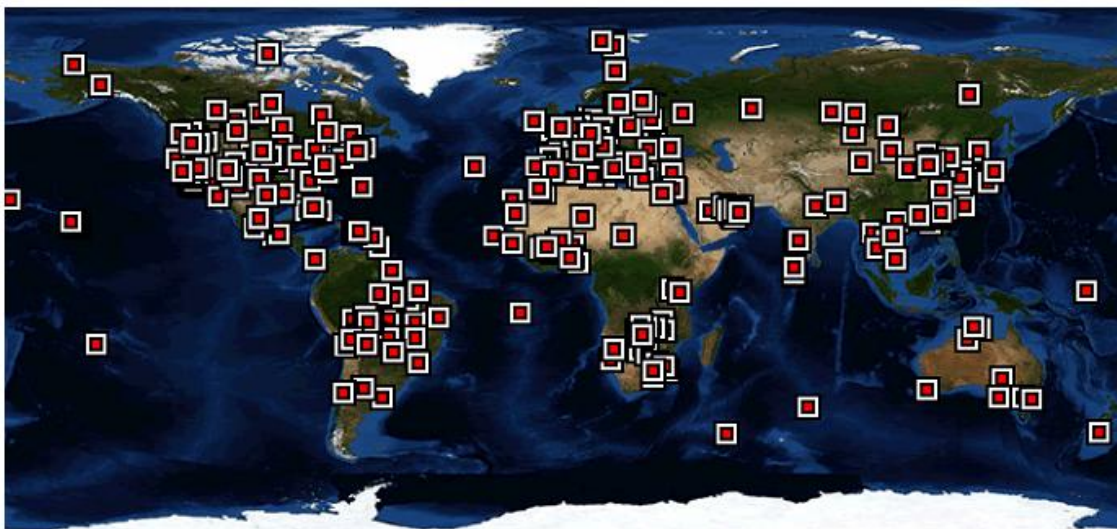
O modelo CCATT-BRAMS trata fontes e sumidouros de aerossóis e gases de efeito estufa, levando em consideração padrões de uso da terra e modelos de emissão devido à combustão de biomassa, a maior fonte de aerossóis antrópicos e gases de efeito estufa no país. Uma descrição pormenorizada das parametrizações e novas funcionalidades deste modelo podem ser encontradas em Freitas et al. (2005), Longo et al. (2006) e Longo et al. (2007).

Além dos dados fornecidos pelo INPE, há a possibilidade de monitoramento do ar por meio de fotômetros solares operados pela rede AERONET (do inglês *Aerosol Robotic Network*) nos locais onde isto está disponível (HOLBEN et al., 1998). A AERONET é uma rede mundial de radiômetros solares de monitoramento de aerossóis, coordenada e operada pela Agência Espacial Americana (NASA), contando com a participação de diversas instituições em todo o mundo (HOLBEN et al., 1998; 2001). Os radiômetros da AERONET realizam medidas diretas da radiação solar, o que permite a obtenção da espessura óptica das partículas de aerossol, quantidade de vapor de água precipitável na coluna atmosférica, entre outros parâmetros.

Os produtos AERONET são disponibilizados em diferentes níveis de confiança, sendo eles: 1.0, obtidos quase em tempo real e sem processamento prévio contra erros comuns como a contaminação por nuvens; 1.5, analisados a partir de um algoritmo que elimina eventuais resultados contaminados por nuvens (SMIRNOV et al., 2000); 2.0, certificados quanto a eventuais variações de calibração de instrumentos. Maiores informações sobre a Rede AERONET podem ser encontradas no endereço eletrônico <http://aeronet.gsfc.nasa.gov> junto a NASA.

A AERONET possui 132 radiômetros distribuídos pelo globo, dos quais 5 estão localizados em região da Amazônia Legal (Rio Branco-AC, Abraços-Hill-RO, Alta Floresta-MT, Cuiabá-MT e Belterra-PA) conforme demonstrado na Figura 3, a seguir.

Fig. 3 – Estações AERONET espalhadas através do globo terrestre



Fonte: <<http://aeronet.gsfc.nasa.gov/>>

A profundidade (ou espessura) óptica de aerossóis (AOD, do termo em inglês, *Aerosol Optical Depth*) é um número adimensional que representa a quantidade de partículas de aerossol opticamente ativa na coluna atmosférica (ARTAXO et al., 2006). A AOD é uma medida de quantificação do aerossol presente na coluna atmosférica, trata-se de uma variável chave no monitoramento do aerossol (HOLBEN et al., 2001).

As medidas de AOD observadas em diversos locais da Amazônia, durante a época de queimadas, ultrapassam valores observados em áreas urbanas. Locais próximos a ocorrência de queimadas apresentam frequentemente valores médios de AOD superiores a 3; enquanto em áreas urbanas, as mensurações se situam abaixo de 1 (HOELZEMANN et al., 2009).

Estudos recentes têm verificado uma correlação elevada entre profundidade óptica de aerossóis (AOD) com o material particulado (PM) medido em superfície (HUTCHISON; SMITH; FARUQUI, 2005; LIN et al., 2007; MUKAI et al., 2007),

especificamente, com o $PM_{2.5}$. Nesse sentido, medidas de AOD podem oferecer uma alternativa como indicadores indiretos de exposição à poluição atmosférica por queima de biomassa, particularmente em regiões onde existem poucas estações fixas de monitoramento, como observado na região da Amazônia Legal.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

Avaliar as estratégias de modelagem dos estudos de séries temporais epidemiológicas sobre efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana.

Estimar e avaliar o efeito da poluição atmosférica por queimadas na saúde respiratória de crianças utilizando diferentes indicadores de exposição.

2.2 Objetivos específicos

- Sumarizar a literatura existente e identificar lacunas de conhecimento sobre estimação de efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana nas regiões que concentram o maior número de queimadas no planeta, utilizando-se abordagem de séries temporais.
- Revisar sistematicamente os métodos estatísticos utilizados na estimação de efeitos à saúde humana de poluentes atmosféricos, com o uso de técnicas de series temporais, na América Latina, especialmente no Brasil.
- Avaliar a estrutura de defasagem entre a exposição à poluição atmosférica por queimadas e aos fatores ambientais na saúde respiratória das crianças no município de Rio Branco (AC).
- Avaliar o uso de dados estimados de material particulado fino obtido por dados de profundidade óptica de aerossóis (AOD) e dados do modelo CCATT-BRAMS,

em comparação com dados *in situ*, como medida de exposição à poluição atmosférica.

3 ARTIGO 1: Estudos de Séries temporais de poluição atmosférica por queimadas e saúde humana

Time series studies of air pollution by fires and human health

Cleber Nascimento do Carmo^I

Sandra de Souza Hacon^{II}

Revista Ciência & Saúde Coletiva [no prelo] 2012 ago.

Resumo

Queimadas e incêndios florestais de grandes proporções têm sido observados em diversas regiões do planeta. A exposição a altos níveis de poluentes atmosféricos emitidos por queimadas podem causar uma variedade de danos à saúde humana. Neste artigo, resumizamos a literatura existente sobre estimação de efeitos agudos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana nas regiões que concentram o maior número de queimadas no planeta, utilizando-se abordagem de séries temporais. Também se buscou identificar lacunas de conhecimento. O estudo consistiu de uma revisão narrativa, em que as características dos estudos selecionados foram agrupadas pelas regiões do planeta em que há maior incidência de queimadas: Amazônia, Estados Unidos, Austrália e Ásia. Os resultados apontaram concentração de estudos na Austrália, poucos estudos realizados na Amazônia e grande heterogeneidade nos resultados sobre efeitos significativos na saúde humana.

Abstract

Burning and forest fires of large proportions have been observed in various regions of the planet. Exposure to high levels of air pollutants emitted by fires can cause a variety of harm to human health. In this article, we summarize the literature on estimating acute effects of air pollution on human health by fires in the regions with the highest number of fires on the planet, using time series approach. We also sought to identify gaps in knowledge. The study consisted of a narrative review, in which the characteristics of the selected studies were grouped by regions of the planet at a higher incidence of fires: Amazon, America, Australia and Asia. The results indicated concentration of studies in Australia, few studies in the Amazon and great heterogeneity in the results on significant effects on human health.

^I Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

^{II} Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

INTRODUÇÃO

As queimadas têm chamado atenção e gerado alarme na sociedade desde o início da década de 1980^{1,2}. Esta preocupação tem sido particularmente evidente na Amazônia e florestas tropicais da Ásia, por serem regiões que concentram a maior parte dos incêndios florestais no planeta. Mas incêndios florestais de grandes proporções têm sido observados em regiões da Austrália, Europa e oeste dos Estados Unidos.

Riscos para a saúde humana, destruição de recursos florestais e de biodiversidade, acidentes de transporte e o impacto negativo em diversos setores da economia devido às queimadas têm sido amplamente divulgados^{3,4,5,6}.

Nos Estados Unidos, destaque é dado ao Estado da Califórnia, que apresentou uma sequência de incêndios florestais de grandes proporções nas décadas de 1980, 1990 e 2000. Em 2007, particularmente, a região teve o pior episódio de queimadas de sua história recente, com prejuízos estimados em 1 bilhão de dólares, destruição de 1.500 residências, afetando uma população de 1 milhão de pessoas, aproximadamente^{7,8}. Em fevereiro de 2009, episódio semelhante ocorreu na Austrália, no que foi considerado o segundo maior incêndio da história do país e ficou conhecido como “sábado negro”, com 173 óbitos, 2.000 domicílios destruídos e uma área devastada de mais 350.000 hectares⁹.

No Brasil, os incêndios florestais têm ocorrido, predominantemente, nas porções leste e sul da bacia Amazônica^{10,11}.

O primeiro levantamento nacional sobre incêndios florestais foi feito em 1983¹². Naquele ano foram registrados 227 incêndios florestais, queimando uma área 22.269 hectares. No entanto, devido ao fato de muitas instituições públicas não terem registros

daquela época, certamente o número real de focos de queimadas foi superior ao registrado pelo levantamento¹³.

É bem conhecido que a exposição a altos níveis de poluição atmosférica pode causar efeitos adversos à saúde humana, principalmente em crianças e idosos¹⁴. Diversos episódios de severa poluição atmosférica ocorreram em vários países industrializados durante o século XX, provocando graves efeitos na saúde pública, como o caso de Londres, em 1952¹⁵. Diretrizes de qualidade do ar foram estabelecidas com base em estudos sobre tais episódios de poluição atmosférica e são atualizadas com base em resultados mais recentes¹⁶. No entanto, a qualidade do ar melhorou significativamente nesses países desde a década de 1970, mas agravos à saúde humana causados pela exposição aos poluentes atmosféricos continuam sendo uma preocupação pública, motivados por um número elevado de estudos de séries temporais epidemiológicas que mostram associações positivas pequenas, mas estatisticamente significativas entre os poluentes e aumentos na morbimortalidade por causas cardiorrespiratórias^{17,18,19}.

Os efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana ainda são pouco estudados, embora seus níveis diários ultrapassem muitas vezes as medições de grandes centros urbanos poluídos^{20,21}. Todavia, os estudos existentes indicam que seus efeitos vão além de procuras imediatas aos hospitais para atendimentos por causas cardiorrespiratórias, seus efeitos podem perdurar por diversos dias^{21,22,23}.

Estudos de efeitos da poluição atmosférica na saúde humana evoluíram a partir de estudos descritivos dos fenômenos iniciais de grandes aumentos nos efeitos adversos à saúde após episódios extremos de poluição do ar até as análises de séries temporais.

Neste artigo, resumizamos a literatura existente sobre estimacão de efeitos agudos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana nas regiões que concentram o maior número de queimadas no planeta, utilizando-se abordagem de séries temporais, pois tal metodologia assume papel fundamental nos estudos atuais e na configuração de padrões aceitáveis de qualidade do ar para a saúde humana.

Também se buscou identificar lacunas de conhecimento e questões de pesquisa detalhadas, que são essenciais para o sucesso das análises e divulgação de medidas e políticas preventivas.

EXPOSIÇÃO A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA CAUSADA POR QUEIMADAS E SEUS EFEITOS NA SAÚDE HUMANA

É conhecido que fumaça de qualquer origem produz efeitos negativos na saúde humana, especialmente nas crianças, idosos e pessoas com sistema cardiorrespiratório debilitado²⁴. Diversas revisões têm discutido os impactos na saúde humana da poluição por queima de biomassa^{25,26,27}. Embora, a ênfase desses trabalhos tenha sido em efeitos da poluição atmosférica por queima de madeira em ambientes internos e sobre o fumo de cigarros, muitas de suas conclusões podem ser extrapoladas para o entendimento dos efeitos das queimadas florestais na saúde humana. Porém, em tais estudos, geralmente, a exposição é investigada em concentrações conhecidas e por uma duração de tempo específica²⁸.

Na região Amazônica, os incêndios florestais são sazonais, ocorrendo principalmente no período compreendido entre os meses de junho a outubro, em que baixas umidades e ausência de chuvas predominam. Em relação às queimadas em

áreas remotas desta região, os poluentes gasosos e o material particulado apresentam efeitos diretos para o sistema respiratório, em especial para as crianças²⁹. As queimadas representam a maior ameaça à integridade biológica da região, elas alteram o balanço de radiação atmosférico, afetando o ecossistema amazônico, além de trazer impactos negativos à economia e à saúde pública^{3, 29-31}.

Além de conter grandes quantidades de material particulado, há presença de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), monóxido de carbono, aldeídos, ácidos inorgânicos que se alteram, algumas vezes, rapidamente, com o tempo, temperatura, luz solar, interações com outros poluentes, vapor d'água e superfícies^{21,32,33}.

O material particulado (PM) é o poluente que apresenta maior toxicidade e que tem sido mais estudado. O PM é, geralmente, classificado pelo seu tamanho, uma vez que esse parâmetro determina a deposição dentro do sistema respiratório³⁴. Partículas menores penetram mais profundamente nos pulmões. A maior parte do PM emitido em queima de biomassa possui diâmetro inferior a $0,1\mu\text{m}$ ou se situa entre $0,1\mu\text{m}$ e $2,5\mu\text{m}$ ³⁵. Entretanto, a legislação para padrões de qualidade do ar foi, originalmente, formulada para quantificar PM com diâmetro igual ou inferior a $10\mu\text{m}$ ³⁶. Nos Estados Unidos, a média anual de PM_{10} considerada segura para a saúde humana é de até $50\mu\text{mm}^{-3}$, com uma exposição máxima por um período de 24h estimada em $150\mu\text{mm}^{-3}$ ³⁷. A regulamentação sobre os níveis aceitáveis de $\text{PM}_{2,5}$ é relativamente nova (julho de 1997), com uma média anual estabelecida em até $15\mu\text{mm}^{-3}$ e exposição máxima por período de 24h estimada em até $35\mu\text{mm}^{-3}$ ³⁸.

No Brasil, os padrões de qualidade do ar adotados são estabelecidos pela legislação do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA nº03/1990. A legislação brasileira estabelece limites aceitáveis apenas para o PM_{10} que é de $60\mu\text{mm}^{-3}$ para a

média diária. Embora de fundamental importância para avaliação de impactos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana, poucos estudos têm investigado diretamente os efeitos do $PM_{2,5}$ na saúde humana, principalmente, na Amazônia^{29,39,40}. Mas, simplesmente, porque estas partículas não são tão facilmente mensuráveis quanto o PM_{10} ⁴¹.

MONITORAMENTO DAS QUEIMADAS E FONTES DE DADOS

Diversos países possuem redes de estações de monitoramento de qualidade do ar como meio de mensurar os níveis de poluição atmosférica. Mesmo sendo de fundamental importância, na Indonésia não há um sistema integrado capaz de fornecer em tempo real informação sobre a qualidade do ar, cada governo conduz a mensuração da qualidade do ar de maneira independente de cada uma das capitais das 27 províncias⁴². Um sistema de monitoramento mais sofisticado está disponível na Malásia e Singapura. Na Singapura é adotado um índice padrão de poluição (PSI) utilizado pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA). Na Malásia, por sua vez, adota-se um índice de poluição do ar (API) com metodologia similar⁴³. Durante episódios de queimadas, tais índices são, majoritariamente, baseados nas concentrações de material particulado, tendo em vista que o PM ultrapassa em muito as demais concentrações de poluentes⁴³.

Informação sobre saúde pública relacionada com incêndios florestais na Austrália está disponível para o público em geral através do Ministério da Saúde daquele país, particularmente, sobre aqueles Estados que possuem histórico de episódios de queimadas. Além disso, os australianos dispõem de um modelo numérico de previsão

de poluentes atmosféricos (*Australian Air Quality Forecasting System*, AAQFS) para as cidades de Melbourne, Sydney e arredores⁴⁴.

No Brasil, desde a década de 80, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) vem sofisticando seu sistema de detecção de queimadas, que a partir de 1998 dá ênfase particular à Amazônia. Os focos de queimadas passaram a ser obtidos por imagens dos satélites NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) quatro vezes ao dia e mais recentemente também nas imagens do GOES-Leste (*Geostationary Operational Environmental Satellite*) oito ou mais vezes ao dia, e TERRA e AQUA duas vezes por dia cada, sendo em seguida integrados a dois sistemas de informações geográficas acessíveis na Internet^{30,45}.

Entre os muitos produtos deste sistema, destacam-se os mapas de risco de queima da vegetação observado, previsto e climático, banco de dados de queimadas desde 1992; a expansão do monitoramento das queimadas para vários países vizinhos ao Brasil, entre outros. Todas estas informações estão disponíveis ao público em geral através do acesso a um banco de dados online onde coordenadas dos focos de queimadas podem ser obtidas (<<http://www.cptec.inpe.br/queimadas>>).

Devido ao elevado custo operacional e a dificuldades de infra-estrutura, a implantação de uma rede automática de monitoramento de poluentes atmosféricos na região amazônica seria impraticável. Neste sentido, pesquisadores do INPE desenvolveram o modelo numérico atmosférico CCATT-BRAMS (*Coupled Chemistry Aerosol and Tracers Transport Model to the Brazilian Regional Atmospheric Modeling System*) que estima a concentração de poluentes atmosféricos derivados da queima de biomassa⁴⁶. As principais vantagens deste procedimento se devem ao fato de permitir ter o prognóstico simultâneo do estado atmosférico dos pontos de vista meteorológico,

de qualidade do ar e permitir o estudo da interação entre o contaminante e a própria atmosfera³⁰.

Parcialmente devido ao problema dos grandes episódios de queimadas, houve um aumento na quantidade de estações de monitoramento na última década. Além disso, observa-se uma especial atenção para a mensuração de particulados, tendo em vista que as queimadas emitem estes contaminantes em quantidade muito superior aos demais poluentes⁴².

PESQUISA ATUAL COM SÉRIES TEMPORAIS

A pesquisa sobre efeitos da poluição atmosférica na saúde humana acumulou um grande conhecimento oriundo de diversos ramos do conhecimento, que incluem a toxicologia, análise de risco, epidemiologia e bioestatística^{21,47,48}.

Para estimar os efeitos de curto prazo na saúde humana da poluição atmosférica – seja poluição atmosférica urbana ou oriunda de queimadas – a abordagem mais utilizada nas últimas duas décadas tem sido um estudo epidemiológico ecológico de séries temporais¹⁸.

Os resultados de estudos de séries temporais são importantes para as agências reguladoras ambientais, que determinam os padrões de qualidade do ar considerados seguros para a saúde humana⁴⁹. Estudos de séries temporais desempenham um papel crucial na discussão recente sobre padrões apropriados de qualidade do ar para PM nos Estados Unidos e em diversos países^{49,50}. Em tal desenho de estudo, os dados utilizados são agregados tanto para a exposição quanto para os desfechos de saúde. As inferências sobre a associação entre a exposição e o desfecho consistem em

relacionar flutuações de curto prazo na série de agravos à saúde com flutuações na variável de exposição⁴⁷. A importância de se remover efeitos de longa duração como tendência e sazonalidade, condições meteorológicas e autocorrelação serial em tais estudos é amplamente conhecida para garantir que as estimativas de efeitos dos poluentes atmosféricos não estejam confundidas por nenhuma outra variável^{51,52}.

Nas análises de séries temporais, modelos de regressão são utilizados para estimar o aumento no risco relativo para um desfecho de saúde, como mortalidade ou morbidade por doenças respiratórias, associado com um aumento unitário nos níveis de determinado poluente^{48,53}.

Modelos aditivos generalizados (GAM) têm se tornado uma ferramenta padrão de análise de séries temporais em estudos de poluição atmosférica e saúde⁴⁸. Tais modelos possuem a importante característica de permitirem a modelagem de relações não lineares que não apresentam uma forma definida. Para quantificar os efeitos da poluição atmosférica na saúde humana, assume-se que o poluente está linearmente relacionado com os indicadores de saúde. Entretanto, as relações entre os indicadores de saúde com as potenciais variáveis de confundimento não podem ser facilmente parametrizadas e funções suavizadoras são necessárias para a modelagem destes termos.

Desde a penúltima década, o seguinte modelo se tornou padrão em estudos de poluição atmosférica e saúde humana, seja em áreas urbanas ou poluição atmosférica por queimadas:

$$Y_t \sim \text{Poisson}(\mu)$$

$$g[E(Y|X, T)] = g(\mu) = \eta = X\beta + \sum f_i(T_i)$$

Neste modelo, Y representa o desfecho de saúde sob estudo. Por se tratar de dados de contagem, um dos modelos de probabilidade mais adequados é o de Poisson. O vetor X representa o poluente e variáveis indicadoras; T_i representa o tempo transcorrido do início da série até o dia corrente, variáveis meteorológicas e demais potenciais covariáveis; g é a função de ligação. O interesse maior está em estimar β , o vetor que descreve a variação percentual no logaritmo da média do desfecho de saúde considerado para variação em uma unidade na exposição. A curva suavizada, por meio dos $f_i(T_i)$ permite descrever e, até mesmo, revelar possíveis não linearidades nas relações estudadas, uma vez que não apresenta a estrutura rígida de uma função paramétrica.

Outro modelo comumente utilizado nos estudos de poluição atmosférica e saúde é o modelo linear generalizado (GLM) com splines paramétricas. O GLM utiliza o método de máxima verossimilhança para estimar o vetor de parâmetros β e os cálculos são feitos por meio de um procedimento iterativo⁵⁴. Diversas análises sugerem que a diferença entre as estimativas de risco à saúde pelos modelos GAM e GLM depende da forma das funções não-lineares de tempo, climáticas e de sazonalidade, do grau de ajustamento para os fatores de confundimento e a correlação entre os preditores que variam no tempo^{48,55}.

Primeiramente, apresenta-se um panorama sobre os estudos feitos na Amazônia (Brasil) e na Califórnia (Estados Unidos), seguido por estudos realizados na Ásia e Austrália. Apenas pesquisas publicadas nos idiomas inglês e português em periódicos internacionais para estimar as associações entre a exposição à poluição por queimadas e agravos cardiorrespiratórios nas últimas duas décadas foram consideradas. Não pretendemos fazer uma revisão sistemática formal ou metanálise dos trabalhos

publicados nesse campo do conhecimento, mas discutir questões consideradas de vital importância, com base na literatura recente e nas informações necessárias para auxiliar os tomadores de decisão em ações preventivas. Nas Tabelas 1, 2, 3 e 4 são apresentados alguns detalhes sobre os estudos que mensuraram concentrações de PM e a relacionaram com desfechos de saúde.

AMAZÔNIA

Na Amazônia, estudos sobre impactos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana ainda são relativamente recentes. Embora, estudos de monitoramento de aerossóis venham sendo desenvolvidos desde 1992 na região pelo Experimento de Grande Escala da Biosfera e Atmosfera da Amazônia (LBA) pelo Grupo de Estudos de Poluição do Ar (GEPA) do Instituto de Física da Universidade de São Paulo (IF-USP).

Foram encontrados três estudos epidemiológicos com desenho ecológico de séries temporais na região amazônica. Os estudos foram realizados nos Estados brasileiros do Acre⁴⁰ e Mato Grosso^{29,39}.

No ano de 2005, a Amazônia foi assolada por um prolongado e intenso período de seca e por inúmeros focos de incêndios florestais. Estima-se que a população atingida pela fumaça das queimadas tenha sido superior a 400.000 pessoas, com uma área total de florestas devastadas de mais de 300.000 hectares e cerca de U\$50 milhões de prejuízos financeiros diretos⁵⁶.

Neste contexto, Mascarenhas e colaboradores⁴⁰, com base em dados de atendimento ambulatorial por doenças respiratórias de pacientes de todas as idades

para o mês de setembro de 2005 na cidade de Rio Branco, capital do Estado do Acre, Brasil, investigaram a associação entre a demanda por atendimentos ambulatoriais e níveis diários de $PM_{2,5}$, utilizando um estudo ecológico de séries temporais por meio de uma regressão linear simples entre desfecho e exposição. Como resultado, os autores encontraram uma relação positiva entre o material particulado fino e o número de atendimentos por asma. Os sinais e sintomas clínicos mais frequentes dos 2.922 pacientes atendidos naquela ocasião foram: tosse (79%), febre (51%), dispneia (39%), dor no peito (15%), sibilância (8%) e irritação na garganta (4%). Embora, a metodologia adotada por esses autores não tenha sido adequada para a análise e não tenha considerado a possível influência de diversos confundidores, como umidade relativa e temperatura, este estudo tornou-se pioneiro ao tentar investigar os efeitos da poluição atmosférica por queimadas com base num estudo ecológico de séries temporais na região amazônica.

No ano de 2007, Ignotti et al.⁵⁷ realizaram um estudo descritivo de indicadores de morbimortalidade hospitalar por doenças respiratórias em crianças menores de 5 anos de idade em municípios do Estado do Mato Grosso, líder no ranking de incêndios florestais naquele período. Como resultados, os autores apontaram os municípios de Alta Floresta e Tangará da Serra, como áreas de maior atenção, considerando a exposição aos poluentes atmosféricos liberados nas queimadas.

Tal trabalho motivou a realização de dois estudos que analisaram os efeitos das queimadas na saúde humana naquela região. Carmo et al.²⁹ estimaram os efeitos de curto prazo da exposição ao material particulado fino de queimadas na saúde. Os autores utilizaram dados de atendimento ambulatorial por doenças respiratórias de crianças e idosos do município de Alta Floresta, Mato Grosso, Brasil, no período de

2004 a 2005. Com base num modelo aditivo generalizado com regressão de Poisson, foram encontrados resultados significativos para aumentos de 2,6% e 2,9% nos atendimentos ambulatoriais por doenças respiratórias de crianças no 6º e 7º dias subsequentes à exposição. Não foram encontradas associações significativas nos atendimentos de idosos. Neste estudo, foram utilizados fatores de confundimento comuns em séries temporais epidemiológicas de efeitos da poluição atmosférica: umidade relativa, precipitação, temperatura e variáveis de calendário.

No mesmo ano, Ignotti et al³⁹ realizaram estudo semelhante, porém para os dois municípios do Estado de Mato Grosso com piores indicadores de morbimortalidade respiratória: Alta Floresta e Tangará da Serra. Neste trabalho, os autores investigaram a associação entre a demanda diária por internações hospitalares por doenças respiratórias de crianças e idosos no ano de 2005. Como fatores de confundimento, foram utilizados: umidade relativa, temperatura e variáveis de calendário. Somente foram encontradas associações significativas para o município de Alta Floresta. Associações significativas foram encontradas para exposições 3, 4, 5 e 6 dias anteriores à admissão hospitalar de crianças e de idosos.

ESTADOS UNIDOS

Mais da metade dos incêndios florestais mais severos dos Estados Unidos nos últimos 170 anos ocorreu no Estado da Califórnia⁵⁸. Nacionalmente, as maiores perdas de propriedades e de saúde pública relacionadas a incêndios florestais ocorrem naquele Estado. Mas, ao mesmo tempo, a expansão mobiliária nesta região continua num ritmo acelerado⁵⁹.

Os incêndios florestais nesta região ocorrem, geralmente, durante os ventos de Santa Ana^{58,59}. Estes ventos são caracterizados por serem severos, secos, quentes e sopram do Deserto de Mojave para o sul da Califórnia no período compreendido entre os meses de outubro a março⁶⁰. As queimadas na região oeste dos EUA ocorrem, geralmente, devido ao aumento de temperaturas e redução de precipitação na primavera e verão⁶¹.

Diversos estudos nos EUA têm avaliado os impactos na saúde humana associados às queimadas. Porém, a maioria faz um estudo comparativo entre a demanda por serviços médicos durante o período de episódios de incêndios florestais com períodos de controle, em que não há queimadas, por meio de razões de visitas observadas e esperadas ao posto médico e entrevistas^{62,63,64}.

Um estudo de séries temporais realizado na região de Butte, Califórnia, durante 10 anos, sugeriu que as queimadas de resíduos de plantações de arroz estão associadas com internações hospitalares por asma⁶⁵. Como resultado, foi evidenciado que o total de área queimada estava significativamente associado com um aumento do risco de hospitalização por asma e mostrou uma tendência de exposição-resposta. O maior risco de hospitalização foi observado nos dias em que 500 ou mais hectares foram queimados (risco relativo = 1,23, IC95% = 1,09, 1,39).

Em San Diego, análises descritivas de séries temporais dos dados de vigilância médica mostraram aumentos significativos nos atendimentos de emergência por asma e por problemas respiratórios diversos durante os incêndios florestais de outubro de 2003 na região⁶⁶. Para investigar os impactos dos poluentes gerados pelos incêndios, os autores utilizaram dados de quatro semanas anteriores ao início das queimadas (25 de outubro de 2003), um período de 10 dias durante os episódios de queimadas, e mais

quatro semanas após as queimadas. Foram analisados níveis diários de $PM_{2,5}$, PM_{10} , O_3 , CO e NO_2 .

ÁSIA

A prática de limpeza de áreas de florestas por meio do uso de fogo tem resultado em diversos episódios de grandes queimadas de longa duração no Sudeste da Ásia. Os mais severos incêndios florestais da história recente desta região ocorreram nos anos de 1997/1998, paralelamente com o fenômeno climático El Niño, que resultaram na destruição de 11,7 milhões de hectares de floresta, propriedades e demais tipos de vegetação^{2,67}. Os impactos na saúde humana associados com estes grandes eventos de queimadas e por outros de menores proporções tem sido documentado na literatura por diversos autores^{5,68,69}.

Uma análise dos atendimentos de emergência e hospitalizações por asma em crianças em Singapura durante o período de 1990 a 1994 encontrou associações significativas com níveis diários de PM_{10} e SO_2 ⁷⁰. Um aumento de 2,9% nos atendimentos de emergência por asma esteve associado com aumentos de $20\mu g/m^3$ nos níveis diários de SO_2 , um dia após a exposição. Com o PM_{10} , para cada aumento de $20\mu g/m^3$ em seus níveis diários, aumentos de 5,8% nos atendimentos de emergência foram verificados.

Estudos de vigilância e monitoramento do ar durante os maiores episódios de queimadas do sudeste asiático em 1997-1998 indicaram reflexos na saúde pública. Em Singapura, durante a época dos incêndios, houve um aumento de 30% na procura por atendimentos médicos por doenças relacionadas à exposição à fumaça²¹. Emmanuel e

colaboradores, por meio de análise descritiva de séries temporais, encontraram associações entre desfecho de saúde e exposição às queimadas. Para cada aumento de PM_{10} de $50 \mu g/m^3$ a $150 \mu g/m^3$ foram verificados aumentos de 12% nos atendimentos por doenças do trato respiratório superior, 37% por asma e 26% por rinite. Não foram encontradas associações para internações e para mortalidade⁵.

Em análise específica para o período de incêndios na Malásia, Sastry e colaboradores investigaram os efeitos das queimadas na mortalidade geral, excluindo-se mortalidade por causas externas, por causas respiratórias e por causas cardiovasculares⁶⁹. Como modelagem estatística, os autores ajustaram uma regressão de Poisson via modelos lineares generalizados, examinando os efeitos do PM_{10} na mortalidade em diferentes grupos etários: < 1 ano, 1–64 anos, 65–74 anos, e 75 ou mais anos de idade. Foram encontrados resultados significativos para idosos em 4 e 5 dias após a exposição. Em análise semelhante, porém para dados de hospitalizações, também na Malásia, Mott et al.⁶⁸ investigaram os efeitos cardiorrespiratórios da exposição à fumaça. Análises de séries temporais por modelagem de Holt-Winters indicaram que o total mensal de internações por causas respiratórias durante a época de queimadas superou, de maneira significativa, estimativas previstas com base em dados históricos, especificamente para internações por doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) e asma. Além disso, técnicas de análise de sobrevida indicaram que pacientes com mais de 65 anos, admitidos anteriormente, devido outras causas, doenças cardiorrespiratórias, respiratórias ou DPOC, apresentaram maiores probabilidades de serem re-hospitalizadas durante o período de 1997 do que durante os anos de 1995 e 1996. Comunidades expostas à fumaça dos incêndios florestais apresentaram um incremento das hospitalizações por doenças cardiorrespiratórias.

AUSTRÁLIA

As queimadas não são um fenômeno recente na Austrália, embora a presença cada vez maior de comunidades residindo em áreas próximas de florestas tenha aumentado o acúmulo de biomassa para incêndios e o risco de danos maiores para a saúde humana⁷¹. Como consequência de longos períodos de seca e alterações de padrões climáticos, as queimadas têm-se tornado mais frequentes, começado em épocas anteriores às de costume e sido mais duradouras⁷². Historicamente, naquele país, o período mais propício para queimadas tem sido entre os meses de dezembro e março. Entretanto, nos últimos anos, a estação de queimadas parece estar começando antes^{72,73}.

A Austrália talvez seja o local, dentre os citados neste trabalho, que concentra a maior variedade de estudos sobre efeitos da poluição atmosférica na saúde humana. O principal objetivo desses estudos tem sido encontrar alguma associação entre a qualidade do ar e desfechos de saúde.

Os efeitos à saúde que os investigadores escolheram estudar na Austrália têm variado de estudo para estudo. Alguns optaram por estudar a mortalidade por todas as causas e mortalidade por doenças específicas como desfechos de saúde. Outros têm estudado internações por todas as causas e por doenças respiratórias, atendimentos em serviços de emergência para asma, função pulmonar entre outros^{22,74,75,76,77}.

Os estudos sobre efeitos da poluição por queimadas na Austrália têm sido desenvolvidos, principalmente, nos Estados de Melbourne, Sydney, Brisbane, Darwin e Victoria, por serem os locais que concentram a maior parte dos incêndios florestais daquele país⁴¹.

Durante o ano de 1994, incêndios florestais próximos a Sydney elevaram os níveis máximos de PM_{10} para valores de $250\mu g/m^3$, aproximadamente, por um período de 7 dias²¹. Dois estudos com dados de atendimentos de emergência por asma durante esses episódios de queimadas falharam em detectar quaisquer associações com a exposição à fumaça^{75,77}.

Smith et al.⁷⁷ coletaram dados para dois períodos de 6 semanas cada: um para análise e o outro para controle. A análise conduzida adotou duas abordagens complementares. A primeira analisou diferenças entre proporções de todos os atendimentos de emergências por asma nos dois períodos, não encontrando nenhuma diferença significativa entre os períodos. Numa segunda etapa de análise foram ajustadas regressões de Poisson via modelos lineares generalizados, utilizando como desfechos o número diário de atendimentos de emergência por asma e por doenças respiratórias obstrutivas. Como variáveis de controle foram consideradas temperatura, umidade, pressão barométrica, velocidade do vento, precipitação, PM_{10} , O_3 e NO_2 . Nenhuma associação significativa entre os poluentes e os desfechos de saúde foi detectada. Embora, esta análise não tenha detectado nenhuma associação significativa com a poluição das queimadas, este estudo é extremamente limitado por utilizar apenas um período de controle. Além disso, as regressões de Poisson tinham um poder estatístico muito limitado, pois utilizaram apenas um mês para a análise de dados.

Numa análise mais recente deste mesmo episódio de poluição atmosférica, Jalaludin e colaboradores⁷⁵ relacionaram a exposição à fumaça com a capacidade pulmonar de crianças, não encontrando nenhuma associação significativa nem com PM_{10} , nem com uma variável indicadora utilizada para representar o período de ocorrência dos incêndios florestais. Com base em dados diários para o período de 1º de

janeiro de 1994 a 31 de janeiro de 1994, os autores utilizaram técnicas de Equações de Estimção Generalizada, via modelos lineares generalizados. Não foram encontradas associações significativas nem para valores correntes e defasados em até quatro dias, nem para médias móveis de até ordem 5.

Em estudo realizado na cidade de Darwin, Johnston et al.⁷⁸ analisaram a relação entre a concentração média diária de PM_{10} resultante da queima de vegetação e as internações hospitalares por asma. As internações ocorridas durante a estação seca do ano de 2000, entre abril e outubro, foram analisadas por meio de regressões de binomial negativa. Os autores justificam a utilização de uma variável binomial negativa, em detrimento ao uso de uma Poisson, afirmando que esta escolha é mais adequada para dados de contagem em que há sobredispersão. Nestes casos, o modelo de Poisson subestima a verdadeira variância, fornecendo resultados equivocados. Houve um aumento significativo nas internações por asma para cada aumento de $10\mu g/m^3$ de PM_{10} , sendo o efeito mais forte observado nos dias em que a concentração de PM_{10} superou $40\mu g/m^3$ em comparação com o período no qual os níveis de PM_{10} estavam inferiores a $10\mu g/m^3$. Ao contrário dos estudos anteriores, este teve poder estatístico suficiente para detectar associações entre a exposição e o desfecho de saúde.

O impacto na saúde humana de incêndios florestais ocorridos em Brisbane foi analisado por meio de modelos lineares generalizados com regressão de binomial negativa no período de 1º de julho de 1997 a 31 de dezembro de 2000⁷⁹. Os autores optaram por trabalhar com a variável de exposição (PM_{10}) categorizada em três classes: baixo (<15), média ($15-20$) e alto (>20), ao invés de considerá-la com uma variável contínua. Foram encontradas associações em ambos os períodos: durante os incêndios e no período de ausência de incêndios florestais. As maiores associações

foram estimadas para as maiores categorias de PM₁₀ na época dos incêndios (RR = 1,19, CI95% = 1,09 – 1,30) e na ocasião de ausência de incêndios (RR = 1,13, CI95% = 1,06 – 1,23).

Mais recentemente, com base numa série temporal de 1996 a 2005 de internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias da cidade de Darwin, Hanigan e colaboradores⁷⁴ investigaram a associação desse desfecho de saúde com a exposição ao PM₁₀. Os autores utilizaram um modelo de Poisson via modelos lineares generalizados com sobredispersão e funções paramétricas suavizadoras para o tempo calendário e condições meteorológicas. Foram encontradas associações positivas e negativas, porém com grandes intervalos de confiança. Um aumento de 10µg/m³ no mesmo dia de PM₁₀ estava associado com um aumento de 4,8% (CI95% = -1,04 – 11,01%) nas internações por causas respiratórias.

DISCUSSÃO

Esta breve revisão apresentou um panorama dos estudos de séries temporais de efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana nas regiões que concentram o maior número de queimadas do planeta.

Enquanto estudos convencionais de séries temporais de efeitos da poluição atmosférica em áreas urbanas encontram constantemente efeitos agudos estatisticamente significativos e positivos com os diferentes desfechos de saúde estudados, nem todos os estudos realizados para analisar efeitos de queimadas apontam impactos significativos na saúde pública.

A primeira potencial explicação para as inconsistências nos resultados está na escolha do modelo estatístico utilizado⁸⁰. Estudos realizados para investigar efeitos de curto prazo da poluição atmosférica urbana, geralmente, utilizam séries temporais com um período longo de observação. Uma série temporal longa o suficiente possibilitaria a detecção de pequenos efeitos de curto prazo na saúde pública devido à exposição à poluição atmosférica. Episódios de queimadas costumam ter curta duração e isso dificulta a análise estatística por séries temporais, tendo em vista o pequeno número de observações disponíveis.

Além disso, não há um único modelo estatístico que seja adequado para estudar os efeitos das queimadas ou da poluição atmosférica urbana na saúde humana. Com base na literatura consultada, observamos que as mesmas escolhas de modelagem de séries temporais são feitas, independente da natureza da exposição à poluição. Os estudos incluem riscos relativos para a exposição às queimadas no dia corrente ou em até cinco dias, em média, anteriores ao desfecho de saúde analisado, o que é conhecido na literatura como efeito defasado. Nenhum estudo consultado verificou o potencial efeito prolongado da exposição às queimadas para períodos maiores que uma semana ou um mês.

A pesquisa dos efeitos da poluição atmosférica por queimadas tende a focar, também, nos desfechos de mortalidade e hospitalizações. Tais efeitos representariam as consequências mais severas da exposição à fumaça das queimadas. Outros estudos apontam como explicações para as lacunas de conhecimento na pesquisa de efeitos da poluição atmosférica por queimadas diferenças na composição química entre poluição urbana e por queimadas⁸¹ e uma potencial não linearidade na função dose-resposta do PM⁸².

Vedal e Dutton argumentam que a combustão por combustíveis fósseis, geralmente, contém PM com metais e que estudos toxicológicos têm mostrado que tais partículas são mais danosas à saúde humana que partículas que não contém metais⁸¹. Os autores sugerem ainda que o PM de queimadas, que não possuem essa característica, poderia ser menos tóxico que aquele emitido em centros urbanos.

Para Martin et al.⁸², as queimadas emitem poluentes por um período curto de tempo, porém em elevados níveis de exposição. Os autores informam ainda que em níveis moderados a função dose-resposta do PM é praticamente linear. Entretanto, em níveis elevados, sua forma funcional ainda é incerta. E, nesse caso, utilizar a função dose-resposta obtida de estudos de poluição em centros urbanos poderia trazer viés aos resultados de impactos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana.

Reconhecendo as limitações do conhecimento atual e a necessidade de informações adicionais, análises futuras de efeitos da poluição de queimadas na saúde deveriam focar nessas importantes questões de pesquisa supracitadas.

COLABORADORES

Os autores participaram igualmente em todas as fases de elaboração do artigo.

Tabela 1 – Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Amazônia.

Amazônia						
Estudo	Período de estudo	Área de Estudo	Variável de Exposição	Desfecho de saúde e população de estudo	Metodologia analítica	Resultados significativos
Mascarenhas et al., 2008	Setembro de 2005	Rio Branco, AC	PM _{2,5}	Atendimento ambulatorial por doenças respiratórias em todas as faixas etárias	Análise de regressão simples das 2 séries temporais	Associação significativa, mas sem dados sobre riscos relativos.
Carmo et al., 2010	Janeiro de 2004 a dezembro de 2005	Alta Floresta, MT	PM _{2,5}	Atendimento Ambulatorial por doenças respiratórias de crianças e de idosos	Regressão de Poisson (GAM)	Aumentos de 10µg/m ³ nos níveis de PM _{2,5} associados a aumentos de 2,9 e 2,6% nos atendimentos por doenças respiratórias de crianças no 6º e 7º dias subsequentes à exposição.
Ignotti et al., 2010	Janeiro a dezembro de 2005	Alta Floresta e Tangará da Serra, MT	PM _{2,5}	Internações por doenças respiratórias de crianças e de idosos	Regressão de Poisson (GAM)	Aumentos de 10µg/m ³ nos níveis de PM _{2,5} associados a aumentos de até 6% nas internações de crianças e de 6,8% dos idosos. Nenhuma associação foi encontrada em Tangará da Serra.

Tabela 2 – Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Califórnia.

Califórnia						
Estudo	Período de estudo	Área de Estudo	Variável de Exposição	Desfecho de saúde e população de estudo	Metodologia analítica	Resultados significativos
Jacobs et al., 1997	Janeiro de 1983 a dezembro de 1992	Butte County, CA	PM ₁₀ , O ₃ , CO, COH e Total de área queimada	Internações hospitalares por Asma em todas as faixas etárias	Regressão de Poisson (GLM)	Aumentos de 1 acre no total de área queimada associados a aumentos de 23% nas internações por asma.
Viswanathan et al., 2006	Setembro de 2003 a novembro de 2003	San Diego, CA	PM ₁₀ , PM _{2.5} , CO, O ₃ , NO ₂ e SO ₂	Atendimento Ambulatorial por doenças respiratórias em todas as faixas etárias	Análise descritiva de séries temporais, análise de correlação	Associação significativa entre PM e os atendimentos ambulatoriais, mas sem dados sobre riscos relativos.

Tabela 3 – Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Ásia.

Ásia						
Estudo	Período de estudo	Área de Estudo	Variável de Exposição	Desfecho de saúde e população de estudo	Metodologia analítica	Resultados significativos
Chew et al., 1999	Janeiro de 1990 a dezembro de 1994	Singapura	PM ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ , O ₃	Internações hospitalares e Atendimento ambulatorial por asma em crianças e adolescentes	Regressão linear múltipla (GLM)	Aumentos de SO ₂ e PM ₁₀ associados com aumentos de 2.9% e 5.8% nos atendimentos por doenças respiratórias.
Emmanuel et al., 2000	Agosto a novembro de 1997	Singapura	PM ₁₀	Atendimento Ambulatorial, internações e mortalidade em todas as faixas etárias	Análise descritiva de séries temporais	Aumentos de PM de 50 µg/m ³ a 150 µg/m ³ associados com aumentos de 12% nos atendimentos por doenças do trato respiratório superior, 37% por asma, 26% por rinite. Não foram encontradas associações para internações e para mortalidade.
Sastry et al., 2002	Janeiro de 1996 a dezembro de 1997	Malásia	PM ₁₀	Mortalidade por todas as causas e por doenças respiratórias, cardiovasculares	Regressão de Poisson (GLM)	Aumento de PM associado com aumento de mortalidade por todas as causas para idosos, mas sem evidências para mortalidade por causas respiratórias.
Mott et al., 2005	Janeiro de 1995 a dezembro de 1998	Malásia	Air pollution Index (API)	Internações por asma, causas respiratórias, cardiovasculares	Modelos Holt-Winters	Aumento das internações por asma e COPD durante as queimadas; maior probabilidade de rehospitalização de idosos durante as queimadas.

Tabela 4 – Estudos que investigaram a associação entre poluição atmosférica por queimadas florestais e desfechos cardiorrespiratórios na Austrália.

Austrália						
Estudo	Período de estudo	Área de Estudo	Variável de Exposição	Desfecho de saúde e população de estudo	Metodologia analítica	Resultados significativos
Smith et al., 1996	Dezembro de 1992 a janeiro de 1993 e dezembro de 1993 a janeiro de 1994	Western Sydney	PM ₁₀	Atendimentos de emergência por asma, todas as faixas etárias	Regressão de Poisson (GLM)	Nenhum aumento significativo dos atendimentos por asma durante os episódios de incêndios florestais.
Jalaludin et al., 2000	Janeiro de 1994	Sydney	PM ₁₀	Crianças com histórico de sibilância nos últimos 12 meses de 6 escolas primárias.	Modelos de Equação de Estimção Generalizadas (GEE)	Nenhuma redução significativa de função pulmonar das crianças durante as queimadas.
Johnston et al., 2002	Abril a dezembro de 2000	Darwin	PM ₁₀	Internações hospitalares por asma, todas as faixas etárias	Regressão Binomial Negativa (GLM)	Aumentos de PM de 10µg/m ³ associado com aumentos de 20% e 39% nas internações por asma.
Chen et al., 2006	Julho de 1997 a dezembro de 2000	Brisbane	PM ₁₀	Internações hospitalares por doenças respiratórias, todas as faixas etárias	Regressão Binomial Negativa (GLM)	Foram encontradas associações para períodos de incêndios (RR = 1.19) e para períodos sem incêndios (RR=1.13)
Hanigan et al., 2008	Abril a novembro, de 1996 a 2005	Darwin	PM ₁₀	Internações hospitalares por doenças cardiorrespiratórias, todas as faixas etárias	Regressão de Poisson (GLM)	Aumentos de PM de 10µg/m ³ associado com aumentos de 4.8% nas internações por causas respiratórias. Não houve associação para doenças cardiovasculares.

REFERÊNCIAS

- 1 Aditama TY. Impact of haze from forest fire to respiratory health: Indonesian experience. **Respirology**2000; 5:169-174.
- 2 Tacconi L, Moore PF, Kaimowitz D. Fires in tropical forests: what is really the problem?: lessons from Indonesia. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**2007; 12:55-66.
- 3 Cochrane MA, Schulze MD. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**1999; 31:2-16.
- 4 Fearnside PM. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conserv Biol**2005; 19:680-688.
- 5 Emmanuel SC. Impact to lung health of haze from forest fires: the Singapore experience. **Respirology**2000; 5:175-182.
- 6 Varma A. The economics of slash and burn: a case study of the 1997-1998 Indonesian forest fires. **Ecol Econ**2003; 46:159-171.
- 7 Keim ME. Building human resilience: the role of public health preparedness and response as an adaptation to climate change. **Am j prev med**2008; 35:508-516.
- 8 Wu J, Winer AM, Delfino RJ. Exposure assessment of particulate matter air pollution before, during, and after the 2003 Southern California wildfires. **Atmos environ**2006; 40: 3333-48.
- 9 Cameron PA, Mitra B, Fitzgerald M, Scheinkestel CD, Stripp A, Batey C, Niggemeyer L, Truesdale M, Holman P, Mehra R, Wasiak J, Cleland H. Black saturday: the immediate impact of the February 2009 bushfires in Victoria, Australia. **The Medical Journal of Australia**2009; 191:11-16.
- 10 Fearnside PM, Graça PMLA. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. **Environ manage**2006; 38:705-716.
- 11 Laurance WF. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. **TREE**1998; 13:411-415.
- 12 Soares RV. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1984 a 1987. **Floresta**1988; 18: 94-121.
- 13 Soares RV, Santos JF, Batista AC. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1984 a 1987. **Floresta**2009; 39:691-697.
- 14 Pope CA. Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? **Environ health perspect**2000; 108:713-723.
- 15 Logan WPD. Mortality in the London fog incident. **Lancet**1953; 1:336-338.
- 16 World Health Organization - WHO. **Air quality guidelines: global update 2005**. Geneva: World Health Organization; 2006. p 1-22.

- 17 Dockery DW, Pope CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris Jr. BG, Speizer FE. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. **New England Journal of Medicine**1993; 329:1753-9.
- 18 Ren C, Tong S. Health effects of ambient air pollution – recent research development and contemporary methodological challenges. **Environ health**2008; 7:56.
- 19 Zmirou D, Schwartz J, Saez M, Zanobetti A, Wojtyniak B, Touloumi G, Spix C, Ponce de León A, Le Moullec Y, Bacharova L, Schouten J, Pönkä A, Katsouyanni K. Time series analysis of air pollution and cause-specific mortality. **Epidemiology**1998; 9:495-503.
- 20 Artaxo P, Gerab F, Yamasoe MA, Martins J. Fine mode aerosol composition at three long-term atmospheric monitoring sites in the Amazon Basin. **J Geophys Res**1994; 99:22857-22868.
- 21 Naher LP, Brauer M, Lipsett M, Zelikoff JT, Simpson CD, Koenig JQ, Smith KR. Woodsmoke health effects: a review. **Inhalation Toxicology**2007; 19:67-106.
- 22 Morgan G, Sheppard V, Khalaj B, Ayyar A, Lincoln D, Jalaludin B, Beard J, Corbett S, Lumley T. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. **Epidemiology**2010; 21:47-55.
- 23 Dominici F, Sheppard L, Clyde M. Health effects of air pollution: a statistical review. **Int stat rev**2003; 71:243-276.
- 24 Goh KT, Schwela D, Goldammer JG, Simpson O. **Health guidelines for vegetation fire events**. Geneva: World Health Organization; 1999.
- 25 Boman C, Forsberg B, Sandstrom T. Shedding new light on wood smoke: a risk factor for respiratory health. **Eur respir j**2006; 27:446–447.
- 26 Ezzati M, Kammen DM. The health impacts of exposure to indoor air pollution from solid fuels in developing countries: knowledge, gaps and data needs. *Environ. health perspect.* **Environ health perspect**2002; 110:1057-1068.
- 27 Larson T, Koenig J. Wood smoke: emissions and noncancer respiratory effects. **Annual Review of Public Health**1994; 15:133-156.
- 28 Bell T, Adams M. Smoke from wildfires and prescribed burning in Australia: effects on human health and ecosystems. In: Bytnerowicz A, Arbaugh MJ, Riebau AR, Andersen C, editores. **Developments in environmental sciences**. [S.l.]: Elsevier; 2008. v. 8: wildland fires and air pollution, p. 289-316.
- 29 Carmo CN, Hacon S, Longo KM, Freitas S, Ignotti E, Ponce de Leon A, Artaxo P. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. **Rev panam salud publica**2010; 27:10-16.
- 30 Artaxo P, Gatti LV, Leal AMC, Longo KM, Freitas SR, Lara LL, Pauliquevis TM, Procópio AS, Rizzo LV. Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. **Acta Amazônica**2005; 35:185-196.
- 31 Nepstad D, Carvalho G, Barros AC, Alencar A, Capobianco JP, Bishop J, Moutinho P, Lefebvre P, Silva Jr. UL, Prins E. Road Paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forests Ecology and Management**2001; 154:395-407.

- 32 Arbex MA, Cançado JED, Pereira LAA, Braga ALF, Saldiva PHN. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. **J bras pneumol**2004; 30:158-175.
- 33 Malilay JA. Review of factors affecting the human health impacts of air pollutants from forest fires. In: World Health Organization - WHO. **Background papers of Health guidelines for vegetation fire events**. Genebra: WHO; 1999.
- 34 Cormier AS, Lomnicki S, Backes W, Dellinger B. Origin and health impacts of emissions of toxic by-products and fine particles from combustion and thermal treatment of hazardous wastes and materials. **Environ health perspect**2006; 114: 810-817.
- 35 Phuleria HC, Fine PM. Air quality impacts of the October 2003 Southern California wildfires. *J. geophys. res.* **J geophys res**2005; 110:D07S20.
- 36 Environmental Protection Agency – EPA (US). 40 CFR Part 50: revisions to the national ambient air quality standards for particulate matter: final rules. The Federal Register 52, 1987 24634-69.
- 37 Environmental Protection Agency – EPA (US), 2006. **40 CFR Part 50**: national ambient air quality standards for particulate matter: final rules. The Federal Register 71, 61144-233.
- 38 Brauer M. Health impacts of biomass air pollution. In: Goh KT, Schwela D, Goldammer JG, Simpson O, editores. **Health guidelines for vegetation fire events**: background papers. Lima: World Health Organisation; 1999. p. 186-257.
- 39 Ignotti E, Hacon SS, Junger WL, Mourão D, Longo K, Freitas S, Artaxo P, Leon ACMP. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. **Cad saude publica**2010; 26:747-761.
- 40 Mascarenhas MDM, Vieira LC, Lanzieri TM, Leal APPR, Duarte AF, Hatch DL. Poluição atmosférica devido à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil – setembro, 2005. **J bras pneumol**2008; 34:42-46.
- 41 Dennekamp M, Abramson MJ. The effects of bushfire smoke on respiratory health. **Respirology**2011; 16:198-209.
- 42 Heil A, Goldammer JG. Smoke-haze pollution: a review of the 1997 episode in Southeast Asia. **Regional Environmental Change**2001; 2:24-37.
- 43 Radojevic M, Hassan H. Air quality in Brunei Darussalam during the 1998 haze episode. **Atmos environ**1999; 33:3651-58.
- 44 Cope ME, Hess GD, Lee S, Tory K, Azzi M, Carras J, Lilley W, Manins PC, Nelson P, Nge L, Puri K, Wong N, Walsh S, Young M. The Australian Air Quality Forecasting System. Part I: Project Description and Early Outcomes. **Journal of Applied Meteorology**2004; 43:649-662.
- 45 Aires CB, Kirchhoff VWJH. Transporte de monóxido de carbono gerado em queimadas para regiões onde não se queima. **Rev Bras Geof**2001; 19:61-74.
- 46 Longo KM, Freitas SR, Setzer A, Prins E, Artaxo P, Andreae M. The coupled aerosol and tracer transport model to the brazilian developments on the regional atmospheric modeling

system (CATT-BRAMS) – Part 2: model sensitivity to the biomass burning inventories. **Atmospheric Chemistry and Physics**2007; 7:8571-595.

47 Bell ML, Samet JM, Dominici F. Time-series studies of particulate matter. **Annual Review of Public Health**2004; 25:247-280.

48 Dominici F, Mcdermott A, Zeger SL, Samet J. On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. **American Journal of Epidemiology**2002; 156:193-203.

49 Greenbaum DS, Bachmann JD, Krewski D, Samet JM, White R, Wyzga R. Particulate air pollution standards and morbidity and mortality: case study. **American Journal of Epidemiology**2001; 154:78-90.

50 Pan American Health Organization – PAHO, 2005. An assessment of Health effects of Ambient Air Pollution in Latin America and the Caribbean, PAHO, Washington, DC.

51 Schwartz J, Marcus A. Mortality and air pollution in London: a time series analysis. **American Journal of Epidemiology**1990; 131:185-94.

52 Schwartz J, Spix C, Touloumi G, Bacharova L, Barumamdzadeh T, Tertre A, Piekarksi T, Leon AP, Ponka A, Rossi G, Saez M, Schouten JP. Methodological issues in studies of air pollution and daily counts of deaths or hospital admissions. **J epidemiol community health**1996; 50(Suppl 1):S3-S11.

53 Stieb DM, Judek S, Burnett RT. Meta-Analysis of time-series studies of air pollution and mortality: effects of gases and particles and the influence of cause of death, age and season. **Journal of the Air & Waste Management Association**2004; 52:470-484.

54 Dobson, AJ. **An introduction to generalized linear models**. 2.ed. New York: Chapman & Hall; 2002.

55 He S, Mazumdar S, Arena VC. A comparative study of the use of GAM and GLM in air pollution research. **Environmetrics**2006; 17:81-93.

56 Brown IF, Schroeder W, Setzer A, Maldonado MR, Pantoja N, Duarte A, Marengo J. Monitoring fires in southwestern Amazonia rain forests. **EOS, Transactions**2006; 87: 253-264.

57 Ignotti E, Hacon SS, Silva AMC, Junger WL, Castro H. Efeitos das queimadas na Amazônia: método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. **Rev bras epidemiol**2007; 10:453-464.

58 Fried JS, Torn MS, Mills E. The impact of climate change on wildfire severity: a regional forecast for northern California. **Clim change**2004; 64:169-191.

59 Safford HD. Man and fire in Southern California: doing the math. **Fremontia**2007; 35:25-29.

60 Bytnerowicz A, Cayan D, Riggan P, Schilling S, Dawson P, Tyree M, Wolden L, Tissell R, Preisler H. Analysis of the effects of combustion emissions and Santa Ana winds on ambient ozone during the October 2007 southern California wildfires. **Atmos environ**2010; 44:678-687.

- 61 Westerling AL, Hidalgo HG, Cayan DR, Swetnam TW. Increases in Western US forest wildfire associated with warming and advances in the timing of spring. **Science**2006; 313:940-943.
- 62 Duclos P, Sanderson LM, Lipsett M. The 1987 forest fire disaster in California: assessment of emergency room visits. **Archives of Environmental Health**1990; 45:53-58.
- 63 Kunzli N, Avol E, Wu J, Gauderman WJ, Rappaport E, Millstein J, Bennion J, McConnell R, Gillilan FD, Berhane K, Lurmann F, Winer A, Peters J. Health effects of the 2003 Southern California wildfires on children. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**2006; 174:1221-1228.
- 64 Mott JA, Meyer P, Mannino D, Redd SC. Wildland forest fire smoke: health effects and intervention evaluation, Hoopa, California, 1999. **The Western Journal of Medicine**2002; 176:157-162.
- 65 Jacobs J, Kreutzer R, Smith D. Rice burning and asthma hospitalizations, Butte County, California, 1983-1992. **Environ health perspect**1997; 105:980-985.
- 66 Viswanathan S, Eris L, Diunugala N, Johnson J, McClean C. An analysis of effects of San Diego wildfire on ambient air quality. **Journal of Air Waste Management Association**2006; 56:56-67.
- 67 Field RD, Shen SSP. Predictability of carbon emissions from biomass burning in Indonesia from 1997 to 2006. **J geophys res**2008; 113:G04024.
- 68 Mott JA, Mannino DM, Alverson CJ, Kiyu A, Hashim J, Lee T, Falter K, Redd SC. Cardiorespiratory hospitalizations associated with smoke exposure during the 1997, Southeast Asian forest fires. **Int j hyg environ health**2005; 208:75-85.
- 69 Sastry N. Forest Fires, air pollution, and mortality in Southeast Asia. **Demography**2002; 39:1-23.
- 70 Chew FT, Goh DYT, Ooi BC, Saharom R, Hui JKS, Lee BW. Association of ambient air-pollution levels with acute asthma exacerbation among children in Singapore. **Allergy**1999; 54:320-329.
- 71 Sim, M. Bushfires: are we doing enough to reduce the human impact? **Occup environ med**2002; 59:215-216.
- 72 Tham R, Erbas B, Akram M, Dennekamp M, Abramson M. The impact of smoke on respiratory hospital outcomes during the 2002–2003 bushfire season, Victoria, Australia. **Respirology**2009; 14:69-75.
- 73 Taylor J, Webb R. Meteorological aspects of the January 2003 south-eastern Australia bushfire outbreak. **Australian Forestry**2005; 68:94-103.
- 74 Hanigan IC, Johnston FH, Morgan GG. Vegetation fire smoke, indigenous status and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia, 1996–2005: a time-series study. **Environ health**2008; 7:42.
- 75 Jalaludin B, Smith M, O'Toole B, Leeder S. Acute effects of bushfires on peak expiratory flow rates in children with wheeze: a time series analysis. **Aust N Z j public health**2000; 24:174-177.

- 76 Johnston FH, Bailie RS, Pilotto LS, Hanigan IC. Ambient biomass smoke and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia. **BMC Public Health**2007; 7:240.
- 77 Smith MA, Jalaludin B, Byles JE, Lim L, Leeder SR. Asthma Presentations to Emergency Departments in Western Sydney during the January 1994 Bushfires. **Int j epidemiol**1996; 25:1227-1236.
- 78 Johnston FH, Kavanagh AM, Bowman DMJS, Scott RK. Exposure to bushfire smoke and asthma: an ecological study. **Medical Journal of Australia**2002; 176:535-538.
- 79 Chen L, Verral K, Tong S. Air particulate pollution due to bushfires and respiratory hospital admissions in Brisbane, Australia. **Int j environ health res**2006; 16:181-191.
- 80 Erbas B, Hyndman RJ. Sensitivity of the estimated air pollution-respiratory admissions relationship to statistical model choice. **Int j environ health res**2005; 15:437-448.
- 81 Vedal S, Dutton SJ. Wildfire air pollution and daily mortality in a large urban area. **Environ res**2006; 102:29-35.
- 82 Martin WE, Brajer V, Zeller K. Valuing the health effects of a prescribed fire. In: Martin WE, Raish C, Kent B, editores. **Wildfire risk: human perceptions and management implications**. Washington, DC: RFF; 2007. p. 244-261.

4 ARTIGO 2: An overview on time series studies of air pollution health effects in Latin America and highlights of Brazilian Amazon region

Uma revisão dos estudos de séries temporais sobre poluição do ar e efeitos na saúde humana na América Latina com destaque para a região da Amazônia Brasileira

Cleber Nascimento do Carmo^{III}

Sandra de Souza Hacon^{IV}

Submetido a Revista Brasileira de Epidemiologia

Resumo

Objetivo. Este artigo visa apresentar uma revisão dos métodos estatísticos utilizados na estimação de efeitos à saúde humana de poluentes atmosféricos, com o uso de técnicas de series temporais, na América Latina, especialmente no Brasil, destacando ao mesmo tempo as principais limitações que afetam esse campo do conhecimento. **Métodos.** Uma revisão sistemática dos métodos estatísticos empregados sobre técnicas de séries temporais na literatura publicada entre 2000 e 2010. Focou-se nos efeitos de curto prazo da poluição atmosférica na saúde, com ênfase nos desfechos relacionados às doenças cardiorrespiratórias. **Resultados.** No período analisado, 46 publicações foram identificadas e consideradas para análise. As principais características e limitações existentes em relação aos desfechos e técnicas empregadas foram destacadas. Apesar da variação no número de estudos, houve uma redução no total de publicações anuais, a partir de 2006, expressa pelo total de artigos publicados em periódicos indexados; predominância de estudos sobre poluição do ar por fontes urbanas e uma concentração de estudos realizados no Brasil, Chile e México. **Conclusões.** Embora o uso de Modelos Aditivos Generalizados tenha sido predominante nessa revisão, ainda há algum debate sobre a capacidade dos modelos estatísticos atuais para mensurar adequadamente os efeitos da poluição do ar na saúde, especialmente por queima de biomassa devido sua duração e forma de exposição diferentes. Mesmo assim, não há dúvida de que a poluição atmosférica provoca efeitos nocivos à saúde nem de que as técnicas de séries temporais são importantes ferramentas para estimar tais efeitos.

Abstract

Objective. This paper aims at presenting an overview of the statistical methods used on air pollution health effects estimation using time series approaches in Latin American countries, especially in Brazil, highlighting at the same time the main

^{III} Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

^{IV} Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

drawbacks that affect this field of knowledge. **Methods.** A systematic review of statistical methods employed under the time series approach in literature published between 2000 and 2010 was done. It focused on the short-term effects of air pollution on health, with emphasis on the outcomes related to respiratory and cardiovascular diseases. **Results.** Within the time period analyzed, 46 publications were identified and considered to be relevant for this paper. The main characteristics and gaps existent in relation to the health outcomes and the techniques employed were highlighted. In spite of variations of studies, there was a reduction in the total number of publications per year, since 2006, expressed by the number of papers published in indexed journals; predominance of studies on air pollution from urban sources and a concentration of studies done in Brazil, Chile and Mexico. **Conclusions.** Although the use of Generalized Additive Models was predominant in this review, there is still some debate over the ability of current statistical models to measure adequately the effects of air pollutants on human health, especially from biomass burning due to its different duration and shape of exposure. Even so, there is no doubt that air pollution has harmful effects or that the analysis of time series is an important tool to estimate these effects.

INTRODUCTION

Air pollution is considered a notorious problem in many parts of the world, even in Latin American countries, due to a growing industrial and urban development which, inevitably, has led to an increase of emission of air pollutants with consequences to the environment and to public health. The region is one of the most urban ones in the world in what comes down to development.

The severe incidents of air pollution which occurred in Europe and North America before 1960 provided strong evidence that high levels of air pollutants have an impact on human health in the short term, including a significant increase in mortality. Since then, governmental measures have contributed to a decrease in air pollution to moderate or low levels in several countries. Even so, effects resulting from the exposure, mainly, to particulate matter in relatively moderate levels, continue to be a source of concern to the public health system, which is motivated, for the most part, by a series of recent epidemiological studies showing positive associations between air pollutants and health outcomes, resorting to ecological

studies of time series and other study designs¹⁻³. The purpose of these studies is to estimate the variation in the number of health incidents (usually deaths or hospitalization) associated with levels of air pollutants on the same day of or prior to the exposure.

The identification of harmful effects of a given air pollutant on human health requires a careful adjustment of a series of confounding factors, such as variables related to the weather or to the seasonability of data. Besides, wrong measurements of exposure and of the possible health outcomes can lead to biased estimates. Given this complexity of data, advanced statistical methods involving time series, such as generalized linear models of regression (GLM) and generalized additive models (GAM), have been used, predominantly, in the analyses of air pollution effects on human health.

The majority of the studies following this line of research are done in developed countries of the northern hemisphere, where climatic conditions, sociodemographic structure and health care system coverage are very different from Latin American countries. In Brazilian Amazon region, for example, fires are one of the major environmental issues currently faced with consequences on the ecosystem and on human health in the region. Unlike what happens in cities and some countries, where air pollution is characterized by a permanent exposure, in case of Amazon there is an exposure of high magnitude for an average annual period of 3 to 5 months, a season associated with low rainfall.

This work presents a recent review of statistical methods in literature on estimating acute effects of air pollution on human health, using time series approaches, on research done in Latin America with emphasis on Brazilian Amazon and biomass burning air pollution. The investigation is based on a systematic review

of scientific papers published between January 2000 and December 2010. The evolution of the statistical approaches used was reviewed. Various aspects (confounding variables, age groups, etc) were identified and commented on. The main advances and drawbacks were highlighted.

METHODS

A systematic review of the literature published between January 2000 and December 2010 was done. It focused on the short-term effects of outdoor air pollution on human health, with emphasis on the statistical methods employed under the time series approach and on the outcomes related to respiratory and cardiovascular diseases. While searching for bibliographical references, the following databases were consulted: (a) MEDLINE via PubMed (<<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi>>); (b) LILACS – Latin America and Caribbean’s Information Center of Health Sciences (<<http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&base=LILACS&lang=i&form=F>>); (c) SciELO (<<http://www.scielo.org/php/index.php>>) e (d) Science Direct Online (<<http://www.sciencedirect.com/>>) using terms related to the research topics, whether independently or with a combination of exposure and health outcome.

The items used in the search consisted of the phrase “time series” in combination with “air pollution”, “morbidity”, “health” and “regression models”. The search was limited to English, Spanish and Portuguese.

The criteria used to select papers were based on the title and on the abstract of the written work, considering the following: use of time series techniques, country where the study was done, year of publication, air pollutant taken into consideration

and health outcomes. Reviews of epidemiologic studies that did not show details of statistical aspects were not included either. References quoted in the papers identified were also checked so as to identify any studies which might not have been included in the process described above. Duplicate papers were removed from the results of the search.

RESULTS

We found 46 references in the period chosen, exploring the association between air pollution and effects on human health in Latin American countries. A summary of the articles concerning the main characteristics of the studies is presented in Table 1. The results of the search indicated that the studies are concentrated in only 4 countries: Brazil, Chile, Mexico and Cuba. Although research was done in 12 cities, most of the studies were done in Brazil (69%), followed by Chile (12%).

In Brazil, specifically, it is also possible to perceive a geographical concentration of these studies. Out of the 33 studies in this country, 22 were done in the states of São Paulo and Rio de Janeiro. Besides, only seven studies analyzed the effects of air pollution on human health due to biomass burning, 4 of which are related to sugarcane burning³⁻⁶ and the rest of which are related to burnings in the Amazon region⁷⁻⁹.

In the Latin America region, there was a very expressive oscillation in the number of time series studies published on the effects on human health due to air pollution during the last 10 years, with the highest frequency in 2004, when ten studies were published on this subject. It is likely that 2004 had a concentration of

studies due to the improvement and ease of access to computer software designed specifically to this end, as of the beginning of the year 2000. Moreover, this period coincides with the work of various authors who questioned the standard procedure at the time for the inferencing process in the statistical models used and made available by the existing computer software. The gradual decrease of published works as of 2006 mirrors a global tendency in the number of publications with this approach on the subject.

All the papers considered analyzed the harmful effects of the particulate matter, with PM_{10} – particulate matter with a diameter of up to $10\mu m$ – being predominant (90% of the works identified), but some studies also considered the effects of $PM_{2.5}$ and of TSP – Total Suspended Particles. The majority of the studies analyzed at least two of the main pollutants measured in monitoring stations in urban sources, such as the burning of fossil fuels (particles, SO_2 , NO_2 , CO and O_3).

The exposure to air pollution in urban sources is, more often than not, permanent – showing high levels of concentration all year round. Fires or burnings, however, release, for 3 to 5 months, high concentrations of air pollutants which are many times higher than what is found in big Latin American cities, such as Santiago and São Paulo, bringing additional challenges to the studies of this subject and which involve the time series methodology. In many parts of the world, burnings have been drawing attention and making society alarmed. This concern has been particularly evident in the Amazon, Oceania and in tropical forests in Asia, due to their being regions that concentrate the majority of forest fires on the planet.

Nine out of twenty Latin American countries are part of the Amazonian ecosystem, calling for more studies that will measure the impacts of air pollutants released in biomass burnings to human health. Nevertheless, only seven studies

assessed the effects of air pollutants originated in burnings^{3,4-9}; among these, only three were in the Amazon⁷⁻⁹. These authors found significant increases in visits to the doctor by children and elderly citizens after being exposed to the particulate matter released by the burnings in the Brazilian Amazon: emergency visits (15%), outpatient visits (2.9%, 95%IC: 0.5, 5.5) and hospitalization (6%, 95%IC: 1.4, 10.8 and 7%, 95%IC: 0.5, 13.5) due to respiratory conditions.

Mortality and hospitalization stand out as the most commonly studied health outcomes in the papers reviewed, 33% and 31% respectively. However, various studies analyzed the harmful effects of air pollution by means of data coming from outpatient care and emergency visits. Four studies analyzed more than one health outcome at the same time¹⁰⁻¹³.

In general, the health outcomes were studied for three kinds of conditions: for any kind of condition (15%), for respiratory conditions (73%), whose cause-effect relationship is more plausible, and for cardiovascular conditions (29%). Moreover, specific cardiorespiratory conditions were also studied, such as: asthma, bronchitis, headaches, respiratory function, influenza, heart attacks and pneumonia^{3,7,12-21}.

Latin America, as a whole, has many densely-populated cities, with lots of children and elderly citizens, such as São Paulo, Santiago, Mexico City, among others. This characteristic allows for studies that investigate potential harmful effects of air pollution on such groups due to their being more vulnerable to air pollution. Studies done in Latin America and, particularly in Brazil, in the last ten years, have explored such effects in different age groups, mainly in children and elderly citizens, 50% and 46%, respectively.

Among the children, the age group that was the most studied comprised children of up to 5 years old (7 papers). Three papers investigated the effects of air

pollution on children of up to 28 days of age and with up to 1 year old^{18,22,23}. Many studies considered a bigger age range, studying children of up to 12 years old^{12,24,25} and up to 14 years old^{11,15,26}, up to 19 years old^{27,28}, up to 7 years old²⁹, between 6 and 15 years old¹⁴, between 6 and 16 years old¹⁶, up to 9 years old⁷, up to 10 years old¹⁹, up to 13 years old³⁰ and up to 15 years old³¹.

In the group of the elderly, only two papers conducted sex-based analyses^{21,32}. One study done in Chile analyzed specific age groups of elderly citizens (65 and up, 65 to 74, 75 to 84, 85 and up), finding significant links between PM₁₀, O₃ and emergency visits due to asthma and acute respiratory conditions with increases of 5% to 9% in hospital demand⁴.

Such differences are due, probably, to the heterogeneity of the quality of the health information across countries and within each country, and due to the limitations in the commonly used statistical models, which are known to show problems in their adjustments when there is an excess of zeros in the daily time series. Some authors, however, chose to study the relation between exposure and effects of air pollution on adults and on the general population without distinguishing across age groups^{3,4,20,33-39}.

In the analysis of epidemiological time series, the health outcomes considered are formed by means of daily counts, such as total number of deaths or of hospitalizations. Since it is a count process, the phenomenon can be adjusted by a Poisson probabilistic model, with the parameter μ , i.e., the expected number of occurrences of the health outcome considered on day t . The appeal to Poisson regression is that it provides us with an estimate of the relative risk (RR) when $RR = \exp(\beta_i)$, where β_i is the regression coefficient associated to an independent increment in the air pollutant in particular. The Poisson distribution was used in all

studies considered by the criteria in this review in order to model the daily counts of health outcomes.

Concerning the strategy of statistical data modeling, it was observed that the adjustment by Generalized Additive Models (GAM) was present in 28 studies (58%), whereas Generalized Linear Models (GLM) represented 40% of the studies considered in this paper. The rest of the studies carried out either descriptive analyses, correlation analyses, or else they were review papers^{5,6,22,29,31}.

The GAM have become the standard tool in such studies, as they have the important characteristic of allowing for the modeling of non-linear relations of seasonality, tendency and weather conditions which do not show a definite pattern. In order to quantify the effects of air pollution on human health, it has been assumed that the pollutant is linearly related to the health indicators. Nevertheless, the relations between the health indicators and the potential confounding variables cannot be easily parameterized, so smoothing functions are needed for the modeling of these terms.

Lately, the use of the GAM in the process of estimating associations between air pollution and human health by means of time series methodologies has been discussed⁴⁰. The GAM are usually adjusted by the statistical computer software *S-Plus* and the iterative backfitting algorithm is a standard step for its inferences⁴⁰. It has been demonstrated that the standard criterion of convergence of the algorithm in some versions of the *S-Plus* does not guarantee that its iterative process of estimation will converge and can result in biased estimates of the regression coefficients and standard errors. A solution, in this direction, would be the use of generalized additive models with penalties, which provide more reliable and unbiased estimates from a computational point of view⁴⁰.

In epidemiological time series analyses, a basic question in the data modeling is the need to control the potential confounding factors adequately. Only one paper considered for the research did not make any effort to control confounding factors, presuming a valid association between exposure to the particulate matter of burnings in the Brazilian Amazon and emergency visits due to asthma⁷. Although all the other studies from Latin America in the last ten years considered in this paper have carried out adjustments for confounding factors related to time, seasonality and weather, there was an expressive heterogeneity in the adjustment procedure and in the factors considered.

The control techniques of confounding variables in epidemiological time series studies of effects of air pollution on human health correspond to adjustments of parametric or non-parametric statistical models on the covariables involved. Until the 1990s, it used to be common to adjust the seasonal component with terms of harmonic functions based on pairs of sines and cosines and of non-linear time functions, such as polynomials, so as to describe a tendency of long duration. Lately, the use of spline functions has become a standard in statistical analyses which involve Generalized Linear Models (GLM) with parametric splines or Generalized Additive Models (GAM) with non-parametric splines and, more recently, the GAM with penalized splines⁴⁰. The majority of the studies in Latin America used spline or loess (Locally Estimated Polynomial Regression) smoothing functions in their analyses.

Among the meteorological conditions considered, the following two were prominent: air temperature and relative humidity – most of the studies. Some studies added some adjustments: rain precipitation^{22,24,25,41}, wind direction and speed^{2,35,41} and air pressure⁴¹. Calendar effects, such as weekdays and holidays

were adjusted by 80% of the studies. Less common investigated were aspects such as: social class, sex and ethnicity^{41,42}.

Besides these questions, the relation between exposure and response in time series studies has also been discussed. The effects of air pollution have been studied in an immediate and in a lagged manner after exposure. Anyway, the latter has been done always in an arbitrary way by fixing a horizon in time where it is speculated that there will still be effects of the exposure to the air pollutant on human health. And, generally, in such studies, the relative risk estimates are provided for different pollutants, different periods of lag between the outcome and the exposure, besides considering lagged effects and accumulated effects.

Some studies related the RR to a given alteration in the concentration of the pollutant with its respective confidence interval, others presented percentage variations in the average of the health outcome considered and there are also those which presented regression coefficients with their respective standard errors. Concerning the most often used lag periods in the Latin American studies, the following was found: up to seven days after exposure to the air pollutant (42%), up to five days after exposure (15%) and up to two days after exposure (13%).

In order to incorporate lagged effects together, the so-called Distributed Lag Models were proposed, where linear effects, although lagged, are modeled as a polynomial function which involves the exposure of the previous days. The idea of this method is that the health effect of the air pollutant on day t of the time series can be explained with reference to days $t-l$, where l is the lag between exposure and outcome, varying from 0 to L , the maximum lag considered. These functions usually provide estimates which are free of correlation and have been widely used in the

literature. Among the papers researched, this strategy of statistical lag modeling was carried out in four works^{3,20,27,32}.

Recently, various authors have estimated the effects of air pollution on human health through multicenter studies, using analyses with two hierarchical stages; in the first stage, by using Poisson regression models and, in the following stage, meta-regression techniques in order to combine the results (pooled analysis)³⁹. This approach guarantees that the heterogeneity between the different centers is adequately measured, allowing for variation of the model parameters according to the localities where the study was done, and, at the same time, preventing additional variability and potential biases.

Only one study with this methodology was found in Latin America within the period considered. O'Neill et al³⁸ investigated the association between daily mortality for all kinds of reasons, except for external reasons, and daily levels of ozone per age groups and social class for different localities in Mexico City, finding significant associations that explained the mortality of the elderly.

The studies of air pollution effects on human health have been consistent in finding significant results where the relation between exposure and response is of a linear kind. However, for effects that do not follow this behavior, there is still ample debate in how to measure them correctly. Some authors adopted the strategy of restricting the analysis to periods in which great linearity deviations are not expected, such as, for instance, carrying out distinct analyses for seasons of the year or groups of months^{1,15,16,21,30,36,43-47} and periods of burnings or of dry seasons^{3,5,8,9,38}.

The process of selection of models deserves some attention in the analysis of epidemiological time series as well. In a similar fashion from other areas of knowledge, the investigation of the effects of air pollution on human health is done

with a limited number of predictors, such as days of the week, weather conditions, calendar effects and pollution variables. Generally, these variables are chosen a priori and the problem of choosing a final model to be used lies in specifying functions to accommodate seasonality and tendency effects. The effects of air pollution observed are, therefore, highly sensitive to the determination of the final model. The main options available in the literature to this end are: Akaike information criteria (AIC), Bayesian information criteria (BIC), cross-validation techniques, partial autocorrelation function (PACF) of the residues and white noise tests. The three first procedures seek to maximize the ability of the model in predicting new observations, whereas the last two seek to minimize the correlation between residues. Although these adjustment criteria and residue analyses aid in the selection of a good model, there can be no total control of the confounding factors. All the studies that adjusted GLM or GAM stated that they had used at least one of the model selection criteria described here, although not all of them showed their numbers.

More complex approaches for model selection criteria are still objects of study in the theory. These questions still make the model selection process controversial and make the sensitivity analysis of the results found very important, due to the modeling strategy.

The epidemiological time series analyses of effects of air pollution on human health use the ecological design, which limits its ability to infer causality. The interpretation of the results of ecological studies must be done scrupulously, if we are to take into consideration the inherent mistakes of biases due to the lack of information of individual characteristics, not to mention the possible existence of confounding factors which have not been considered in the analysis and the inexact

measures collected through air pollution monitoring stations located in central regions of the study region, among many others.

The advantages of ecological studies usually surpass their limitations, since such a design does not suffer the influence of individual factors. Furthermore, variations of environmental factors in the study region are usually well mirrored through averages of measurements in the monitoring stations in central spots of the locality, although there is a reduction in accuracy.

CONCLUSIONS

Bearing in mind this systematic review of the contribution of statistical methods to estimation of the acute effects of air pollution on human health in Latin America, under the ecological design of time series, there is a striking lack of consensus in the literature about a strategy of statistical modeling capable of measuring in a more adequate way the relation between exposure and response. Although the use of GAM was predominant in this review, there is still some debate over the ability of current statistical models to measure adequately the effects of air pollutants on human health. Especially in case of biomass burning where exposure is quite different from urban air pollution in terms of duration and in shape.

It was possible to notice, also, a strong geographical concentration of the studies done in Latin America in localities of Brazil, Chile and Mexico. In Brazil, there was a great geographical concentration of studies as well, in the States of São Paulo and Rio de Janeiro. Although many countries are part of the Amazon region, where thousands of burnings are detected yearly, only three studies specifically investigated the pollutants released during burnings. These studies applied the same

methodology as applied in areas of urban pollution, only restricting the analysis to the period of higher exposure to air pollutants.

Although progress has been made in investigating the association between air pollution and health by epidemiological time series, important questions still need to be addressed and considerable need remains for further methods development.

The understanding of the extent to which air pollution affects human health in Latin America, particularly in Amazon region, requires an integrated approach to air pollution research, besides of various interfaces between: data management, exposure assessment, environmental and social epidemiology and biostatistics.

Table 1: Latin-American time-series studies of short-term health effects of air pollution between 2000 and 2010
 Tabela 1: Estudos Latino-americanos de séries temporais de efeitos de curto prazo da poluição do ar na saúde humana, 2000 a 2010

Study and Country	Population	Pollutants	Outcome and Cause	Methods	Main findings
Arbex et al 2000, Brazil	all ages	Particle Mass	Outpatient visits, RD	GAM	RR associated with an increase of 10µg was 1.09 (1-1.19), and the RR of an inhalation therapy was 1.20 (1.03-1.39).
Arbex et al 2004, Brazil	-	-	-	Review	Describes how the literature has recorded biomass burning effects on human health discussing the psychopathological mechanisms.
Bakonyi et al 2004, Brazil	children	NO2, O3, PM10	Outpatient visits, RD	GAM	An increase of 4.5% (95%CI 1.5, 7.6) in consultations for RD.
Braga et al 2007, Brazil	children,	PM10	ER visits, RD and CD	GAM	Increases in PM10 associated with increases in RD ER visits of 4% (95%CI: 2.2-5.8), at lags 0 and 1 for children and adolescents, and of 12% (95%CI: 8.5-15.5) on lag 3 for adolescents.
Cançado et al 2006, Brazil	-	-	-	Review	Effects of the burning of fossil fuels and biomass are presented, with a focus on alerting health care professionals of the increased morbidity related to environmental pollution.
Carmo et al 2010, Brazil	children, elderly	PM2.5, CO	Outpatient visits, RD	GAM	Increases of 2.9% and 2.6% in outpatient consultations due to RD in children on lag 6 and 7. No effects for elderly individuals.
Castro et al 2009, Brazil	children	CO, SO2, PM10, O3, NO2	Outpatient visits, RD	GLM	Decrease in peak flow on the lag 3 associated to PM10. Increase in NO2 associated to a decrease in mean peak flow after exposure. No effects of CO and SO2. An increase in O3 associated to an increase in mean lung function after lag 1.
Cendon et al 2006, Brazil	elderly	CO, SO2, PM10, O3, NO2	Hospitalization and ER visits, CD	GLM	An increase in SO2 associated with increases of 13% (95% CI: 6-19) and 8% (95% CI: 2-13) of intensive care units and infarction admissions.
Conceição et al 2001, Brazil	elderly	CO, SO2, PM10, O3	Mortality, RD	GLM and GAM	Associations between mortality and the levels of CO (5%), SO2 (7%) and, in to a lesser extent, PM10 (4%) were observed.

Legend: RD = Respiratory; CD = Cardiovascular; ER = Emergency Rooms. Legenda: RD = Respiratórias; CD = Cardiovascular; ER = Emergência

Table 1: Latin-American time-series studies of short-term health effects of air pollution between 2000 and 2010 (continue)

Tabela 1: Estudos Latino-americanos de séries temporais de efeitos de curto prazo da poluição do ar na saúde humana, 2000 a 2010 (cont.)

Study and Country	Population	Pollutants	Outcome and Cause	Methods	Main findings
Martins et al 2004, Brazil	Elderly	PM10	Mortality, RD	GLM	For an increase in PM10, the % increase in RD mortality varied from 1.4% (95%CI: 5.9 to 8.7) to 14.2% (95%CI: 0.4 to 28.0). The overall % increase in the six regions was 5.4% (95%CI: 2.3 to 8.6).
Daumas et al 2004, Brazil	Elderly	TSP	Mortality, RD and CD	GAM	An increase in TSP levels associated to mortality in elderly due to CD and RD were 1.04 (95%CI: 0.96-1.13) and 1.10 (95%CI: 0.97-1.26), respectively.
Farhat et al 2005, Brazil	Children	CO, SO2, PM10, O3, NO2	Hospitalization, ER visits, RD	GAM	Increases in NO2 associated with an 18.4% increase (CI95%: 12.5-24.3) in ER visits due to RD diseases, a 17.6% increase (95% CI = 3.3-32.7) in hospitalizations due to pneumonia, and a 31.4% increase (95% CI = 7.2-55.7) in hospitalizations due to asthma or bronchiolitis.
Freitas et al 2004, Brazil	Children	CO, O3, PM10	Hospitalization and Mortality, RD	GAM	A 10th-90th percentile variation of pollutants was significantly associated with RD admissions of children and PM10 (%RR=10.0), CO (%RR=6.1), and O3 (%RR=2.5). For mortality in elderly and PM10 (%RR=8.1) and CO (%RR=7.9).
Gouveia et al 2006, Brazil	children elderly	CO, SO2, PM10, O3, NO2	Hospitalization, RD and CD	GAM	An increase in PM2.5 associated with a 4.6% increase in asthma admissions in children and a 4.3% increase in admissions for COPD and 1.5% for ischemic heart disease in the elderly.
Hernandez et al 2007, Mexico	Children	PM10 e O3	Outpatient visits, RD	GAM	An increase in O3 associated with an increase of 8.3% in the number of ER visits for upper RD in children at lag 3; and an increase of 12.7% in the number of ER visits for lower RD at lag 4.
Hernandez et al 2000, Mexico	Children	PM10 e O3	ER visits, RD	GLM	Increase in PM10 associated to an increase of 4.97% (95%CI: 0.97-9.13) in ER visits for asthma at lag 5; and an increase of 9% (95%CI: 1.8-16.8) when a cumulative 5-day exposure was considered.
Ignotti et al 2010, Brazil	Children Elderly	PM2.5, CO	Hospitalization, RD	GAM	An increase in PM2.5 associated to RD hospitalization in 6% (95%CI: 1.4-10.8). The RR for the elderly was significant for lag 0, with a 6.8% increase (95%CI: 0.5-13.5).
Onneil et al 2004b, Mexico	all ages, elderly	PM10, O3	All Mortality	GAM	O3 associated with mortality [0.65%, 95%CI: 0.02%, 1.28%] and for mortality among elderly [1.39%, 95%CI: 0.51%, 2.28%].

Table 1: Latin-American time-series studies of short-term health effects of air pollution between 2000 and 2010 (continue).

Tabela 1: Estudos Latino-americanos de séries temporais de efeitos de curto prazo da poluição do ar na saúde humana, 2000 a 2010 (cont.)

Study and Country	Population	Pollutants	Outcome and Cause	Methods	Main findings
Martins et al 2001, Brazil	Elderly	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂	Outpatient visits, RD	GAM	CO and SO ₂ associated with URID. The vehicular restriction reduced the pollutants levels. However, no reduction in ER visits for URID was detected.
Martins et al 2002, Brazil	Elderly	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂	ER visits, RD	GAM	An interquartile range for O ₃ and SO ₂ increased in 8.07% and 14.5%, respectively, the number of ER visits due to pneumonia and influenza.
Martins et al 2006, Brazil	Elderly	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂	Hospitalization, CD	GAM	Interquartile range increases in PM ₁₀ and SO ₂ associated with 3.17% (95% CI: 2.09-4.25) increase in congestive heart failure and 0.89% (95% CI:0.18-1.61) increase in total CD at lag 0, respectively.
Mascarenhas et al 2008, Brazil	Children	PM _{2.5}	ER visits, RD	GLM	There was a positive correlation between PM _{2.5} concentrations and asthma ER visits in dry season.
Moura et al 2009, Brazil	Children	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂	ER visits, RD	GAM	An increase of 6.7% in paediatric visits of children associated with PM ₁₀ . A 3% positive association with O ₃ showed borderline significance (p<0.06) in this group.
Moura et al 2008, Brazil	Children	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂	ER visits, RD	GAM	Only O ₃ had a positive effect, both among ER visits for RD and consultations for symptoms relating to the lower airways, at lag 0. A negative association was found with CO and pediatric consultations for RD.
Munoz e Sá 2009, Chile	children elderly	PM ₁₀	ER visits, RD	GLM and GAM	PM ₁₀ effect varied according to level of exposure and geographic region, increasing by 3% the number of infant ER visits for each hour of exposure to levels greater than 150µg/m ³ .
Nascimento et al 2004, Brazil	Children	PM ₁₀ , SO ₂ , O ₃	Hospitalization, RD	Correlation	A positive correlation between hospitalizations and SO ₂ and PM. An increase of 25% in the admission risk when comparing the 4 th and 1 st quartiles.
Nascimento et al 2006, Brazil	Children	PM ₁₀ , SO ₂ , O ₃	Hospitalization, RD	GAM	Effects on pneumonia hospitalizations, at lag 3-4. The 8-day cumulative effect estimate showed that an increase in PM ₁₀ levels increased pneumonia hospitalizations in 9.8%.
Negrete et al 2010, Brazil	adults elderly	PM ₁₀	Hospitalization, CD	GLM	An increase of PM ₁₀ associated with an increase of 3.0% (95%CI: 0,3-5,7) in CD hospitalizations at lag 0.

Table 1: Latin-American time-series studies of short-term health effects of air pollution between 2000 and 2010 (continue).

Tabela 1: Estudos Latino-americanos de séries temporais de efeitos de curto prazo da poluição do ar na saúde humana, 2000 a 2010 (cont.)

Study and Country	Population	Pollutants	Outcome and Cause	Methods	Main findings
Pereira Filho et al 2008, Brazil	Adults	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃ , NO ₂	ER visits, CD	GLM	An increase in the 2-day moving average of SO ₂ associated with 7.0% (95%CI: 4.0-11.0) and 20.0% (95%CI: 5.0-44.0) increases in CD ER visits by non-diabetic and diabetic groups.
Roman et al 2009, Chile	all ages	PM ₁₀ , PM ₂₅	Outpatient visits, CD	GAM	PM ₁₀ associated to a 10% increase in CD consultations. In relation to PM _{2.5} , the risk increased 17%. The CD risk peaked at 15% and 28% in June and July, respectively.
Romero et al 2004, Cuba	Children	PM ₁₀ , SO ₂	ER visits, RD	GLM	An increase in black smoke associated with a 2.2% increase (95% CI 0.9-3.6) in the ER visits. An increase in the daily average of black smoke and SO ₂ associated with an increase in ARI of 2.4% (95% CI 1.2-3.6), and 5% (95% CI 1.3-5.3), at lag 5.
Sanhueza et al 2006, Chile	all ages elderly	PM ₁₀	Mortality, RD and CD	GLM	There was a positive association between PM ₁₀ and mortality caused by RD, 23%, IC95% 4%-52%) and CD in elderly (17%, IC95%:6%-37%).
Avendano et al 2003, Chile	Children	PM ₁₀	Outpatient visits and Hospitalization, RD	Correlation	A rise in winter hospitalizations and outpatient consultations was detected, the higher respiratory syncytial virus detection week. High air pollution did not increase health care demand.
Botter et al 2002, Brazil	Elderly	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃	Mortality, RD	GLM	The effect of air pollution was a function of the SO ₂ level at lag 3, whereas the TSP, NO ₂ , CO and O ₃ are not significant when SO ₂ is in the equation.
Braga et al 2001, Brazil	Children	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃	Hospitalization, RD	GAM	An increase of 9.4% (95% CI: 7.9,10.9) in RD admissions of children associated with interquartile range increase in PM ₁₀ . An interquartile range increase in CO associated with an 11.3%(95%CI: 5.9,16.8) increase in RD hospitalizations.
Castillejos et al 2000, Mexico	all ages	PM _{2.5} , PM ₁₀	Mortality, RD and CD	GAM	PM ₁₀ associated with a 1.83% increase in total mortality (95%CI: 0.01–2.96), and PM _{2.5} associated with a 1.48% increase in deaths (95%CI:0.98–2.68%).
Arbex et al 2007, Brazil	all ages	TSP	Hospitalization, RD	GLM	An increase in the 5-day moving average (lag1–5) of TSP associated with increases of 11.6% (95% CI 5.4 to 17.7) in asthma hospitalizations.
Conceição et al 2001, Brazil	Children	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , O ₃	Mortality, RD	GAM	Associations were dose dependent after exposure at lag 2. Proportions of respiratory deaths attributed to CO, SO ₂ , and PM ₁₀ , when considered individually, were around 15, 13, and 7%, respectively.

Table 1: Latin-American time-series studies of short-term health effects of air pollution between 2000 and 2010 (continue).

Tabela 1: Estudos Latino-americanos de séries temporais de efeitos de curto prazo da poluição do ar na saúde humana, 2000 a 2010 (cont.)

Study and Country	Population	Pollutants	Outcome and Cause	Methods	Main findings
Cifuentes et al 2000, Chile	all ages	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , PM ₂₅ , NO ₂ , O ₃	All Mortality	GAM and GLM	Increase in mortality associated with air pollution varied from 4 to 11%, depending on the pollutants. Different effects for warmer and colder months were found. NO ₂ and CO were also associated with mortality, as was O ₃ , in the warmer months.
Onneil et al 2004, Mexico	all ages	PM ₁₀	All Mortality	GLM and GAM	PM ₁₀ by TEOM and predicted PM ₁₀ showed little association with mortality. The pooled estimates for PM ₁₀ were positive across all lags and significant for lags 3; 5.
Gouveia et al 2003, Brazil	children elderly	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃	Hospitalization and Mortality, RD and CD	GAM	For mortality from RD in the elderly in São Paulo, the exposure at lag 0 was more important. In Rio, TSP did not show associations with mortality from RD and CD in the elderly.
Lin et al 2004, Brazil	Children	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃	Mortality, RD	GAM	Increases in PM ₁₀ and SO ₂ were associated with increases of 4% (95% CI, 2-6) and 6% (95% CI, 4-8) in mortality, respectively.
Lin et al 2003, Brazil	Adults	CO, SO ₂ , PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃	ER visits, CD	GAM	An interquartile range increase in CO associated with increases of 6.4% (95% CI: 0.7–12.1) in daily myocardial infarction ER visits.
Dales et al 2009, Chile	elderly, not elderly, by sex	O ₃ , NO ₂ , SO ₂ , CO, PM ₁₀ , PM _{2.5}	Hospitalization, Headache	GLM	Increases in hospitalizations: 1.11 (95%CI: 1.06, 1.17) for CO; 1.11 (95%CI: 1.06, 1.17) for NO ₂ ; 1.10 (95%CI: 1.04, 1.17) for SO ₂ ; 1.17 (95%CI: 1.08, 1.26) for O ₃ ; 1.11 (95%CI: 1.00, 1.19) for PM _{2.5} ; and 1.10 (95%CI: 1.04, 1.15) for PM ₁₀ . No effect modification by age, sex, or season.
Cakmak et al 2007, Chile	Elderly	O ₃ , SO ₂ , CO, PM ₁₀	Mortality, RD and CD	GLM	The % increases in mortality associated with PM ₁₀ were 4.53 for non-elderly and 14.03 (3.87) for those > 85 years. Respective values were 4.96 (1.17) and 8.56 (2.02) for O ₃ ; 4.77 (2.50) and 7.92 (3.23) for SO ₂ ; and 4.10 (2.52) and 8.58 (4.45) for CO.
Gouveia e Fletcher 2000, Brazil	all ages, elderly, children	O ₃ , NO ₂ , SO ₂ , CO, PM ₁₀	Mortality, RD and CD	GLM	3–4% increase in deaths in elderly for all causes and for CD associated with increases in PM ₁₀ and in SO ₂ . No effects in children.

REFERENCES

1. Cakmak S, Dales R, Vidal C. Air pollution and mortality in Chile: susceptibility among the elderly. *Environ Health Perspect* 2007; 115: 524-527.
2. Tellez-Rojo MM, Romieu I, Ruiz-Velasco S, Lezana MA, Hernandez-Avila MM. Daily respiratory mortality and PM10 pollution in Mexico City: importance of considering place of death. *Eur Respir J* 2000; 16: 391-396.
3. Arbex M, Martins L, Oliveira R, Pereira L, Arbex F, Cançado J, Saldiva P, Braga A. Air pollution from biomass burning and asthma hospital admissions in a sugar cane plantation area in Brazil. *J Epidemiol Community Health* 2007; 61: 395-400.
4. Arbex M, Bohm G, Saldiva P, Conceição G, Pope A, Braga A. Assessment of the effects of sugar cane plantation burning on daily counts of inhalation therapy. *J Air Waste Manag Assoc* 2000; 50: 1745-1749.
5. Cançado J, Saldiva P, Pereira L, Lara L, Artaxo P, Martinelli L, Arbex M, Zanobetti A, Braga A. The impact of sugar cane-burning emissions on the respiratory system of children and the elderly. *Environ Health Perspect* 2006; 114: 725-729.
6. Arbex M, Cançado J, Pereira L, Braga A, Saldiva P. Queima de biomassa e efeitos sobre a saúde. *J Bras Pneumol* 2004; 30: 158-175.
7. Mascarenhas M, Viera L, Lanzieri T, Leal A, Duarte A, Hatch D. Poluição atmosférica devida a queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil – Setembro 2005. *J Bras Pneumol* 2008; 34: 42-46.
8. Carmo CN, Hacon S, Longo K, Freitas S, Ignotti E, Leon A, Artaxo P. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. *Rev Panam Salud Publica* 2010; 27: 10-6.
9. Ignotti E, Hacon SS, Junger WL, Mourão D, Longo K, Freitas S, Artaxo P, Leon ACMP. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. *Cad Saúde Pública* 2010; 26: 747-761.
10. Gouveia N, Mendonça G, Leon A, Correia J, Junger W, Freitas C, Daumas R, Martins L, Giuseppe L, Conceição G, Manerich A, Cunha-Cruz J. Poluição do ar e efeitos na saúde nas populações de duas grandes metrópoles brasileiras. *Epidemiol Serv Saúde* 2003; 12: 29-40.
11. Freitas C, Bremner AS, Gouveia N, Pereira LA, Saldiva PH. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993 a 1997. *Rev Saude Publica* 2004; 38: 751-757.
12. Farhat S, Paulo R, Shimoda T, Conceição G, Lin C, Braga A, Warth M, Saldiva P. Effect of air pollution on pediatric respiratory emergency room visits and hospital admissions. *Braz J Med Biol Res* 2005; 38: 227-235.
13. Cendon S, Pereira L, Braga A, Conceição G, Junior A, Romaldini H, Lopes A, Saldiva P. Air pollution effects on myocardial infarction. *Rev Saude Publica* 2006; 40: 414-419.

14. Castro HAD, Cunha MFD, Mendonça GAES, Junger WL, Cunha-Cruz J, Ponce de Leon A. Effect of air pollution on lung function in schoolchildren in Rio de Janeiro, Brazil. *Rev Saude Publica* 2009; 43: 26-34.
15. Hernandez-Cadena L, Tellez-Rojo MM, Sanin-Aguirre LH, Lacasana-Navarro M, Campos A, Romieu I. Relación entre consultas a urgencias por enfermedad respiratoria y contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua. *Salud Pública Méx* 2000; 42: 288-297.
16. Hernandez-Cadena L, Barraza-Villarreal A, Ramírez-Aguilar M, Moreno-Macías H, Miller P, Carbajal-Arroyo LA, Romieu I. Morbilidad infantil por causas respiratorias y su relación con la contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua, México. *Salud Pública Méx* 2007; 49: 27-36.
17. Martins LC, Latorre M, Cardoso MR, Gonçalves FL, Saldiva PH, Braga AL. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. *Rev Saude Publica* 2002; 36: 88-94.
18. Muñoz F, Carvalho M. Efecto del tiempo de exposición a PM10 en las urgencias por bronquitis aguda. *Cad Saúde Pública* 2009; 25: 529-539.
19. Nascimento LF, Pereira LAA, Braga ALF, Módolo MCC, Carvalho Jr JA. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil em São José dos Campos, SP. *Rev Saude Publica* 2006; 40: 77-82.
20. Negrete B, Rosa C, Ikeuti D, Delena P, Borba T, Braga A. Poluição atmosférica e internações por insuficiência cardíaca congestiva em adultos e idosos em Santo André (SP). *Arq Bras Ciênc Saúde* 2010; 35: 208-212.
21. Dales R, Cakmak S, Vidal C. Air pollution and hospitalization for headache in Chile. *Am J Epidemiol* 2009; 170: 1057-1066.
22. Zamorano A, Marquez S, Aranguis JL, Bedregal P, Sanchez I. Relación entre bronquiolitis aguda com factores climáticos y contaminación ambiental. *Rev Med Chil* 2003; 131: 1117-1122.
23. Lin CA, Pereira LA, Nishioka DC, Conceição GM, Braga AL, Saldiva PH. Air pollution and neonatal deaths in Sao Paulo, Brazil. *Braz J Med Biol Res* 2004; 37(5): 765-770.
24. Moura M, Junger WL, Mendonça GAS, Ponce de Leon A. Qualidade do ar e transtornos respiratórios agudos em crianças. *Rev Saude Publica* 2008; 42: 503-11.
25. Moura M, Junger WL, Mendonça GAES, Ponce de Leon A. Air quality and emergency pediatric care for symptoms of bronchial obstruction categorized by age bracket in Rio de Janeiro, Brazil. *Cad Saúde Pública* 2009; 25: 635-644.
26. Bakonyi SMC, Danni-Oliveira IM, Martins LC, Braga ALF. Poluição atmosférica e doenças respiratórias em crianças na cidade de Curitiba, PR. *Rev Saude Publica* 2004; 38: 695-700.
27. Braga ALF, Saldiva PHN, Pereira LAA, Menezes JJC, Conceição GMS, Lin CAL et al. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in Sao Paulo, Brazil. *Pediatr Pulmonol* 2001; 31: 106-13.

28. Braga ALF, Pereira LAA, Procópio M, André PA, Saldiva PHN. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. *Cad Saúde Pública* 2007; 23: S570-S578.
29. Nascimento LFC, Módolo MCC, Carvalho Jr JA. Efeitos da poluição atmosférica na saúde infantil: um estudo ecológico no Vale do Paraíba. *Rev Bras Saúde Matern Infant* 2004; 4: 367-374.
30. Romero-Placeres M, Más-Bermejo P, Lacasaña-Navarro M, Rojo-Solis TMM, Aguilar-Valdés J, Romieu I. Contaminación atmosférica, asma bronquial e infecciones respiratorias agudas en menores de edad, de La Habana. *Salud Pública Mex* 2004; 46(3): 222-223.
31. Avendaño LF, Parra J, Padilha C, Palomino MA. Impacto en salud infantil del invierno 2002: disociación entre factores ambientales y virus respiratorio sincicial, en Santiago [in Spanish]. *Rev Med Chil* 2003; 131(8): 902-908.
32. Martins LC, Pereira L, Lin C, Santos U, Prioli G, Luiz O, Saldiva P, Braga A. The effects of air pollution on cardiovascular diseases: lag structures. *Rev Saude Publica* 2006; 40: 677-683.
33. Pereira Filho M, Pereira L, Arbex F, Arbex M, Conceição G, Santos U, Lopes A, Saldiva P, Braga A, Cendon S. Effect of air pollution on diabetes and cardiovascular diseases in São Paulo, Brazil. *Braz J Med Biol Res* 2008; 41: 526-532.
34. Roman O, Prieto M, Mancilla P, Astudillo P, Acuña C, Delgado I. Aumento del riesgo de consultas cardiovasculares por contaminación atmosférica por partículas. Estudio en la ciudad de Santiago. *Rev Chil Cardiol* 2009; 28: 159-164.
35. Sanhueza P, Vargas C, Mellado P. Impacto de la contaminación del aire por PM10 sobre la mortalidad diaria en Temuco. *Rev Méd Chile* 2006; 134: 754-761.
36. Castillejos M, Borja-Aburto VH, Dockery DW, Gold DR, Loomis D. Airborne coarse particles and mortality. *Inhal Toxicol* 2000; 12(Suppl 1): 61-72.
37. Lin CA, Pereira LA, Conceição GM, Kishi H, Milani R, Braga AL, Saldiva PH. Association between air pollution and ischemic cardiovascular emergency room visits. *Environmental Research* 2003; 92: 57-63.
38. O'Neill M, Loomis D, Borja Aburto V, Gold D, Hertz-Picciotto I, Castillejos M. Do associations between airborne particles and daily mortality in Mexico City differ by measurement method, region, or modeling strategy? *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2004; 14: 429-439.
39. O'Neill MS, Loomis D, Borja-Aburto VH. Ozone, area social conditions, and mortality in Mexico City. *Environ Res* 2004; 94: 234-242.
40. Schimek MG. Semiparametric penalized generalized additive models for environmental research and epidemiology. *Environmetrics* 2009; 20: 699-717.
41. Gouveia N, Fletcher T. Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status. *J Epidemiol Community Health* 2000; 54: 750-755.

42. Martins M, Fatigati F, Véspoli T, Martins L, Pereira L, Martins M, Saldiva P, Braga A. Influence of socioeconomic conditions on air pollution adverse health effects in elderly people: an analysis of six regions in São Paulo, Brazil. *J Epidemiol Community Health* 2004; 58: 41-46.
43. Martins LC, Latorre MRDO, Saldiva PHN, Braga ALF. Relação entre poluição atmosférica e atendimentos por infecção das vias aéreas superiores no município de São Paulo: avaliação do rodízio de veículos. *Rev Bras Epidemiol* 2001; 4: 220-29.
44. Botter DA, Jorgensen B, Peres AA. A longitudinal study of mortality and air pollution for Sao Paulo, Brazil. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2002; 12(5): 335-43.
45. Cifuentes LA, Vega J, Kopfer K, Lave LB. Effect of the fine fraction of particulate matter versus the coarse mass and other pollutants on daily mortality in Santiago, Chile. *J Air Waste Manag Assoc* 2000; 50(8): 1287-1298.
46. Conceição GM, Miraglia SG, Kishi HS, Saldiva PH, Singer JM. Air pollution and child mortality: a time-series study in Sao Paulo, Brazil. *Environ Health Perspect* 2001; 109(Suppl 3): 347-350.
47. Conceição GM, Saldiva PH, Singer JM. Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbi-mortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. *Rev Bras Epidemiol* 2001; 4: 206-219.

5 ARTIGO 3: Impact of biomass burning and weather conditions on children's health in a city of Western Amazon region

Impacto da queima de biomassa e condições meteorológicas na saúde de crianças numa cidade da região da Amazônia Ocidental

Cleber Nascimento do Carmo^V

Mariane Branco Alves^{VI}

Sandra de Souza Hacon^{VII}

Aceito no Air Quality, Atmosphere and Health

Resumo

Durante a estação seca na Amazônia brasileira, a população sofre com uma grave neblina de poluição atmosférica em uma região chamada "Arco do desmatamento". O aumento da carga de poluição na atmosfera amazônica devido às emissões de queima de biomassa tem uma contribuição significativa para as emissões globais de gases e material particulado com importante impacto no ecossistema e saúde da população local e regional. O objetivo deste estudo é avaliar a estrutura de defasagem entre a exposição à poluição do ar pela queima de biomassa e fatores ambientais na saúde das crianças no município de Rio Branco, região sudoeste da Amazônia brasileira. Neste trabalho, regressões de Poisson via modelos de função de transferência foram usados e comparados com modelos de defasagem com restrições polinomiais para analisar o impacto defasado e cumulativo da exposição às partículas finas e à umidade na demanda diária de internações de crianças por causas respiratórias, de janeiro de 2004 a dezembro de 2009. Os modelos de função de transferência apresentaram melhores resultados. Aumentos de 10 µg/m³ na exposição de partículas ≤2,5µm/m³ de diâmetro aerodinâmico (PM_{2.5}) foram associados com 5,6% (95% CI: 3,64-7,31) aumento nas internações hospitalares por doenças respiratórias no segundo dia após a exposição. Efeitos de PM_{2.5} foram agudos e um leve efeito "colheita" foi encontrado. Os resultados mostram o impacto negativo da poluição do ar por queima de biomassa sobre a saúde da população, reforçando a necessidade de esforços públicos para reduzir esta fonte de poluição do ar.

Abstract

During the dry season in Brazilian Amazon the population experienced severe smoke

^V Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ.

^{VI} Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ.

^{VII} Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

haze pollution in a region called “Arc of Devastation”. The increase of pollution loading in the Amazon atmosphere due to biomass burning emissions has a significant contribution to global emissions of gases and particulate matter with important ecosystem and health impacts on local and regional population. The aim of this study is to assess the lag structure between biomass burning air pollution exposure and environmental factors on children’s health in the municipality of Rio Branco, southwestern region of Brazilian Amazon. In this work, Poisson regressions via transfer function models were used and compared to polynomial distributed lag models to analyze the lagged and cumulative impact of fine particulate matter and humidity exposure on daily demand of children’s hospital admissions due to respiratory causes, from January 2004 to December 2009. Transfer function models showed better results. Increases of 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in particles $\leq 2.5 \mu\text{m}/\text{m}^3$ aerodynamic diameter (PM_{2.5}) exposure were associated with 5.6% (95% CI: 3.64-7.31) increase in hospital admissions due to respiratory diseases at lag 2. Effects of PM_{2.5} were acute and a slightly “harvesting” was found. Results show the adverse impact of biomass air pollution on the health of the population, reinforcing the need for public efforts to reduce this source of air pollution.

Introduction

During the dry season in Brazilian Amazon the population has experienced severe smoke haze pollution in a region called “Arc of Devastation”. The majority of fires are in normal agricultural practice, used for cleaning of areas for planting, renovation of pastures and crop of cane sugar (Brown et al. 2006). The fire negatively affects biodiversity, ecosystem dynamics, enhances the process of soil erosion and deteriorates air quality. The increase of pollution loading in the Amazon atmosphere due to biomass burning emissions has a significant contribution to global emissions of gases and particulate matter with important ecosystem and health impacts on local and regional population (Artaxo et al. 2002). Satellite images detect thousands of fires with smoke clouds covering millions of square kilometres during dry season every year, typically from June to November (<http://www.cptec.inpe.br>). Moreover, recent drought events Brazil experienced can increase significantly the number of fires in the region. We may expect that the ongoing burnings, currently based on slash and burn

procedures, in Brazilian Amazon will intensify the impact of droughts associated with natural climate variability or human-induced climate change, and therefore will endanger human health (Brown et al. 2006; Fearnside 2005).

Air pollution from forest fires and other vegetation, referred to here as biomass burning, has a large and diverse number of chemicals, many of which has been associated with adverse health impacts. These chemicals include both particulates and gaseous compounds. Although little is known about the toxicology of biomass burning air pollution as a complex mixture, reviews of the exposure and health impacts literature indicate that the pollutant most consistently elevated in association with biomass burning is particulate matter, most commonly measured as PM_{10} (particles with a median aerodynamic diameter less than $10\ \mu m$) (Brauer 1999; Dennekamp and Abramson 2011; Naeher et al. 2007).

Recently, interest has shifted towards the smaller fraction of PM_{10} , that is, $PM_{2.5}$ (particles with a median aerodynamic diameter less than $2.5\ \mu m$) which are able to penetrate deeper into the alveolar region of the lung and can potentially be more harmful (Englert 2004; Martins et al. 2009; Pope and Dockery 2006; Reisen and Brown 2006).

In natural conditions, aerosol particles in Amazon are predominantly made up of biogenic sources, such as pollen, fungal fragments and spores, and other particles emitted by forest (Graham et al. 2003). In these circumstances, the mass concentration of particles smaller than 10 microns (PM_{10}), is around $8\text{ to }10\ \mu m^3$, with a concentration in the range of 200 to 300 particles/cm³, and approximately 80% of the total particulate loading of the atmosphere in wet season corresponds to the coarse mode (Martin et al. 2010). However, during the dry season, atmospheric and weather

conditions change strongly, due to large-scale emissions resulting from the biomass burning in several regions of Amazon. The mass concentration of particulate rises to about 300 to 600 $\mu\text{m}/\text{m}^3$, the number of particles increases for 15,000 to 30,000 particles cm^3 , and there's a predominance of fine particles over coarse particles (Artaxo et al. 2002; Artaxo et al. 2005; Artaxo et al. 2009).

Estimates of aerosol emissions from burnings in tropical rain forests regions indicate variations between 6 to 25 g/kg for total particulate matter and around 7.5 to 15 g/kg for $\text{PM}_{2.5}$, expressed as mass of particles from primary emissions per mass unit of dry fuel (Yokelson et al. 2008). For Amazon, estimates for total emissions of $\text{PM}_{2.5}$ and PM_{10} are 8 and 10 teragram per year, respectively (Yokelson et al. 2008). Biomass burning particles are generally smaller than $1\mu\text{m}$, with a peak in the size distribution between 0.15 and $0.4\mu\text{m}$ (Kleeman et al. 1999).

Very few studies in Amazon have been able to directly assess effects of biomass burning on human health. This is probably due largely to problems of local infrastructure, such as deficiencies in local health services and the monitoring of indicators of environmental exposure in a region of continental proportions with difficulty of access to many sites. The availability of detailed and updated information about the location and extent of burned areas is very important as well to assess economic losses and ecological effects, monitor changes in the use and land cover due to particulate emissions from forest fires. In this sense, remote sensing is an important tool for representing this information, especially in large areas affected by fire in Amazon.

Of all the health effects related to air pollution, respiratory diseases are the most significant, especially amongst vulnerable groups like children and the elderly (Pope 2000). A vast number of epidemiological studies have identified particulate matter and,

less frequently, other air pollutants as being statistically related to daily mortality, hospital admissions and other health outcomes counts. These studies include Schwartz (Schwartz 1994) for Ohio, Ponce de Leon et al. (Ponce de Leon et al. 1996) for London, Wong et al. (Wong et al. 2006) for Hong Kong, Carmo et al. (Carmo et al. 2010) for Brazilian Amazon and O'Neill et al. (O'Neill et al. 2004) for Mexico City to name but a few. Despite the fact that these studies have been undertaken in very different locations across the world the methodology followed by them is generally the same. The procedure is to use time series analysis to control for seasonal variations in health outcome counts along with variations in meteorological conditions, day-of-the-week effects and one or two pollutants.

Although these studies have alerted policy makers to the potential harm from ambient pollution concentrations, the results provided by time-series studies about air pollution health effects are nonetheless turning out to be of limited value from the policy perspective, especially in Amazon Region where climatic, geographical and socioeconomic conditions are differentiated from the rest of the world. The issue, which is the central focus of this paper, involves the way in which biomass burning air pollution and other environmental conditions impacts are entered into the statistical model.

Usually the air pollutant is included either as a variable measured in the same day or with one or up to seven days prior to the demand of hospital treatment. Although such methodology may succeed in showing that air pollution from biomass burning and cardiorespiratory diseases are causally linked, reasonable policies responses cannot be formulated only on the basis of knowledge of the transient effect of biomass burning air pollution on these health outcomes. Policy needs to know when, whether and to what extent air pollution exposure increases in hospital services daily demand.

This paper aimed at investigating the lag structure of the effects of daily $PM_{2.5}$ levels and of daily air relative humidity on daily demand of respiratory hospital admissions of children in the municipality of Rio Branco, located in the western Brazilian Amazon Region, using remote sensing data.

Materials and Methods

Study area. Rio Branco, the capital city of the state of Acre, located in the western region of Brazilian Amazon (Figure 1), served as the site for this study. The municipality of Rio Branco has a population of approximately 350,000 inhabitants, of whom 20% are children under ten years old, and a population density of 34 inhabitants/km². At economic activities, we highlight the exploitation of rubber and subsistence agriculture. The industrial sector is not very significant, and most products are imported from other regions of the country. The livestock, however, is important and supplies the state of Acre with meat and dairy products (IBGE 2009).

According to Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (<http://mapas.ibge.gov.br/vegetacao/viewer.htm>), the study area has been partially deforested during the last decades. By the year 2004, forest cover accounted for 88% of the total area of the state approximately, with predominance of two types of vegetation: Tropical Rain Forest and Open Rain Forest, coexisting with a great diversity of vegetation (Acre 2006; Vasconcelos et al. 2009). The climate in Rio Branco is classified as equatorial. Average monthly temperatures range from 14 to 32 degrees Celsius and relative humidity between 32% to 100%. Yearly rain ranges from 1,750 mm to 2,750 mm, with a dry season typically from June to November. In 2005, there was a

drought in eastern Acre State (Brazil), in Department of Pando (Bolivia) and in the Department of Madre de Dios (Peru) that provoked a large number of fires, including fires that penetrated into standing forests (Brown et al. 2006; Marengo et al. 2008). The estimated value of economic, social and environmental costs was more than 150 million dollars.

Study design. The study was carried out using an ecological design and a time series analytical framework, under bayesian approach, to model the daily counts of hospital admissions for respiratory causes of children (outcome), measurements of daily concentrations of PM_{2.5}, of daily humidity values, and meteorological and calendar-related variables.

Data source and management. Given the multidisciplinary nature of environmental health field, in this study we used a diverse set of data sources, collected and systematized in databases under the responsibility of public agencies. Daily records of non-elective hospital admissions due to respiratory diseases (ICD-10: J00-J99) in children under ten years of age in Rio Branco, Acre, Southwestern Brazilian Amazon, were obtained from the Departamento de Informação e Informática do Sistema Único de Saúde (www.datasus.gov.br) from 01 January 2004 to 31 December 2009. To reduce the influence of errors of notification in the records within the group of respiratory diseases, we decided not to consider specific causes of hospitalization due to respiratory diseases.

Daily measurements of PM_{2.5} (exposure 1) were estimated by means of the *Coupled Chemistry Aerosol and Trace Gases Transport Model for the Brazilian Development of the Regional Atmospheric Modeling System* (CCATT-BRAMS) (Longo et al., 2007) developed at the National Center for Weather Forecasting and Climate

Studies, National Institute for Space Research (CPTEC/INPE). The model provides daily measurements of PM_{2.5} concentrations over a grid of 30 x 30 km² cells which make up the territorial area of the municipality under investigation. Daily meteorological information regarding the daily temperature in °Celsius and daily relative air humidity in percentage (exposure 2) were obtained from the Sistema de Informações Ambientais Integrado à Saúde Ambiental website (<http://sisam.cptec.inpe.br/msaude/>), a tool to support environmental health surveillance (SISAM 2009).

The choice of these sources of information is justified since such data are widely accepted and recognized by respective technical areas, they are standardized databases with historical series and updated periodically, and they have national coverage, allowing the disaggregation of data at the municipal level.

Statistical Analysis. The daily number of hospital admissions for respiratory diseases was considered as the outcome variable. Preliminary analysis showed that both the PM_{2.5} and daily means of relative humidity have significant effects on the outcome. Besides that, their effects are propagated for several days. In this sense, we worked separately with two strategies of modeling. At first, the PM_{2.5} was considered as a variable exposure and humidity and other variables treated as confounding terms. In the second strategy, humidity was considered as the exposure variable, while PM_{2.5} and other variables were treated as confounding terms.

Respiratory diseases presented an almost linear relationship with weather. Therefore, linear terms for temperature and relative humidity were adopted. Calendar effects were accounted for by means of indicator variables for the days of the week and holidays. A linear function of time was also included to remove the basic seasonal pattern (and long-term trend) from the data. If each admission were an independent

event, we would expect no serial correlation in the data. The data are described in Tables 1 and 2.

In this scenario, we note that, during the season of burnings, there are both high levels of air pollution and reduction in relative humidity and the combination of these effects brings potential health risks to the population. We address these lagged effects via transfer functions (Alves et al. 2010; Box and Jenkins 1976). The general form of the proposed models is:

$$\begin{aligned} y_t &\sim \text{Poisson}(\lambda_t) \\ \log(\lambda_t) &= \mu + C_t + E_t \\ (1 - \rho_1 B)E_t &= \beta_0 X_t + \dots + \beta_s X_{t-s} \end{aligned}$$

where the outcome, y_t , is the daily number of hospital admissions of children in the municipality of Rio Branco (AC); μ is a static level; C_t is a structural block of constant effects over time that treats confounding variables, such as calendar and weather effects; B is the lag operator ($B^k E_t = E_{t-k}$, $k=0,1,\dots$); E_t is a structural block that adjusts the cumulative impact of regressors with propagated effects over time. This block is controlled by the autoregressive parameter ρ_1 , and by parameters $\beta_0, \dots, \beta_s$. Annulling ρ_1 , we have the so-called distributed lag models, widely used for modeling the adverse effects of air pollution on human health (Schwartz et al. 2000).

If the regressor X has a medium to long term effect, the free distributed lag models become overparameterized (it would take several lags in X for the correct treatment of such an effect). In addition, the temporal autocorrelation affects inferences about $\beta_0, \dots, \beta_s$. An usual alternative is to apply restrictions on these parameters, for example, polynomial restrictions suggested by Almon (Almon 1965). Alves et al. (Alves et al. 2010) show advantages of transfer function models with autoregressive

parameters over distributed lag models with polynomial constraints. The former are able, with few parameters to describe a very wide range of formats of an impulse over time. We compare results of both classes of models.

All inference is made under Bayesian paradigm, and as the posterior distribution of interest does not have closed analytical form, we use Monte Carlo Markov chains methods to obtain samples of it.

In this work, the cumulative impact of exposure X (PM_{2.5} or Humidity) was considered in three different approaches:

a) Free distributed lag models

$$E_t = \beta_0 X_t + \beta_1 X_{t-1} + \dots + \beta_{28} X_{t-28}.$$

b) Polynomial distributed lagged models

$$E_t = \beta_0 X_t + \beta_1 X_{t-1} + \dots + \beta_{28} X_{t-28}, \text{ restricted to } \beta_j = \sum_{k=0}^d \eta_k j^k, d = 2.$$

c) Transfer function models

$$E_t = \rho E_{t-1} + \beta X_{t-s}, s = 0, s = 1, s = 2, \quad 0 < \rho < 1.$$

For comparisons purposes, we set the horizon until there may be effects of biomass air pollution in 28 days after exposure, and lag period investigated was set in two days. The first approach is the most limited of all. Although it considers that exposure in the current day and previous days can affect human health, it determines a horizon which these effects may be detectable. Moreover, it is assumed that the effects are constant over time. Another major limitation of this approach is not considering the

existence of correlation between the current and previous exposures to the outcome, a problem that affects the inference about the estimated parameters.

In Polynomial distributed lag models, the time dependence problem is solved by polynomial constraints. The β 's are rewritten in the form $\beta_j = \sum_{k=0}^d \eta_k j^k$ for $j = 0, \dots, q$, where q is the maximum number of lags and d is the degree of the polynomial (Almon, 1965). In this study, we used $d = 2$ for computational reasons.

In Transfer functions models, we adopted restrictions on the coefficients of the regressors in its various lags, which can significantly reduce the number of parameters to be estimated. Another alternative is obtained by adopting autoregressive parameters in the predictive structure, i.e., by constructing transfer functions with defined functional form. Thus, the period of duration of the effect of the regressor is to be estimated – rather than pre-determined – and there's even a very parsimonious parameterization (Alves et al. 2010).

Model comparison is performed using the posterior predictive loss (EPD) introduced by Gelfand and Ghosh (Gelfand and Ghosh 1998). The EPD criterion is a discrepancy-of-fit measurement. The smallest value of EPD indicates the best fitted model. We evaluate the posterior distributions of the regression parameters of the best the model.

Statistical analyses were carried out using Microsoft Fortran PowerStation 4.0 and software R version 2.8.1.

Results

There were 9,865 hospital admissions due to respiratory diseases among children over the period. Table 1 shows the daily descriptive analysis of children respiratory hospital admissions, temperature and humidity of the municipality of Rio Branco during the study period. The daily average number of children respiratory hospital admissions was 4, approximately. There was not much variation of temperatures values in the period. However, children of this municipality have been exposed to very extremes values of PM_{2.5} and relative humidity. The PM_{2.5} concentrations ranged from 0.1 µg/m³ to 592 µg/m³, the mean and the standard deviation of these concentrations are as follows: 40 ± 92 µg/m³ (dry season) and 11 ± 40 µg/m³ (wet season). While measures of relative humidity ranged from 33% to 100% in the whole period.

Figure 2 shows the typical reduction in relative air humidity during the dry season. It begins in the month of June, with the lowest levels recorded in September. During the period of study, PM_{2.5} (dry season) presented daily means that far exceeded its respective annual air quality standards of 10 µg/m³ and daily means of 25 µg/m³ for urban areas, according to World Health Organization (WHO 2005). The average PM_{2.5} levels were higher between August and October, with peaks of 592 µg/m³. However, we can see a reduction in the levels of particulate matter in 2008 and in 2009, due to a decrease in the number of fires in these years in the State of Acre (http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1703&id_pagina=1). Correlation analysis of variables (Table 2) indicates that, besides a

direct linear association between the $PM_{2.5}$ and the outcome, there is an inverse correlation between the $PM_{2.5}$ and humidity as expected.

In all models, we used 300,000 simulations, discarding the initial 290,000 iterations (burn-in), with spacing of 10 between the sampled points (thin) and, moreover, we checked convergence through visual inspection of the trajectories of the chains, using different initial values, in order to remove possible autocorrelations in the simulation, leaving a sample size of 2,000.

Table 3 presents the models evaluated with their respective values of EPD. It can be seen that the free lagged models, controlling for temperature, humidity/ $PM_{2.5}$, weekdays and holidays, present the greatest values of EPD as expected. Polynomial distributed lagged models presented slightly better results, especially in the case where the $PM_{2.5}$ was considered the main exposure. According to the EPD criterion, the chosen model was the transfer function model in which the $PM_{2.5}$ at lag two was the main exposure. The other approaches tested via transfer function models did not obtain convergence of the chains.

From now on, whenever we refer to the relative risks obtained by time series analysis, we will be using only the best model according to the EPD criterion, the one with transfer function in the $PM_{2.5}$ at lag two, and considering the humidity and other variables as confounding variables.

With respect to hospitalizations due to respiratory diseases, we observe from Table 4 that all calendar variables present significant effects on daily demand of hospital admissions in Rio Branco municipality. On all days of the week (baseline = Sunday) we see greater demand for hospital admissions of children, with peaks on Tuesdays ($RR = 1.44$) and on Wednesdays ($RR = 1.43$). Environmental factors,

represented by temperature and humidity, have significant effects on daily counts of hospital admissions as well. The relative humidity has a negative effect on the daily demand of hospital admissions for respiratory diseases in children. This means that we expect more hospitalizations of children in the dry season (typically between the months of June and November), where we found values of humidity of up to 14%.

Figure 3 presents the trajectory of the estimated impulse response function associated with the elevation of a standard deviation in the level of $PM_{2.5}$. The estimates are given by its posterior mean and limits of credibility estimated at 95%. It is verified that this pulse on the $PM_{2.5}$ had a significant effect in daily demand of hospital admissions of children two days after exposure and with effect canceling out after about one or two days.

Discussion

In contrast to big cities, such as São Paulo; Mexico city; London; Santiago and New York, where the main sources of aerosol particles are derived from motor vehicles (Cakmak et al. 2007; Gouveia et al. 2006; Gwynn et al. 2000; Hajat et al. 2002), Rio Branco municipality suffers every year with the presence of fire outbreaks within the city and surrounding area, which join the thousands of fires from neighboring states such as Amazonas, Rondônia, Pará and Mato Grosso, generating high concentrations of smoke in the region (Costa and Souza Jr. 2005; Duarte 2005; Mascarenhas et al. 2008). Measurements of particulate matter in the regional atmosphere show that aerosol concentrations vary from the rainy to dry season in more than 80 times (Duarte and Mascarenhas 2007).

Studies done in Amazon region have shown that population exposure to high levels of air pollutants can increase the risk of acute respiratory diseases (Carmo et al., 2010; Ignotti et al. 2010; Mascarenhas et al. 2008). As usual, children are the most vulnerable group. The biological vulnerability of children in relation to air pollution results from physiological peculiarities. Factors such as greater growth rate, a larger area of heat loss per unit of weight, high rates of metabolism at rest and oxygen consumption, enable the air chemicals to access their respiratory tract faster as compared to adults. Furthermore, immature physiological mechanisms of the low capacity physical defense, such as coughing, sneezing and ciliary movement, contributes to the susceptibility of this age group (Bates 1995; Barnett et al. 2005).

Our results corroborate what these authors have found. Unlike what studies in the southern region of the Brazilian Amazon have found, here the relative humidity presented a negative association with the daily demands of hospitalization for respiratory diseases. It indicates a stronger influence of weather conditions in dry season on children's respiratory health. Extreme weather events have taken place in Acre state in recent years. This occurred during the drought of 2005, characterized by extensive fires and high concentrations of air pollutants, and the flood of February 2006 to name but a few. The health of thousands of people was affected by smoke. Only in the municipality of Rio Branco, the month average of medical visits due to respiratory causes was more than 30,000 between August and September 2005 (Duarte and Mascarenhas 2007; Mascarenhas et al. 2008).

The decision to work with the total number of respiratory diseases instead of specific pathologies was due to the small number of events observed in the city during

the period. Moreover, this strategy avoided misclassification of disease-specific diagnoses.

This study was designed to assess the lag structure of air pollution and humidity on respiratory diseases using hospital admissions. It showed that air pollution was positively associated with respiratory hospital admissions and presented a short-time lagged effect. In the present work, increases in $PM_{2.5}$ were associated with respiratory hospital admissions of children as of two days after exposure. The magnitudes of these effects were slightly lower than those found in Mato Grosso state, one of the Amazonian states with the highest occurrences of fires each year (Carmo et al. 2010; Ignotti et al. 2010). Despite the small coefficients of increase effects on daily number of hospital admissions, the impact of $PM_{2.5}$ exposure is substantial when considering the overall population under exposure.

The majority of air pollution and health studies fix the effects of air pollutants to be constant over time, and model long-term trends and temporal correlation in the health data using a smooth function of calendar time. The transfer function framework allowed autoregressive processes to be used for both these factors, which allowed the effects of air pollutants change over time. It presented better results as well, when compared to polynomial distributed lagged models. A Bayesian approach was assumed throughout with analysis based on Monte Carlo Markov Chain simulation. The bayesian estimates of the pollution–hospital admissions relationship exhibited a consistent short-term pattern, suggesting that this temporal variation should be investigated further.

There were included the most probable and the most commonly used confounders in the association between air pollution or weather conditions and respiratory morbidity. Even being unlikely, the possibility of incomplete adjustment for

confounders always must be considered. The seasonal and temporal behavior of occurrences of preventable diseases in Amazon region, Rio Branco municipality in particular, is an evidence of what people have to adapt, where indicators of socioeconomic development are remarkably lower than in other parts of Brazil.

Nevertheless, we can infer that the administration of health system in Brazil should plan efficiency in minimizing the occurrence of diseases, in principle, linked to climate. On the other hand the measures to be taken must be some matter of urgency because there is a tendency of more persistent and severe droughts, fires, higher temperatures and the occurrence of extreme rainfall events more frequent, which signals to the worsening situation in this region.

Table 1: Descriptive Statistics of variables, Rio Branco, Brazilian Amazon, 2004 – 2009.

Variables	Mean	Std. Dev.	Minimum	Maximum	N (days)
Hospital Admissions	4.5	3.1	0	21	2192
Temperature (°C)	25.2	2.1	14.6	32.0	2192
Humidity (%)	85.1	14.0	32.9	100.00	2192
PM _{2.5} (µg/m ³)	23.8	69.6	0.1	592.1	2192

Table 2: The Correlation Matrix of the variables, Rio Branco, Brazilian Amazon, 2004 – 2009.

	Hospital admissions	Temperature	Humidity	PM _{2.5}
Hospital admissions	1.00			
Temperature	0.02	1.00		
Humidity	-0.05*	-0.50*	1.00	
PM _{2.5}	0.07*	0.24*	-0.36*	1.00

* Correlations are significant at $p < 0.05$.

Table 3: Assessed models and their respective Gelfand and Ghosh criterion (EPD)

Model	Regressor	EPD
Free lagged models	Humidity – lag 0	6,755
	Humidity – lag 1	7,188
	Humidity – lag 2	7,109
	PM _{2.5} – lag 0	6,666
	PM _{2.5} – lag 1	6,839
	PM _{2.5} – lag 2	6,597
Polynomial distributed lagged models	Humidity – lag 0	6,721
	Humidity – lag 1	6,712
	Humidity – lag 2	6,719
	PM _{2.5} – lag 0	6,643
	PM _{2.5} – lag 1	6,738
	PM _{2.5} – lag 2	6,532
Transfer function models*	PM _{2.5} – lag 2	6,313

* Further models with regressor Humidity and other lags of the PM_{2.5} did not obtain convergence.

Table 4: Summary of the posterior distribution of relative risk (RR) associated with a 10 µg/m³ increase in PM_{2.5}.

	Posterior mean	Lower CI _{95%}	Upper CI _{95%}	RR
Monday	0.2971	0.2367	0.3588	1.35
Tuesday	0.3650	0.3077	0.4211	1.44
Wednesday	0.3596	0.3018	0.4163	1.43
Thursday	0.2576	0.1970	0.3155	1.29
Friday	0.2125	0.1511	0.2711	1.24
Saturday	0.0800	0.0203	0.1395	1.08
Holiday	-0.0846	-0.1526	-0.0165	0.92
Temperature	0.0016	0.0001	0.0032	1.002
Humidity	-0.0081	-0.0156	-0.0007	0.992

Figure 1: Location of the Study area



Figure 2: Time evolution of humidity, temperature, and PM_{2.5}. Rio Branco municipality, Brazilian Amazon, 2004 – 2009.

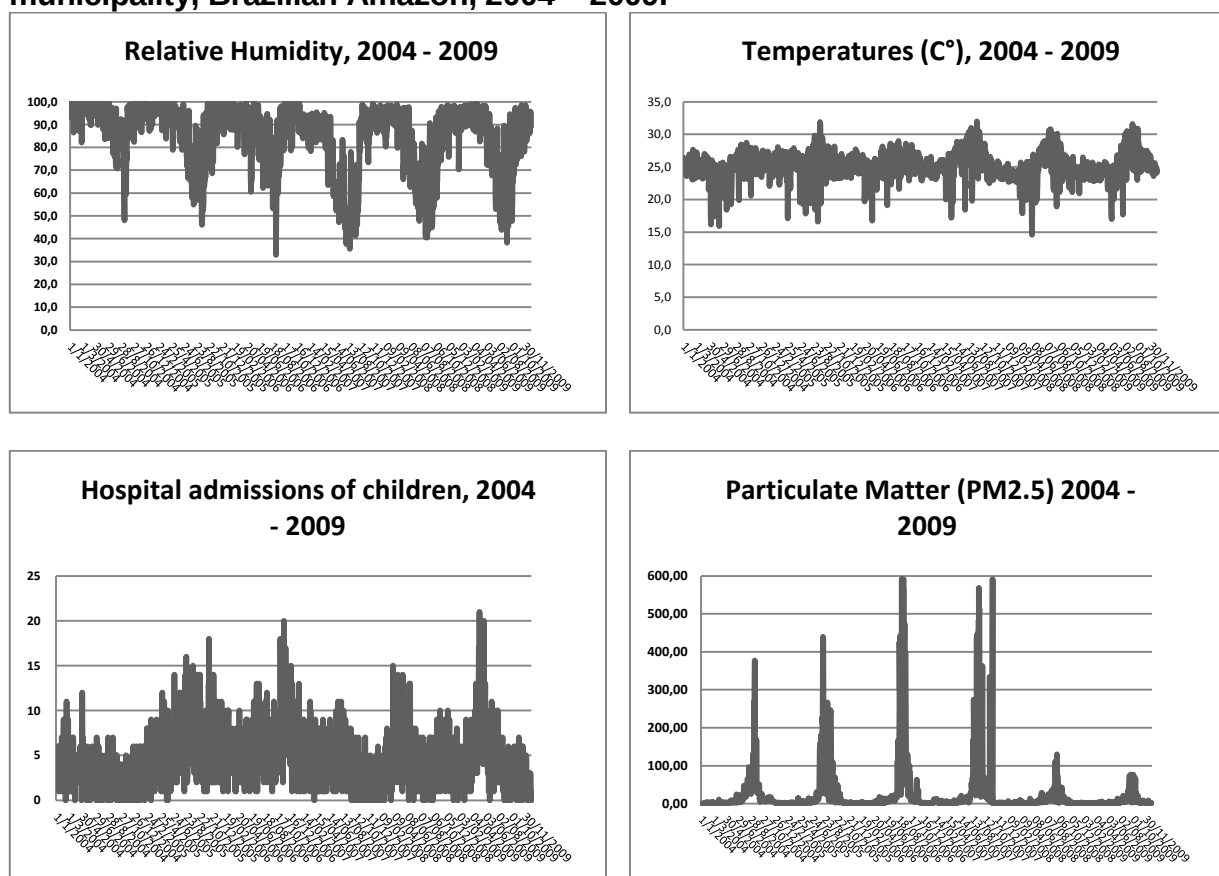
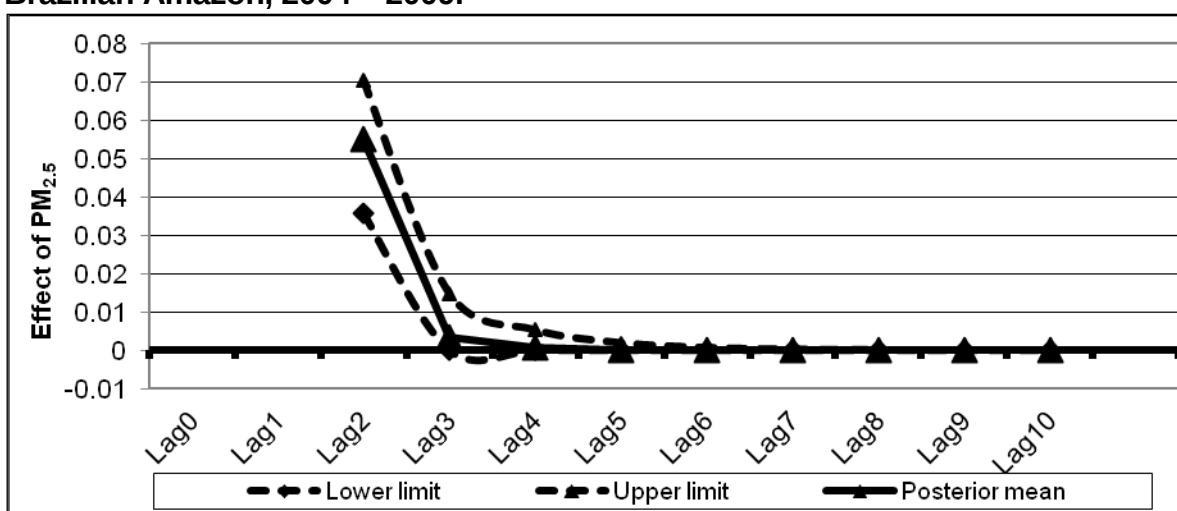


Figure 3: Response function to the impulse of PM_{2.5} on the daily demand of respiratory diseases hospital admissions of children, Rio Branco municipality, Brazilian Amazon, 2004 – 2009.



References

- ACRE. Governo do Estado do Acre (2006) Programa estadual de zoneamento ecológico-econômico do Acre fase II. Documento síntese – escala 1:250.000. Rio Branco, SEMA.
- Almon S (1965) The distributed lag between capital appropriations and expenditures. *Econometrica* 33:178-196.
- Alves MB, Gamerman D, Ferreira MAR (2010) transfer functions in dynamic generalized linear models. *Stat. model.* 10:3-40.
- Artaxo P, Gatti LV, Leal AMC, Longo KM, Freitas SR, Lara LL, Pauliquevis TM, Procópio AS, Rizzo LV (2005) Química atmosférica na Amazônia: a floresta e as emissões de queimadas controlando a composição da atmosfera amazônica. *Acta amazon.* 35(2):185-198.
- Artaxo P, Martins JV, Yamasoe MA, Procópio AS, Pauliquevis TM, Andreae MO, Guyon P, Gatti LV, Leal AMC (2002) Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondônia, Amazonia. *J. Geophys. Res.* 107(D20):8081. doi:10.1029/2001JD000666, 2002.
- Artaxo P, Rizzo LV, Paixao M, Lucca S, Oliveira PH, Lara LL, Wiedemann KT, Andreae MO, Holben B, Schafer J, Correia AL, Pauliquevis TM (2009) Aerosol particles in Amazonia: their composition, role in the radiation balance, cloud formation and nutrient cycles. In: Keller M, Bustamante M, Gash J, Dias PS (ed) Amazonia and global change. American Geophysical Union, Washington, DC.
- Bates D (1995) The effects of air pollution on children. *Environ Health Perspect.* 103(Suppl 6):49-53.
- Barnett AG, Williams GM, Schwartz J, Neller AH, Best TL, Petroeschovsky AL, Simpson RW (2005) Air pollution and child respiratory health: a case-crossover study in Australia and New Zealand. *Am J Respir Crit Care Med.* 171:272-1278.
- Box GEP, Jenkins GM (1976) Time series analysis forecasting and control. San Francisco, Holden-Day.
- Brauer M (1999) Health impacts of biomass air pollution. In: Goh KT, Schwela D, Goldammer JG (ed) Health guidelines for vegetation fire events: background papers, World Health Organisation, Geneva, pp 186-254.
- Brown IF, Schroeder W, Setzer A, Maldonado MLR, Pantoja N, Duarte A, Marengo J (2006) Monitoring fires in Southwestern. Amazonia Rain Forests 87:253-264.
- Cakmak S, Dales R, Vidal C (2007) Air pollution and mortality in Chile: susceptibility among the Elderly. *Environ Health Perspect.* 115:524-527.
- Carmo CN, Hacon S, Longo KM, Freitas S, Ignotti E, Ponce de Leon A, Artaxo P (2010) Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. *Rev. panam. salud publica.* 27:10-16.
- Costa AS, Souza Jr. CM (2005) Comparação entre imagens LANDSAT ETM+ e MODIS/TERRA para detecção de incrementos de desmatamento na região do Baixo Acre. *Rev. bras. cartogr.* 57/02.
- Dennekamp M, Abramson MJ (2011) The effects of bushfire smoke on respiratory health. *Respirology* 16:198-209.
- Duarte AF (2005) Variabilidade e tendência das chuvas em Rio Branco, Acre, Brasil. *Rev. bras. meteorol.* 20(1):37-42.

- Duarte AF, Mascarenhas MDM (2007) Manifestações do bioclima do Acre sobre a saúde humana no contexto socioeconômico da Amazônia. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento* 3(5).
- Engler N (2004) Fine particles and human health: a review of epidemiological studies. *Toxicol. Lett.* 149:235-42.
- Fearnside PM (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conserv. biol.* 19:680-688.
- Gouveia N, Freitas CU, Martins LC, Marcílio IO (2006) Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo, Brasil. *Cad. saude publica* 22(12):2669-2677.
- Graham B, Guyon P, Artaxo P et. al. (2003) Composition and diurnal variability of the natural Amazonian aerosol. *J Geophys Res* 108(D24):16pp.
- Gwynn R, Burnett R, Thurston G (2000) A time-series analysis of acidic particulate matter and daily mortality and morbidity in the Buffalo, New York, Region. *Environ. health perspect.* 108:125-133.
- Hajat S, Anderson H, Atkinson R, Haines A (2002) Effects of air pollution on general practitioner consultations for upper respiratory diseases in London. *Occup. environ. med.* 59:294-299.
- Hasti T J, Tibshirani RJ (1990) Generalized additive models. Chapman and Hall, Londres.
- Ignotti E, Hacon SS, Junger WL, Mourão D, Longo K, Freitas S, Artaxo P, Ponce de Leon ACM (2010) Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. *Cad. Saúde Pública* 26(4):747-761.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2009) Uso da terra e a gestão do território no Estado do Acre. IBGE, Brasília. (Relatório técnico).
- Kleeman MJ, Schauer JJ, Cass GR (1999) Size and composition distribution of fine particulate matter emitted from wood burning, meat charbroiling and cigarettes. *Environ. Sci. Technol.* 33(20):3516-3523.
- Longo KM, Freitas SR, Setzer A, Prins E, Artaxo P, Andreae MO (2007) The coupled aerosol and tracer transport model to the brazilian developments on the regional atmospheric modeling system (CATT-BRAMS), Part 2: model sensitivity to the biomass burning inventories. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 7:8571-95.
- Marengo JA, Nobre CA, Tomasella J, Oyama MD, Sampaio OG, Oliveira R, Camargo H, Alves L, Brown IF (2008). The drought of Amazonia in 2005. *J. climate.*
- Martin ST, Andreae MO, Artaxo P, Baumgardner D, Chen Q, Goldstein AH, Guenther A, Heald CL, Mayol-Bracero OL, McMurry PH, Pauliquevis T, Poschl U, Prather KA, Roberts GC, Saleska SR, Silva-Dias MA, Spracklen DV, Swietlicki E, Trebs I (2010). Sources and properties of Amazonian aerosols particles, 2010. *Rev Geophys* 48:RG2002. doi: 10.1029/2008RG000280.
- Martins LD, Martins JA, Freitas ED, Mazzoli CR, Gonçalves FLT, Ynoue RY, Hallak R, Albuquerque TTA, Andrade MF (2009) Potential health impact of ultrafine particles under clean and polluted urban atmospheric conditions: a model-based study. *Air Qual Atmos Health.* doi: 10.1007/s11869-009-0048-9.
- Mascarenhas MDM, Vieira LC, Lanzieri TM, Leal APPR, Duarte AF, Hatch DL (2008) Poluição atmosférica devido à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil – setembro, 2005. *J. bras. pneumol.* 34:42-46.

- Naeher LP, Brauer M, Lipsett M, Zelikoff JT, Simpson CD, Koenig JQ, Smith KR (2007) Woodsmoke health effects: a review. *Inhal Toxicol* 19:67-106.
- O'Neill M, Loomis D, Borja Aburto V, Gold D, Hertz-Picciotto I, Castillejos M (2004) Do associations between airborne particles and daily mortality in Mexico City differ by measurement method, region, or modeling strategy? *J Expo Anal Environ Epidemiol* 14:429-439.
- Ponce de Leon A, Anderson HR, Bland JM, Strachan DP, Bower J (1996) Effects of air pollution on daily hospital admissions for respiratory disease in London between 1987-88 and 1991-92. *J. epidemiol. community health* 33(Suppl 1):S63-S70.
- Pope CA (2000) Epidemiology of fine particulate air pollution and human health: biologic mechanisms and who's at risk? *Environ. health perspect.* 108:713-723.
- Pope CA, Dockery DW (2006) Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 56:709-42.
- Reisen F, Brown SK (2006) Implications for community health from exposure to bushfire air toxics. *Environ. Chem* 3:235-43.
- Schwartz J (1994) Total suspended particulate matter and daily mortality in Cincinnati, Ohio. *Environ. health perspect.* 102(2):186-189.
- Schwartz J (2000) The distributed lag between air pollution and daily deaths. *Epidemiology* 11(3):320-326.
- SISAM. Ministério da Saúde e Ministério da Ciência e Tecnologia (2009) Sistema de informações ambientais: ferramenta de apoio à vigilância em saúde ambiental. <http://sisam.cptec.inpe.br/msaude/info.consulta.logic>. Accessed 10 April 2010.
- West M, Harrison PJ, Migon HS (1985) Dynamic generalized linear models and bayesian forecasting. *J. Am. Stat. Assoc.* 80(389):73-83.
- Wong TW, Tam W, Yu ITS, Wun YT, Wong AHS, Wong CM (2006) Association between air pollution and general practitioner visits for respiratory diseases in Hong Kong. *Thorax* 61:585-591. doi: 10.1136/thx.2005.051730.
- World Health Organization – WHO (2005) Air quality guidelines: global update. WHO, Geneva.
- Vasconcelos SS, Brown IF, Fearnside PM (2009) Focos de calor sul da Amazônia: indicadores de mudanças no uso da terra. In: Epiphany JCN, Galvão LS (ed). *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Natal, Brasil 2009. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos. p. 6353-6360.
- Yokelson RJ, Christian TJ, Karl TG, Guenther A (2008) The tropical forest and fire emissions experiment: laboratory fire measurements and synthesis of campaign data. *Atmos. Chem. Phys.* 8:3509-3527.
- Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E, Gryparis A, Touloumi G, Atkinson R et al (2002) The temporal pattern of mortality responses to air pollution: a multicity assessment of mortality displacement. *Epidemiology* 13(1):87-93.

6 ARTIGO 4: O uso de dados *in situ* e modelados de material particulado na região amazônica ocidental como indicador de exposição ambiental à saúde humana

Cleber Nascimento do Carmo^{VIII}

Fernando Morais^{IX}

Paulo Artaxo^X

Eliane Ignotti^{XI}

Sandra de Souza Hacon^{XII}

Em fase de tradução para ser submetido ao *Atmospheric Environment*

RESUMO

Introdução: O monitoramento da poluição atmosférica na região amazônica com medidas *in situ* é limitado por razões essencialmente logísticas. Dados modelados numericamente a partir de sensoriamento remoto possibilitam ampla cobertura da área territorial de interesse. Ambos os métodos apresentam potencialidades e limitações. **Objetivo:** Comparar os riscos relativos de efeitos agudos à saúde humana decorrentes da exposição ao material particulado fino obtido por medidas diretas e por estimativas em área da Amazônia Ocidental. **Métodos:** Estudo epidemiológico com delineamento ecológico. Regressões de Poisson via modelos aditivos generalizados foram utilizados para analisar a associação entre a demanda diária de internações por doenças do aparelho respiratório de crianças e níveis diários de material particulado fino obtido com dados *in situ*, dados de profundidade óptica de aerossóis (AOD) e dados do modelo atmosférico CCATT-BRAMS de Rio Branco, Acre, entre agosto a dezembro de 2009. **Resultados:** O modelo ambiental CCATT-BRAMS apresentou medidas de PM_{2,5} com correlação linear de 0,63 com os dados *in situ*, com 28% dos registros superestimados. Os dados obtidos pela profundidade óptica apresentaram correlação de 0,42, subestimando em 14%, aproximadamente, a média diária de exposição ao PM_{2,5}. Os melhores ajustes foram verificados para os dados modelados. Os riscos relativos obtidos pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS apresentaram dispersões menores quando comparados aos dados *in situ*. Não foram encontradas associações significativas entre a exposição ao PM_{2,5} e o desfecho de saúde analisado, mesmo após ajuste por tendências de longo prazo, sazonalidade, dia da semana, feriados, temperatura e

^{VIII} Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

^{IX} Universidade de São Paulo – USP.

^X Universidade de São Paulo – USP.

^{XI} Universidade do Estado do Mato Grosso – UNEMAT.

^{XII} Fundação Oswaldo Cruz – Fiocruz.

umidade. **Conclusões:** Os dados modelados de $PM_{2,5}$ podem ser utilizados alternativamente para análise de associação da exposição ao $PM_{2,5}$ e efeitos à saúde na Amazônia, ainda que os mesmos suavizem as estimativas.

Palavras-chave: Material particulado, Modelagem numérica, Saúde humana, Amazônia.

ABSTRACT

Background. The monitoring of air pollution in the Amazon region with in situ measurements is limited mainly by logistical reasons. Numerically modeled data obtained by remote sensing allow a regular covering of the region of interest. Both methods have strengths and limitations. **Objective.** To compare relative risks of acute effects on human health from exposure to fine particulate matter obtained by direct measurements and estimates in a region of Western Amazon. **Methods.** An epidemiological study with an ecological design. Poisson regressions via generalized additive models were used to analyze the association between daily levels of fine particulate matter obtained by in situ data, by aerosol optical depth (AOD) and modeled data obtained by CCATT-BRAMS model, and the daily demand of hospitalizations due to respiratory diseases of children in the municipality of Rio Branco, Western Amazon, from August to December 2009. **Results.** Data provided by CCATT-BRAMS model presented a linear correlation coefficient of 0.63 with in situ data, with 28% higher measures than the *in situ* data. On the other hand, particulate matter via optical depth presented a correlation of 0.42, and underestimated in 14%, approximately, the daily average exposure to $PM_{2.5}$. Modeled data showed better fit results. The relative risks obtained from CCATT-BRAMS model were slightly lower and less heterogeneous when compared with in situ data. There were no significant associations between the $PM_{2.5}$ exposure and health outcome considered, even after adjustment for long-term trends, seasonality, day of week, holidays, temperature and humidity. **Conclusion.** The results suggest that estimated data can be used interchangeably as an indicator of exposure to fine particulate matter in the Amazon region, even though it slightly underestimates the effects.

Keywords. Particulate matter, Numerical modeling, Human health, Amazon.

1. Introdução

A Amazônia Brasileira é uma extensa área que se estende pelos Estados do Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Maranhão, Mato Grosso e

Tocantins, ocupando mais da metade do território brasileiro. Essa extensão representa 60% do bioma amazônico, que envolve também as Guianas, Suriname, Venezuela, Colômbia, Equador, Peru e Bolívia (Becker, 2005; Duarte et al., 2006). Enquanto a população brasileira cresceu 12% entre 2000 e 2010, a população da Amazônia cresceu 21% no mesmo período, atingindo 25 milhões de habitantes, equivalente a 13% do total nacional em 2010 (IBGE 2012).

A floresta amazônica contribui significativamente no inventário global de emissão de material particulado e gases traços para a atmosfera, com fortes componentes biogênicos e pirogênicos (Artaxo et al., 2006). Apesar de toda sua importância nos climas regional e global, a dinâmica territorial da Amazônia é marcada por atividades agropecuárias, conflitos sociais, grilagem de terras, extração ilegal de madeira, queimadas e uso do solo sem planejamento e fiscalização (Becker, 2005; Viana et al., 2007).

Durante o período de intensa queima de biomassa no Brasil, há o predomínio de uma névoa persistente sobre diversas localidades da Amazônia brasileira. Essa névoa é predominantemente constituída por fumaça, mas também contém aerossol de fontes biogênicas e da ressuspensão da poeira vinda do solo (Yamasoe et al., 2000).

As queimadas são uma importante causa de alteração na composição da atmosfera Amazônica, sendo responsáveis por aumento na concentração de gases e de partículas. Isto se traduz em grande impacto antropogênico no balanço de energia local, trazendo consequências importantes para todo o ecossistema Amazônico, tais como eventos extremos de precipitação, temperatura e umidade relativa do ar (Duarte, 2005).

No sudoeste da Amazônia brasileira, Bolívia e Peru, as queimadas já causaram danos ambientais, problemas de saúde e econômicos (Fearnside, 2003; Mascarenhas et al., 2008). A poluição do ar pela queima da floresta e de pastagens é um problema regular durante a estação seca, tipicamente entre os meses de julho a outubro, na Amazônia. As queimadas na Amazônia brasileira contribuem para 70% das emissões de material particulado fino ($PM_{2,5}$), aproximadamente. Este apresenta efeitos diretos para o sistema cardiorrespiratório, em especial para as crianças e idosos (Mascarenhas et al., 2008; Ignotti et al., 2010; Carmo et al., 2010).

As estações de monitoramento meteorológico na Amazônia brasileira não são suficientes para acompanhar a evolução dos fenômenos meteorológicos, tendo em vista a grande extensão territorial da região com difícil acesso a muitos locais e dificuldades de infraestrutura local, principalmente no que se refere ao suprimento de energia elétrica. O monitoramento da qualidade do ar na Amazônia é realizado por meio de projetos de pesquisas com temporalidade definida. Trata-se de estações destinadas a “campanhas” de coleta de dados, razão pela qual não permite a estruturação de uma base de dados contínua em termos temporais e espaciais. Usualmente tais estações possuem outras finalidades de pesquisa, não necessariamente avaliação de efeitos da exposição de poluentes à saúde humana.

Estudos internacionais têm mostrado importância do uso da modelagem numérica na análise da qualidade do ar (Engel-Cox et al., 2004; Chen et al., 2011). Dados obtidos por modelagem numérica e dados indiretos sobre a qualidade do ar têm se tornado ferramentas cada vez mais importantes para estudos de vigilância ambiental e de saúde pública. Recentemente, alguns estudos brasileiros apontaram efeitos significativos da exposição a aerossóis de queimadas à saúde humana na

Amazônia, com dados medidos e dados modelados de material particulado (Jacobson et al., 2012; Carmo et al., 2010; Ignotti et al., 2010, Silva et al., 2010).

O Acre é um dos Estados da Amazônia com menor taxa de desmatamento, apresenta 88% de seu território com cobertura florestal nativa e taxa média anual de desmatamento de 0,42% (Acre. ZEE-Acre, Fase II, 2006). Considerando-se a contribuição dos Estados da Amazônia brasileira no desmatamento da região, o Acre tem uma participação anual de 3%, aproximadamente. Todavia, o Estado do Acre apresenta-se como uma das últimas fronteiras agrícolas da Amazônia ocidental. A ação antrópica na região concentra-se na faixa da rodovia BR-364, no entorno do núcleo urbano do município de Rio Branco. Do total desmatado, até 2004, aproximadamente 81 % (13.352 km²) eram utilizados com pastagens (Oliveira et al., 2006).

O presente estudo tem como objetivo estimar os efeitos de curto prazo da exposição ao material particulado de queimadas na demanda diária de internações hospitalares por doenças respiratórias de crianças no município de Rio Branco, Acre, Amazônia Ocidental, utilizando-se como variável de exposição dados *in situ* e dados modelados de material particulado.

2. Material e Métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

O município de Rio Branco, situado no sudeste do Estado do Acre, na porção ocidental da Amazônia Brasileira (Figura 1), apresenta uma área territorial de 8.836 km², sua população em 2010 era de 336.038 habitantes, concentrando 46% da

população total do Estado (IBGE, 2012). A população de crianças (menores de 10 anos), naquele ano, era de 62.369 indivíduos. A cidade de Rio Branco desempenha papel regional importante por ser a capital e a maior cidade do Estado, funcionando como um polo econômico para as populações situadas no interior do Estado, sul do Amazonas, extremo oeste de Rondônia, e de países vizinhos como Bolívia e Peru. Além disso, o município de Rio Branco possui 88% de área coberta pela floresta amazônica, o que faz desta região um importante polo de turismo ecológico.

A Secretaria Municipal de Saúde de Rio Branco (SEMSA), como gestora municipal do Sistema Único de Saúde (SUS), é responsável pela atenção básica de saúde aos municípios, enquanto os serviços de média e alta complexidade competem ao gestor estadual do SUS. No município de Rio Branco, as 32 unidades de saúde da família existentes são responsáveis por 44.588 famílias (153.130 habitantes), o que equivale a 50,05% de cobertura da população municipal total. Além disso, o município possui 91 estabelecimentos públicos de saúde, dos quais sete contam com serviço de internação hospitalar.

2.2 Fonte e gerenciamento dos dados

Os dados de internações hospitalares de crianças, menores de 10 anos de idade, por doenças respiratórias foram obtidos de bancos de dados informatizados do Ministério da Saúde, através de Autorizações de Internações Hospitalares (AIH) do Sistema Único de Saúde (SUS) e se referem a todas as causas incluídas no capítulo X (J00 a J99) da Décima Revisão da Classificação Internacional de

Doenças (CID-10) (DATASUS, 2012). Optou-se por coletar informações de crianças menores de 10 anos de idade para fins de comparabilidade com estudo de efeitos à saúde humana da exposição de aerossóis realizado em Rio Branco-AC para o ano de 2005 (Mascarenhas et al., 2008) e para aumento do poder estatístico da série de dados. Crianças menores de 29 dias de vida foram retiradas da série de dados, pois suas internações normalmente são relacionadas ao parto, não necessariamente à exposição à poluição atmosférica. As informações meteorológicas (temperatura e umidade relativa do ar) foram obtidas no sítio do CPTEC/INPE (sisam.cptec.inpe.br/msaude/).

O estudo foi realizado com concentrações diárias de material particulado fino ($PM_{2.5}$) relativas ao período de 8 de agosto de 2009 a 08 de dezembro de 2009, totalizando 123 dias para a análise, que engloba o período de seca e um período transitório da seca para a estação chuvosa. A escolha por trabalhar com esse período se deve ao fato de ser época em que a baixa pluviosidade facilita a expansão do número de focos de queimadas na região e, conseqüentemente, o aumento dos níveis de poluentes atmosféricos. Além disso, o período favoreceu a obtenção de dados *in situ* de material particulado por ser um período com pouca presença de nuvens.

O Instituto de Física da Universidade de São Paulo, conjuntamente com a Fundação Oswaldo Cruz, e em parceria com a Secretaria municipal de Meio Ambiente de Rio Branco montou uma estação de monitoramento da qualidade do ar no horto florestal da cidade de Rio Branco para medidas das concentrações diárias de $PM_{2.5}$ a partir da análise gravimétrica para a determinação da fração fina da

massa do material particulado, coletada nos filtros AFG (Amostrador de Particulado Fino e Grosso) (Artaxo, 1994).

Dados indiretos de exposição ao material particulado foram obtidos a partir da relação entre a profundidade óptica de aerossóis (AOD), medidos pelos radiômetros da rede AERONET (Aerosol Robotic Network), e a concentração de material particulado fino medida *in situ*. A AERONET é uma rede de sensoriamento remoto de aerossóis a partir do solo, mantida pela agência espacial norte-americana (NASA) e expandida por diversas instituições colaboradoras ao redor do planeta. A rede é composta por mais de 200 fotômetros solares localizados em pontos estratégicos para medir propriedades ópticas, radiativas, e de microfísica do aerossol integrados na coluna atmosférica.

O equipamento consiste em um radiômetro automático, do tipo CIMEL 318A, que mede a radiância em diferentes bandas espectrais. Ressalta-se que as medições são pontuais, isto é, específicas de uma localidade, visto que o instrumento é mantido fixo, e realizadas ao longo de todo dia, em intervalos de, aproximadamente, quinze minutos. Os produtos da AERONET estão disponíveis em diferentes níveis de processamento.

Os produtos de nível 1.0 são os obtidos quase em tempo real (apenas um dia após as medições) sem processamento prévio quanto a erros espúrios como contaminação por nuvens. Os produtos de nível 1.5 são analisados a partir de um algoritmo automático que elimina eventuais resultados contaminados por nuvens (Smirnov et al., 2000). Finalmente, os produtos de nível 2.0 são certificados quanto a eventuais variações de calibração dos instrumentos; porém, dependendo da

localidade, são disponíveis apenas vários meses após a realização das medições, o que dificulta seu uso para em estudos de vigilância e saúde ambiental.

No presente estudo, foram utilizadas medidas de AOD de nível 1.5, no comprimento de onda 500nm. Os dados aqui analisados são característicos de dias sem presença de nuvem, a fim de ser realizado um estudo centrado apenas em aerossóis emitidos por queimadas. Adicionalmente, fez-se uso da dependência espectral da profundidade óptica das partículas de aerossol, conhecida como Coeficiente de Ångström, como um indicativo potencial de contaminação por nuvens (Yamasoe et al., 2000; Artaxo et al., 2006). Os dados de AOD analisados que apresentaram coeficientes de Ångström correspondentes inferiores a 1,0 foram descartados, pois estes podem caracterizar o tamanho de partículas representativas de gotas de nuvens (Yamasoe et al., 2000).

Para estimação da exposição indireta ao material particulado fino, por meio das medidas de AOD, utilizou-se a equação de regressão proposta por Paixão e colaboradores (Paixão et al., 2011):

$$PM_{2,5} = 40(AOD)_i + 5$$

A AOD mede o grau de atenuação da radiação solar devido à presença de partículas na atmosfera, em particular da fumaça das queimadas. Esta metodologia foi validada por Paixão (2011) e se apresenta como medida alternativa para estudos de efeitos do material particulado à saúde humana em região amazônica.

Foram também utilizados os dados modelados numericamente pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS (*Coupled Chemistry Aerosol Tracer Transport model coupled to the Brazilian Regional Atmospheric Modelling System*) (Freitas et al.,

2005; Longo et al., 2007), disponibilizados pelo Sistema de Informações Ambientais (SISAM) <<http://sisam.cptec.inpe.br/msaude/produtos.html>>, e que se referem às concentrações médias diárias de $PM_{2,5}$ numa resolução espacial de $30 \times 30 km^2$, para o município de Rio Branco, Acre, no período de análise. O CCATT-BRAMS é um modelo numérico que simula as emissões por meio dos processos e transportes associados decorrentes das queimadas. As emissões de material particulado fino oriundas de queimadas são alocadas espacialmente conforme a posição de focos de queimadas obtidos por imagens de satélite. O transporte dos gases traço e de aerossóis é feito simultaneamente com a evolução do estado atmosférico, utilizando os mesmos tempos de simulação e as mesmas parametrizações dinâmicas e físicas da atmosfera (Pereira et al., 2012).

2.1 Análise dos dados

Foram calculadas estatísticas descritivas para a média diária de temperatura, umidade relativa do ar e para o total diário de internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças. Para as concentrações diárias de $PM_{2,5}$, optou-se por descrever a variabilidade de suas medidas pelos diferentes métodos em gráficos de séries temporais. Para verificar a relação existente entre o poluente, os fatores meteorológicos e a variável de desfecho foram calculados coeficientes de correlação linear de Pearson.

A variável resposta em análise é o número de internações hospitalares por dia, por causas respiratórias - que assume valores baixos devido ao tamanho da

população da localidade e, desta forma, a hipótese de normalidade da variável dependente é desrespeitada, tornando o modelo de regressão linear múltipla inadequado. Uma alternativa é a utilização de modelos que não sigam hipóteses tão rígidas acerca do comportamento da variável resposta.

Embora os modelos lineares generalizados permitam contornar o problema de não normalidade da variável resposta, estes não suportam uma análise conjunta de uma estrutura que contenha covariáveis defasadas no tempo e variáveis explicativas que não impactam a resposta média de forma linear. O uso de modelos estatísticos com defasagens é justificado pela hipótese de que muitos eventos que afetam a saúde humana persistem ao longo do tempo. Ainda que algumas das variáveis utilizadas como regressoras nas aplicações não tenham uma influência linear na resposta média, se torna necessário o uso de métodos que suportem esta estrutura, como é o caso da classe de modelos aditivos generalizados (MAG) (Hastie e Tibshirani, 1990).

Nesta classe de modelos são calculadas funções não específicas, estimadas por procedimentos iterativos. De forma geral, buscam-se funções que suavizem o diagrama de dispersão das variáveis de exposição versus desfecho. A técnica de estimação pode ser aplicada a qualquer modelo de regressão baseado em verossimilhança, muitos dos quais pertencem à classe dos modelos lineares generalizados. Neste estudo, em particular, as funções não paramétricas utilizadas para suavização são as *splines*. Os modelos apresentados neste trabalho têm a seguinte estrutura:

$$Hospitalizations_t \sim \text{Poisson}(\mu)$$

$$\log(\mu_t) = \gamma + s(time) + s(temperature) + s(humidity) + \phi_{VC} VC_t + \beta_0 (PM_{2.5})_t, \\ t = 1, \dots, T,$$

onde γ é um nível, *time* representa o número de dias transcorridos desde o início da série e foi utilizada para ajustes de tendência temporal, VC são variáveis de calendário (variáveis indicadoras de dias da semana e de feriados), a temperatura e a umidade relativa do ar são estimadas através de uma *spline*. Os efeitos lineares do PM_{2,5} foram estimados para o dia corrente e para até sete dias após a exposição. As variáveis de controle introduzidas nos modelos foram: dia da semana, feriados, número de dias transcorridos (desde o início do período), média diária de temperatura e média diária da umidade relativa do ar, estas duas últimas para controle de efeito meteorológico.

Os efeitos estimados são riscos relativos (RR) correspondentes a aumentos de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ na exposição ao PM_{2,5}, modelados separadamente em regressões de Poisson via modelos aditivos generalizados. Para uma melhor interpretação dos resultados, os RR foram convertidos para aumentos percentuais.

Em todas as análises, o nível de significância de 5% foi adotado. Os modelos estatísticos foram computados utilizando-se o programa estatístico R, versão 2.7.

3. Resultados

Durante o período de estudo, ocorreram 146 admissões hospitalares de crianças por todas as causas respiratórias nas unidades de saúde do município de Rio Branco, o que representou o primeiro motivo de internação com 30% do total de internações de crianças. A Tabela 1 mostra as estatísticas descritivas das admissões hospitalares de crianças e das variáveis meteorológicas no período do estudo. A média diária de internações hospitalares por doenças respiratórias em

crianças foi de 1 internação por dia, aproximadamente. Os valores de temperatura apresentaram baixa dispersão, com uma média diária de 26,9 C° ($\pm 1,9$ C°). Embora o período do estudo seja uma época em que, geralmente, predominam dias com baixa umidade relativa do ar, as medidas diárias se apresentaram heterogêneas, com valores oscilando de 38,2% a 98,5%, com média diária de 74,2%.

A Figura 2 apresenta a distribuição temporal das medidas diárias de PM_{2,5} obtidas pelas três fontes: observações *in situ*, observações indiretas por AOD e pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS. A média aritmética diária da concentração de PM_{2,5} representa um indicador de exposição diária à poluição atmosférica por queimadas no município de Rio Branco.

Verificou-se que, durante o período de estudo, as distribuições das concentrações diárias de PM_{2,5} foram similares entre as observações *in situ* e aquelas obtidas por métodos de estimação, com concentrações inferiores ao limite de 25 µg/m³ em aproximadamente 80% das observações. A Organização Mundial de Saúde (WHO, 2005) considera aceitável uma exposição diária até este limite. O primeiro apresentou uma média 12,7 µg/m³ (± 9 µg/m³), enquanto os dados gerados pelo CCATT-BRAMS apresentaram uma dispersão um pouco maior, com média diária de 16,2 µg/m³ ($\pm 18,6$ µg/m³). Por sua vez, os dados obtidos por estimação a partir da AOD apresentaram medidas menos elevadas para as concentrações diárias de PM_{2,5}, média de 10,9 µg/m³ ($\pm 6,2$ µg/m³), atingindo um máximo de 32,8 µg/m³.

A análise de correlação das variáveis no período (Tabela 2) indica associação linear direta entre o poluente e o desfecho, porém estatisticamente significativa somente para o PM_{2,5} obtido por estimação a partir da AOD. Como esperado, há

uma correlação significativa entre o $PM_{2,5}$, pelos três métodos de obtenção, e as variáveis meteorológicas. Os dados de $PM_{2,5}$ obtidos via AOD e pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS apresentaram correlação linear de 0,42 e de 0,63 com os dados *in situ*, respectivamente.

As variações diárias da concentração de $PM_{2,5}$ não estão estatisticamente associadas com o aumento da demanda diária por internações hospitalares de crianças no período estudado, independente do método de obtenção, mesmo após controle de efeitos de confusão, isto é, quando o modelo estatístico foi controlado por variáveis que apresentavam correlação tanto com o desfecho quanto com a exposição.

A representação gráfica das associações, em forma de aumentos percentuais estimados, entre as internações hospitalares por doenças respiratórias devido a aumentos de $10 \mu g/m^3$ na concentração de $PM_{2,5}$, por cada um dos três métodos de obtenção, e os respectivos intervalos de confiança são exibidos na Figura 3.

Embora, tenha sido observada ampla variedade de estimativas de aumentos percentuais, para cada um dos métodos de obtenção de medidas de material particulado, há evidências de comportamento similar dos resultados ao longo do período de uma semana de defasagem entre a exposição ao $PM_{2,5}$ e o desfecho de internação hospitalar por doenças respiratórias. Adicionalmente, observa-se que as medidas obtidas pelos dados *in situ* e estimados pela profundidade óptica do aerossol apresentam uma dispersão elevada. As estimativas, pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS apresentaram distribuições mais homogêneas.

4. Discussão e Conclusões

A ausência de associação entre as concentrações diárias de $PM_{2,5}$ e a demanda diária de internações hospitalares por doenças respiratórias no período pode ser resultado dos baixos níveis de exposição na região no período estudado. Enquanto que no ano de 2005 foram registrados, aproximadamente, 30.000 focos de queimadas no Estado do Acre, em 2009, esse total foi de 3.200 registros de queimadas (INPE, 2012). Além disso, a Amazônia sofreu fortes enchentes neste ano.

Os riscos relativos da exposição ao $PM_{2,5}$ encontrados pelos dados do modelo ambiental CCATT-BRAMS no desfecho de saúde são suavizados e com menor dispersão, quando comparados aos efeitos estimados pelas observações *in situ*. Em particular, os resultados com dados de $PM_{2,5}$ do modelo CCATT-BRAMS simulam de maneira mais semelhante a trajetória dos efeitos ao longo do período de defasagem considerado.

A validação de qualquer medida obtida por modelagem numérica é uma tarefa complexa que envolve a comparação de seus produtos com medidas *in situ* obtidas por instrumentos calibrados e aceitos pela comunidade científica, consideradas como verdadeiras. Idealmente, tais comparações devem ser realizadas sob o conjunto mais amplo de condições, tais como diferentes estações do ano e localizações geográficas, a fim de avaliar qual o impacto de seu uso para fins operacionais em vigilância em saúde ambiental.

Na prática, a disponibilidade de dados *in situ* impõe limitações para uma análise definitiva e o processo comparativo deve ser realizado continuamente. Medições *in situ* e dados modelados geralmente têm características diferentes, tais

como resolução espacial e temporal. A fim de permitir a comparação entre estes diferentes métodos de mensuração, hipóteses precisam ser assumidas.

Os dados de material particulado, a partir de observações *in situ*, constituem supostamente a maneira mais realística de mensuração da exposição à poluição atmosférica por queimadas e desempenham papel importante para validar informações geradas por modelos numéricos. Porém, não consideram grandes áreas urbanas e de florestas, que são de grande importância para o acompanhamento da qualidade do ar na região amazônica, e apresentam grandes lacunas de tempo e de espaço geográfico para as informações.

As estimativas de $PM_{2,5}$ obtidas pela AOD apresentaram valores menos elevados que os dados derivados de medidas *in situ*. Isto pode ser devido ao fato do radiômetro da rede AERONET medir a concentração do aerossol presente em toda a coluna atmosférica, o que pode ser pensado como uma média espacial de uma área geográfica da ordem de dezenas de quilômetros, sendo representativa de áreas geográficas extensas, enquanto que a medida *in situ* é mais sensível às alterações locais de emissões de aerossóis (Paixão et al., 2011; Hoelzemann et al., 2009).

Cada observação de $PM_{2,5}$ estimada pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS, por sua vez, representa uma área geográfica de 30x30 km, e as medidas diárias utilizadas para compor a série temporal são referentes às médias de concentração estimadas do poluente na área total do município de Rio Branco. Como estamos interessados em estudos de efeitos da poluição atmosférica por queimadas em regiões geograficamente bem definidas, tais como municípios da região amazônica e essas áreas, muitas vezes, são de difícil acesso ou possuem problemas de

infraestrutura, a utilização de dados obtidos por modelagem numérica torna-se crucial.

Os dados do modelo ambiental CCATT-BRAMS são validados para fins meteorológicos para material particulado utilizando dados *in situ* e dados obtidos por sensoriamento remoto (Longo et al., 2007; Freitas et al., 2009), em que os dados são analisados, geralmente, em escala horária ou inferior.

No entanto, tais dados precisam ser validados também para uso em estudos de saúde ambiental, em que o $PM_{2,5}$ é variável de exposição de interesse e é comparado com a demanda diária de serviços hospitalares. Neste sentido, um esforço vem sendo feito por diferentes grupos de pesquisa para uso desses dados em estudos de vigilância em saúde ambiental (Carmo et al., 2010; Ignotti et al., 2010; Silva et al., 2010). Mas ainda é preciso conhecer melhor as implicações de seu uso nos cálculos de estimativas de riscos relativos da associação entre a exposição ao material particulado e a demanda por serviços médicos na região amazônica.

A dificuldade em se realizar acompanhamentos meteorológicos na Amazônia é relatada por Duarte e colaboradores (Duarte et al., 2006). Segundo os autores, as estações meteorológicas na região Amazônica estão localizadas numa distância de 50 mil km^2 uma das outras, aproximadamente, e no Estado do Acre, esta distância é de 76 mil km^2 . Além disso, há uma grande heterogeneidade na localização destas estações. No Acre, a maioria das estações está localizada na parte leste do Estado. Deste modo, uma extensa região fica descoberta, dificultando o acompanhamento dos parâmetros meteorológicos na região.

Neste estudo de caso, os dados de $PM_{2,5}$ modelados apresentam concentrações diárias mais elevadas que os valores medidos *in situ*. Porém, eles apresentam a vantagem de serem representativos de áreas geográficas extensas, tais como municípios. Os dados de AOD possuem a vantagem de estarem disponíveis diariamente e gratuitamente em diversos locais da Amazônia. Para regiões em que há relativamente pequena quantidade de dias cobertos por nuvens, os dados de AOD seriam de grande utilidade para estudos de exposição em níveis locais. No entanto, para regiões como a Amazônia, em que a sazonalidade climática é bem marcada, épocas predominantemente cobertas por nuvens resultariam em grandes lacunas de dados. Uma possível solução seria imputar os dados faltantes com dados estimados numericamente para termos uma série temporal disponível para todos os dias do ano.

O presente estudo enfatiza a utilização dados de $PM_{2,5}$ gerados pelo modelo numérico ambiental CCATT-BRAMS, a necessidade e a importância de o INPE disponibilizar dados diários de concentrações de poluentes atmosféricos oriundo de queimadas para que outros grupos de pesquisadores possam realizar estudos semelhantes em diferentes localidades da Amazônia para ampliar a discussão sobre o tema.

Espera-se que os resultados aqui apresentados possam servir também como ferramentas para um melhor entendimento do impacto da poluição atmosférica por queima de biomassa na saúde das pessoas residentes, em particular das crianças, em área da Amazônia Brasileira. Para a Amazônia e demais regiões de grande extensão territorial, o uso de dados obtidos por modelagem numérica e

sensoriamento remoto torna-se o meio mais eficiente e de baixo custo, quando comparado aos demais meios de obtenção de dados sobre poluentes atmosféricos.

Tabela 1: Estatísticas descritivas das admissões hospitalares por doenças respiratórias em crianças e variáveis meteorológicas durante o período de estudo, Rio Branco (AC), Amazônia brasileira, ago/2009 a dez/2009.

	Total	Média diária	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Admissões hospitalares					
Crianças	146	1,2	1,1	0	5
Variáveis ambientais					
Temperatura (C°)		26,9	1,9	23,0	31,6
Umidade Relativa (%)		74,2	15,4	38,2	98,5

Fonte: Ministério da Saúde, CPTEC/INPE.

Tabela 2: Matriz de correlações lineares de Pearson das variáveis sob estudo, Rio Branco (AC), Amazônia brasileira, ago/2009 a dez/2009.

	PM _{2.5} (<i>in situ</i>)	PM _{2.5} (AOD)	PM _{2.5} (CCATT-BRAMS)	Internações hospitalares	Umidade	Temperatura
PM _{2.5} (<i>in situ</i>)	1,00					
PM _{2.5} (AOD)	0,42 ^a	1,00				
PM _{2.5} (CCATT-BRAMS)	0,63 ^a	0,40 ^a	1,00			
Internações hospitalares	0,11	0,20 ^a	0,09	1,00		
Umidade	-0,47 ^a	-0,62 ^a	-0,45 ^a	-0,18 ^a	1,00	
Temperatura	0,42 ^a	0,48 ^a	0,53 ^a	0,10	-0,75 ^a	1,00

^a p-valor < 0,05.

FIGURA 1. Localização do Município de Rio Branco, Estado do Acre, Amazônia brasileira.



FIGURA 2. Séries temporais das medidas diárias de PM_{2,5} obtidas por: (a) dados *in situ*, (b) dados pela AOD e (c) pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS, Rio Branco, Estado do Acre, Amazônia brasileira, ago/2009 – dez/2009.

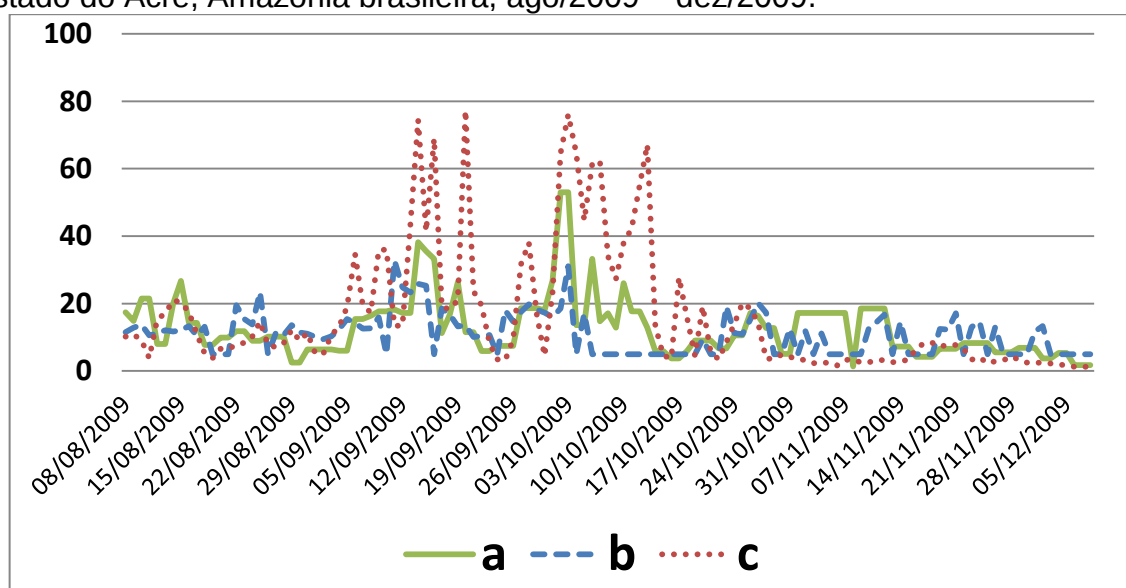
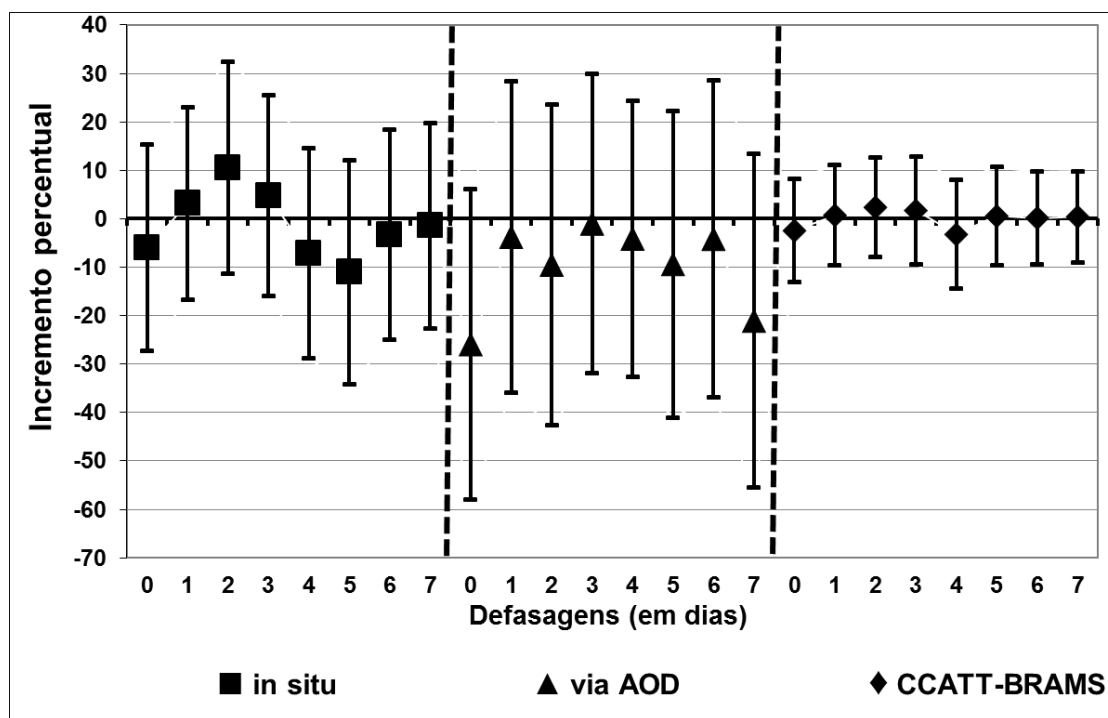


FIGURA 3. Incremento percentual e intervalos de confiança nas internações hospitalares por doenças respiratórias de crianças para o aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração do $\text{PM}_{2.5}$, obtidas por: (a) dados *in situ*, (b) dados pela AOD e (c) pelo modelo ambiental CCATT-BRAMS, Rio Branco, Estado do Acre, Amazônia brasileira, ago/2009 – dez/2009.



5. Referências bibliográficas

ACRE. Zoneamento Ecológico Econômico Fase II. 2006, Disponível em: <<http://agencia.ac.gov.br/index.php/zee.html>>. Acesso em: 25 jul. 2012.

Artaxo P, Gerab F, Yamasoe MA, Martins JV. (1994) Fine mode aerosol composition at three long-term atmospheric monitoring sites in the Amazon Basin, J. Geophys. Res.;99(D11):22857-22868.

Artaxo P, Oliveira PH, Lara LL, Pauliquevis TM, Rizzo LV, Junior CP, Paixão MA, Longo KM, Freitas S, Correia AL. (2006) Efeitos climáticos de partículas de aerossóis biogênicos e emitidos em queimadas na Amazônia. Revista Brasileira de Meteorologia, v.21, n.3a, 168-189.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. Estudos Avançados. São Paulo, v. 19, n. 53. p. 71-86, 2005.

Carmo CN, Hacon S, Longo KM, Freitas S, Ignotti E, Ponce de Leon A, Artaxo, P. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. Rev Panam Salud Publica. 2010;27(1):10–6.

Chen, Y., J. T. Randerson, D. C. Morton, R. S. DeFries, G. J. Collatz, P. S. Kasibhatla, L. Giglio, Y. Jin, M. E. Marlier. Forecasting fire season severity in South America using sea surface temperature anomalies, *Science*, 334, 787-791, 2011.

Duarte AF, Cunha RM, Lima WS. A necessidade de otimização das informações meteorológicas na Amazônia Ocidental. *Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia*. 2006;30(1):21-31.

Duarte AF, Rabelo Jr J, Santos GM. Influencia de la polución del aire sobre la salud em Rio Branco – AC, Brasil. *Rev. cub. salud pública*. 2007; 33(4).

Duarte AF. Variabilidade e tendência das chuvas em Rio Branco-AC, Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*. 2005; 20(1):37-42.

Engel-Cox, JA; Holloman, CH; Coutant, BW; Hoff, RM. Qualitative and quantitative evaluation of MODIS satellite sensor data for regional and urban scale air quality. *Atmospheric Environment* 38 (2004)2495–2509.

Fearnside, P.M. A floresta amazônica nas mudanças globais. Manaus: INPA, 2003. 134p.

Freitas, S.R., Longo,K.M., Rodrigues, L.F. Modelagem numérica da composição química da atmosfera e seus impactos no tempo, clima e qualidade do ar. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.24, n.2, 188-207, 2009.

Freitas, S.R., Longo,K.M.,Chatfield, R., Latham, D., Silva Dias, M.A.F., Andreae, M.O., Prins, E., Santos, J.C., Gielow, R., Carvalho JR, J.A. Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 7, p. 3385-3398, 2007.

Freitas, S.R.; Longo, K.M.; Silva Dias, M.; Silva Dias, P.; Chatfield, R.; Prins, E.; Artaxo, P.; Grell, G.; Recuero, F. Monitoring the transport of biomass burning emissions in South America. *Environmental Fluid Mechanics*, 2005, 5 (1-2), 135-167.

Hastie T, Tibshirani R. Generalized additive models. London: Chapman and Hall; 1990.

Hoelzemann, J. J., Longo, K. M., Fonseca, R. M., Rosário, N. M. E. do, Elbern, H., Freitas, S. R., Pires, C. (2009), Regional representativity of AERONET observation sites during the biomass burning season in South America determined by correlation studies with MODIS Aerosol Optical Depth, *J. Geophys. Res.*, 114, D13301, doi:10.1029/2008JD010369.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estados@. 2012. Disponível em url: <http://www.ibge.gov.br/estadosat/> (acesso em 21/03/2012).

Ignotti E, Hacon SS, Junger WL, Mourão D, Longo K, Freitas S, Artaxo P, Leon AC. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial Amazon: a time series approach. *Cad Saúde Pública*. 2010;26(4):747-61.

INPE. Monitoramento de queimadas e incêndios: queimadas 2001 – 2011. Disponível em: <<http://www.inpe.br/queimadas>>. Acesso em: jul. 2012.

Jacobson, LSV; Hacon, SS; Castro, HA; Ignotti, E; Artaxo, P; Ponce de Leon, ACM. Association between fine particulate matter and the peak expiratory flow of schoolchildren in

the Brazilian subequatorial Amazon: A panel study. *Environmental Research* 117 (2012) 27 – 35.

Longo, K.; Freitas, S.R.; SETZER, A.; Prins, E.; Artaxo, P.; Andreae, M. The Coupled Aerosol and Tracer Transport model to the Brazilian developments on the Regional Atmospheric Modeling System (CATT-BRAMS). Part 2: Model sensitivity to the biomass burning inventories, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, p. 8571-8595, 2007.

Mascarenhas MDM, Vieira LC, Lanzieri TM, Leal APR, Duarte AF, Hatch DL. Poluição atmosférica devida à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil – Setembro, 2005. *J Bras Pneumol*. 2008. 34(1):42-46.

Oliveira, H.; Bardales, N.G.; Amaral, E.F.; Amaral, E.F.; Lani, J.L.; Araújo, E.A. 2006. Relatório da aptidão natural de uso da terra no estado do Acre. Relatório II Fase SEMA, ZEE/AC. 59 pp

Paixão, M.M.A. Propriedades ópticas de aerossóis naturais e de queimadas da Amazônia. 2011. Dissertação de Mestrado defendida no Instituto de Física, Universidade de São Paulo, São Paulo. 120p.

Pereira, G., Cardozo, F.S., Silva, F.B., Moraes, E.C., Ferreira, N.J., Freitas, S.R., Shimabukuro, Y.E., Breunig, F.M., Viana, D.R. Determinação e modelagem da taxa de consumo de biomassa queimada. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.27, n.1, 13 - 22, 2012.

Pereira, G., Shimabukuro, Y.E., Moraes, E.C., Freitas, S.R., Cardozo, F.S., Longo, KM. Monitoring the transport of biomass burning emission in South America. *Atmospheric Pollution Research*, 2(2011)247-254.

Silva AMC, Mattos IE, Freitas SR, Longo KM, Hacon SS. Material particulado (PM_{2.5}) de queima de biomassa e doenças respiratórias no sul da Amazônia brasileira. *Rev. bras. epidemiol*. 2010; 13(2):337-351.

Sistema de Informações Hospitalares do SUS [base de dados na internet]. Brasília: Ministério da Saúde; 2012. Disponível em: www.datasus.gov.br [Acessado em 10 de abril de 2012].

Smirnov, A., Holben, B.N., Eck, T.F., Dubovik, O., Slutsker, I. Cloud-screening and quality control algorithms for the AERONET database. *Remote Sensing of the Environment*, v.73, p.337-349, 2000.

Viana ALÁ, Machado CV, Baptista TWF, Lima LD, Mendonça MHM, Heimann LS, Albuquerque MV, Iozzi FL, David VC, Ibañez P, Frederico S. Sistema de saúde universal e território: desafios de uma política regional para a Amazônia Legal. *Cadernos de Saúde Pública*. 2007; 23 Suppl 2:117-131.

World Health Organization. Air quality guidelines: global update. Geneva: WHO. 2005.

Yamasoe MA, Artaxo P, Miguel AH, Allen AG. Chemical composition of aerosol particles from direct emissions of vegetation fires in the Amazon Basin: water-soluble species and trace elements. *Atmospheric Environment* 34 (2000),1641-1653.

7 CONCLUSÕES

É bem conhecido que a exposição a altos níveis de poluentes atmosféricos pode afetar a saúde humana negativamente, principalmente em crianças e em idosos. Há inúmeros estudos ecológicos de séries temporais epidemiológicas que estimam os efeitos adversos da poluição atmosférica à saúde humana. Esta metodologia é a principal abordagem metodológica para estimação de efeitos de curto prazo em variações diárias de desfechos de saúde, como internações hospitalares ou óbitos por doenças respiratórias.

Os efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana ainda são pouco estudados, embora seus níveis diários ultrapassem muitas vezes as medições de grandes centros urbanos poluídos. Assim, fez-se necessário, inicialmente, um levantamento dos estudos realizados num contexto de poluição atmosférica de queimadas.

Nas revisões realizadas, percebemos a baixa frequência de estudos de séries temporais em regiões de queimadas. Os resultados apontaram concentração de estudos na Austrália, poucos estudos realizados na Amazônia e grande heterogeneidade nos resultados sobre efeitos significativos na saúde humana. Enquanto estudos de séries temporais de efeitos da poluição atmosférica em áreas urbanas encontram constantemente efeitos agudos estatisticamente significativos e positivos com os diferentes desfechos de saúde estudados, nem todos os estudos realizados para analisar efeitos de queimadas apontam impactos significativos na saúde pública, por causas diversas, inclusive por características da modelagem estatística adotada.

Na América Latina, o Brasil é o país com mais estudos deste tipo. Entretanto, há uma grande concentração em estudos realizados sobre poluição atmosférica em centros urbanos, principalmente nas cidades de São Paulo e Rio de Janeiro. Poucos estudos abordaram a problemática da poluição atmosférica por queimadas, menos ainda em região amazônica. Estas revisões identificaram ainda que, embora o uso dos modelos aditivos generalizados como escolha de análise estatística tenha sido predominante, ainda há questões que merecem debate. Isto motivou a realização de dois artigos empíricos.

No primeiro manuscrito (artigo 3), estudamos a estrutura de defasagem entre a exposição à fumaça das queimadas e o desfecho de saúde internação hospitalar por doenças respiratórias de crianças. As revisões feitas indicaram que esta era uma questão totalmente arbitrária e, geralmente, este horizonte de tempo era fixado em até 7 dias após a exposição. Neste sentido, utilizamos modelos estatísticos com uma estrutura mais flexível e consideramos a possibilidade de efeitos mais duradouros da poluição atmosférica no desfecho de saúde.

Os resultados mostraram evidências de um efeito, de fato, de curto prazo. Foram encontradas associações significativas entre exposição e desfecho apenas dois dias após a exposição ao poluente e esse efeito não perdurou por mais de um dia. Além disso, o estudo evidenciou que a exposição às variações diárias de umidade relativa do ar também podem ter efeitos negativos na saúde respiratória das crianças do município de Rio Branco.

O manuscrito seguinte (Artigo 4) abordou outra questão importante para estudos de efeitos da poluição atmosférica por queimadas na saúde humana,

principalmente em região amazônica: um indicador de exposição ao material particulado fino das queimadas.

Consideramos o uso de dados obtidos por modelagem numérica e dados *in situ* sobre a qualidade do ar para estimação de efeitos à saúde. Os resultados mostraram que os dados de PM_{2,5} modelados apresentam concentrações diárias mais elevadas que os valores medidos *in situ*. Porém, eles apresentam a vantagem de serem representativos de áreas geográficas extensas, tais como municípios.

No ano de 2009, a Amazônia sofreu fortes enchentes que, provavelmente, reduziram os níveis de poluentes atmosféricos na região. Nesse período, não foram encontradas associações significativas entre a exposição ao material particulado e a demanda diária por internações hospitalares por doenças respiratórias.

Os riscos relativos da exposição ao PM_{2,5} encontrados pelos dados do modelo ambiental CCATT-BRAMS são suavizados e com menor dispersão, quando comparados aos efeitos estimados pelas observações *in situ*. Os resultados com a profundidade óptica do aerossol apresentaram dispersão mais elevada. Em particular, os resultados com dados de PM_{2,5} do modelo CCATT-BRAMS simularam de maneira mais semelhante a trajetória dos efeitos ao longo do período de defasagem considerado.

O presente estudo enfatiza a utilização dados de PM_{2,5} gerados pelo modelo numérico ambiental CCATT-BRAMS, a necessidade e a importância de o INPE disponibilizar dados diários de concentrações de poluentes atmosféricos oriundo de queimadas para que outros grupos de pesquisadores possam realizar estudos semelhantes em diferentes localidades da Amazônia para ampliar a discussão sobre o tema.

Para a Amazônia e demais regiões de grande extensão territorial, o uso de dados obtidos por modelagem numérica e sensoriamento remoto torna-se o meio mais eficiente e de baixo custo, quando comparado aos demais meios de obtenção de dados sobre poluentes atmosféricos.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A.N. **Amazônia: do discurso a práxis**. São Paulo: EDUSP, 2004.

_____. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Atelier, 2003.

ACRE. **Programa estadual de zoneamento ecológico-econômico do Acre: zoneamento ecológico-econômico do Acre – fase II: documento síntese: escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA, 2010.

_____. **Zoneamento ecológico econômico: fase II**. 2006. Disponível em: <<http://agencia.ac.gov.br/index.php/zee.html>>. Acesso em: 25 jul. 2012.

ARTAXO, P. et al. Efeitos climáticos de partículas de aerossóis biogênicos e emitidos em queimadas na Amazônia. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, SP, v. 21, n. 3, p. 168-189, 2006.

ARTAXO, P. et al. Physical and chemical properties of aerosols in the wet and dry seasons in Rondônia, Amazonia. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 107, n. D20, p. 8081, 2002. Doi:10.1029/2001JD000666.

BECKER, B.K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, p. 71-86, 2005.

_____. Síntese do processo de ocupação da Amazônia: lições do passado e desafios do presente. In: BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Causas e dinâmica do desmatamento na Amazônia**. Brasília, DF, 2001. p. 5-28.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. DATASUS. **Sistema de informações hospitalares do SUS (SIH/SUS)**. Brasília, DF, 2011. Disponível em <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/>>. Acesso em: dez. 2011.

BROWN, I.F. et al. Monitoring fires in southwestern Amazonia rain forests. **EOS Transactions**, [S.l.], v. 7, p. 253-264, 2006.

CASTRO, H.A.; GOUVEIA, N.; ESCAMILLA-CEJUDO, J.A. Questões metodológicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, São Paulo, v. 6, n. 2, p. 135-149, 2003.

CHIESA, A.M.; WESTPHAL, M.F.; AKERMAN, M. Doenças respiratórias agudas: um estudo das desigualdades em saúde. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 1, p. 55-69, jan. 2008.

CUNHA, M.T.; LIMA, M.F. Fisiologia respiratória: peculiaridades do aparelho respiratório do recém-nascido e da criança. In: LAHOZ, A.L.C. et al. **Fisioterapia em UTI pediátrica e neonatal**. Barueri: Manole, 2009.

DUARTE, A.F.; CUNHA, R.M.; LIMA, W.S. A necessidade de otimização das informações meteorológicas na Amazônia Ocidental. **Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 1, p. 21-31, 2006.

DUARTE, A.F.; MASCARENHAS, M.D.M. Manifestações do bioclima do Acre sobre a saúde humana no contexto socioeconômico da Amazônia. **Amazônia: ciência & desenvolvimento**, Belém, v. 3, n. 5, 2007.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, p. 680-688, 2005.

FISCH, G.; MARENGO, J.A.; NOBRE, C.A. Clima da Amazônia. **Climanálise**, São Paulo, edição comemorativa de 10 anos, seção 3, 1996.

FREITAS, S.R. et al. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 53, 2005.

FREITAS, S.R. et al. The coupled aerosol and tracer transport model to the brazilian developments on the regional atmospheric modeling system (CATT-BRAMS): Part 1 – model description and evaluation. **Atmospheric Chemistry and Physics**, [S.l.], v. 7, p. 8525-8569, 2007.

GUARIEIRO, L.L.N.; VASCONCELLOS, P.C.; SOLCI, M.C. Poluentes atmosféricos provenientes da queima de combustíveis fósseis e biocombustíveis: uma breve revisão. **Revista Virtual de Química**, [S.l.], v. 3, n. 5, p. 434-445, 2011.

GOMES, M.J.M. Ambiente e pulmão. **Jornal de Pneumologia**, São Paulo, v. 28, n. 5, p. 261-269, 2002.

HOELZEMANN, J. Regional representativity of AERONET observation sites in South America determined by correlation studies with MODIS Aerosol Optical Depth. **JGR-Atmospheres**, [S.l.], 2009.

HOLBEN, B.N. et al. A federated instrument network and data archive for aerosol characterization. **Remote Sensing of the Environment**, [S.l.], v. 66, p. 1-16, 1998.

HOLBEN, B.N. et al. An emerging ground-based aerosol climatology: aerosol optical depth from AERONET. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v. 106, n. D11, p. 12607-12097, 2001.

HUTCHISON, K.D.; SMITH, S.; FARUQUI, S.J. Correlating MODIS aerosol optical thickness data with ground-based PM2.5 observations across Texas for use in a real-time air quality prediction system. **Atmospheric Environment**, Oxford, v. 39, p. 7190-7203, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo de 2010**. [2012]. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 12 abr. 2012.

LIN, H.S. et al. Extracting spatial data from satellite sensor to support air pollution determination using remote sensing technique. In: GEOSCIENCE AND REMOTE SENSING SYMPOSIUM – IGARSS, 2007, Pulau Pinang Malaysia. **Anais...** [S.l.]: IEEE International, 2007.

LONGO, K.M. The coupled aerosol and tracer transport model to the brazilian developments on the regional atmospheric modeling system (CATT-BRAMS): part 2 – model sensitivity to the biomass burning inventories. **Atmospheric Chemistry and Physics**, [S.l.], p. 8571-8595, 2007.

LONGO, K.M. et al. Numerical modeling developments towards a system suitable to a real time air quality forecast and climate changes studies in South America. **Newsletter of the International Global Atmospheric Chemistry Project**, Taiwan, v. 33, p. 12-16, 2006.

MALINOWSKI, C.; WILSON, B. Terapia respiratória neonatal e pediátrica. In: SCANLAN, C.L.; WILKINS, R.L.; STOLLER, J.K. **Fundamentos da terapia respiratória de egan**. 7. ed. São Paulo: Manole, 2000.

MASCARENHAS, M.D.M. et al. Poluição atmosférica devido à queima de biomassa florestal e atendimentos de emergência por doença respiratória em Rio Branco, Brasil – setembro, 2005. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, São Paulo, v. 34, p. 42-46, 2008.

MUKAI, S. A. et al. comparison of aerosol properties with air pollutants. **Advances in Space Research**, Oxford, v. 39, p. 32-35, 2007.

OLIVEIRA, H. et al. **Relatório da aptidão natural de uso da terra no estado do Acre**. Relatório II Fase SEMA, ZEE/AC, 2006. 59 p.

PAIVA, M.A.S. et al. Pneumonia na infância. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, São Paulo, v. 24, n. 2, p. 101-108, 1998.

PANTOJA, N.V.; BROWN, I.F. Estimativas de áreas afetadas pelo fogo no leste do Acre associadas à seca de 2005. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, Natal, RN. **Anais...** Natal, RN: INPE, 2009. p. 6029-6036.

POSTIAUX G. **Fisioterapia respiratória pediátrica**: o tratamento guiado pela ausculta pulmonar. 2. ed. São Paulo: Artmed, 2004.

PRIETSCH, S.O.M. Doença aguda das vias aéreas em menores de cinco anos: influência do ambiente doméstico e do tabagismo materno. **Jornal de Pediatria**, Rio de Janeiro, v. 78, n. 5, p. 415-422, 2002.

RIO BRANCO. SECRETARIA MUNICIPAL DE SAÚDE DE RIO BRANCO – SEMSA. **Levantamento dos profissionais de saúde lotados nas Unidades Básicas de Saúde e Unidades de Saúde da Família**. Rio Branco, 2006.

SILVA, R.G.; LIMA, J.E. Avaliação econômica da poluição do ar na Amazônia Ocidental: um estudo de caso do Estado do Acre. **RER**, Rio de Janeiro, v. 44, n. 02, p. 157-178, abr./ jun. 2006.

SMIRNOV, A. et al. Slutsker: cloud screening and quality control algorithms for the AERONET data base. **Remote Sensing of Environment**, Nova York, v. 73, p. 73337-73349, 2000.

WALKO, R. et al. Coupled atmosphere-biophysics-hydrology models for environmental modeling. **Journal of Applied Meteorology**, Boston, v. 39, n. 6, p. 931-944, 2000.

ZAKIA, M.J.B. Clima e hidrologia. In: ACRE. **Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre: zoneamento ecológico-econômico do Acre: recursos naturais e meio ambiente**. Rio Branco, AC: SECTMA, 2000. v. 1, p. 30-33.