

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS
ATMOSFÉRICAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS

JANNE CHU

ESTUDO DO IMPACTO DO MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL FINO
E DO “*BLACK CARBON*”, NA INCIDÊNCIA DE DOENÇAS DO
APARELHO RESPIRATÓRIO E CARDIOVASCULAR NA REGIÃO
METROPOLITANA DE SÃO PAULO.

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

SÃO PAULO

2022

JANNE CHU

ESTUDO DO IMPACTO DO MATERIAL PARTICULADO INALÁVEL FINO
E DO “*BLACK CARBON*”, NA INCIDÊNCIA DE DOENÇAS DO
APARELHO RESPIRATÓRIO E CARDIOVASCULAR NA REGIÃO
METROPOLITANA DE SÃO PAULO.

Dissertação de mestrado
apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Meteorologia, da
Universidade de São Paulo, como requisito
para a obtenção do título de Mestre em
Meteorologia. Linha de Pesquisa: Poluição
do ar.

Orientadora: Prof^a Dra. Maria de Fátima
Andrade

SÃO PAULO

2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à minha orientadora, professora Fátima, pela oportunidade de trabalhar com ela desde meu primeiro ano de graduação, pela sua paciência e pelos seus conselhos e motivações em momentos difíceis;

Aos meus pais, que fizeram de tudo para que eu conseguisse alcançar meus objetivos;

Aos meus amigos Izabella, Bruna, Lara, Rubens e Ismael por compartilharem dos bons e maus momentos da graduação e da pós-graduação;

Ao meu parceiro Daniel, por sempre me apoiar e estar do meu lado;

Ao CNPq pelo apoio financeiro que permitiu a execução deste trabalho.

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo estimar a associação existente entre as variações diárias da concentração do Material Particulado Inalável Fino (MP_{2.5}) e Black Carbon (BC) e os totais diários de óbitos por doenças do aparelho respiratório e cardiovascular na Região Metropolitana de São Paulo. Para atingir esse objetivo, foi utilizado o Modelo Aditivo Generalizado semiparamétrico para apreender melhor os efeitos não lineares de variáveis não paramétricas, via ajuste de funções suavizadas da variável resposta pelas variáveis explicativas, sendo a variável resposta os óbitos e as explicativas as variáveis ambientais.

Os modelos aditivos generalizados (MAG) foram utilizados considerando como pressuposto que as distribuições das contagens de óbitos seguem uma distribuição de Poisson com covariáveis como temperatura, umidade relativa, concentração de poluentes, selecionadas em passos anteriores de tempo e para cada desfecho.

Essas associações foram estudadas em duas bases de dados de concentração de MP_{2.5} e BC obtidas em dois sítios urbanos da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), uma megacidade com cerca de 21 milhões de habitantes. A primeira base de dados considerada consistiu de medições de MP_{2.5} e BC realizadas de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008 na Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, situada na Avenida Dr. Arnaldo (23.55º S, 46.67º O), no escopo do projeto “Monitoramento de MP_{2.5} e O₃ nas Regiões Metropolitanas de Porto Alegre, Curitiba, São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Recife” (Prj 508-001 do Ministério da Saúde). A segunda base de dados foi obtida no experimento realizado de 10 de outubro de 2014 a 3 de dezembro de 2015 no terraço técnico do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, campus Butantã (23.33º S e 46.44º W). Os dados de mortalidade foram obtidos junto à plataforma de Serviço de Informação ao Cidadão (SIC) do Ministério da Saúde através do sistema de Informação sobre Mortalidade (SIM) do Sistema Público de Saúde e os privados conveniados, saúde complementar, ao SUS com as análises realizadas por faixas etárias, crianças (0 a 14 anos), adultos (14 a 65 anos) e idosos (acima de 65 anos).

Os resultados mostraram que para as populações de idosos e crianças, a concentração de Material Particulado Fino apresentou maior risco de óbitos por doenças no aparelho respiratório do que o BC, ocorrendo com maior intensidade nos primeiros dias após a exposição ao MP. Já para os adultos, esta relação é diferente, o BC mostrou-se mais nocivo à saúde do que o MP_{2.5}, com 14% de aumento em seus óbitos.

Doenças cardiovasculares afetaram mais os idosos do que adultos, após o primeiro dia de exposição ao MP_{2.5}.

Houve diferenças nos resultados em função dos períodos estudados, mostrando que há necessidade de desenvolvimento de modelos específicos para cada região/período. E ainda o BC mostrou ser uma variável importante na análise do impacto à saúde por doenças respiratórias.

ABSTRACT

This study had the objective of estimating the association between daily variations in the concentration of Fine Particulate Matter (PM_{2.5}) and Black Carbon (BC) and the mortality from respiratory and cardiovascular diseases in the Metropolitan Region of São Paulo (MRSP). To achieve this objective, the semiparametric Generalized Additive Model (GAM) was used to better understand the nonlinear effects of nonparametric variables, via adjustment of smoothed functions of the response variable by the explanatory variables. Being the response variable the mortality and the explanatory variables the environmental ones.

Generalized additive models (GAM) were used considering that the distributions of death counts follow a Poisson distribution with covariates such as temperature, relative humidity, pollutant concentration, selected in previous time steps and for each outcome.

These associations were studied in two PM_{2.5} and BC concentration databases obtained from two urban sites in the MRSP, a megacity with approximately 21 million inhabitants. The first database considered consisted of measurements of MP_{2.5} and BC carried out from June 15, 2007 to August 16, 2008 at the Faculty of Medicine of the University of São Paulo, located at Avenida Dr. Arnaldo (23.55° S, 46.67 ° O), in the scope of the project “Monitoramento de MP_{2.5} e O₃ nas Regiões Metropolitanas de Porto Alegre, Curitiba, São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Recife” (Prj 508-001 do Ministério da Saúde). The second database was obtained in the experiment carried out from October 10, 2014 to December 3, 2015 on the technical terrace of the Institute of Astronomy, Geophysics and Atmospheric Sciences, IAG-USP, Butantã campus (23.33° S and 46.44° W). Mortality data were obtained from the Citizen Information Service (SIC) platform of the Ministry of Health through the Mortality Information system (SIM) of the Public Health System (SUS) with the analyzes performed by age groups, children (0 to 14 years old), adults (14 to 65 years old) and elderly (over 65 years old).

The results showed that for the elderly and children, the concentration of PM_{2.5} is associated with a higher risk of deaths from respiratory diseases than BC, occurring with greater intensity in the first days after exposure to PM. For adults, this relationship is different, BC was more harmful to health than PM_{2.5}, with a 14% increase in relative risk.

Cardiovascular diseases affected the elderly more than adults after the first day of exposure to PM_{2.5}.

There were differences in the results depending on the periods studied, showing that there is a need to develop specific models for each region/period. Furthermore, BC proved to be an important variable in the analysis of the health impact of respiratory diseases.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	7
1.1 Aerossol Atmosférico	8
1.2 Material Particulado (MP).....	9
1.2 <i>Black Carbon</i> (BC)	10
1.2 Poluentes Gasosos Regulamentados	10
1.4 Poluentes e Saúde	11
1.5 Variáveis Meteorológicas e saúde	14
2. OBJETIVOS.....	16
3. METODOLOGIA	16
3.1 Área de Estudo e Locais de Amostragem.....	16
3.2 DADOS UTILIZADOS	17
3.2.1 Material Particulado e <i>Black Carbon</i>	17
3.2.2 Outros Poluentes Atmosféricos	18
3.2.3 Variáveis Meteorológicas.....	19
3.2.4 Dados de Saúde	19
3.3 Metodologia Estatística	20
3.3.1 Modelo Linear Generalizado (MLG).....	21
3.3.2 Modelo Aditivo Generalizado (MAG)	21
3.3.3 Smooth.....	22
3.3.4 Concurvidade	23
3.3.5 Seleção de variáveis por Regressão <i>Stepwise</i>	23
3.3.6 Critério de Akaike	24
3.3.7 LAG (Defasagem de tempo)	24
3.3.8 Intervalos de Confiança.....	24
3.3.9 Risco Relativo.....	25
4. RESULTADOS.....	26
4.1. Doenças do Aparelho Respiratório	31
4.2. Doenças do Aparelho Circulatório	48
4.3. Estudo de caso para os anos de 2014 e 2015	57
5. Conclusões	61
6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) 7 milhões de pessoas em todo o mundo são afetadas pela contaminação do ar, tanto interno quanto externo, em especial pela exposição ao material particulado (WHO,2015), e cerca de 91% da população mundial vive em locais onde a concentração de poluentes atmosféricos excede o limite preconizado nos valores guias das diretrizes da OMS. São duas as principais fontes de emissão associadas à contaminação do ar urbano: as indústrias, desde o início da revolução industrial até os dias atuais, e os veículos automotores, que vêm se transformando na principal fonte de emissão a partir da segunda metade do século XX. Além dessas duas fontes majoritárias, existem em cidades menores outras fontes que podem ocasionar danos à saúde da população, como a queima de biomassa e de resíduos (SILVA et al., 2009, GIODA et al., 2019) e a atividade de mineração (BRAGA et al., 2007, HENRIQUES et al., 2015, PATRA et al., 2016).

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) possui uma área de 7946,84 km² e uma população de mais de 21 milhões de habitantes, segundo o IBGE (2018). A frota de veículos no Estado de São Paulo é composta por 25,7 milhões de automóveis, sendo que a RMSP concentra 46,1% desse total (IMP, 2014). De acordo com o Relatório de Emissões Veiculares do Estado de São Paulo do ano de 2019 (CETESB, 2019), as fontes móveis foram responsáveis por emitir 299 mil toneladas de monóxido de carbono (CO), 164 mil toneladas de óxidos de nitrogênio (NOx), 2712 toneladas de dióxidos de enxofre (SOx) e 4 mil toneladas de Material Particulado Inalável (MP₁₀) para a atmosfera em 2018 (CETESB, 2019). A RMSP é caracterizada pelo seu clima tropical, com verão quente e úmido e inverno frio e seco. A temperatura média na normal climatológica de 1933 a 2017 apresenta o valor de 18,7°C, com média das máximas de 24,8°C e média das mínimas de 14,5°C, de acordo com o Boletim Climatológico Anual da Estação Meteorológica do IAG/USP (<http://www.estacao.iag.usp.br>).

Muitos estudos epidemiológicos analisaram os efeitos dos altos níveis de poluição do ar registrados na Região Metropolitana de São Paulo (MASP) na saúde humana (BRAGA, 2001; MARTINS, 2002; SEGALIN, 2016; GOUVEIA, 2017). Dentre os poluentes atmosféricos associados a danos à saúde, destacam-se dióxido de enxofre (SO₂), *Black Carbon* (BC), dióxido de nitrogênio (NO₂), monóxido de carbono (CO), material particulado (MP) tanto inalável (MP₁₀) quanto inalável fino (MP_{2.5}) e ozônio (O₃) (CONCEIÇÃO, 2001). Os poluentes gasosos juntamente com o MP₁₀ gerados a partir da queima de combustíveis fósseis causam efeitos diretos sobre o sistema respiratório, em especial de crianças e idosos. Esses efeitos têm sido avaliados através de atendimentos em pronto-socorro (LIN, 1999; MARTINS, 2002; ZHANG, 2018), internações hospitalares (BRAGA, 2001; BUENO, 2010; SOUZA, 2014) e pela mortalidade (FREITAS, 2004; CONCEIÇÃO, 2001; CHEN 2017). Já o impacto dos poluentes do ar nas doenças cardiovasculares apresenta algumas características peculiares, atingindo, predominantemente, adultos e idosos, e ter efeito mais agudo em relação às doenças respiratórias (BRAGA et al., 2007; BENTAYEB, 2012; NARDOCCI, 2013).

Dentre as diversas metodologias existentes para se estimar a relação entre o poluente atmosférico e seus efeitos à saúde, os modelos de regressão linear eram considerados até recentemente uma ferramenta importante, porém, estes modelos traçam uma relação linear entre a variável de interesse com as demais. Assim, a partir da segunda metade da década de 90, vários estudos começaram a aplicar o Modelo Aditivo Generalizado, MAG (HASTIE, 1995), tendo como principal característica a incorporação de funções suavizadoras (*loess e splines*), dando assim, maior flexibilidade para a determinação das relações entre a variável resposta e

as covariáveis, permitindo ajustes paramétricos e não paramétricos. Dessa forma, seguindo o contexto dos estudos sobre poluição do ar e saúde, o presente trabalho tem como finalidade, a análise da associação entre as concentrações dos poluentes atmosféricos MP e BC e os efeitos adversos à saúde, utilizando como metodologia a análise estatística MAG.

Nesse trabalho aplica-se essa metodologia estatística à base de dados de MP_{2.5} e compostos gasosos característicos da qualidade do ar e dados de mortalidade obtidos do sistema SUS para a RMSP para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, quando foi realizado o experimento “Monitoramento de MP_{2.5} e O₃ nas Regiões Metropolitanas de Porto Alegre, Curitiba, São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Recife” (Prj 508-001 do Ministério da Saúde) coordenado pelo prof. Paulo Saldiva da Faculdade de Medicina da USP e após obter o melhor modelo para esses anos, este foi aplicado também para os dados de mortalidade e ambientais de 10 de outubro de 2014 a 3 de dezembro de 2015.

1.1 Aerossol Atmosférico

Aerossóis são partículas sólidas ou líquidas que se encontram em suspensão em um meio gasoso (geralmente o ar), e podem ser de origem natural (ressuspensão do solo, sal marinho ou vegetação) ou produzido a partir das atividades humanas (SEINFELD e PANDIS, 1998).

Com base nas distribuições de número, superfície e volume das partículas de aerossol (ilustradas na Figura 1), podemos considerar quatro grupos distintos de partículas atmosféricas: moda grossa (partículas com diâmetros superiores a 1,0 µm), finas (partículas com diâmetros inferiores a 1 µm), moda de Aitken (partículas com diâmetros menores que 0,1 µm com crescimento principalmente devido à coagulação e à condensação de vapores nas partículas pré-existent) e as partículas moda de acumulação (partículas com diâmetro que variam de 0,1 a 1 µm, formadas a partir da conversão gás-partícula à temperatura ambiente e condensação de vapores quentes emitidos durante os processos de combustão). Há ainda as chamadas partículas ultrafinas com diâmetro aerodinâmico menor que 100 nm que foram identificadas a partir da evolução das metodologias de contagem e de determinação da distribuição de número (KUMAR et al., 2008).

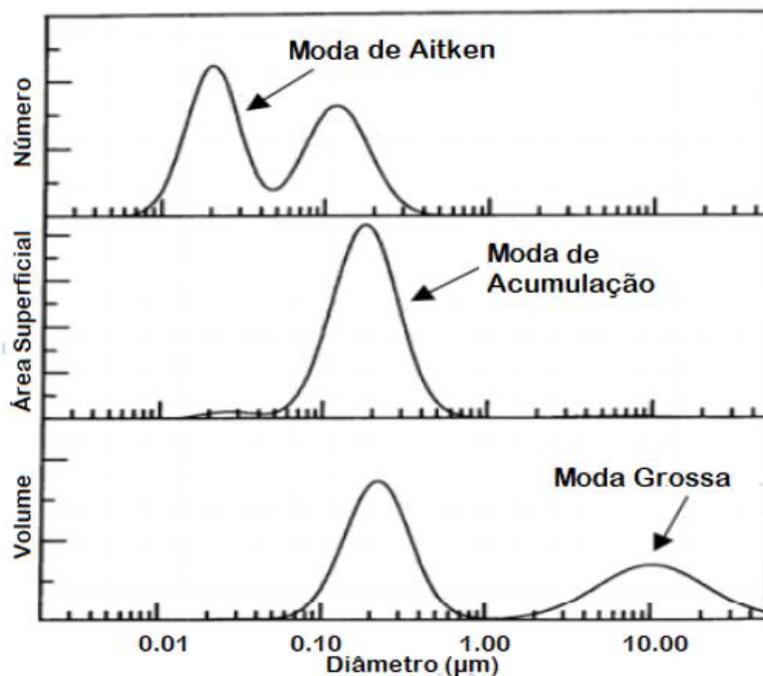


Figura 1. Distribuições de número, área de superfície e volume para um aerossol típico urbano (Adaptado de Seinfeld e Pandis, 1998).

Os aerossóis têm um ciclo de vida na atmosfera da ordem de alguns dias a no máximo semanas, pois, seus mecanismos de remoção estão relacionados à sua faixa de tamanho, a moda grossa por exemplo, é significativamente depositada por ação gravitacional.

O papel dos aerossóis no balanço de energia do sistema Terra-Atmosfera é normalmente classificado como efeito direto e indireto, sendo o primeiro devido à interação direta das partículas com a radiação (absorção e espalhamento) e o segundo através da modificação das propriedades microfísicas e, por consequência, na dimensão e no ciclo de vida das nuvens (CHEN et al., 2016).

1.2 Material Particulado (MP)

Para fins de legislação de qualidade do ar, o Material Particulado (MP) pode ser classificado em Material Particulado Inalável (MP_{10}), caracterizado por partículas com diâmetro aerodinâmico menor que $10\mu m$ e como Material Particulado Inalável Fino ($MP_{2.5}$), com partículas menores que $2,5\mu m$. O material particulado é constituído por misturas complexas variando em tamanho e composição, produzido por uma grande variedade de fontes naturais e atividades antrópicas (Poschl, 2005). Dentre as fontes naturais, podemos citar as atividades vulcânicas, esporos, fungos, pólen, ressuspensão de poeira do solo e o spray marinho. Dentre as antrópicas, as principais são a queima de combustíveis fósseis e biomassa vegetal, emissão de amônia na agricultura e emissões de gases e partículas pelas indústrias. As partículas finas são formadas em geral por processos secundários como a conversão gás-partícula, em que gases emitidos para a atmosfera, passam por processos químicos e físicos que tem como consequência final a sua transformação em partículas (Seinfeld, 2008). O MP é constituído por compostos carbonáceos (carbono orgânico e elementar), metais e íons. Em São Paulo os compostos carbonáceos compõem até 60% da massa de $MP_{2.5}$ (PEREIRA et al., 2017).

Há que se destacar a grande importância do carbono elementar na composição do material particulado fino em São Paulo, sendo sua origem associada com a queima de combustíveis fósseis e de biomassa, sendo a queima de diesel sua principal fonte urbana (MONTEIRO SANTOS et al., 2021). Neste trabalho tanto o $MP_{2.5}$ quanto o BC serão objeto de estudo do impacto à saúde.

1.2 Black Carbon (BC)

O BC é um dos principais componentes do material particulado fino, com tamanhos na faixa da moda Aitken (ou seja, menos de 100nm de diâmetro) e na moda de acumulação (diâmetros entre cerca de 100nm e 1 μ m. Essas partículas são provenientes da queima incompleta de combustíveis fósseis pelo setor de transporte, queima residencial de madeira e carvão, queima a céu aberto de biomassa (agricultura, floresta e vegetação em geral) e centrais elétricas que utilizam óleo pesado ou carvão (JANSSEN et al., 2012; BOND et al., 2013; COCHRANE 2003; ZHANG 2011). Estudo realizado em São Paulo aponta que próximo de rodovias ou áreas com grandes contribuições veiculares, a proporção de BC pode ser de 15 a 20% do $MP_{2.5}$ (VARA-VELA, 2018).

As técnicas comuns de determinação de BC usam suas propriedades ópticas ou características de absorção de luz para quantificar seu componente absorvedor e a medição do carbono elementar (CE), através da estabilidade térmica e química (métodos termo-ópticos) para determinar o componente refratário (não volátil) dessas partículas (PEREIRA et al., 2017, SANTOS et al., 2021)

O BC também é considerado uma forçante climática, pois tem papel importante no clima da Terra, absorvendo diretamente a radiação de onda curta na atmosfera, e causando uma redução no albedo (refletividade) do ambiente (Bond et al., 2013), e dessa forma aquecendo a atmosfera. Além disso, o BC afeta os processos de nuvem alterando o número de gotículas e partículas de gelo e a estrutura de temperatura das nuvens e, também, pode causar derretimento da neve e do gelo devido a sua absorção da radiação solar (Bond et al., 2013). As partículas de BC recém-emitidas são geralmente hidrofóbicas, o que as impede de agir como Núcleos de Condensação de Nuvens (CCNs) eficientes (CHEN et al., 2016). Na atmosfera, o BC pode se misturar internamente com outros componentes do aerossol através da condensação de vapores condensáveis, como ácido sulfúrico ou certos compostos orgânicos, e ainda através dos processos de coagulação e oxidação fotoquímica. Esses processos de "envelhecimento" alteram as propriedades ópticas do BC, sua vida útil atmosférica e sua capacidade de atuar como CCN ou núcleos de gelo (McMeeking et al. 2019).

1.2 Poluentes Gasosos Regulamentados

De acordo com o CONAMA (2018), são considerados poluentes regulamentados na fase gasosa o NO_2 , SO_2 , CO e O_3 e na fase particulada o $MP_{2.5}$ e o MP_{10} , Na Tabela 4 apresentam-se os padrões de qualidade do ar em vigência no país.

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) são liberados para a atmosfera por uma variedade de atividades humanas, como a queima de combustíveis fósseis (petróleo, gás e carvão) em veículos motorizados, usinas de energia, caldeiras industriais e sistemas de aquecimento doméstico (Monks et al., 2021). De acordo com o inventário de emissões de poluentes da

CETESB (CETESB, 2021), mais de 60% do NO_x é emitido pelos veículos tanto leves quanto pesados.

O dióxido de enxofre (SO₂), é outro poluente importante nestes estudos de risco relativo. Este é liberado para a atmosfera por gases vulcânicos e fontes antrópicas, através de atividades industriais que processam materiais contendo enxofre, como as termelétricas, fabricação de fertilizantes e fundição de alumínio e aço, e emissão veicular como produto da queima de combustíveis fósseis (CETESB, 2017).

O ozônio (O₃) é um gás incolor, altamente reativo, considerado como um poluente secundário e o principal componente do "smog" fotoquímico, gerado por reações entre seus precursores (Compostos Orgânicos Voláteis e NO_x) na presença de radiação solar. Distinto da camada de ozônio da estratosfera, o ozônio troposférico é formado pela reação fotoquímica impulsionada pela ação da luz ultravioleta sobre os poluentes precursores de óxidos de nitrogênio (NO_x), e compostos orgânicos voláteis (COV). O ciclo do ozônio apresenta concentrações altas durante o dia, devido à presença de radiação, intenso tráfego de veículos e intensa atividade industrial. Quando existe uma abundância de óxido de nitrogênio (NO) emitido por tráfego veicular, a formação de ozônio é reduzida, e como resultado sua concentração é baixa. Vale ressaltar que o ozônio (e seus precursores) podem ser transportados pelo vento a distâncias superiores a 400-500km por dia. Assim, a poluição por ozônio pode eventualmente ocorrer em áreas suburbanas e rurais longe das fontes dos poluentes, fazendo com que os níveis deste poluente em zonas suburbanas possam ser mais elevados do que nos grandes centros urbanos (SQUIZZATO et al., 2021).

1.4 Poluentes e Saúde

O tamanho das partículas está diretamente ligado ao seu potencial de se depositar no corpo humano e causar doenças (Ni et al. 2014; Shrestha et al. 2010). Segundo a OMS (WHO,2015), as partículas maiores (de 5 a 30µm de diâmetro) depositam-se, pelo impacto da turbulência do ar, no nariz, na boca, na faringe e na traqueia; partículas de 1 a 5µm, geralmente depositam-se por sedimentação na traqueia, nos brônquios e nos bronquíolos e partículas com menos de 100nm de diâmetro (as partículas ultrafinas), são capazes de atingir os alvéolos pulmonares (Kampa et al., 2008, Arbex et al., 2012), podendo causar irritação brônquica, inflamação, eventos genotóxicos, isto é, cancerígenos, e ainda, podendo se transportar para outros órgãos (Kreyling et al., 2006), bem como a morte prematura do indivíduo.

As populações dos países mais pobres são as que mais sofrem com os impactos da poluição. Segundo Landrigan et al. (2018), aproximadamente 92% das mortes associadas com a poluição ocorrem em países de baixa e média renda. Nesse trabalho foram apresentadas as estimativas de mortalidade global devido ao material particulado em 6,5 milhões de óbitos (considerando ambientes internos e externos).

Fajerztain et al. (2017) realizaram uma revisão dos estudos sobre os riscos do MP_{2.5} na saúde, através da análise de mortalidade e morbidade na América Latina. Encontraram que cada 10 µg/m³ de aumento do MP_{2.5} estava associado com aumento do risco de mortalidade respiratória e cardiovascular para todas as idades.

O BC tem sido apontado como agente importante no efeito deletério à saúde (Koelmans et al. 2006; Shrestha et al. 2010), como podemos ver na revisão realizada na Tabela

1. Estudos apresentados em um relatório da Organização Mundial da Saúde (UNEP/WMO, 2012) mostraram que há uma associação evidente entre concentrações de BC e mortalidade por doenças cardiovasculares (Louwies et al. 2015). A exposição de idosos ao BC é significativamente associada com distúrbios do controle autonômico do coração (Schwartz et al., 2005), aumento na pressão arterial (Mordukhovich et al., 2009), declínio cognitivo (Power et al., 2011) e com a piora de quadros de doenças pré-existentes como doença cardíaca coronária e diabetes (Fang et al., 2012). Nesses estudos foram relatados que as estimativas de impacto à saúde são muito maiores para o BC quando comparadas aos do MP₁₀ e MP_{2.5}, sugerindo que o BC é um melhor indicador das substâncias particuladas nocivas vindas das fontes do setor de transporte do que a concentração em massa total de material particulado (Janssen et al., 2012).

Logo, as informações sobre a concentração do BC podem ser úteis como indicador adicional para ações locais que tenham como objetivo reduzir a exposição da população ao material particulado oriundo de combustão, proporcionando benefícios de saúde pública, e ainda climáticos.

Os óxidos de nitrogênio são gases que podem ser agressivos aos olhos e nariz, podendo provocar irritações na pele, mucosas e até lesões celulares devido à sensibilidade do trato respiratório, provocando inflamações em todo o sistema respiratório que vão desde edema pulmonar, hemorragias alveolares, insuficiência respiratória, inflamação passageira das mucosas das vias respiratórias, traqueítes e intoxicações agudas (Saldiva et al, 1995).

Os efeitos adversos da exposição a altos níveis de SO₂ incluem dificuldade respiratória e alteração na defesa dos pulmões. Esse gás pode também reagir com outros compostos presentes na atmosfera, formando pequenas partículas que penetram profundamente em partes sensíveis dos pulmões, e assim, podem causar ou agravar doenças respiratórias, como enfisema e bronquite, e ainda agravar doença preexistente do coração, levando a internação e morte prematura (EOPH,1996).

O sistema respiratório é o principal alvo do ozônio. As respostas induzidas pela exposição ao ozônio incluem a redução na função pulmonar e agravamento de doenças respiratórias pré-existentes (como a asma) e aumento no número de atendimentos por pneumonia e gripe em idosos (MARTINS, 2002).

O risco, no contexto da epidemiologia é definido como “a probabilidade de um membro de uma população definida desenvolver uma dada doença em um período de tempo” (ALMEIDAFILHO, 1989). Em vários trabalhos foi estimado o aumento de óbitos por doenças do aparelho respiratório (DAR) e doenças do aparelho cardiovascular (CVD), em relação ao aumento nos níveis de poluição do ar para assim, obter resultados expressos como aumentos percentuais. Uma revisão de trabalhos com esses achados é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1: Exemplos de diferentes estudos mostrando associações entre MP/BC e gases poluentes à saúde, classificados de acordo com a faixa etária e local do estudo.

Autor	Faixa Etária/ Local	Poluente	Resultados
SALDIVA et al., 1995	Idosos		Para cada aumento de 100 µg/m ³ na concentração do MP ₁₀ , foi registrado um aumento de 13% na mortalidade geral
GOUVEIA et al., 2003	> 65 anos Município de São Paulo 1996 a 2000	MP ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ , O ₃ e CO	Aumento de 10µg/m ² Mortalidade CVD: aumentos de 0.3%, 1.7% e 4.9% para MP ₁₀ , CO e SO ₂ mortalidade DAR: acréscimos de 0.9%, 1.7% e 4.9% para MP ₁₀ , CO e SO ₂
MARTINS et al., 2004	Indivíduos > 60 anos Cidade de São Paulo 1997 a 1999	MP ₁₀	Aumento de 10 µg/m ³ de MP ₁₀ , resultou em um aumento de 1,4% (95% CI 5,9 a 8,7) a 14,2% (95% CI 0,4,0 a 28,0 na chance de mortalidade por DAR
DAUMAS et al., 2004	Idosos Município do Rio de Janeiro 1990 a 1993	PTS	Para uma elevação dos níveis de PTS do 10 ^o ao 90 ^o percentil (104,7µg/m ³), gerou um aumento de 4,2% na mortalidade por CVD e 10,1% na mortalidade por DAR estatisticamente não significativos (pode ser atribuído, em parte, ao pequeno número de medidas de poluição disponíveis)
SALDIVA et al., 1995	Indivíduos > 65 anos RMSP 1990 a 1991	MP ₁₀ , SO ₂ , NO ₂ e CO	Aumento de 100 µg/m ³ de MP ₁₀ associado a um aumento na mortalidade geral igual a aproximadamente 13%.
ESQUIVEL et al., 2011	>60 anos 2003 a 2008 Município de Curitiba	SO ₂ , O ₃ e PTS	Varição da concentração média do poluente de: /variação relativa no num de óbitos totais -10% (-7,6ug/m ³): RR de 0,948/-5,2 +10% (7,6ug/m ³): RR de 1,055/5,5 10-90% (69ug/m ³): RR de 1,621/62,1
FREITAS et al., 2004	Indivíduos > 64 anos Cidade de São Paulo 1993 a 1997	MP ₁₀ , SO ₂ , O ₃ e CO	Variações do 10 ^o ao 90 ^o percentil de MP ₁₀ e CO foi associada com a mortalidade (%RR=8,1) e (%RR=7,9), respectivamente
PINHEIRO et al., 2014	Indivíduos > 60 anos 1998 e 2008 Cidade de São Paulo	MP ₁₀	Aumento de 10µg/m ³ na concentração de MP ₁₀ , associada a mortalidade por CVD* e DAR** de 0,85% (0,45;1,25) e 1,60% (0,74;2,46), respectivamente
Qian et al. 2007	Wuhan na China 2001 a 2004	MP ₁₀	Efeitos mais fortes Lag 0 dia aumento de 10µm/m ³ resultou em CVD* (0,51%; IC 95% 0,28–0,75%) e DAR** (0,71%; IC 95% 0,20–1,23%)
LIU et al., 2018	652 cidades em 24 países	MP ₁₀ e MP _{2,5}	Aumento de 10 µg/m ³ na média móvel de 2 dias MP ₁₀ : 0,36% (IC 95%, 0,30 a 0,43) na mortalidade CVD* e 0,47% (IC 95%, 0,35 a 0,58) na mortalidade DAR** MP _{2,5} : 0,68% (IC 95%, 0,59 a 0,77), 0,55% (IC 95%, 0,45 a 0,66) e 0,74% (IC 95%, 0,53 a 0,95)
ANALITIS et al., 2006	29 cidades da Europa Todas idades	MP ₁₀ e BS	Aumento de 10ug/m ³ de: MP ₁₀ , resultou em aumento de 0,76% (0.47, 1.05) por CVD* e 0,58% (0.21, 0.95) em mortalidade por DAR** BS: resultou em aumento de 0,62%(0.35, 0.9) por CVD* e 0,84% (0.11, 1.57) em mortalidade por DAR**
ANDERSON et al., 2001	1994 a 1996 west Midlands Reino Unido	MP _{2,5} e BS	Aumento do percentil de 10 ^o até 90 ^o de: MP _{2,5} resultou em aumento de 0.9%(-2.1,4.0) por CVD* e -0.1%(-5.4, 5.5) por DAR** BS resultou em aumento de 1,5%(-1.5, 4.7) por CVD* e 0,1% (-4.8, 5.2) por DAR**

LIPFERT et al., 2006	70000 veteranos US	MP _{2,5} e EC	RR por 1ug/m ³ (95% CI) Todas as causas: MP _{2,5} 1,006(0,993, 1,020) e EC 1,18 (1,05, 1,33)
BEELEN et al., 2008	Adultos de 55 a 69 anos Holanda	MP _{2,5} e EC	Aumento de 1ug/m ³ de: MP _{2,5} : DAR** 1,007(0,972, 1,043) / CVD* 1,004(0,990, 1,019) EC: DAR** 1,20 (0,99, 1,45) / CVD* 1,04(0,95, 1,12)
CAKMAK et al., 2009	1998 a 2006 Santiago, Chile	MP _{2,5} e CE	Um aumento de 5,28ug/m ³ de CE: RR de 1,08 (IC 95% = 1,07-1,09) para mortalidade total não acidental
BREMNER et al., 1999	Londres	MP _{2,5} e BS	Modelo único poluente DAR: MP 1,3 (0,3, 2,3) e BS 1,9 (0,2, 3,7) Modelo dois poluentes DAR: MP 0,4 (-1,0, 1,8) e BS 2,0 (-0,4, 4,4) Modelo único poluente CVD: MP 0,6(-0,1, 1,2) e BS 1,2 (0,1, 2,2) Modelo dois poluentes CVD: MP 0,2 (-0,6, 1,0) e BS 0,8 (-0,6, 2,2)
HOEK et al., 2000	Holanda	MP _{2,5} e BS	Modelo único poluente CVD: MP 0,2 (-0,2, 0,5) e BS 0,8 (0,4, 1,2) Modelo dois poluentes CVD: MP -0,6 (-1,3, 0,1) e BS 2,1 (0,5, 3,7)

*CVD: Doenças do aparelho cardiovascular

**DAR: Doenças do aparelho Respiratório

Apesar de todos os estudos do impacto do MP na saúde e aqueles realizados na RMSP, ainda não havia sido analisado o papel do Black Carbon, importante fração do MP_{2,5}.

SALDIVA et.al (1995) analisou a relação entre mortalidade diária de idosos e poluição do ar na região metropolitana de São Paulo, Brasil, para o período de maio de 1990 a abril de 1991 através do uso de regressão de séries temporais, controlado por fatores externos. Assim, a mortalidade foi associada ao Material Particulado Inalável partículas inaláveis grossas, óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre e monóxido de carbono, em que o MP₁₀ se apresentou como sendo mais significativo e independente de outros poluentes atmosféricos. Um aumento de MP₁₀ igual a 10 microgramas/m³ foi associado a um aumento na mortalidade geral de aproximadamente 13%.

HOEK et al. (2000) estudou a associação da mortalidade diária com variações de curto prazo nas concentrações de MP na Holanda de 1986 a 1994. A relação entre mortalidade diária e poluição do ar foi modelada usando análise de regressão de Poisson e modelos foram ajustados para potencial confusão devido a tendências sazonais e de longo prazo, temperatura e umidade relativa, dia da semana e feriados, usando modelos aditivos generalizados. A mortalidade diária foi significativamente associada à concentração de todos os poluentes atmosféricos. Um aumento na concentração de MP₁₀ em 100 microgramas/m³ foi associado a um risco relativo de 1,02 para mortalidade total

FREITAS et al. (2004) estudou efeitos da poluição atmosférica (MP₁₀, CO, O₃) de curto prazo na mortalidade em idosos na cidade de São Paulo para o período de 1993 a 1997. Ele utilizou-se da regressão de Poisson em modelos aditivos generalizados ajustados para efeitos da tendência temporal, sazonalidade, dias da semana e fatores meteorológicos. Variações do 10° ao 90° percentil dos poluentes foi significativamente associada o aumento de óbitos em idosos e MP₁₀ (%RR=8,1) e CO (%RR=7,9).

1.5 Variáveis Meteorológicas e saúde

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), é importante compreender como as mudanças climáticas interferem nos números registrados de doenças, a fim de identificar oportunidades e meios para a abordagem das determinantes ambientais. Portanto, tem-se

como pressuposto que diversas enfermidades estão ligadas às flutuações do tempo e nas concentrações de poluentes, como problemas cardiovasculares, respiratórios e até doenças infecciosas (PATZ et al., 2005).

Em GASPARRINI et al., 2015 foi identificado um efeito substancial da temperatura na mortalidade, sendo o calor e o frio responsáveis por 4,62% no total da mortalidade para São Paulo. Baixas temperaturas, por exemplo, estão relacionadas com a diminuição da capacidade da função pulmonar e com a propagação de diversos vírus, bactérias e alérgenos (XU, 2012; KOSKELA, 1994). Outra consequência é o aumento nos níveis de catecolaminas (neurotransmissores que iniciam o processo de vasoconstrição e taquicardia) resultando no aumento da pressão arterial (WU et al., 2020), e a longo prazo esses efeitos biológicos podem resultar em aumento da viscosidade do sangue e isquemia do miocárdio (CUIQING et al., 2015). A exposição ao calor, em contrapartida, causa a vasodilatação, como mecanismo de resposta para reduzir o aumento da temperatura corporal, o que demanda maior esforço do sistema cardiovascular, aumentando a frequência cardíaca e reduzindo o volume sanguíneo nos átrios, no peito (coração, tórax e veias), no fígado e no baço. Esse déficit de sangue causa a insuficiência cardíaca, o que, em conjunto com o estresse térmico induz a um aumento dos eritrócitos, neutrófilos e plaquetas, aumentando a viscosidade do sangue e desencadeando diversos prejuízos ao sistema cardiovascular (CUIQING et al., 2015; GIORGINI et al., 2017). A temperatura mais elevada também pode contribuir para que o nervo sensorial da fibra-C pulmonar reduza a passagem de ar nas vias aéreas (broncoconstrição) e cause maiores riscos de internações e mortalidade por doenças respiratórias (HAYES, 2012, GASPARRINI et al., 2015; YANG et al., 2015; BUNKER et al., 2016a). Além disso, os efeitos do frio e do calor se manifestam em tempos diferentes no organismo, as temperaturas mais baixas tendem a ter um efeito mais prolongado e as temperaturas altas apresentam um efeito curto e imediato (O'LENICK, 2017; MUGGEO, 2009).

A umidade relativa, assim como a temperatura do ar, é capaz de influenciar a saúde humana, já que interfere nas sensações e, portanto, conforto térmico. Alta umidade relativa leva o corpo humano a ter uma menor capacidade de retenção de água na superfície da pele, o que dificulta o resfriamento do organismo, provocando assim desconforto, estresse e fadiga no organismo (TANG, 2018). Além disso, a alta umidade relativa do ar colabora para a sensibilidade a alérgenos (externos e internos), a mofos e fungos (TISCHER, 2013; THAM, 2017). Em contraposição, os baixos valores de umidade relativa do ar cooperam para o ressecamento das mucosas, desidratação das células e também tornam o ambiente mais propício à transmissão de vírus e ao crescimento de mofos, fungos, bactérias e outros micro-organismos nos locais de moradia, causando alergias, rinites (alérgicas e não alérgicas), crises de asma, entre outras inflamações da membrana mucosa (TISCHER, 2013; THAM, 2017; TANG, 2009). Assim, a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2009) classificou que os valores de umidade relativa entre 30% e 50% são níveis ideais para a saúde humana, os valores acima de 65% podem contribuir para o aumento de alergias, asma e doenças respiratórias do trato superior e os valores abaixo de 20% representam estados de alerta e emergência.

Apesar dos vários estudos sobre o impacto dos poluentes na saúde já realizados no Brasil e em São Paulo ainda não havia sido realizada uma análise com enfoque no Black Carbon, apesar de toda sua importância em desfechos de saúde.

2. OBJETIVOS

O objetivo do presente estudo é analisar o impacto da concentração de Material Particulado Inalável Fino (MP_{2.5}) e do Black Carbon (BC) na variabilidade da mortalidade diária por doenças cardiovasculares e por doenças respiratórias em hospitais conveniados ao Sistema Único de Saúde (SUS) da Região Metropolitana de São Paulo, em dois intervalos de tempo, de 2007 a 2008, e de 2014 a 2015.

A estimativa do impacto dos poluentes à saúde foi realizada com o cálculo dos Riscos Relativos com o uso de Modelos Aditivos Generalizados considerando controles para poluentes gasosos, sazonalidade, tendência e condições meteorológicas.

3. METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo e Locais de Amostragem

Os períodos estudados, locais de amostragem e número de dados são apresentados na Tabela 2. É importante destacar que dentre as datas abaixo, houve períodos em que não ocorreram coletas de material particulado. As amostras de material particulado inalável Fino (MP_{2.5}) do período de 2007 a 2008, foram coletadas no âmbito do projeto “**Monitoramento de MP_{2.5} e O₃ nas Regiões Metropolitanas de Porto Alegre, Curitiba, São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte e Recife**” (Prj 508-001 do Ministério da Saúde) coordenado pelo prof. Paulo Saldiva da Faculdade de Medicina da USP, sendo a amostragem realizada nessa instituição, situada na Avenida Dr. Arnaldo (23.55 S, 46.67 O) (MIRANDA et al., 2012; ANDRADE et al., 2012). Para o período de 2014 a 2015, a coleta foi realizada no Terraço do Edifício Principal do IAG-USP pelo LAPAt (Laboratório de Análises dos Processos Atmosféricos) (MARIEN, 2018), campus Butantã (23.33 S e 46.44 O). Os dados de concentração de poluentes gasosos foram obtidos das Estações de Qualidade do Ar da CETESB (www.cetesb.sp.gov.br/QUALAR).

Tabela 2. Período analisado no trabalho e locais de medidas e número de amostras.

Ano	Período	Local de Medida	Dias de amostragem/ Número de amostras
2007-2008	15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008	FMUSP	327
2014- 2015	10 de outubro de 2014 a 3 de dezembro de 2015	IAG USP	396

Os dados diários de SO₂, NO₂, O₃ e CO foram obtidos das 36 estações automáticas de monitoramento da CETESB, localizadas na RMSP, e disponibilizados através do QUALAR (sistema de informações de acesso à base de dados de Qualidade do Ar) (Figura 2).

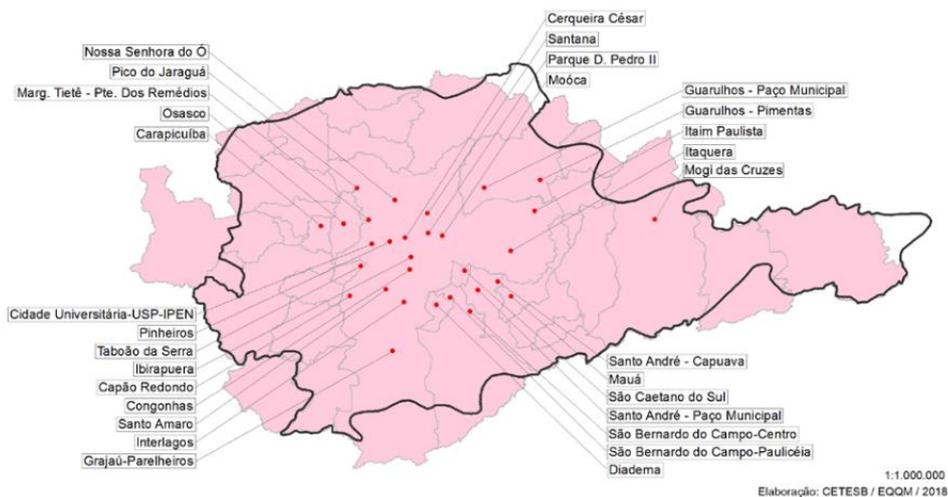


Figura 2: Mapa das localizações das estações automáticas e manuais em São Paulo. Fonte: CETESB (2019)

3.2 DADOS UTILIZADOS

3.2.1 Material Particulado e *Black Carbon*

O primeiro conjunto de dados considerado neste trabalho foi coletado no período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008 durante o experimento de amostragem que foi realizado no âmbito do projeto: Avaliação da qualidade do ar em seis Regiões Metropolitanas Brasileiras, coordenado pela Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo com recursos do Ministério da Saúde. Nesse projeto foram coletadas amostras diárias de $MP_{2.5}$ com um amostrador tipo HARVARD, desenvolvido na Harvard School of Public Health (Miranda et al., 2012), conforme ilustrado na Figura 3.

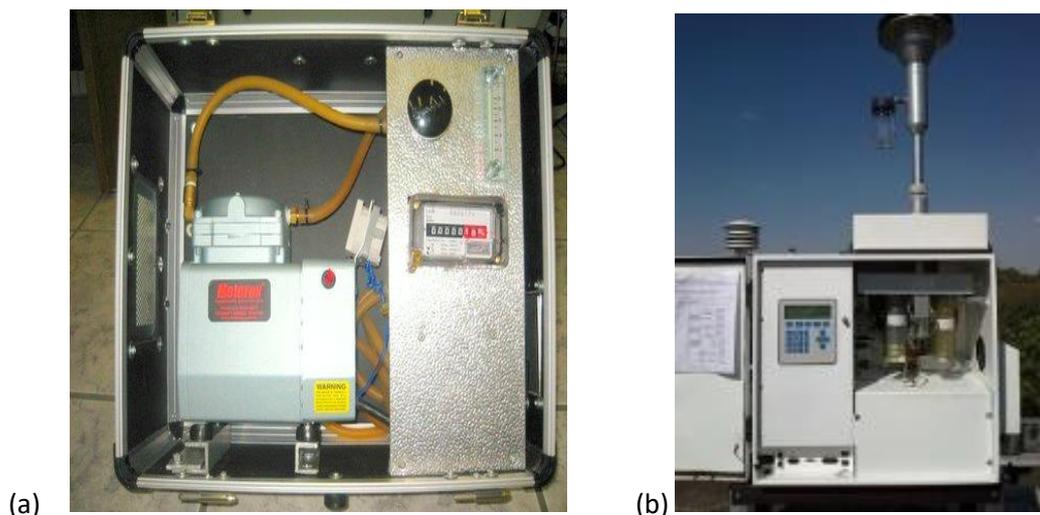


Figura 3: (a) Amostrador tipo HARVARD, utilizado na coleta de dados de $MP_{2.5}$, no ano de 2007 e 2008. (b) Amostrador contínuo de aerossóis tipo PARTISOL, utilizado na coleta de $MP_{2.5}$, no ano de 2014 e 2015.

Para o segundo conjunto de amostras, coletadas no período de 10 de outubro de 2014 a 3 de dezembro de 2015, as amostragens foram realizadas no prédio do IAG-USP com o amostrador Partisol da Thermo Scientific, conforme ilustrado na Figura 3b. Este equipamento possui um inlet com diâmetro de corte para MP₁₀, e acoplado a este inlet está um impactador virtual que separa o material particulado entre partículas inaláveis finas (MP_{2.5}) e inaláveis grossas (MP_{2.5-10}). O Partisol amostrou, em rodízio por um período de 12 horas filtros de 47 mm de diâmetro, a um fluxo de 0,9 m³ por hora.

Todas as amostras foram analisadas no LAPAt (Laboratório de Análise dos Processos Atmosféricos) que se encontra localizado no Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas (IAG-USP). A concentração em massa de MP nas amostras foi quantificada por gravimetria por meio de microbalança eletrônica com capacidade de leitura de 1μg (Micromatter X ou MX5; Mettler-Toledo, Columbus, OH, USA). Os filtros brancos (filtros que passam por todos os processos analíticos, mas não são amostrados) correspondentes foram analisados e as concentrações desses brancos foram subtraídas dos valores obtidos para cada filtro após a amostragem.

Em seguida, as amostras foram submetidas às análises de Refletância óptica para determinação da concentração de *Black Carbon* com o uso de um refletômetro (smoke stain reflectometer), equipamento que permite a determinação da quantidade de material particulado que absorve a radiação em função de uma curva de calibração. Esta converte a luz refletida para a concentração de BC. A equação de conversão de refletância em concentração foi baseada no trabalho de LOREIRO et al., 1994 e HETEM, 2016. A partir destas medidas, a concentração do BC (em μg/m³) foi calculada pela Eq. (1), válida para o equipamento usado para as medidas deste trabalho (Miranda et al., 2012):

$$BC = ((82,794 - (73,206 \log (m)) + 15,901 \log (m)^2) a) / v \quad (1)$$

onde m é a média de duas medidas de refletância realizadas em um mesmo filtro; a é a área do filtro em que há deposição de partículas (área amostrada) (em cm²); v é o volume de ar amostrado (m³).

3.2.2 Outros Poluentes Atmosféricos

O monitoramento da qualidade do ar no Estado de São Paulo teve início na década de 1970 (Martins et al., 2004). Para este trabalho as informações sobre níveis diários de CO (ppm), SO₂(μg/m³), NO₂(μg/m³) foram obtidas junto à Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). Braga et al., 1999, demonstraram que os valores médios dos poluentes são representativos dos níveis médios de poluição para o Município de São Paulo (BRAGA, 1999) então assumiu-se que esta estimativa era representativa da poluição do ar na RMSP. Para o material particulado inalável (MP₁₀), material particulado inalável fino (MP_{2,5}) e dióxido de enxofre (SO₂), foram consideradas médias diárias, enquanto para o ozônio e monóxido de carbono a maior média móvel de 8 horas do dia e para o óxido de nitrogênio o maior valor horário e a média diária.

Durante o período de estudo, a Cetesb dispunha de 36 estações automáticas de monitoramento, porém nem todas mediam todos os poluentes em questão e mesmo medindo, havia estações com amostragem irregular, então cabe ressaltar que foram utilizadas apenas as estações com menos de 30% de dados faltantes no período de interesse (Tabela 3).

Tabela 3. Estações de Monitoramento da Rede de Qualidade do Ar da CETESB com medição de SO₂, NO_x, CO e O₃ selecionadas para este estudo.

Poluente	Estações selecionadas	Médias utilizadas
SO ₂	Cerqueira César, Congonhas	24hrs
NO _x	Cerqueira César, Cidade Universitária, Congonhas, Pinheiros, Parque D. Pedro, Taboão da Serra	Horária e diária
CO	Cerqueira César, Centro, Congonhas, Grajaú, Mooca, Parque D. Pedro, Pinheiros, Santo Amaro, Taboão da Serra	Maior valor da média móvel de 8h
O ₃	Diadema, Grajaú, Mooca, N. Senhora, Parque D. Pedro, Santana, Cidade Universitária	Maior valor da média móvel de 8h

A Tabela 4 a seguir apresenta os padrões de qualidade do ar estabelecidos no DE nº 59113/2013, sendo que os padrões vigentes estão assinalados em vermelho. O MP_{2.5} tem monitoramento obrigatório pela legislação estadual e desde 2018 pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente).

Tabela 4: Padrões Estaduais de Qualidade do Ar (Decreto Estadual nº 59113 de 23/04/2013). Estão apresentados os valores das metas intermediárias e do valor final (PF) dos padrões. Ainda está vigente a MI1.

Poluente	Tempo de amostragem	MI1 (µg/m ³)	MI2 (ug/m ³)	MI3 (ug/m ³)	PF (ug/m ³)
Partículas Inaláveis Finas (MP _{2.5})	24hrs	60	50	37	25
	MAA ₁	20	17	15	10
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	24hrs	60	40	30	20
	MAA ₁	40	30	20	-
Dióxido de Nitrogênio (NO ₂)	1h	260	240	220	200
	MAA ₁	60	50	45	40
Ozônio (O ₃)	8hrs	140	130	120	100
Monóxido de Carbono (CO)	8hrs	-	-	-	9ppm

3.2.3 Variáveis Meteorológicas

Foram utilizados dados meteorológicos diários de temperatura (médias, máximas e mínimas), precipitação (total diário) e umidade relativa do ar (médias, máximas e mínimas), já que estes possuem grande participação na dispersão dos poluentes na atmosfera e são as principais forçantes ambientais junto com a poluição do ar, para o aumento do risco de internações e das mortes causadas por doenças respiratórias no mundo (BRAGA, 2001; XU, 2013; LAM, 2016, Schwartz et al, 2000; Gouveia et al, 2004; Almeida, 2006).

Todos os dados de variáveis meteorológicas foram obtidos da Estação Climatológica do IAG-USP localizada no Parque do Estado (www.estacao.iag.usp.br), zona sul de São Paulo (23.65°S/46.62°O).

3.2.4 Dados de Saúde

Os dados diários de óbitos devido às doenças cardiovasculares e respiratórias foram obtidos junto à plataforma de Serviço de Informação ao Cidadão (SIC) do Ministério da Saúde

através do sistema de Informação sobre Mortalidade (SIM) do Sistema Público de Saúde e os privados conveniados, saúde complementar, ao SUS.

Foi considerada a Classificação Estatística Internacional de Doenças e Problemas Relacionados à Saúde (CID-10), que é utilizada para padronizar e catalogar as doenças e problemas relacionados à saúde, para filtrar quais tipos de óbitos seriam considerados no trabalho, que foram: doenças cardiovasculares (I00-I99, Capítulo IX) e doenças respiratórias (J00-J99, Capítulo X).

Para as doenças do aparelho respiratório, foram selecionados dois grupos de risco: crianças (C) considerados indivíduos de 0 a 14 anos de idade e idosos (I) considerados indivíduos acima de 65 anos. Já o número de óbitos por doenças do aparelho circulatório, foi estratificado em duas faixas etárias: adultos (A), que são aqueles acima de 45 anos, e também idosos, como citado anteriormente.

As doenças respiratórias atingem sobretudo as crianças porque são consideradas mais suscetíveis aos efeitos da mudança de tempo e da exposição à poluição atmosférica por apresentarem taxa metabólica e respiratória mais alta que em relação aos adultos, já que o volume de ar que passa pelos pulmões de um lactente é duas vezes maior que o de um adulto em repouso, por unidade de peso corporal. Isso faz com que qualquer agente químico na atmosfera atinja duas vezes mais as vias respiratórias de uma criança entre uma semana e doze meses de idade, se comparadas às de um adulto no mesmo período, além do fato de os mecanismos de defesa (sistema imunológico) e termorregulador estarem em desenvolvimento (BRAGA,2001; BUNYAVANICH, 2003, GASPARRINI et al., 2015). A altura média de uma criança pequena também é um fator que aumenta a exposição pois esta fica mais próxima a emissão dos escapamentos e da ressuspensão de pavimento e solo (HETEM, et al., 2016).

Já para os idosos, a poluição atmosférica tem sido associada a aumentos de morbidade (SCHWARTZ,1994) e de mortalidade (SALDIVA, 1995), tanto por doenças respiratórias quanto por doenças cardiovasculares. O corpo humano possui a necessidade de liberar calor, e a forma mais eficaz de diminuir a temperatura corporal é pelo suor, porém os idosos possuem capacidade sudorípara menor do que as demais faixas etárias, o que os tornam ineficazes no controle da temperatura corporal (COSTA, 2015), assim, sua termorregulação ineficiente aumenta a desidratação já existente, e esta aliada com alterações das funções metabólicas (capacidade de transpiração e ritmo cardíaco), geram o aumento na mortalidade quando em presença de temperaturas extremas (COSTA, 2015, MENDES et al., 2015; MCADAM, 2018).

3.3 Metodologia Estatística

Modelos de contagem (valores inteiros que representam o número de ocorrência de um determinado fenômeno) geralmente são utilizados para se obter uma estimativa do risco de mortalidade associado à exposição a cada poluente, ou seja, qual a variação esperada na taxa de mortalidade quando aumenta ou diminui a concentração de um poluente. No contexto de análise de dados de contagem, o modelo mais utilizado é a distribuição Poisson (LORD; MANNERING, 2010). Contudo, essa distribuição apresenta uma limitante, já que obrigatoriamente a média deve ser igual à variância $E(Y) = VAR(Y) = \lambda$. Essa condicionante quando não satisfeita pode ocasionar um fenômeno conhecido como superdispersão, que acontece quando a dispersão dos dados é maior do que a prescrita pelo modelo. E um ajuste inadequado do modelo pode provocar a subestimação dos parâmetros. Schwartz (1992)

utilizou o modelo de Poisson para avaliar a relação entre o número de mortes e concentração de material particulado e Conceição (2001) analisando a relação entre a concentração de alguns poluentes e mortalidade em idosos na cidade de São Paulo, observou uma associação positiva entre estes. No presente trabalho foi utilizada a Metodologia de Modelos Aditivos Generalizados que são descritos a seguir.

Neste trabalho foi utilizado o pacote mgcv (WOOD) para a análise estatística descrita em detalhe a seguir, com o software R versão 3.4.2 (<http://www.r-project.org>).

3.3.1 Modelo Linear Generalizado (MLG)

O MLG foi introduzido por Nelder e Wedderburn (1972), e a equação de regressão linear clássica pode ser representada da seguinte maneira:

$$Y_i = \beta_0 + \sum_{k=1}^K (\beta_k (x_{ki})) \quad i=1,2,\dots,n \text{ e } k=1,2,\dots,K$$

onde Y_i é a variável dependente; β_0 intercepto, X_{ki} a matriz de linha k e coluna i de variáveis independentes, os β_k respectivos parâmetros desconhecidos de cada variável dependente a serem estimados e ε_i é a perturbação estocástica. Pode-se estimar β caso exista uma função monotônica e diferenciável g , que pode apresentar diferentes formas, dependendo da distribuição utilizada (CONCEIÇÃO et al, 2001), chamada de função de ligação, tal que:

$$g(\mu) = X\beta$$

uma função de ligação transforma o resultado Y em algo que varia linearmente com os preditores;

$$\eta = g(\mu) = g(E(Y)) = \beta_0 + \sum_{k=1}^K \beta_k x_{ki}$$

Logo, os MLG são formados por três componentes básicas: a componente aleatória (Y_i), o preditor linear $\mu_i = g^{-1}(\eta_i)$, e a função de ligação $g(\cdot)$, que conecta as anteriores.

No presente estudo, não foi viável considerar este modelo. Segundo Conceição (2001) e Tadano (2009), em estudos de impacto da poluição atmosférica na saúde humana nem sempre é possível a utilização de um modelo de regressão simples devido ao caráter não linear das variáveis de resposta, portanto a solução encontrada foi a utilização de Modelos Aditivos Generalizados.

3.3.2 Modelo Aditivo Generalizado (MAG)

Os Modelos Aditivos Generalizados podem ser entendidos como uma extensão do MLG, nos quais cada variável independente analisada não entra no modelo com o seu valor, mas sim, adotando uma função não-paramétrica de forma não especificada, estimada a partir de curvas de alisamento (LATORRE, 2001). Ao contrário dos modelos de regressão linear, que são ajustados usando mínimos quadrados ponderados e têm uma solução exata, o procedimento de estimativa para um MAG requer aproximações iterativas para encontrar as estimativas ideais, como nos ajustes com *splines* de suavização.

O MAG pode ser totalmente paramétrico (nesse caso, um modelo linear generalizado), semiparamétrico ou totalmente não-paramétrico (HASTIE, 1995). No presente estudo, foi utilizado o modelo MAG semiparamétrico, pois possibilita relacionar as variáveis explanatórias com parâmetros dos modelos utilizando funções paramétricas ou não paramétricas (GUNEY; GOODWIN; RIQUELME, 2019), tornando-se assim mais flexível e permitindo que os próprios dados definam uma estrutura para as curvas.

No MAG, o $\beta_k X_{ki} = \sum_k \beta_k X_{ki}$ do MLG é substituído por funções suavizadoras $\sum_k f_k(X_{ki})$, ou seja o preditor linear $\eta = \sum_k \beta_k X_{ki}$ é substituído pelo preditor aditivo $\beta_0 + \sum_{k=1}^K f_k(x_{ki})$ $\eta = \sum_k f_k(X_{ki})$.

Uma função suavizadora $f(Y_i)$ é uma ferramenta para resumir a tendência da variável Y_i em relação aos seus preditores x_1, x_2, \dots, x_n . O modelo MAG é definido como:

$$Y_i = \beta_0 + \sum_{k=1}^K f_k(x_{ki}) \quad i=1,2,\dots,n \text{ e } k=1,2,\dots,K$$

onde Y_i é a variável de resposta; β_0 intercepto, X_{ki} a matriz de linha k e coluna i de variáveis independentes; f_k funções de suavização não-paramétricas; X_n é a variável explicativa que impulsiona ou interpreta Y ;

O preditor linear de um modelo não paramétrico é dado por

$$\eta = g(\mu) = X\beta + f_1(x_1) + f_2(x_2) + \dots + f_k(x_k)$$

3.3.3 Smooth

Wright & London (2009) dizem que um dos maiores problemas das regressões polinomiais são suas inflexibilidades e sua dificuldade em se ajustar bem com todo o conjunto de dados. Para contornar essa dificuldade, pode-se tentar aumentar sua complexidade, ajustando seus graus, mas isto também gera problemas como tornar a função mais complexa e os polinômios tendem a variar para cima e para baixo nas extremidades e, portanto, serem muito influenciados por outliers. A solução para isto é somar pedaços de polinômios, que é a base das *splines*.

Um alisador em um MAG é uma função de x e y com o mesmo domínio de x , definida para todo ponto x_i . Para cada valor x_i o alisador associa um valor $f(x_i)$ cuja estimativa $f'(x_i)$ pode ser obtida.

Uma importante propriedade do suavizador é sua natureza não-paramétrica, pois não há a necessidade de se assumir nenhuma forma rígida como num modelo de regressão tradicional (Hastie e Tibshirani, 1990), assim, não tendo a limitação ou a restrição de ter uma forma pré-definida. A finalidade da função de alisamento ou suavizadora de tempo é remover os padrões sazonais básicos de longa duração, eliminando a variabilidade devida ao acaso. Existem três classes de smoothers usadas para o GAM: Regressão local (*Loess*), *Smoothing splines* e *Regression splines* (*B-splines*, *P-splines*, *plate splines*). No presente trabalho, utilizou-se a última classe citada, que é aquela usada para a visualização de relações complexas entre preditores contínuos e variáveis resposta.

MAGs consistem em várias funções de suavização. Assim, ao estimar os GAMs, o objetivo também é estimar simultaneamente todos os *smoothers*, juntamente com os termos paramétricos (se houver) no modelo. Há duas maneiras de fazer isso: baseado no algoritmo de pontuação local e resolver o MAG como um MLG. O pacote *mgcv* do R, escolhido para fazer as análises dos dados, devido às funções contidas nele.

O número de óbitos diários foi considerado como uma variável dependente, e concentrações médias diárias de cada poluente foram as variáveis independentes. As variáveis de controle foram: dias da semana (variável indicadora, ajustada para sazonalidade de curta duração com funções não paramétricas de alisamento), número de dias transcorridos (número total de dias que foi 339, com ajuste para sazonalidade de longo prazo com função de alisamento não paramétrica), meses (variável indicadora, ajustada com funções não paramétricas), temperatura média diária e umidade relativa do ar (não paramétricas).

Seguindo diversos estudos (Chang et al., 2017; Conceição et al., 2001a; Garrett e Casimiro, 2011; Saldiva et al., 1995; Schwartz e Dockery, 1992), controlamos as condições climáticas, a tendência e a sazonalidade por meio das seguintes variáveis: temperatura (mínima, média, máxima ou variação diária), umidade, dia da semana, mês (ou estação do ano), indicador de dia útil e termo de tendência linear.

Os parâmetros de alisamento em cada modelo foram escolhidos de forma a minimizar o critério de informação de Akaike (HASTIE, 1995) e após a investigação dos gráficos de alisamento.

Ao ajustar um GAM, a suavidade das funções é controlada por parâmetros de alisamento, utilizando a validação cruzada.

3.3.4 Concurvidade

Figueiras et al, (2005), mostraram que existe um efeito chamado de concurvidade em séries temporais epidemiológicos, que se refere à generalização da colinearidade para o cenário GAM, com mesma interpretação de multicolineariedade nos modelos de regressão linear simples.

A concurvidade é usada para indicar uma existência de forte correlação entre duas (ou mais) variáveis independentes. O MAG é uma técnica de modelagem em que não se pode incluir variáveis aleatoriamente e esperar ter um modelo imune à concurvidade. Portanto, é aconselhável pré-selecionar os candidatos preditores, medindo a força "univariada" de cada um deles e usar essas informações para remover variáveis que nunca contribuirão de maneira significativa, antes de executar o modelo. Esse fenômeno ocorre devido à alta correlação entre os poluentes e as demais variáveis de controle, como umidade e temperatura, que podem enviesar as estimativas do modelo utilizado, subestimando o erro padrão.

Existe grande dificuldade em separar, estatisticamente, os efeitos específicos dessas variáveis, pois, quando trabalhamos com mais de uma variável regressora, é muito importante verificar se essas variáveis explicativas correlacionadas medem aproximadamente a mesma coisa, implicando na interferência na estimação dos parâmetros associados ao modelo de regressão utilizado, levando a subestimação dos erros padrões e afetando os intervalos de confiança assintóticos dos parâmetros do modelo.

No entanto, os procedimentos de estimativas do pacote mgcv foram desenvolvidos considerando essas questões, e pode-se sentir bastante confiante nos resultados, mesmo na presença de concurvidade (WOOD, 2008).

3.3.5 Seleção de variáveis por Regressão *Stepwise*

Outra etapa incluída na escolha dos preditores que irão compor o modelo final, é o método de seleção de Regressão *Stepwise*, que é baseado em algoritmos de seleção de variáveis que visam encontrar a importância de cada preditor, adicionando ou excluindo novas variáveis ao modelo a partir da significância estatística do coeficiente associado ao modelo (SHARMA; YU, 2015; ZHANG, 2016).

A Regressão *Stepwise* é basicamente a combinação de dois outros métodos: regressão *forward* e *backward* (CHONG; JUN 2005). A diferença entre cada um está em como as variáveis são adicionadas ou retiradas do modelo a cada passo. A regressão *forward stepwise* primeiramente ajusta um modelo nulo, sem preditores. Ajusta todos os p modelos com um

preditor e escolhe o melhor R^2 e AIC e em seguida, ajusta todos os ($p-1$) modelos com dois preditores que contenham o preditor selecionado no passo anterior e seleciona novamente o melhor modelo e assim por diante, mantendo sempre como base o modelo obtido anteriormente. A ideia do método regressão *backward stepwise* é semelhante, a diferença é que este, começa com o modelo com todos os preditores, e nos passos seguintes é retirada cada um dos preditores (SHARMA; YU, 2015; ZHANG, 2016).

3.3.6 Critério de Akaike

O Akaike Information Criterion (AIC), ou Critério de Akaike, fornece um índice para avaliar a qualidade do modelo candidato por meio da comparação com outros modelos relacionados semelhantes (em que todas as variáveis do modelo mais simples ocorrem nos modelos mais complexos), tendo a intenção de evitar que sejam incluídos preditores irrelevantes. É baseado no desvio e penaliza por tornar o modelo mais complicado. É muito semelhante ao R^2 ajustado, no entanto, ao contrário deste, o número em si não é significativo.

Deve-se selecionar o modelo que possui o menor AIC, sendo útil na comparação de modelos, mas não pode ser interpretado como um índice único.

3.3.7 LAG (Defasagem de tempo)

As manifestações biológicas dos efeitos da poluição sobre a saúde apresentam um comportamento de defasagem em relação à exposição do indivíduo aos agentes poluidores (BRAGA, 1999). O que quer dizer que os óbitos observados de um dia específico podem estar relacionados à poluição do referido dia, como também com a poluição observada em dias anteriores. Essa defasagem no tempo entre a exposição e o aparecimento de sintomas clínicos é denominada de *lag* ou defasagem.

Para os casos de doenças cardiovasculares normalmente o *lag* é de 48 a 72 horas variando de acordo com a faixa etária (ARDILES et al., 2017; ZHAO et al., 2018a; YE et al., 2012; WANG et al., 2014). O Material Particulado possui efeitos mais imediatos no corpo humano, e com base nisso, considerar *lags* de 1 a 2 dias é a estratégia mais comum (GASPARRINI, 2010). BRAGA et al. 2007, analisando a defasagem demonstraram que a contribuição mais importante para as mortes respiratórias pode ser atribuída às concentrações de um e dois dias antes da ocorrência do óbito. Portanto, a adoção da média móvel de três dias parece plausível.

Logo, uma vez definidos os modelos com o “melhor” conjunto de controles para sazonalidade e clima, foram incluídas as concentrações de poluentes, considerando as medidas do dia corrente e defasagens de até 4 dias.

3.3.8 Intervalos de Confiança

Não só o valor do parâmetro que queremos obter, é importante encontrar também um intervalo de valores plausíveis para este parâmetro. O intervalo de confiança é um intervalo de valores com uma probabilidade definida de que um número esteja dentro dele e calculado a partir do conjunto de dados fornecidos. À medida que se aumenta o tamanho da amostra, mais próximo é o valor de um parâmetro de amostra de um parâmetro de população, portanto, mais estreito fica o intervalo de confiança.

Existem três maneiras de se calcular esse intervalo, intervalo baseado na normalidade assintótica (CI1), Intervalo *bootstrap percentílico* (CI2) e Intervalo *bootstrap* baseado na métrica de Mallows (CI3).

O intervalo de confiança utilizando a normalidade assintótica para o estimador do parâmetro $\beta, \hat{\beta}$ é

$$CI_1(1-\alpha) = \exp(k\hat{\beta} \pm z_{(1-\alpha/2)} \cdot k \hat{sê}(\hat{\beta}))$$

Onde k é a variação interquantílica do poluente; z_α indica o 100α é-simo percentil da distribuição e $\hat{sê}(\hat{\beta})$ indica o erro padrão associado ao estimador de interesse.

O intervalo percentílico $(1-\alpha)\%$ para o parâmetro β é definido pela expressão

$$CI_2(1-\alpha) = (k\hat{\beta}^*_{(\alpha/2)}; k\hat{\beta}^*_{(1-\alpha/2)})$$

Onde $\hat{\beta}^*$ é o 100α é-simo percentil empírico da distribuição *bootstrap* (EFRON, 1993) e k é a variação interquartilica do poluente. Na prática, são geradas B amostras *bootstrap* independentes $x^*_1, x^*_2, \dots, x^*_B$, e estima-se $\hat{\beta}^*$ para cada uma delas tem-se que $\hat{\beta}^*_{(1-\alpha/2)}$ é o $B(\alpha/2)^0$ valor ordenado das replicações $\hat{\beta}^*$, seguindo da mesma forma para $\hat{\beta}^*_{(1-\alpha/2)}$.

Intervalo de confiança *bootstrap* baseado na métrica de Mallows é representado a seguir:

$$CI_3(1-\alpha) = (k\hat{\beta}^* \pm z_{(1-\alpha/2)} k \hat{sê}(\hat{\beta}^*))$$

Onde k é a variação do poluente estudado, z_α indica o 100α é-simo percentil da distribuição, $\hat{\beta}^*$ representa a média das replicações *bootstrap* e $\hat{sê}(\hat{\beta}^*)$ indica o erro padrão associado ao parâmetro $\hat{\beta}^*$ da amostra *bootstrap*,

3.3.9 Risco Relativo

Assim, após a definição do modelo de regressão final, estimou-se o efeito do aumento de óbitos, em função do aumento nos níveis de poluição do ar. Essas associações são medidas do tipo razão que comparam duas medidas de frequência e medem a força da relação estatística entre uma variável e a frequência do óbito por determinada doença. Assim, o risco relativo (RR), indica quantas vezes a ocorrência do desfecho nas pessoas expostas é maior ou menor em relação ao coeficiente do grupo não exposto (WAGNER, 1998; TENNY; HOFFMAN, 2019, BAXTER et al., 1997), definido como:

$$RR(x) = \frac{E(Y|x)}{E(Y|x=0)}$$

em que $E(Y)$ é a esperança de uma variável aleatória Y . Quando a relação entre expostos e não expostos é realizada através da análise de regressão, usando as propriedades do logaritmo, chegamos na equação:

$$RR = \exp(\beta x)$$

em que os valores de β são os coeficientes da regressão para cada variável explicativa, e x é o valor de incremento dessa variável. Foram considerados três tipos de incrementos x : como sendo a diferença interquartil do poluente (valor do poluente no terceiro quartil (25% dos dias mais poluídos) menos o valor do poluente no primeiro quartil (25% dos dias menos poluídos)), como sendo a variação da adição de 5 e 10% na média da concentração diária dos poluentes para o período e , como o desvio padrão destes poluentes. Assim, a variação relativa no número de óbitos (%) é dado por:

$$\Delta \text{obitos}(\%) = 100(\exp(\beta x) - 1) \text{ (FREITAS et al., 2004)}$$

Os resultados a serem apresentados neste trabalho serão relatados em termos do aumento percentual no número de óbitos. Os intervalos de confiança de 95% foram estimados assumindo distribuição normal dos coeficientes de regressão estimados (Farhat 2005). Na figura 4 abaixo é apresentado um fluxograma da seqüência de procedimentos aplicados nesta análise.

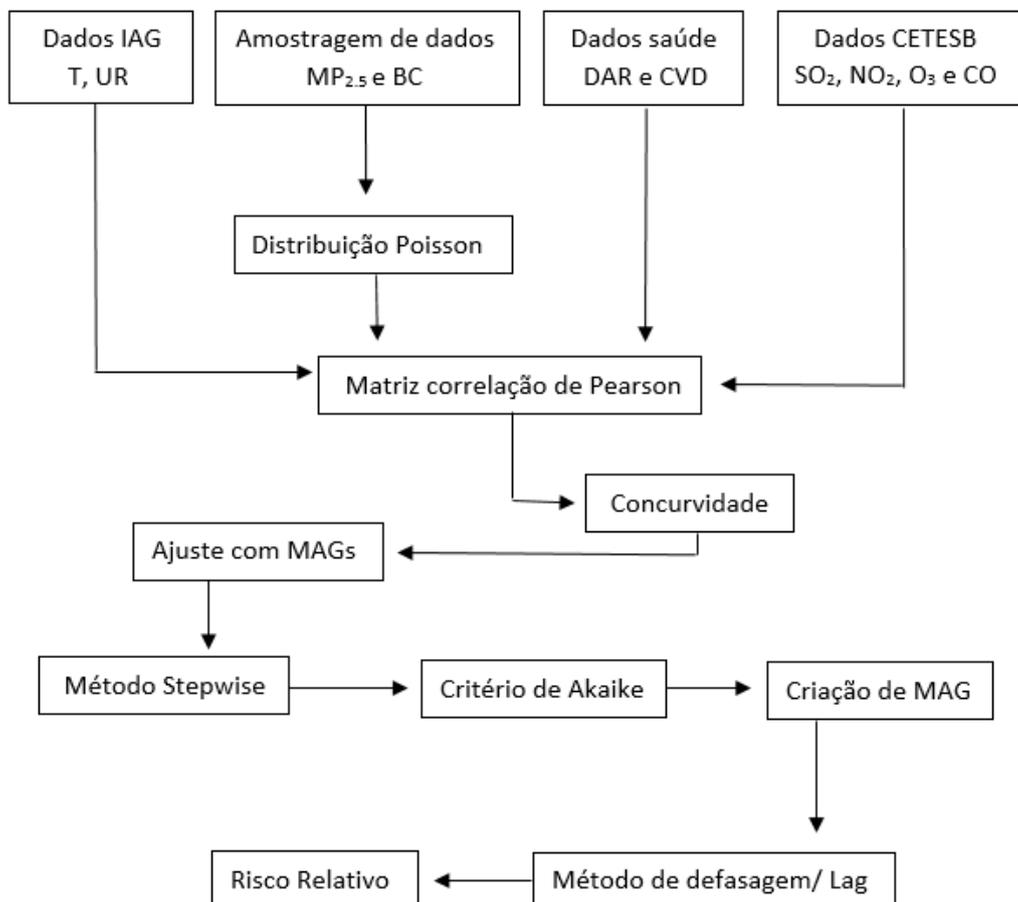


Figura 4: Fluxograma da metodologia utilizada no trabalho.

4. RESULTADOS

Nesta seção, serão apresentados resultados das análises estatísticas exploratórias que descrevem as variáveis explicativas, resultados das análises de regressão com os ajustes do modelo e risco relativo (RR) da concentração dos poluentes nos óbitos por doenças do aparelho respiratório e cardiovascular, para a RMSP, utilizando-se primeiramente dos dados do período de 2007 a 2008. Esse período foi escolhido para ser usado como teste para que chegássemos a um modelo que melhor representasse a variação dos dados de saúde. Em um segundo momento, já com o modelo escolhido em mãos, este foi aplicado aos dados de 2014 a 2015, a fim de observar diferenças nos RR entre os períodos.

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é a principal aglomeração urbana da América do Sul, ocupando a sexta posição entre as maiores do mundo, segundo relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) de 2014. O crescimento do número de habitantes em

termos absolutos é claramente observado na Tabela 5. Esta população é composta majoritariamente por mulheres, representando aproximadamente 52% da população, enquanto os homens completam os outros 47%. Na composição da população dividida por faixas etárias, é notado um aumento de aproximadamente 4% no número de indivíduos acima de 65 anos entre os anos de 2007 e 2015, enquanto as crianças por sua vez, têm sofrido uma sucessiva diminuição ao longo do tempo, refletindo a baixa taxa de natalidade.

Tabela 5: Total geral de habitantes, segregados por sexo e por diferentes faixas etárias, tanto em porcentagem quanto em número, de 2007 a 2015 na RMSP.

ANO	TOTAL HAB	MULHERES		HOMENS		CRIANÇAS		IDOSOS	
		%	NÚMERO	%	NÚMERO	%	NÚMERO	%	NÚMERO
2007	19760000	52,3	10334480	47,7	9425520	22,8	4505280	10,6	2094560
2008	19947000	52,4	10452228	47,6	9494772	21,7	4328499	11,4	2273958
2009	20131000	51,8	10427858	48,2	9703142	22,1	4448951	11,3	2274803
2011	20484000	52	10651680	48	9832320	21,1	4322124	12,3	2519532
2012	20656000	52,6	10865056	47,4	9790944	20,8	4296448	13	2685280
2013	20821000	52,1	10847741	47,9	9973259	20,4	4247484	13,2	2748372
2014	20980000	52,5	11014500	47,5	9965500	19,5	4091100	14,3	3000140
2015	21135000	52,8	11159280	47,2	9975720	18,7	3952245	14,7	3106845

A Tabela 6 apresenta a análise descritiva para as variáveis meteorológicas para o período de 2007 a 2008. Pode-se observar que a temperatura média registrada no período de interesse do estudo tem um acréscimo de 0,2°C em relação à média climatológica de 18,7°C apresentado no Boletim de 2017 da Estação Meteorológica do IAG (que leva em consideração o período de 1933 a 2017). O mesmo acréscimo é observado nas médias de temperatura mínima e máxima, sendo os valores climatológicos de 14,5°C e 24,8°C, respectivamente.

As temperaturas máximas registradas no ano de 2007 ocorreram em dois dias distintos, 21 de novembro e 31 de dezembro, atingindo 35,1°C. A mínima por sua vez foi aferida em 30 de julho, com 3,3°C.

Em 2008 as temperaturas mínimas e máximas mensais foram relativamente altas ao longo do ano, sendo que somente os meses de janeiro e novembro foram próximos do normal. Observou-se amplitude térmica média de 7,4°C, com menor amplitude em janeiro (5,7°C) e máxima em julho (11,6°C).

A umidade relativa foi ligeiramente inferior à média climatológica tanto nos meses de inverno quanto verão. O mês com menor média observada foi setembro com 74,1%, enquanto a maior foi observada no mês de janeiro. O mês de agosto registrou o dia com menor umidade relativa, em 26 daquele mês, com 21% de umidade relativa. O ano de 2008 acompanhou a tendência observada no ano anterior e foi relativamente mais seco que o normal (período de 1961 a 1990), todavia os meses de março, maio e julho foram anormalmente muito secos. Julho e agosto registraram índices de umidade relativa inferiores a 30% em sete dias respectivamente, sendo observado no mês de setembro o recorde da mínima em toda a série histórica da estação: 18%. Observou-se no ciclo diurno que entre 13 e 15 horas a umidade mínima, com variação média em torno de 30%. Julho, por outro lado, o dia 26 apresentou uma amplitude de 50%, e entre as 13 e 17 horas a umidade relativa estava abaixo de 50%.

Tabela 6. Estatística descritiva das variáveis meteorológicas para o período de 2007 a 2008.

	n	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	Percentil 25%	Percentil 50%	Percentil 75%
Temperatura Mínima (°C)	425	14,3	3,2	3,3	20,8	12,0	14,3	16,6
Temperatura Média (°C)	425	18,9	3,2	8,4	26,1	16,8	19,0	21,1
Temperatura Máxima (°C)	425	25	4,5	11,4	35,1	22,6	25,9	28,1
Umidade Relativa do Ar (%)	429	79,1	8,9	42,8	96,7	72,5	78,8	84,5
Precipitação (mm)	429	3,5	11	0	112,8	0	0	0,6

Para avaliar o comportamento sazonal médio de todos os poluentes considerados, foram calculadas médias mensais e ao analisar esses valores é possível observar que, em geral, as maiores concentrações de MP_{2,5}, BC, CO, NO_x e SO₂ são registradas durante os meses de inverno (junho, julho e agosto), estando assim, de acordo com as condições meteorológicas locais (ANDRADE et al., 2017). O inverno da região é caracterizado como um período seco, com ventos calmos e a predominância de um sistema de alta pressão sobre o continente, dificultando a dispersão da poluição sobre a RMSP.

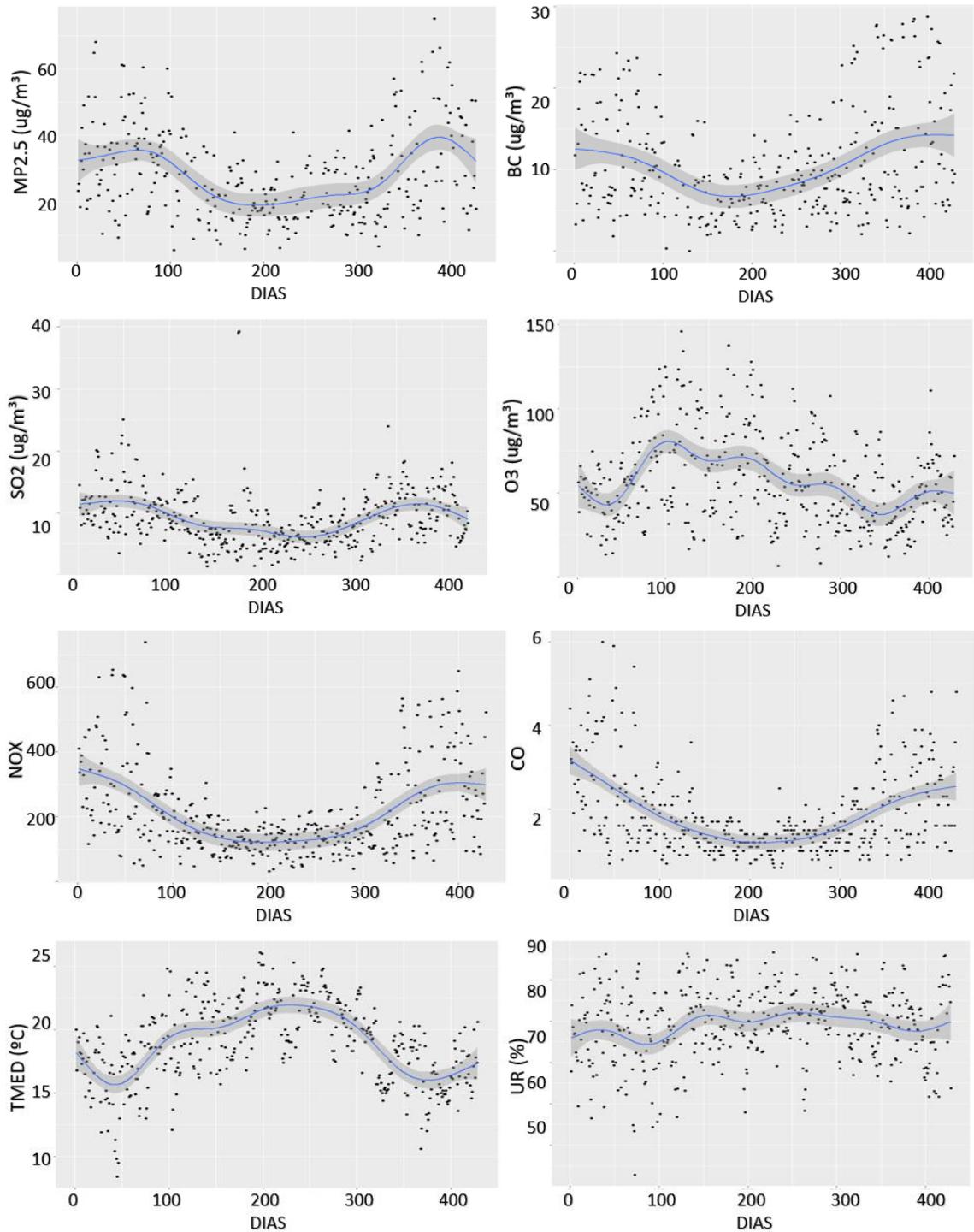
A média das concentrações de BC coletado na Faculdade de Medicina da USP, no período em questão, foi de 10,8 µg/m³, podendo-se observar no começo do período que os picos de concentração não são tão frequentes em comparação ao restante dos dias de amostragem. Foram analisados também os valores de concentração para períodos diurnos e noturnos e os dados são apresentados na Tabela 4, podendo-se observar que no período noturno, são encontrados os maiores valores, tendo como diferença de 1,3 µg/m³ com relação ao grupo de dados com todos os dias de amostragem.

Estes frequentes episódios com altos valores de concentração de MP_{2,5} na RMSP também estão associados às emissões veiculares. Embora a frota tenha aumentado substancialmente, os valores médios anuais mostram uma tendência decrescente para todos os poluentes. Essa tendência deve-se ao programa de controle de emissões veiculares estabelecido pelo governo brasileiro em 1986, denominado PROCONVE (Programa de Controle de Emissões Veiculares). Observam-se valores de MP_{2,5} que ultrapassaram os Padrões Estaduais de Qualidade do Ar, tanto para o valor máximo diário (60µg/m³), quanto para a média do período que também acompanha esta tendência, estando acima dos padrões anuais (20µg/m³). O BC é um poluente não regulamentado, mas pode apresentar valores preocupantes. Sua maior concentração no período foi de 28,8 µg/m³ no dia 16 de julho de 2008. Outro componente a se citar foi o ozônio, que apresentou como maior valor de maior média móvel de 8 horas do dia e horário da ocorrência de 146,1µg/m³ no dia 10 de outubro de 2007, quando o recomendável nas mesmas condições seria de 140 µg/m³ (Tabela 7).

Tabela 7. Estatística descritiva das concentrações de poluentes, de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008 na RMSP. Foram consideradas a média diária de MP_{2,5}, BC e SO₂, maior média móvel de 8 horas do dia para O₃ e CO e maior valor diário e horário de NO_x no período.

Poluente	Mínimo	Média	Máximo
Material Particulado Fino (µg/m ³)	5,4	28,43	75,2
Black Carbon (µg/m ³)	0	10,80	28,8
Monóxido de Carbono (ppm)	0,6	1,87	6,0
Óxido de Nitrogênio (µg/m ³)	31,6	210,72	739,6
Dióxido de Enxofre (µg/m ³)	1,4	9,18	39,3
Ozônio(µg/m ³)	6,4	57,05	146,1

Na Figura 4 são apresentadas as variações das concentrações de poluentes ao longo do período. Observa-se que a sazonalidade é bem definida para alguns poluentes como BC, NOx e CO, em que apresentam maior concentração em meses mais secos e frios, como Junho, Julho e Agosto, e menores em meses quentes e úmidos, como Dezembro, Janeiro e Fevereiro. As variações temporais das variáveis meteorológicas e dos poluentes são apresentadas nas Figura 4. Nessa figura há também o ajuste com uma curva da média diária (com exceção do CO e do O₃, cujos ajustes são a média móvel de 8hrs) e a variabilidade.



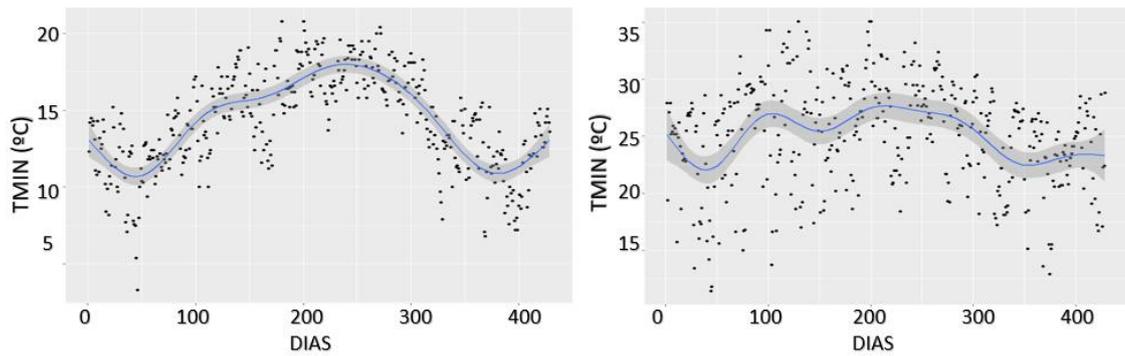
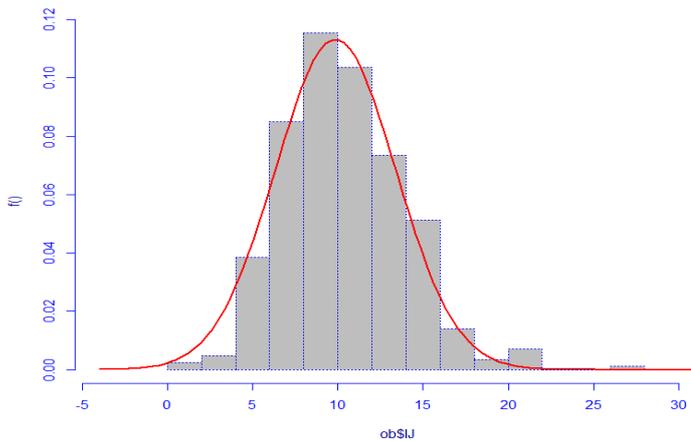
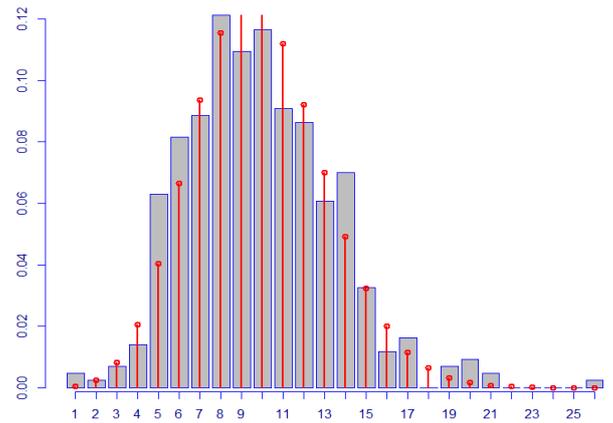


Figura 5: Médias diárias das concentrações e variáveis meteorológicas, exceto para CO e O₃, quando foi considerada a média móvel de 8hrs, pelos dias transcorridos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008 na RMSP.

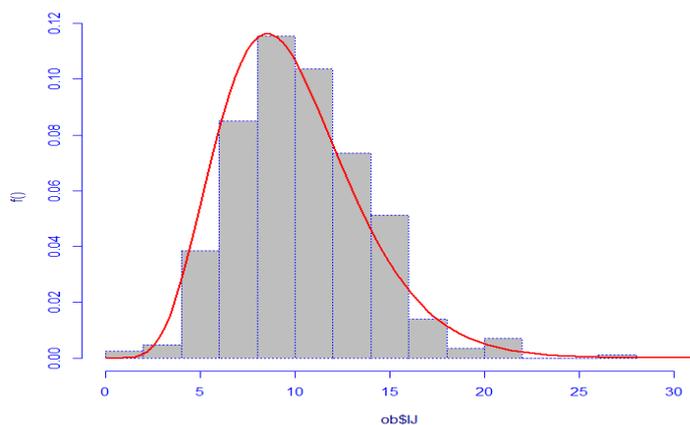
Para estimar a associação existente entre as variações diárias na concentração do poluente e os totais diários de óbitos por doenças respiratórias e circulatórias através do MAG, foram testadas as distribuições Normal, Poisson e Gama para a ocorrência do número de óbitos para escolher aquela que melhor se ajustava aos dados (Figura 6). Os parâmetros estatísticos dos ajustes ficaram bem próximos. Assim, de acordo com a literatura, foi tomado como pressuposto que as distribuições das contagens de óbitos seguem uma distribuição de Poisson.



Função Normal
 Coeficiente Mu: 9.865
 Coeficiente Sigma: 1.26
 Graus de Liberdade para o ajuste: 427
 Desvio Global: 2298.23
 AIC: 2302.23



Função Poisson
 Coeficiente Mu: 2.289
 Graus de Liberdade para o ajuste: 428
 Desvio Global: 2288.24
 AIC: 2290.24



Função Gama

Coefficiente Sigma: -0.9959

Graus de Liberdade para o ajuste: 427

Desvio Global: 2286.5

AIC: 2290.5

Figura 6: Modelos de distribuição Normal, Poisson e Gama para a ocorrência do número de óbitos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008 na RMSP.

4.1. Doenças do Aparelho Respiratório

O inverno da Região Metropolitana de São Paulo é caracterizado como um período seco, com ventos calmos e a predominância de um sistema de alta pressão sobre o continente, dificultando a dispersão da poluição sobre a região. É possível observar que, em geral, os maiores números de óbitos do aparelho respiratório (DAR) são registrados durante os meses de inverno (junho, julho e agosto), conforme apresentado na Figura 7. Isso acontece devido às alterações fisiológicas associadas à imunidade celular e hormonal, além dos fatores comportamentais (HUYNEN et al., 2001).

Sobre a variação temporal na RMSP, observou-se um acentuado comportamento sazonal para óbitos por doenças respiratórias tanto em idosos quanto em adultos, por outro lado, os dados das crianças não apresentaram variações sazonais marcantes já que seus valores são baixos.

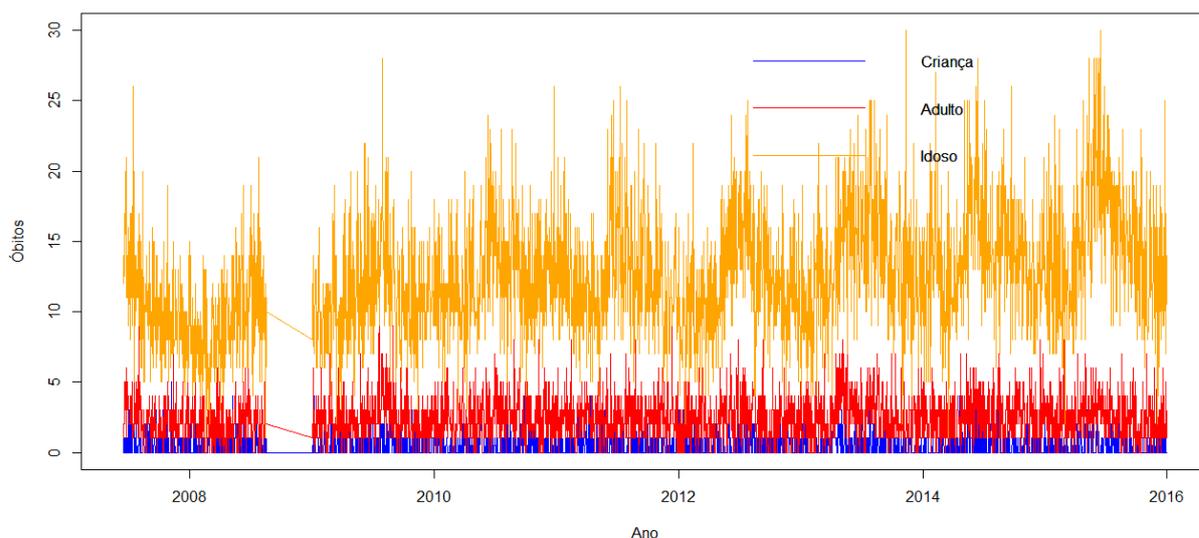


Figura 7: Variação temporal dos óbitos diários por doenças do aparelho respiratório para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP, para crianças (azul), adultos (vermelho) e idosos (laranja).

A análise dos dados foi feita de acordo com os sexos dos indivíduos, e mostra que até o ano de 2012, mais homens morreram de doenças respiratórias e que a partir de 2013, essas posições se inverteram, ocorrendo mais óbitos de pessoas do sexo feminino e de que em modo geral, há um crescimento gradual no número total de mortes anuais, conforme apresentado na Figura 8.

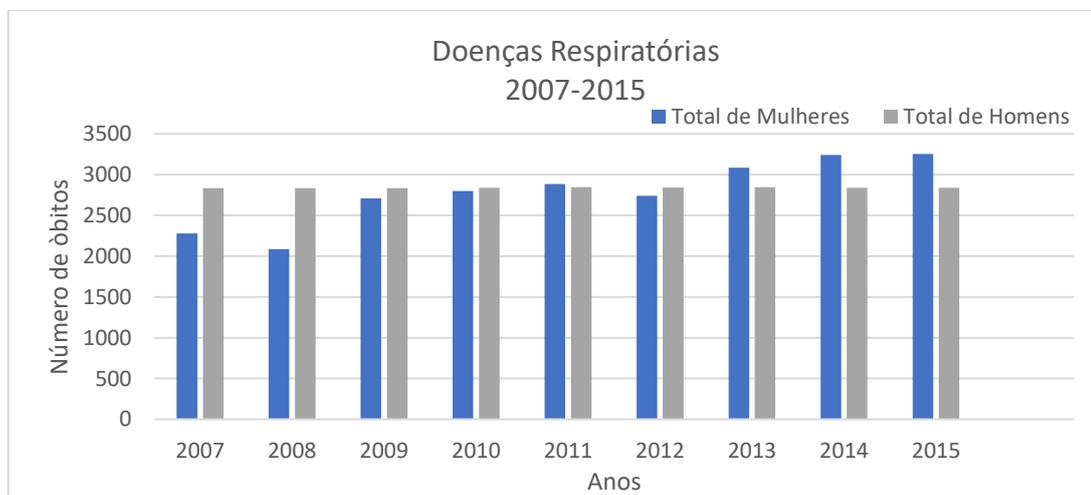


Figura 8: Número de óbitos por doenças do aparelho respiratório em homens e mulheres de todas as faixas etárias, para o período de 2007 a 2015, na RMSP.

Durante os anos de 2007 a 2008, foram registrados um total de 1639 mortes de crianças, 7188 de adultos e 37175 de idosos por doenças respiratórias. Na Tabela 8 apresentam-se, para o período de estudo de 2007-2008, as mortes considerando a classificação J00 a J99. Nesta, é possível notar a superioridade dos números de óbitos em idosos no que nas demais faixas etárias.

Tabela 8. Análise descritiva de óbitos por doenças do aparelho respiratório e circulatório, estratificados pelas faixas etárias de interesse, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Óbitos por doenças do aparelho respiratório (J00-J99)	Máximo	Mínimo	Média	Variância	Desvio Padrão	Número de óbitos
Idosos	26	1	10	12,6	3,5	4232
Crianças	5	0	0,6	0,6	0,8	254
Adultos	9	0	2	1,9	1,4	909

Um grande número de covariáveis significa um alto grau de complexidade na interpretação do modelo, mas por outro lado, um modelo com um pequeno número de covariáveis pode ter uma interpretação fácil, mas pode-se ajustar pobremente aos dados. Assim, um modelo intermediário seria o ideal neste caso. Para ajudar neste processo, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson entre os poluentes atmosféricos, fatores meteorológicos e óbitos como dito anteriormente, tomando isso como sendo uma pré-seleção de variáveis (Tabela 9).

Todos os poluentes atmosféricos estão positivamente correlacionados entre si, exceto o O₃ com BC, SO₂ e NO_x, sendo o MP e NO_x bem correlacionados, tendo uma correlação de 0,69 e de MP_{2,5} com BC, sendo os mais fortemente correlacionado, conforme o esperado, já que o BC é um dos componentes do MP_{2,5}.

Tabela 9. Matriz de correlação de Pearson entre os poluentes atmosféricos, variáveis meteorológicas e óbitos por doenças do aparelho respiratório em crianças, adultos e idosos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Total	Criança	Adulto	Idoso	MP _{2,5}	BC	O ₃	CO	SO ₂	NO _x	TMED	TMAX	TMIN	AMP	UR
Total	1,00														
Criança	0,14	1,00													
Adulto	0,45	-0,04	1,00												
Idoso	0,89	-0,04	0,17	1,00											
MP _{2,5}	0,26	0,06	0,06	0,25	1,00										
BC	0,17	0,06	0,05	0,18	0,77	1,00									
O ₃	-0,04	-0,06	0,01	-0,04	0,18	-0,02	1,00								
CO	0,32	0,09	0,13	0,28	0,56	0,60	0,04	1,00							
SO ₂	0,26	0,08	0,11	0,22	0,48	0,42	-0,01	0,50	1,00						
NO _x	0,33	0,10	0,13	0,29	0,69	0,75	-0,01	0,91	0,57	1,00					
TMED	-0,23	-0,04	-0,05	-0,24	-0,17	-0,04	0,57	-0,07	-0,26	-0,17	1,00				
TMAX	-0,09	-0,05	0,00	-0,09	0,17	0,21	0,76	0,17	-0,02	0,12	0,86	1,00			
TMIN	-0,30	-0,06	-0,07	-0,31	-0,41	-0,27	0,23	-0,35	-0,48	-0,46	0,83	0,50	1,00		
AMP	0,13	-0,01	0,06	0,14	0,52	0,44	0,66	0,47	0,35	0,50	0,29	0,72	-0,24	1,00	
UR	-0,10	-0,05	0,00	-0,11	-0,36	-0,36	-0,58	-0,45	-0,31	-0,45	-0,33	-0,61	0,16	-0,81	1,00

Destaca-se a alta correlação entre o NO_x e CO e entre MP_{2,5} e BC, com valores de 0,91 e 0,77, respectivamente. Já considerando as relações entre as temperaturas mínima, média, máxima e umidade relativa, vemos que a umidade tem maior correlação com a temperatura

máxima, do que com as outras duas. Utilizou-se dessas informações para auxiliar na escolha das variáveis na pré-seleção para em seguida montar o futuro modelo, tentando não incluir duas variáveis muito correlacionadas ao mesmo tempo no ajuste, evitando-se assim, que ocorresse concurvidade.

Os gráficos de dispersão ajudam a identificar indícios sobre a forma, intensidade e direção da relação entre duas variáveis. No caso da Figura 9, podemos observar que a concentração de BC e de MP_{2.5} são correlacionados e sua dispersão é bem definida. Desse modo, optou-se por trabalhar com o MP_{2.5} e BC separadamente, ou seja, em modelos distintos.

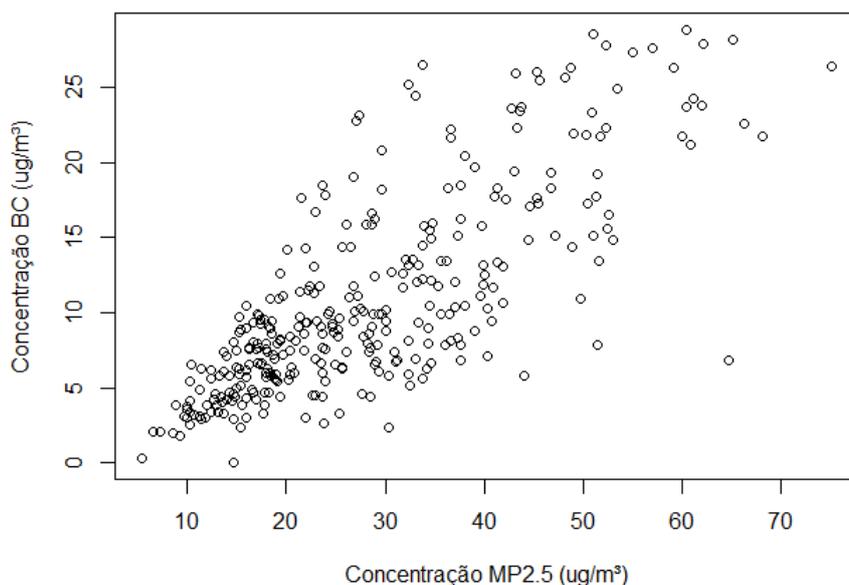
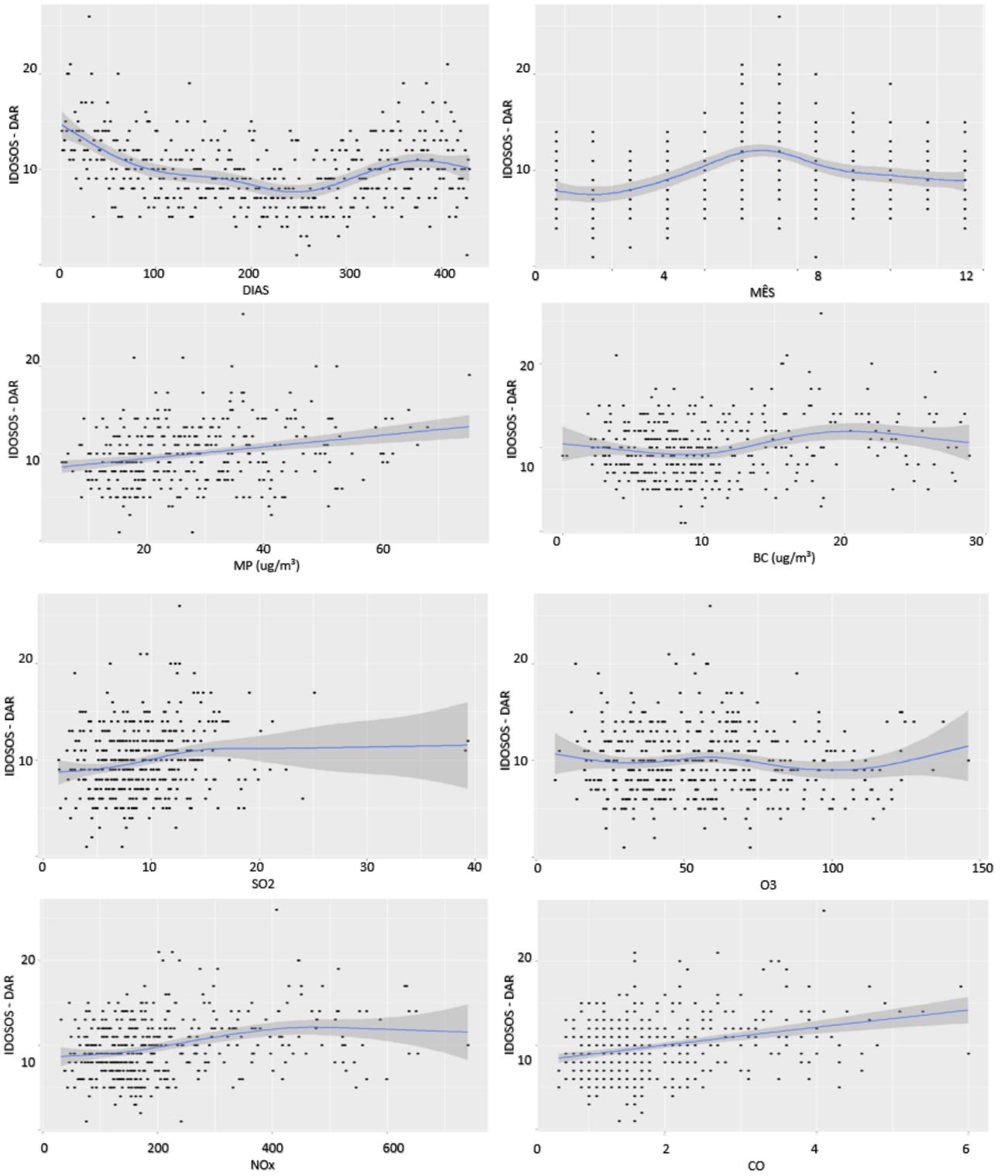


Figura 9: Gráfico de dispersão entre MP_{2.5} e BC para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Os gráficos de dispersão entre número de óbitos devido às doenças do aparelho respiratório (DAR) e as variáveis, ajustados por MAG foram utilizados para visualizar a relação entre a variável dependente e as independentes e definir quais delas possuem ligação linear, e quais delas não possuem, para que essa informação seja inserida no modelo. Para os idosos, tanto o MP_{2.5}, CO e umidade relativa, apresentaram um comportamento linear com o número de óbitos (Figura 10). Ainda que apresentando valores baixos de mortalidade, dificultando a percepção de uma maior alteração da curva, podemos considerar que o MP_{2.5}, BC, SO₂, O₃, NO_x, CO e umidade relativa apresentaram uma tendência de relação linear com óbitos de crianças (Figuras em apêndice). Em adultos (Figura 11), todas as variáveis pré-selecionadas apresentam linearidade com a mortalidade.



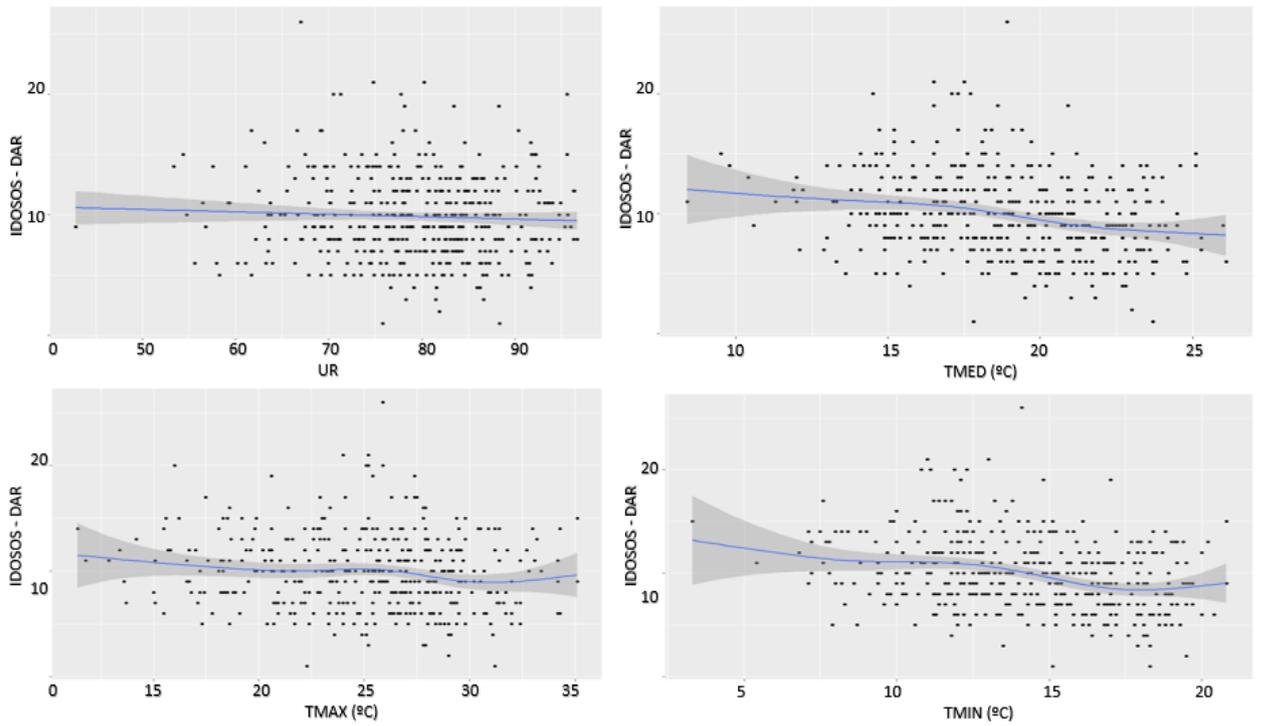
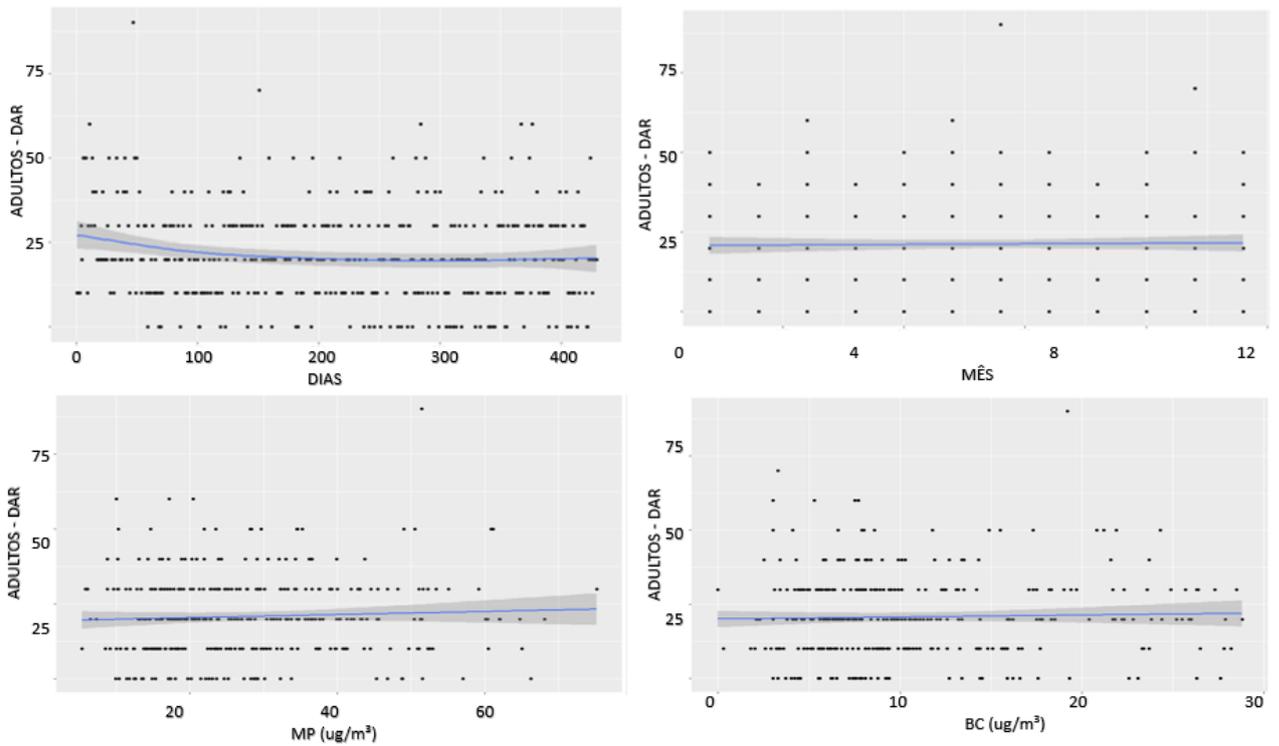


Figura 10: Ajuste com MAGs do número de óbitos de idosos por doenças respiratórias (DAR) com dados de (a) Dias, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.



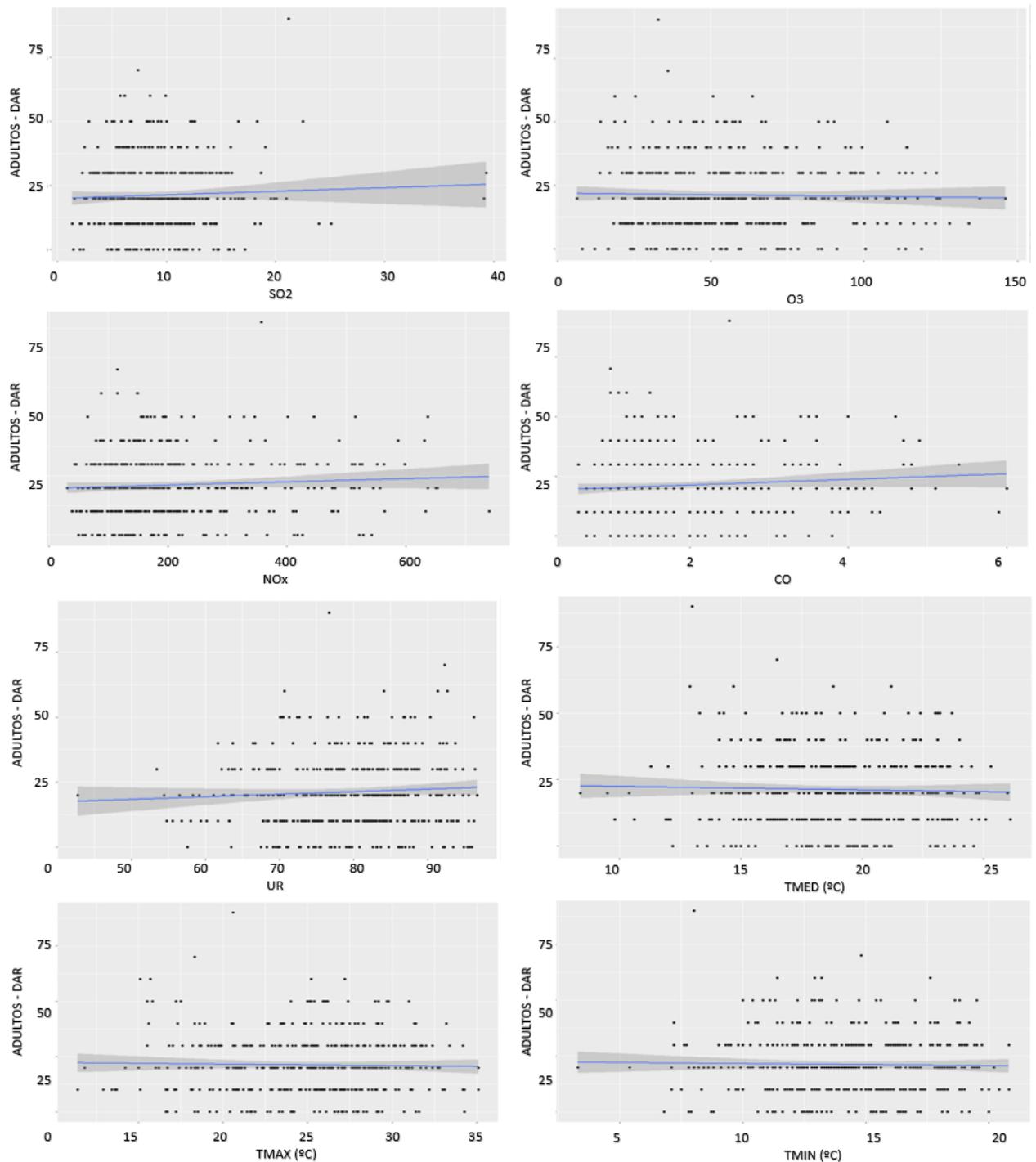


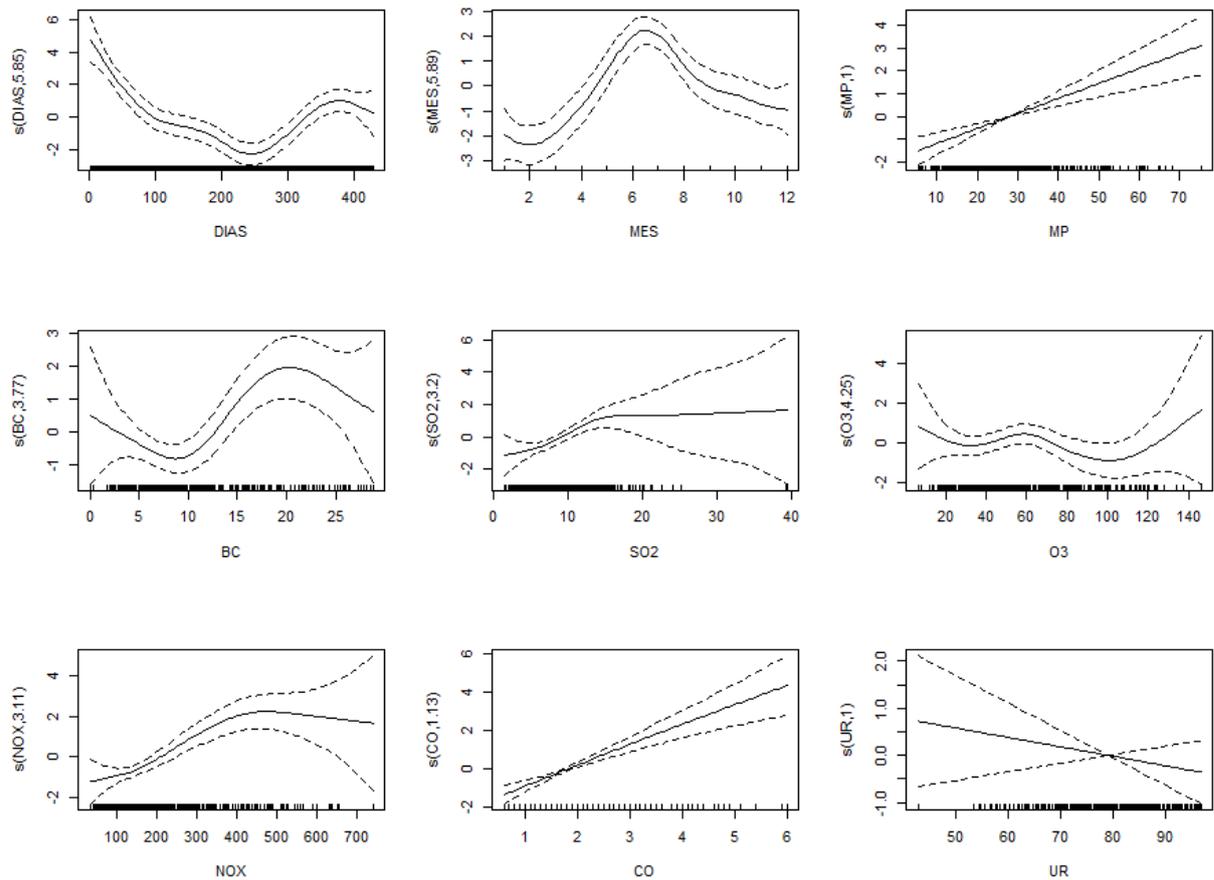
Figura 11: Ajuste com MAGs do número de óbitos de adultos por doenças respiratórias (DAR) e dados de (a) Dias, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Outra forma de estudar a linearidade entre as variáveis dependentes e independentes foi por meio do ajuste de um MAG para cada variável separadamente e sobre um desfecho conforme apresentado nas Figuras 12 a 14. As Figuras 12 k, l e m, mostram curvas de alisamento ajustada do número de óbitos por doenças respiratórias de idosos em função da temperatura. Convém interpretar estas figuras para valores de temperatura entre 15 e 25

graus Celsius, onde são maiores os números de observações. Pode-se dizer que para temperaturas mais baixas (na faixa de 10 a 20 graus Celsius) o número de óbitos decresce à medida que a temperatura aumenta; para temperaturas a partir de 20 graus Celsius, o número de óbitos volta a crescer. Houve um efeito significativamente positivo do material particulado fino e BC no número de óbitos, a medida em que a concentração de MP e BC aumenta, existe um aumento no número de óbitos

A Figura 13 para doenças do aparelho respiratórias em crianças sugere que a relação entre o número de óbitos e a umidade deve ser linear e decresce quanto maior a umidade relativa do ar. As linhas pontilhadas são uma aproximação para o intervalo de confiança da curva de alisamento (representadas pela letra s) e cada barra vertical no eixo das abcissas representa uma observação.

O aumento significativo da mortalidade nos meses de inverno, e sua redução ao longo do período mais quente está bem nítido nas Figuras 12b, 13b e 14b. Este comportamento pode ser claramente visualizado nas Figuras 12 a 14. O alisador apreende a sazonalidade de modo satisfatório, bem como a tendência de decréscimo da mortalidade ao longo dos anos, sem capturar a variabilidade diária da mortalidade.



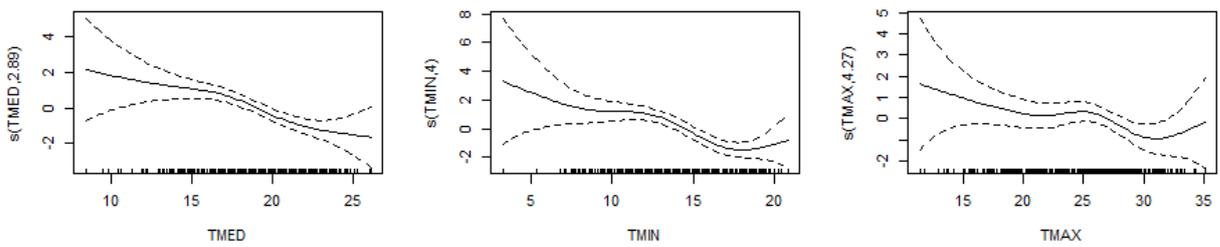


Figura 12: Curvas resposta alisadas do número de óbitos por doenças do aparelho respiratório em idosos em relação às variáveis (a) Dias Transcorridos, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Diferente das curvas apresentadas na Figura 12, a relação dos óbitos por doenças respiratórias da exposição de BC, SO₂, O₃, apresentaram uma relação linear com o número de óbitos em crianças e as temperaturas com significativa constância quando em temperaturas intermediárias.

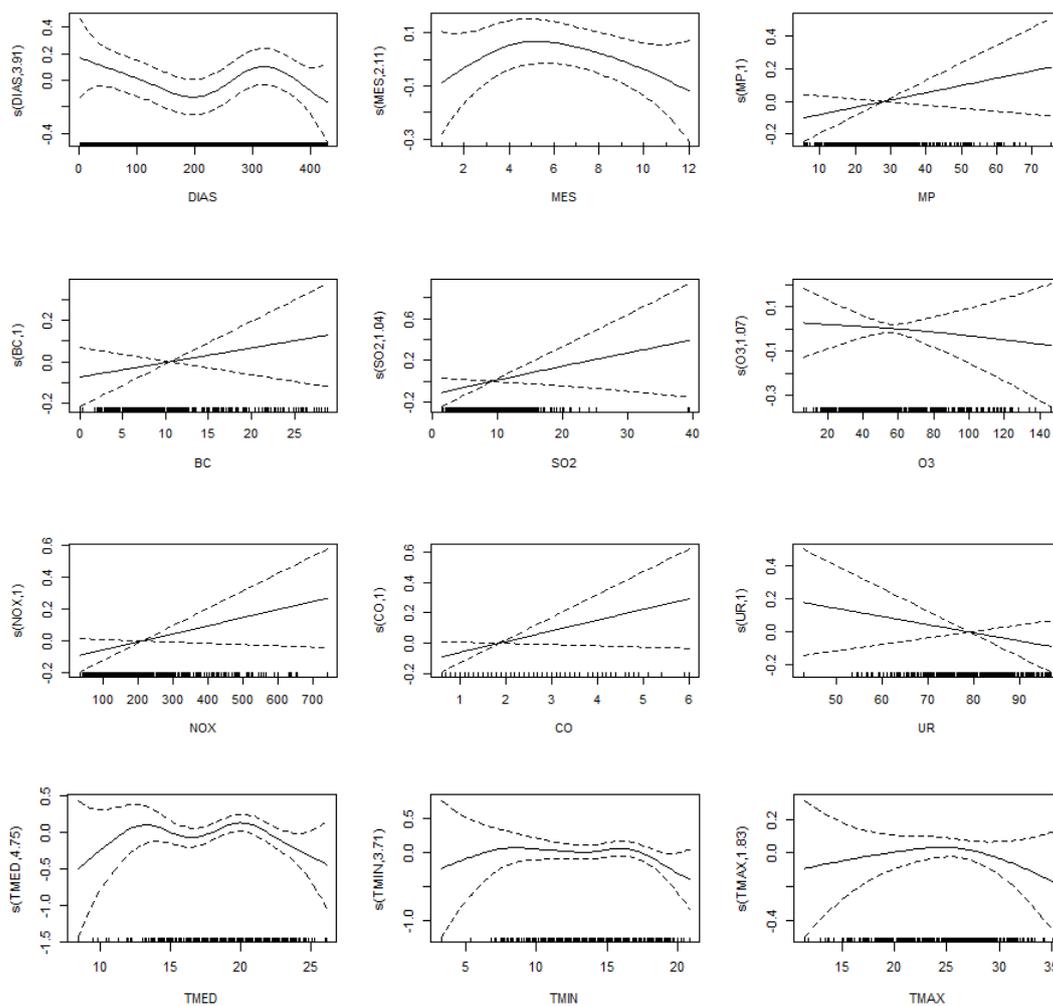


Figura 13: Curvas resposta alisadas do número de óbitos por doenças do aparelho respiratório em crianças em relação às mudanças de (a) Dias Transcorridos, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa alisadas, (j)

Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

As curvas resposta alisadas do número de óbitos por doença do aparelho respiratórios em adultos (Figura 14) mostra relações lineares com quase todas as variáveis do estudo, exceto ao considerar os dias transcorridos, meses do ano e temperatura máxima.

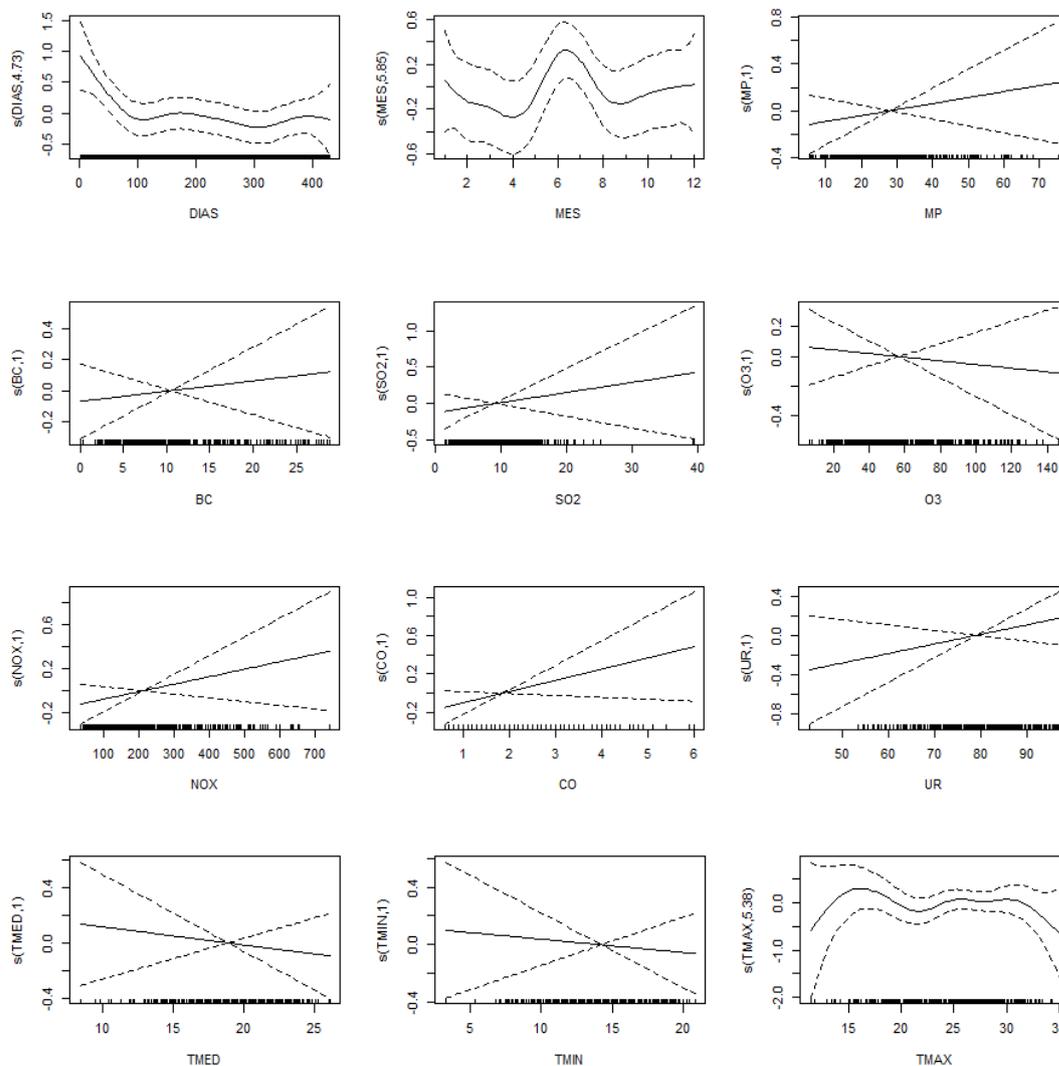


Figura 14: Curvas resposta alisadas do número de óbitos por doenças do aparelho respiratório em adultos em relação às mudanças de (a) Dias Transcorridos, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa alisadas, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Em seguida o método *Stepwise* foi aplicado para se obter as variáveis que são significativas e quais podem ser excluídas no estudo, aliado à análise de correlação e do estudo de linearidade. Esta análise mostrou que variáveis como MP, BC, temperatura média, umidade relativa, meses do ano, dias transcorridos, dia da semana, CO e SO₂ possuem maior relevância quando associada às mortes por DAR em idosos. Unindo os métodos anteriores, é possível observar que estas variáveis selecionadas estão condizentes com os estudos já realizados nesta área. Na Tabela 10 apresentam-se as variáveis consideradas significativas na análise

Stepwise para os três grupos (crianças, adultos e idosos) nos Modelo Linear e Modelo Aditivo, e ainda se na forma “*forward*” ou “*Backward*”, em que se pode observar que os modelos escolhidos pelos métodos já indicam se a variável tem relação linear ou se ela necessita de uma suavização, representada pela função $s(\)$.

Tabela 10. Variáveis consideradas significativas como resultado da análise *stepwise* para doenças do aparelho respiratório em idosos, crianças e adultos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo Aditivo	
	Foward	Backward
Idosos DAR*	$s(\text{DIASEMANA}) + \text{MP}_{2,5} + s(\text{DIAS}) + \text{UR} + \text{CO}$	$\text{DIAS} + \text{MP}_{2,5} + \text{CO} + \text{TMED}$
Crianças DAR*	$s(\text{CO}) + \text{MP}_{2,5} + \text{BC} + s(\text{TMED}, \text{df} = 5) + \text{DIASEMANA}$	$s(\text{DIAS}) + s(\text{MES}) + s(\text{MP}_{2,5}) + s(\text{BC}) + s(\text{TMIN}) + s(\text{TMAX}) + s(\text{TMED}) + s(\text{UR}) + s(\text{NOX}) + s(\text{SO}_2) + s(\text{O}_3) + s(\text{DIASEMANA}) + s(\text{CO})$
Adultos DAR*	$\text{MP}_{2,5} + \text{BC} + \text{TMED} + \text{DIASEMANA}$	$\text{DIAS} + \text{MP}_{2,5} + \text{TMED}$

Obs: *DAR: Doenças do aparelho respiratório

A letra *s* antes da variável indica que esta está suavizada por uma função de alisamento.

Nas Tabelas 11 a 13 estão apresentados os coeficientes para validar a relação de linearidade e significância de cada variável com cada desfecho. A estimativa de graus de liberdade (Edf) de uma variável suavizada mostra o quão complexo é o alisamento feito pelo modelo, se ele for igual a 1, indica que existe uma relação linear entre a variável explicativa e a variável de resposta (reduzido essencialmente a um efeito simples). Quanto maior o grau de liberdade (quando não é igual a 1), mais significativa é a relação não linear (HE et al., 2017). Enquanto isso, dfs muito maiores que 1, mostram uma relação não-linear significativa entre duas variáveis e com valor igual a 2 seria algo equivalente a uma curva quadrática, e assim sucessivamente. Então quanto mais alto o valor do edf mais onduladas e complexas vão ser as curvas. Logo, um Edf muito maior que 1, indicaria uma relação não-linear significativa com os óbitos na RMSP, como é o caso do ozônio, meses do ano, dias transcorridos e temperatura máxima. Já o material particulado fino, possui claramente uma relação linear (Tabela 11).

O Ref.df é um parâmetro estatístico de teste usado em uma análise de variância (ANOVA) que é usado para indicar a significância geral do alisamento, sendo o resultado desse teste o valor *p*. Pequenos valores de *p* indicam geralmente que não há funções básicas suficientes então, que a saída é aumentá-las ou também incluir mais termos suavizadores com outras funções básicas para aumentar o valor de *p*.

Tabela 11: Estimativas dos graus de liberdade (Edf), graus de referência (Ref.def), desvio explicado (%), Ajuste R^2 , e AIC para as variáveis alisadas no modelo de fator-único para óbitos por doenças do aparelho respiratório em idosos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Smoothed variable	Edf	Ref.df	P-value	Deviance explained (%)	R^2	AIC
$s(\text{DIAS})$	5,918	7,075	<2e-16 ***	21,9	0,213	2184,113
$s(\text{MP}_{2,5})$	1	1,001	1.7e-07 ***	6,41	0,0625	1781,315

s(BC)	3,896	4,845	8.59e-06 ***	7,46	0,0669	1897,643
s(ALT)	3,319	4,068	0,0899	2,22	0,0112	2284,911
s(TMED)	3,362	4,231	2.78e-07 ***	7,31	0,0653	2238,143
s(TMIN)	4,279	5,335	6.07e-10 ***	10,6	0,0959	2222,408
s(TMAX)	4,786	5,89	0,0307	3,07	0,0192	2263,693
s(UR)	2,48	3,167	0,386	0,825	0,00247	2290,75
s(NOx)	3,169	3,983	2.43e-10 ***	9,58	0,0925	2244,913
s(SO2)	3,645	4,486	8.14e-05 ***	5,02	0,0428	2270,472
s(O3)	4,513	5,602	0,107	2,41	0,0136	2286,263
s(CO)	1,73	2,181	4.79e-11 ***	9,06	0,0897	2244,838
s(DIASEMANA)	2,48	3,167	0,386	0,825	0,00247	2290,75
s(MES)	5,73	6,882	<2e-16 ***	19,3	0,182	2197,647

Tabela 12: Estimativas dos graus de liberdade (Edf), graus de referência (Ref.def), desvio explicado (%), Ajuste R², e AIC para as variáveis alisadas no modelo de fator-único para óbitos por doenças do aparelho respiratório em crianças, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Smoothed variable	Edf	Ref.df degree of reference	Chi.sq	P-value	Deviance explaineid (%)	R ²	AIC
s(DIAS)	4,15	5,11	8,08	0,16	2,28	0,013	881,83
s(MES)	2,29	2,85	3,28	0,26	1,15	0,006	883,50
s(MP _{2,5})	1	1,00	2,11	0,15	0,55	0,003	694,30
s(BC)	1	1	1,15	0,28	0,28	0,0004	756,23
s(O3)	1,22	1,41	0,51	0,75	0,15	-0,001	886,12
s(CO)	1	1	3,51	0,06	0,70	0,006	883,08
s(SO2)	1,21	1,39	2,12	0,16	0,61	0,003	883,89
s(NOx)	1	1	3,26	0,07	0,65	0,005	883,30
s(TMED)	5,03	6,16	12,15	0,066	3,37	0,021	871,63
s(TMIN)	4,76	5,89	7,79	0,24	2,52	0,012	875,13
s(TMAX)	2,12	2,70	2,94	0,44	0,81	0,002	877,95
s(UR)	1,002	1,004	1,37	0,24	0,28	0,0008	885,06

Os coeficientes para o grupo etário dos adultos por óbitos por doenças respiratórias (Tabela 13) mostra que apenas para as suavizações dos dias transcorridos, meses do ano e temperatura máxima, a relação entre as duas variáveis muda de forma linear, confirmando as tendências das curvas da Figura 14.

Tabela 13: Estimativas dos graus de liberdade (Edf), graus de referência (Ref.def), desvio explicado (%), Ajuste R², e AIC para as variáveis alisadas no modelo de fator-único para óbitos por doenças do aparelho respiratório em adultos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Smoothed variable	Edf	Ref.df degree of reference	Chi.sq	P-value	Deviance explaineid (%)	R ²	AIC
s(DIAS)	3,86	4,77	12,7	0,029	2,98	0,028	1464,19
s(MES)	5,26	6,38	6,22	0,42	2,02	0,011	1471,37
s(MP _{2,5})	1	1	0,80	0,37	0,22	-0,0004	1153,20
s(BC)	1	1	0,32	0,57	0,082	-0,0019	1226,53
s(O3)	1	1	0,23	0,63	0,051	-0,0018	1471,76

s(CO)	1	1	2,73	0,099	0,587	0,0044	1469,32
s(SO2)	1	1	0,80	0,37	0,173	-0,0003	1471,20
s(NOx)	1	1	1,66	0,20	0,36	0,0017	1470,36
s(TMED)	1	1	0,35	0,55	0,080	-0,0015	1455,25
s(TMIN)	1	1	0,17	0,68	0,039	-0,0019	1455,44
s(TMAX)	5,39	6,56	5,38	0,53	1,86	0,0077	1456,16
s(UR)	1	1	1,53	0,216	0,34	0,0014	1470,45

Com base nas estimativas anteriores e a literatura, foram gerados alguns modelos-candidatos que foram submetidos à testes, selecionando aqueles que apresentaram maior desvio explicado, maior R² e principalmente menor AIC. Na Tabela 14, pode-se observar que os Modelos 2, 3 e 6 são aqueles que apresentaram a melhor combinação de coeficientes para o desfecho óbitos em idosos. Já para crianças, os Modelos 5 e 7 são os que mais se adequam na hora da avaliação dos resultados (Tabela 15). Por último, aliando os coeficientes, foram selecionados os Modelos 4 e 5 para continuarem o processo de análise.

Tabela 14: Resultados dos modelos testados para óbitos em idosos por doenças respiratórias, seus coeficientes, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

		Desvio explicado (%)	R ²	AIC
1	s(DIAS)+s(MES)+MP _{2,5} +DIASEMANA	22,8	0,216	1729,836
2	s(DIAS)+s(MES)+MP_{2,5}+s(TMED)+UR+DIASEMANA	22,2	0,209	1714,158
3	s(DIAS)+s(MES)+BC+s(TMED)+UR+DIASEMANA	22,7	0,213	1821,521
4	s(DIAS)+s(MES)+s(MP)+s(TMED)+UR+s(NOx)+s(SO2)+s(O3)+CO+DIASEMANA	26,3	0,229	1717,492
5	s(DIAS)+s(MES)+MP+s(TMED)+UR+s(NOx)+s(SO2)+s(O3)+CO+DIASEMANA	25,3	0,222	1717,074
6	s(DIAS)+s(MES)+s(BC)+s(TMED)+UR+s(NOx)+s(SO2)+s(O3)+CO+DIASEMANA	28,9	0,254	1815,69
CO	s(DIAS)+s(MES)+CO+s(TMED)+UR+DIASEMANA	23,5	0,221	2165,829
NOx	s(DIAS)+s(MES)+s(NOx)+s(TMED)+UR+DIASEMANA	23,7	0,223	2164,903
SO2	s(DIAS)+s(MES)+s(SO2)+s(TMED)+UR+DIASEMANA	25,1	0,233	2165,693
O3	s(DIAS)+s(MES)+s(O3)+s(TMED)+UR+DIASEMANA	24,7	0,226	2165,26

Tabela 15: Resultados dos modelos testados para óbitos em crianças por doenças respiratórias, seus coeficientes, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo	Desvio explicado (%)	R ²	AIC
1	CJ ~s(DIAS)+s(MES)+s(MP _{2,5})+s(TMED)+UR+s(NOx)+s(SO2)+s(O3)+DIASEMANA+s(CO)	9,49	0,06	682,74
2	CJ ~s(DIAS)+s(MES)+s(BC)+s(TMED)+s(UR)+s(NOx)+s(SO2)+s(O3)+DIASEMANA+s(CO)	7,93	0,04	748,00
3	CJ ~s(DIAS)+s(MES)+MP _{2,5} +s(TMED)+UR+NOx+SO2+O3+DIASEMANA+CO	9,29	0,058	682,86
4	CJ ~s(DIAS)+s(MES)+BC+s(TMED)+UR+NOx+SO2+O3+DIASEMANA+CO	7,93	0,039	748,0
5	CJ ~MP_{2,5}+s(DIAS)+s(MES)+DIASEMANA+s(TMED)+UR	8,55	0,061	677,13
6	CJ ~s(MP _{2,5})+s(DIAS)+s(MES)+DIASEMANA+s(TMED)+UR	9,36	0,066	676,03
7	CJ ~BC+s(DIAS)+s(MES)+DIASEMANA+s(TMED)+UR	7,52	0,046	741,70

8	$CJ \sim S(BC) + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	7,53	0,046	741,70
9	$CJ \sim s(DIAS) + s(MES) + MP_{2,5} + s(TMED) + UR + NOX + SO_2 + O_3 + DIASEMANA + CO$	9,29	0,058	682,86
10	$CJ \sim s(DIAS) + s(MES) + BC + s(TMED) + UR + NOX + SO_2 + O_3 + DIASEMANA + CO$	7,93	0,039	748,00
CO	$CJ \sim CO + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	6,06	0,04	872,44
NO _x	$CJ \sim NO_x + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	6,03	0,03	872,60
SO ₂	$CJ \sim SO_2 + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	6,01	0,03	872,71
O ₃	$CJ \sim O_3 + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	6	0,03	872,68

Ao testar os modelos para os óbitos em adultos por doenças respiratórias, os que apresentaram menor AIC foram aqueles que possuíam como variáveis suavizadas os dias transcorridos e meses do ano, e como variáveis com dependência linear o dia da semana, umidade relativa, temperatura média e a concentração do poluente.

Tabela 16: Resultados dos modelos testados para óbitos em adultos por doenças respiratórias, seus coeficientes, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo	Desvio explicado (%)	R ²	AIC
1	$AJ \sim s(DIAS) + s(MES) + s(MP_{2,5}) + s(TMED) + s(UR) + s(NOX) + s(SO_2) + s(O_3) + DIASEMANA + s(CO)$	7,4	0,05	1134,43
	$AJ \sim s(DIAS) + s(MES) + s(BC) + s(TMED) + s(UR) + s(NOX) + s(SO_2) + s(O_3) + DIASEMANA + s(CO)$	5,7	0,036	1210,074
2	$AJ \sim s(DIAS) + s(MES) + MP_{2,5} + TMIN + UR + NOX + SO_2 + O_3 + DIASEMANA + CO$	6,43	0,045	1136
	$AJ \sim s(DIAS) + s(MES) + BC + TMIN + UR + NOX + SO_2 + O_3 + DIASEMANA + CO$	5,6	0,035	1210,43
3	$AJ \sim s(DIAS) + s(MES) + MP_{2,5} + TMED + UR + NOX + SO_2 + O_3 + DIASEMANA + CO$	6,63	0,047	1135,41
	$AJ \sim s(DIAS) + s(MES) + BC + TMED + UR + NOX + SO_2 + O_3 + DIASEMANA + CO$	5,7	0,036	1210,07
4	$AJ \sim MP_{2,5} + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMED + UR$	5,09	0,04	1132,85
	$AJ \sim BC + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMED + UR$	5,04	0,039	1205,56
5	$AJ \sim MP_{2,5} + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMIN + UR$	4,89	0,037	1134,27
	$AJ \sim BC + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMIN + UR$	5,04	0,0388	1206,33
CO	$AJ \sim CO + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMED + UR$	3,95	0,02	1450,53
NO _x	$AJ \sim NO_x + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMED + UR$	4,04	0,03	1450,14
SO ₂	$AJ \sim SO_2 + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMED + UR$	4,19	0,032	1449,9
O ₃	$AJ \sim O_3 + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + TMED + UR$	4,7	0,034	1451,098

A partir da escolha dos melhores modelos para cada desfecho, conseguimos, que fossem calculados os valores dos coeficientes (ANEXO D) para depois se obter o risco relativo, para cada tipo de acréscimo na concentração dos poluentes selecionados.

Uma forma de analisar os erros de um modelo é observar os seus resíduos. Assim, a Figura 15 mostra quatro tipos de plotagens de resíduos gerados a partir da verificação simples baseada em simulação nas dimensões básicas: comparando os resíduos do modelo com uma distribuição normal, com um histograma de resíduos, com um gráfico dos valores residuais e com o gráfico de resposta em relação aos valores ajustados.

O primeiro gráfico, compara os resíduos do modelo, que está em preto com uma distribuição normal (BEGG, 2009). Então se os resíduos do modelo são bem ajustados, então as duas curvas deveriam ser bem próximas a uma linha reta. O segundo é um gráfico de valores residuais, que devem ficar dispersos aleatoriamente e uniformemente em torno do zero. O próximo é o histograma de resíduos, em que espera-se um formato de sino /simétrica. E por último, é apresentado o gráfico de resposta em relação aos valores ajustados, em que em um modelo ideal se formaria uma linha reta. Assim, quando o modelo é válido os resíduos são menos variáveis e seguem aproximadamente uma distribuição normal (BEGG, 2009; FENG; LI; SADEGHPOUR, 2020).

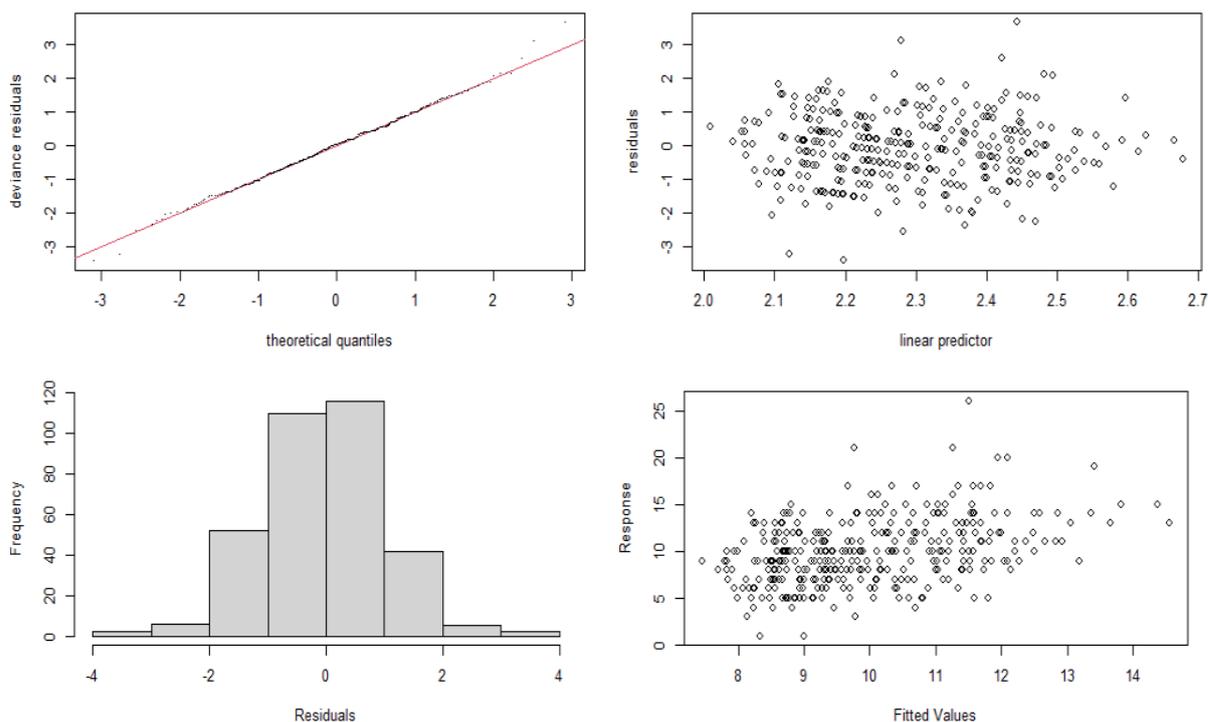


Figura 15. Gráficos de resíduos para óbitos por doenças respiratórias em idosos em relação a uma distribuição normal, em comparação ao preditor linear, histograma de resíduos e em relação aos valores ajustados, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Após esta análise, para validação dos modelos, foram calculados os quantis do $MP_{2,5}$ e BC (Tabela 17), para serem utilizados no cálculo do Δ poluente, que é o valor do poluente no terceiro quartil (25% dos dias mais poluídos) menos o valor do poluente no primeiro quartil (25% dos dias menos poluídos).

Tabela 17. Diferentes quantis de concentração dos poluentes para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Q1 (25%)	Q2 (50%)	Q3 (75%)
$MP_{2,5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	17,8	25,7	36,6
BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6	9	14,4

Para a estimativa do risco relativo foram utilizados sete tipos distintos de incrementos, como explicado anteriormente na metodologia: a diferença interquantil, o valor de 5 e 10% da média da concentração do poluente, a adição de 5 e 10% na média das concentrações do $MP_{2,5}$ e BC, valor do desvio padrão e a soma do desvio padrão com a média dessas concentrações (Tabela 18).

Tabela 18. Incrementos (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$) utilizados para o cálculo do risco relativo de idosos por DAR, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	desv pad	+desv pad
MP _{2,5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	18,8	1,42	2,84	28,85	31,27	13,7	41,13
BC ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8,4	0,54	1,08	11,34	11,88	6,6	17,4

Na Tabela 19, apresentamos os dois modelos que foram selecionados anteriormente para DAR em idosos, apresentando melhores valores de AIC, R² e combinados com as saídas do método de *Stepwise*. O primeiro modelo foi utilizado para calcular o risco relativo do MP_{2,5} e o segundo para o RR de BC. Assim, com base neles, a análise do efeito das concentrações para os diferentes desfechos foi feita explorando diversas estruturas de defasagem (Tabela 20). Pode-se constatar que considerando o desfecho para idosos por DAR, o risco relativo de óbitos nessa faixa etária é mais significativo no dia em que este está sendo exposto às concentrações, tanto para o caso do MP_{2,5} quanto para o do BC. É interessante observar também que neste desfecho, o MP_{2,5} apresentou um risco superior ao BC.

Tabela 19. Modelos selecionados para idosos por DAR, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo
1	IJ ~ MP _{2,5} +s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+UR
2	IJ ~ BC + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+UR

Destaca-se que os parâmetros importantes além dos poluentes foram os dias, a temperatura média e umidade relativa.

Para o cálculo do risco relativo, foram considerados diferentes incrementos. A primeira chamada de Δ poluente, que é a diferença interquartil do poluente (valor do poluente no terceiro quartil (25% dos dias mais poluídos) menos o valor do poluente no primeiro quartil (25% dos dias menos poluídos)). Os próximos incrementos são a adição de 5 e 10% na média da concentração diária dos poluentes para o período e como sendo apenas o desvio padrão e a soma da média da concentração com o desvio padrão (+ Desvio padrão).

Tabela 20. Coeficientes e valores de risco relativo em idosos por DAR considerando lags de tempo (sendo 0 o dia presente e assim por diante), para acréscimos na concentração de Material Particulado e Black Carbon, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Modelo	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+ Desvio padrão
MP _{2,5} - lag 0	5,16	0,38	0,76	8,03	8,73	3,73	11,64
MP _{2,5} - lag 1	4,41	0,33	0,65	6,85	7,45	3,20	9,91
MP _{2,5} - lag 2	-0,36	-0,03	-0,05	-0,55	-0,59	-0,26	-0,78
MP _{2,5} - lag 3	1,84	0,14	0,28	2,83	3,07	1,33	4,06
MP _{2,5} - lag 4	-3,58	-0,28	-0,55	-5,44	-5,88	-2,62	-7,67
BC - lag 0	3,18	0,20	0,40	4,31	4,52	2,49	6,69
BC - lag 1	2,89	0,18	0,37	3,92	4,11	2,26	6,07
BC - lag 2	0,36	0,02	0,05	0,48	0,51	0,28	0,74
BC - lag 3	0,47	0,03	0,06	0,64	0,67	0,37	0,98
BC - lag 4	-2,57	-0,17	-0,33	-3,45	-3,61	-2,02	-5,24

Para mortes por DAR em crianças, foi realizado o estudo com base nos modelos da Tabela 21, em que foram levados em consideração um dos poluentes, as variáveis meteorológicas de temperatura média e umidade relativa, e variáveis temporais (dias transcorridos, mês e dia da semana). Diferentemente dos idosos anteriormente, a faixa etária mais jovem, se mostrou mais suscetível após um dia da exposição às concentrações de MP_{2,5} e BC, e neste caso também é possível notar um maior risco atrelado ao MP_{2,5} conforme apresentado na Tabela 22.

Tabela 21. Risco relativo de crianças por DAR, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo
1	CJ ~ MP _{2,5} +s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+UR
2	CJ ~ BC + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+UR

Tabela 22. Modelos selecionados e valores de risco relativo em crianças por DAR, para diferentes acréscimos na concentração de Material Particulado e Black Carbon, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Risco Relativo						
	Δpoluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+Desvio padrão
MP _{2,5} - lag 0	9,25	0,67	1,35	14,55	15,86	6,66	21,36
MP _{2,5} - lag 1	20,15	1,40	2,81	32,54	35,71	14,31	49,43
MP _{2,5} - lag 2	6,80	0,50	1,00	10,63	11,57	4,91	15,49
MP _{2,5} - lag 3	-5,48	-0,42	-0,85	-8,29	-8,95	-4,03	-11,60
MP _{2,5} - lag 4	-11,22	-0,89	-1,78	-16,69	-17,95	-8,30	-22,92
BC - lag 0	6,80	0,42	0,85	9,29	9,75	5,30	14,60
BC - lag 1	16,10	0,96	1,94	22,32	23,50	12,44	36,23
BC - lag 2	3,86	0,24	0,49	5,24	5,50	3,02	8,16
BC - lag 3	-8,68	-0,58	-1,16	-11,54	-12,05	-6,88	-17,14
BC - lag 4	-16,85	-1,18	-2,35	-22,06	-22,98	-13,50	-31,77

Por fim, a última classificação etária estudada, foi a dos adultos, em que os riscos relativos de óbitos por doenças do aparelho respiratório se manifestaram mais significativos após um dia da exposição aos poluentes e que diferente das crianças e idosos, a concentração de BC foi a que se mostrou mais nociva a esta faixa de idade.

Tabela 23. Risco relativo de adultos por DAR, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo
1	AJ ~ MP _{2,5} + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +TMED+UR
2	AJ ~ BC + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +TMED+UR

Tabela 24: Modelos selecionados, seus coeficientes e valores de risco relativo em adultos por DAR, para acréscimos na concentração de Material Particulado e Black Carbon, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Modelo	Risco Relativo						
	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+Desvio padrão
MP _{2,5} - lag 0	2,37	0,18	0,35	3,66	3,97	1,72	5,26
MP _{2,5} - lag 1	4,46	0,33	0,66	6,93	7,53	3,23	10,02
MP _{2,5} - lag 2	2,86	0,21	0,43	4,43	4,81	2,08	6,37
MP _{2,5} - lag 3	-1,73	-0,13	-0,26	-2,64	-2,86	-1,26	-3,75
MP _{2,5} - lag 4	0,94	0,07	0,14	1,45	1,57	0,69	2,07
BC - lag 0	3,03	0,19	0,39	4,12	4,32	2,38	6,39
BC - lag 1	10,51	0,64	1,29	14,44	15,17	8,16	22,99
BC - lag 2	8,08	0,50	1,00	11,06	11,62	6,30	17,47
BC - lag 3	-3,09	-0,20	-0,40	-4,15	-4,34	-2,44	-6,30
BC - lag 4	1,82	0,12	0,23	2,47	2,59	1,43	3,81

Vale ressaltar que os resultados até aqui apresentados, tanto para o MP_{2,5} quanto o BC, apresentaram uma mesma tendência no valor dos riscos relativos, em que ambos atingiam seus máximos e mínimos de risco relativo nos mesmos dias, levando em conta todas as faixas etárias consideradas neste estudo. É interessante também ver que para a maioria dos casos, o intervalo entre a exposição e o óbito é mais relevante no lag 0 a lag 2, mesma estrutura de defasagem entre a exposição à poluição do ar e as mortes respiratórias foi avaliada por Braga 2001, que demonstrou que a contribuição mais importante para as mortes respiratórias pode ser atribuída às exposições às concentrações de um e dois dias antes do desfecho.

4.2. Doenças do Aparelho Circulatório

Observa-se um claro aumento de óbitos com picos nos períodos de inverno, para as doenças do aparelho circulatório (Figura 19), e com uma tendência de aumento no número de eventos entre os primeiros e últimos anos do estudo em ambos os períodos (2007-2008 e 2014-2015). A alta concentração de partículas mais finas é extremamente perigosa à saúde, principalmente para grupos suscetíveis como o dos idosos, devido ao sistema imunológico ser mais debilitado. Logo, como a maior parte do período de amostragem aconteceu em uma estação mais fria, cabe ressaltar que devido a esse clima mais seco, a dispersão dos poluentes é dificultada e por essas menores temperaturas, existe maior risco de efeitos adversos à saúde, principalmente na população de idade mais avançada (ZHAO,2019).

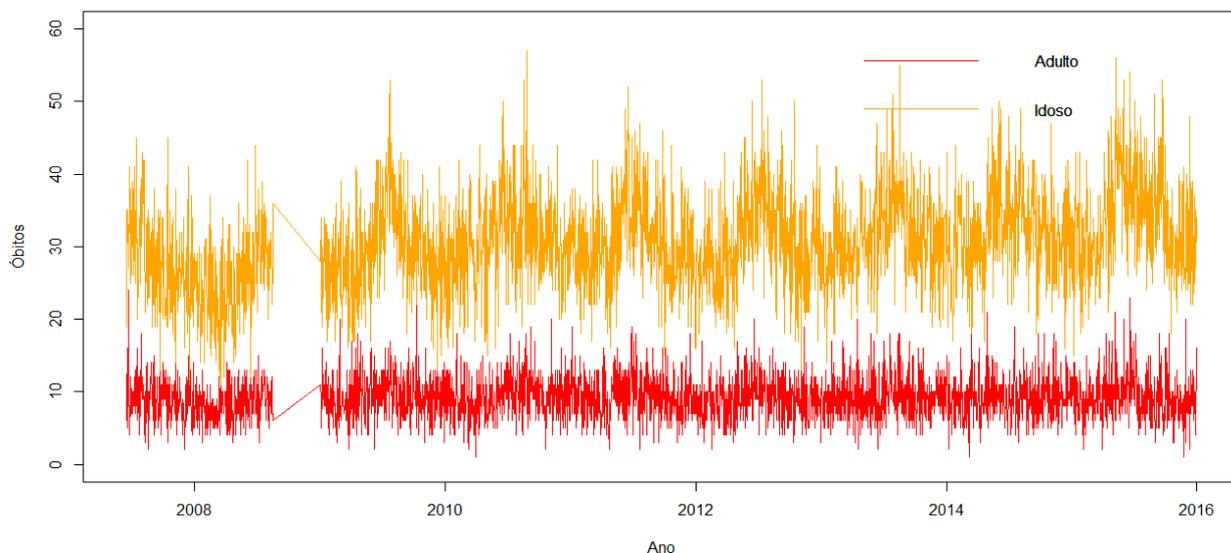


Figura 16: Variação temporal dos óbitos diários por doenças do aparelho circulatório de 2007 a 2016.

Desde 2007, existia uma diferença significativa entre a quantidade de óbitos de mulheres por doenças cardiovasculares e de homens, em que estes sempre se mostraram com valores superiores, exceto no último ano de estudo (Figura 16), quando os valores se igualaram.

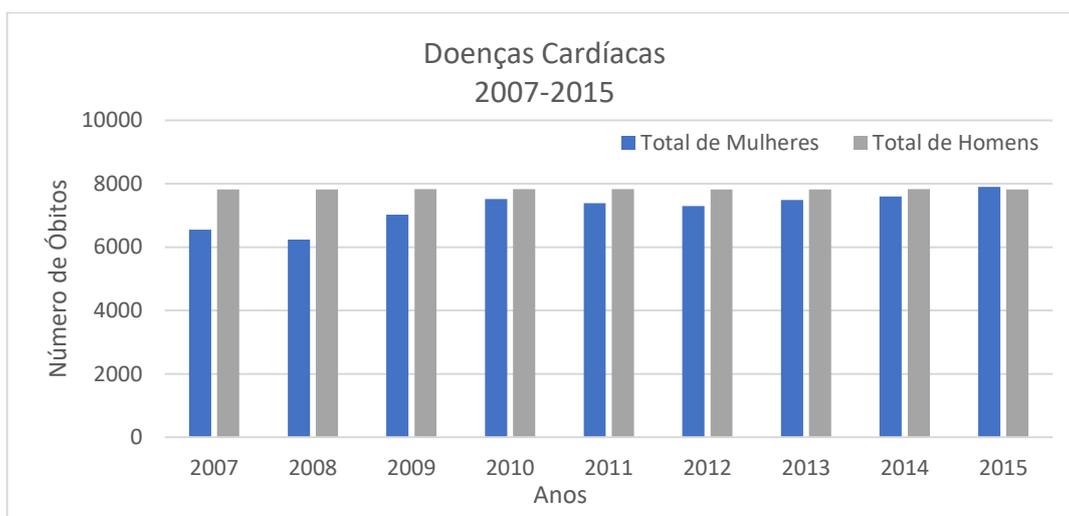


Figura 17: Número de óbitos por doenças do aparelho circulatório em homens e mulheres, para os anos de 2007 a 2015, na RMSP.

Doenças cardiovasculares se mostraram mais fatais em pessoas com idades mais avançadas, como se pode ver na Tabela 25. O número de óbitos em indivíduos com mais de 65 anos entre 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008 na RMSP foi de 11409, 300% a mais que mortes de adultos no mesmo período para esse tipo de doença.

Tabela 25. Análise descritiva de óbitos por doenças do aparelho circulatório, estratificados pelas faixas etárias de interesse, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Óbitos por doenças do aparelho circulatório	Máximo	Mínimo	Média	Variância	Desvio Padrão	Número de óbitos
Idosos	45	11	26,8	37,8	6,1	11409
Adultos	24	2	8,6	8,1	2,8	3714

Nos GAMs, a concurvidade é um problema no ajuste do modelo afetando significativamente a qualidade desse ajuste e aumentando a variância das estimativas dos parâmetros. A avaliação da concurvidade entre as variáveis predictoras/independentes foi realizada por meio da correlação de Pearson (Tabela 26). Esses valores dos critérios estatísticos permitem realizar a avaliação do melhor ajuste. Durante o diagnóstico de multicolinearidade, identificamos como principal causa de multicolinearidade as correlações entre CO e NO_x, BC e MP_{2,5} e NO_x e BC. Todos os poluentes atmosféricos estão positivamente correlacionados entre si, exceto o O₃ com BC, SO₂ e NO_x.

Cabe lembrar que a análise de correlação entre duas variáveis aplicada de forma direta pode não ser adequada para estimar esta associação já que existem estruturas inerentes à dinâmica das séries temporais como tendência, sazonalidade, ciclos e autocorrelação que podem enviesar a estimativa.

Tabela 26. Matriz de correlação de Pearson entre os valores dos poluentes atmosféricos e óbitos por doenças do aparelho circulatório para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Total	Adulto	Idosos	MP _{2,5}	BC	O ₃	CO	SO ₂	NO _x	TMED	TMAX	TMIN	AMP	UR
Total	1,00													
Adulto	0,43	1,00												
Idoso	0,88	0,05	1,00											
MP _{2,5}	0,24	0,11	0,23	1,00										
BC	0,13	0,06	0,14	0,77	1,00									
O ₃	-0,04	-0,04	-0,02	0,18	-0,02	1,00								
CO	0,30	0,15	0,29	0,56	0,60	0,04	1,00							
SO ₂	0,20	0,08	0,19	0,48	0,42	-0,01	0,50	1,00						
NO _x	0,29	0,14	0,28	0,69	0,75	-0,01	0,91	0,57	1,00					
TMED	-0,33	-0,13	-0,29	-0,17	-0,04	0,57	-0,07	-0,26	-0,17	1,00				
TMAX	-0,17	-0,07	-0,13	0,17	0,21	0,76	0,17	-0,02	0,12	0,86	1,00			
TMIN	-0,40	-0,17	-0,37	-0,41	-0,27	0,23	-0,35	-0,48	-0,46	0,83	0,50	1,00		
AMP	0,13	0,05	0,15	0,52	0,44	0,66	0,47	0,35	0,50	0,29	0,72	-0,24	1,00	
UR	-0,15	-0,10	-0,14	-0,36	-0,36	-0,58	-0,45	-0,31	-0,45	-0,33	-0,61	0,16	-0,81	1,00

A Figura 18 contém diversas curvas respostas do número de óbitos por doenças cardiovasculares em idosos em relação à variações das variáveis inseridas no contexto do trabalho. É notável que existe uma tendência decrescente, conforme a temperatura aumenta, sendo esta média, mínima ou máxima, e que em seus extremos, o intervalo de confiança é maior.

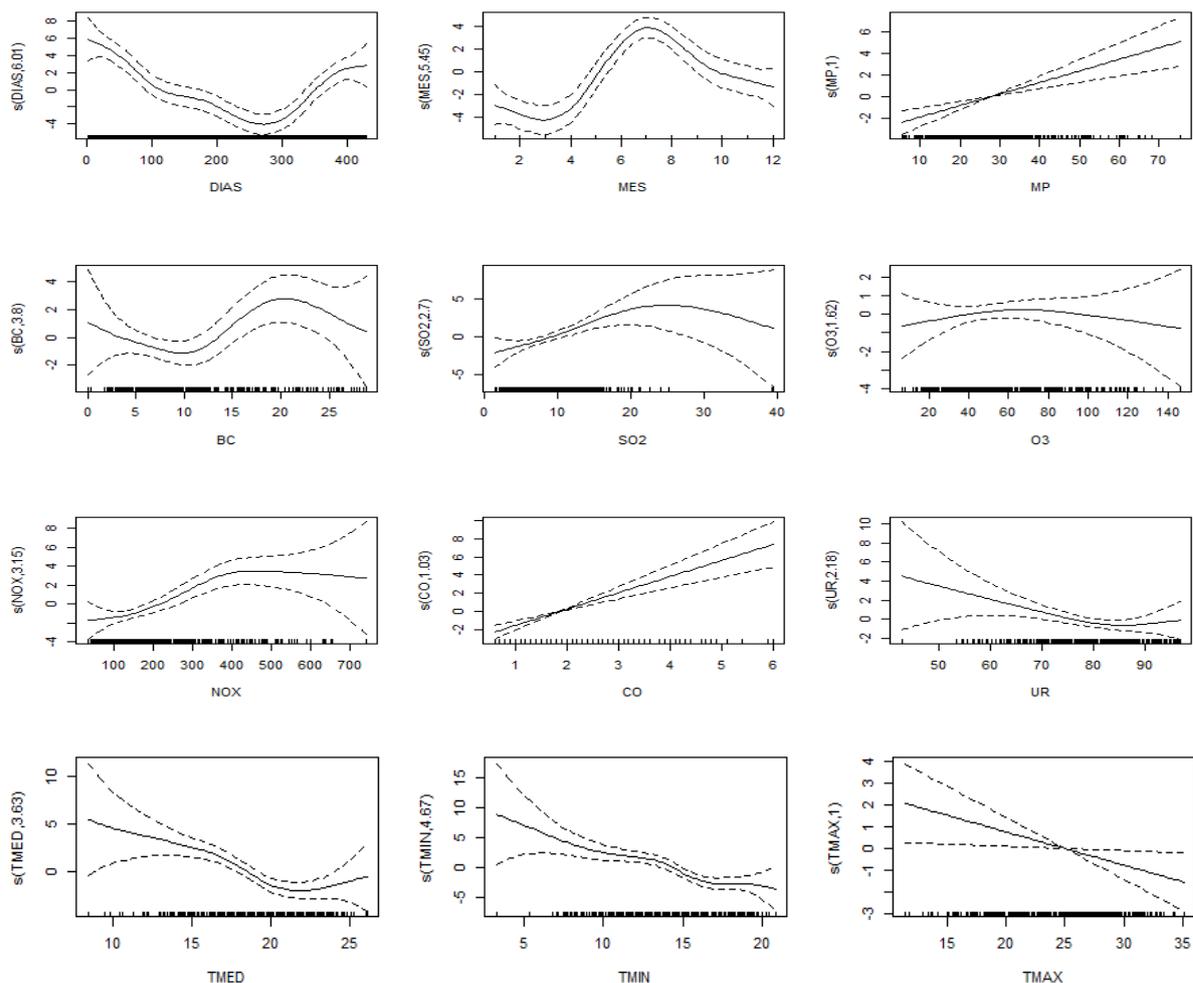


Figura 18: Curvas resposta do número de órbitas por doenças do aparelho circulatório em idosos em relação às mudanças de (a) Dias Transcorridos, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa Alisada, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, durante o período de 2007 a 2008 na RMSP. As linhas pontilhadas são uma aproximação para o intervalo de confiança da curva de alisamento e cada barra vertical no eixo das abcissas representa uma observação, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

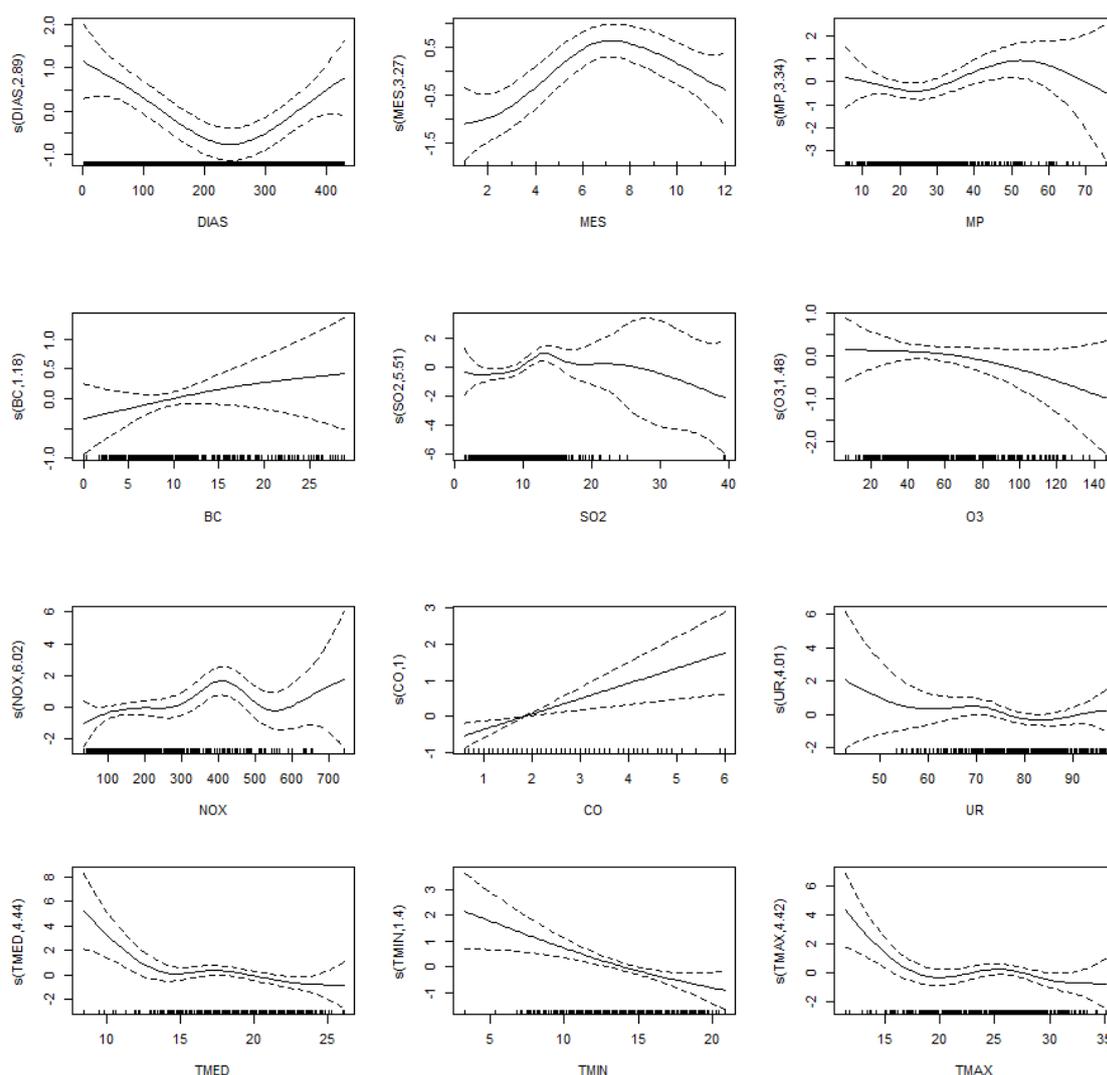


Figura 19: Curvas resposta do número de óbitos por doenças do aparelho circulatório em adultos em relação às mudanças de (a) Dias Transcorridos, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa alisadas, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, durante o período de 2007 a 2008 na RMSP. As linhas pontilhadas são uma aproximação para o intervalo de confiança da curva de alisamento e cada barra vertical no eixo das abscissas representa uma observação, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Foram obtidos coeficientes estatísticos relacionando as variáveis alisadas candidatas do modelo de regressão, com os óbitos por doenças cardiovasculares utilizando a mesma metodologia aplicada para as doenças do aparelho respiratório, para avaliar o desempenho destas variáveis para o caso de doenças cardiovasculares (Tabelas 27 e 28) em idosos e adultos.

A Tabela 29 apresenta as variáveis consideradas significativas como resultado da análise stepwise.

Tabela 27. Estimativas dos graus de liberdade (Edf), graus de referência (Ref.df), desvio explicado (%), Ajuste R², e AIC para as variáveis alisadas no modelo de fator-único para óbitos por doenças do aparelho cardiovascular em idosos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Smoothed variable	Edf	Ref.df degree of reference	Chi.sq	P-value	Deviance explaneid (%)	R ²	AIC
s(DIAS)	6,32	7,47	134,6	<2e-16 ***	21,9	0,213	2692,64
s(MES)	5,55	6,69	129,6	<2e-16 ***	21,7	0,211	2692,00
s(MP _{2,5})	1	1	26,65	8.53e-07 ***	5,32	0,052	2200,77
s(BC)	4,38	5,42	22,37	0.000635 ***	4,74	0,038	2357,56
s(O3)	1,96	2,48	2,46	0,415	0,562	0,001	2818,12
s(CO)	1,59	1,99	49,69	<2e-16 ***	8,01	0,080	2770,52
s(SO2)	2,91	3,63	28,35	1.51e-05 ***	4,67	0,042	2794,18
s(NOx)	3,71	4,64	48,87	<2e-16 ***	7,99	0,076	2774,87
s(TMED)	4,28	5,31	57,09	<2e-16 ***	9,55	0,089	2744,23
s(TMIN)	5,97	7,14	85,82	<2e-16 ***	14	0,131	2719,37
s(TMAX)	3,74	4,68	10,46	0.0438 *	2,05	0,012	2790,25
s(UR)	2,71	3,45	12,17	0.00908 **	2,27	0,017	2808,86

Tabela 28. Estimativas dos graus de liberdade (Edf), graus de referência (Ref.df), desvio explicado (%), Ajuste R², e AIC para as variáveis alisadas no modelo de fator-único para óbitos por doenças do aparelho cardiovascular em adultos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Smoothed variable	Edf	Ref.df degree of reference	Chi.sq	P-value	Deviance explaneid (%)	R ²	AIC
s(DIAS)	2,87	3,57	18,8	0,0008	5,2	0,046	2088,48
s(MES)	2,89	3,60	17,2	0.0012 **	5,02	0,044	2089,25
s(MP _{2,5})	3,21	4,05	7,3	0,123	2,89	0,020	1662,40
s(BC)	1,09	1,18	1,16	0,288	0,46	0,002	1750,86
s(O3)	1,47	1,81	2,67	0,323	0,69	0,003	2103,84
s(CO)	1,001	1,001	8,74	0.00312 **	2,12	0,019	2097,16
s(SO2)	3,002	3,75	10,71	0.0229 *	3,22	0,026	2096,73
s(NOx)	5,46	6,64	13,88	0.0428 *	4,16	0,031	2097,87
s(TMED)	3,93	4,9	17,32	0.00325 **	4,81	0,044	2074,92
s(TMIN)	1,103	1,2	14,21	0.000478 ***	3,39	0,033	2074,96
s(TMAX)	4,04	5,033	14,55	0.0127 *	4,18	0,037	2077,64
s(UR)	2,95	3,75	3,75	0,36	1,47	0,008	2103,67

Tabela 29. Variáveis consideradas significativas como resultado da análise stepwise para doenças do aparelho circulatório em idosos e adultos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Aditivo	
	Foward	Backward
Idosos CVD	s(DIAS) + s(MES) + MP + BC + s(TMIN) + s(TMAX) + s(TMED) + s(UR) + NOX + SO2 + s(O3)+ s(DIASEMANA) + CO	s(DIAS) + s(MES) + MP + BC + s(TMIN) + s(TMAX) + s(TMED) + s(UR) + s(DIASEMANA) + CO
Adultos CVD	s(DIAS) + s(MES) + s(MP) + s(BC) + s(TMIN) + s(TMAX) + s(TMED) + s(UR) + s(NOX) + s(SO2) + s(O3)+ s(DIASEMANA) + s(CO)	s(DIAS) + s(MES) + MP + s(BC) + s(TMIN) + s(TMAX) + s(TMED) + s(UR) + s(O3)+ s(DIASEMANA) + s(CO)

Combinando então a análise de variáveis com o método stepwise, foram testados inúmeros modelos para que se pudesse então, avaliar o AIC e o R² de cada um, dando sempre preferência aqueles com menor AIC e maior R². Assim, os selecionados para idosos foram o 6 e o 9 (Tabela 30) para doenças cardiovasculares em idosos (II) e 5 e 6 (Tabela 31) para doenças cardiovasculares em adultos (AI).

Tabela 30. Resultados dos modelos testados para óbitos em idosos por doenças cardiovasculares, seus coeficientes, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo	Desvio explicado (%)	R ²	AIC
1	II ~ SO ₂ + MP _{2,5} + s(DIAS) + s(TMED) + s(UR) + NO _x + MES + s(O ₃) + CO + DIASEMANA	28,1	0,252	2099,603
	II ~ SO ₂ + s(DIAS) + s(BC) + s(TMED) + s(UR) + NO _x + MES + s(O ₃) + CO + DIASEMANA	30,7	0,278	2225,261
2	II ~ s(DIAS) + s(MES) + MP _{2,5} + s(TMED) + s(UR) + s(NO _x) + s(SO ₂) + s(O ₃) + DIASEMANA + CO	28,1	0,252	2099,60
	II ~ s(DIAS) + s(MES) + s(BC) + s(TMED) + s(UR) + s(NO _x) + s(SO ₂) + s(O ₃) + DIASEMANA + CO	31,1	0,28	2224,40
3	II ~ MP _{2,5} + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + s(UR)	25,9	0,25	2096,65
	II ~ s(BC) + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + s(UR)	28,8	0,271	2224,48
4s	II ~ MP _{2,5} + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMIN) + s(UR)	25,9	0,25	2096,45
	II ~ S(BC) + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMIN) + s(UR)	28	0,265	2226,615

	II ~ MP_{2,5} + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +TMIN+ s(UR)	25,9	0,25	2096,448
	II ~ S(BC) + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +TMIN+ s(UR)	27,8	0,264	2226,79
CO	II ~ CO + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+ s(UR)	24,8	0,232	2664,454
NO _x	II ~ s(NO _x) + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+ s(UR)	25,3	0,23	2665,95
SO ₂	II ~ s(SO ₂) + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+ s(UR)	24,8	0,23	2666,81
O ₃	II ~ s(O ₃) + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+ s(UR)	26	0,238	2662,77

Tabela 31. Resultados dos modelos testados para óbitos em adultos por doenças cardiovasculares, seus coeficientes, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo	Desvio explicado (%)	R ²	AIC
2	AI ~ s(DIAS) + s(MES) + s(MP _{2,5}) + TMIN+ s(UR) + s(NO _x) + s(SO ₂) + s(O ₃) + DIASEMANA + CO	9,83	0,057	1648,754
	AI ~ s(DIAS) + s(MES) + BC + TMIN+ s(UR) + s(NO _x) + s(SO ₂) + s(O ₃) + DIASEMANA + CO	7,54	0,04	1735,51
	AI ~ s(DIAS) + s(MES) + s(MP _{2,5}) + S(TMED) + s(UR) + s(NO _x) + s(SO ₂) + s(O ₃) + DIASEMANA + CO	11,8	0,082	1642,77
	AI ~ s(DIAS) + s(MES) + BC + s(TMED) + s(UR) + s(NO _x) + s(SO ₂) + s(O ₃) + DIASEMANA + CO	10,3	0,073	1726,60
4	AI ~ s(MP) + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+s(UR)	9,72	0,075	1638,85
	AI ~ BC + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +s(TMED)+ + s(UR)	8,76	0,069	1723,03
5	AI ~ s(MP _{2,5}) + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +TMIN +s(UR)	5,48	0,034	1646,37
	AI ~ BC + s(DIAS) +s(MES) +DIASEMANA +TMIN+ + s(UR)	4,48	0,028	1731,26

CO	$AI \sim CO + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	7,79	0,064	2072,12
NO _x	$AI \sim s(NO_x) + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	7,61	0,061	2074,03
SO ₂	$AI \sim s(SO_2) + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	7,99	0,063	2074,42
O ₃	$AI \sim s(O_3) + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + UR$	8,15	0,066	2072,34

Ao se analisar os resultados obtidos a partir dos modelos descritos na Tabela 32, temos que para ambas as concentrações, o dia presente, e a defasagem de 1 dia são as que apresentam maior valor de risco relativo para as pessoas com 65 anos ou mais (Tabela 33).

Tabela 32. Modelos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	Modelo
1	$II \sim MP_{2,5} + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + s(UR)$
2	$II \sim BC + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + s(UR)$

Tabela 33: Modelos selecionados e valores de risco relativo em idosos por doenças cardiovasculares, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Modelo	Riscos Relativos						
	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio Padrão	+Desvio Padrão
MP _{2,5} - lag 0	1,59	0,12	0,24	2,45	2,65	1,15	3,51
MP _{2,5} - lag 1	3,16	0,24	0,47	4,89	5,31	2,29	7,04
MP _{2,5} - lag 2	-2,49	-0,19	-0,38	-3,79	-4,11	-1,82	-5,36
MP _{2,5} - lag 3	-2,10	-0,16	-0,32	-3,20	-3,47	-1,53	-4,53
MP _{2,5} - lag 4	2,13	0,16	0,32	3,28	3,56	1,55	4,71
BC - lag 0	0,63	0,04	0,08	0,84	0,89	0,49	1,30
BC - lag 1	1,88	0,12	0,24	2,54	2,67	1,47	3,93
BC - lag 2	-1,84	-0,12	-0,24	-2,48	-2,60	-1,45	-3,78
BC - lag 3	-2,27	-0,15	-0,30	-3,06	-3,20	-1,79	-4,65
BC - lag 4	0,59	0,04	0,08	0,79	0,83	0,46	1,22

A situação dos desfechos de doenças cardiovasculares em adultos se assemelha a dos idosos apenas quando levamos em conta o maior risco relativo do MP_{2,5} ser no segundo dia seguinte à exposição. Em outros lags, vemos que nos adultos o BC apresenta uma maior nocividade ao seu sistema cardiovascular do que em comparação ao material particulado fino. Mas no primeiro dia existe maior impacto do MP.

Tabela 34. Modelos, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Modelo	
1	$AI \sim MP_{2,5} + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + s(UR)$
2	$AI \sim BC + s(DIAS) + s(MES) + DIASEMANA + s(TMED) + s(UR)$

Tabela 35. Modelos selecionados, seus coeficientes e valores de risco relativo em adultos por doenças cardiovasculares, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

Modelo	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+Desvio Padrão
MP _{2,5} - lag 0	1,36	0,10	0,20	2,10	2,28	0,99	3,01
MP _{2,5} - lag 1	1,49	0,11	0,22	2,30	2,49	1,09	3,29
MP _{2,5} - lag 2	4,33	0,32	0,64	6,72	7,30	3,13	9,71
MP _{2,5} - lag 3	2,52	0,19	0,38	3,89	4,23	1,83	5,60
MP _{2,5} - lag 4	-5,40	-0,42	-0,83	-8,16	-8,82	-3,96	-11,43
BC - lag 0	0,10	0,01	0,01	0,13	0,14	0,08	0,21
BC - lag 1	3,39	0,21	0,43	4,61	4,83	2,66	7,16
BC - lag 2	6,14	0,38	0,77	8,38	8,79	4,79	13,14
BC - lag 3	2,55	0,16	0,32	3,45	3,62	2,00	5,35
BC - lag 4	-2,92	-0,19	-0,38	-3,93	-4,11	-2,30	-5,96

4.3. Estudo de caso para os anos de 2014 e 2015

Para estudar melhor essa relação entre óbitos por doenças do aparelho respiratório e cardiovascular e entender sua generalização decidiu-se utilizar os modelos selecionados anteriormente e aplicá-los para os dados de saúde e poluição de 2014 a 2015. A aplicação a este conjunto mais recente de dados permite avaliar se os resultados permanecem os mesmos e se a estatística continua robusta. Na Tabela 36 temos a primeira diferença entre os períodos: a correlação entre MP_{2,5} e BC, que é de 0,77 para o período de 2007 e 2008, é significativamente superior ao de 2014-2015 que não chega a ser 0,46, indicando a maior participação de outras fontes não relacionadas com os processos de queima de combustíveis na composição do material particulado. Na Tabela 37 temos os valores dos números de óbitos por doenças do aparelho respiratório por faixa etária.

Tabela 36. Resultado da análise de correlação de Pearson entre as concentrações MP_{2,5} e BC para o período de 2007-2008 e 2014 a 2015, na RMSP.

Correlação de Pearson	MP _{2,5} e BC
2007-2008	0,772
2014-2015	0,459

Tabela 37. Análise descritiva de óbitos por doenças do aparelho respiratório, estratificados pelas faixas etárias de interesse, para o período de 2014 a 2015, na RMSP.

Óbitos por doenças do aparelho respiratório	Máximo	Mínimo	Média	Variância	Desvio Padrão	Número de óbitos
Idosos	28	2	14,27	21,64	4,65	5897
Crianças	3	0	0,45	0,50	0,70	187
Adultos	8	0	2,70	2,91	1,71	1117

Para realizar os cálculos de risco relativo, foram obtidos os valores dos quantis para as concentrações de BC e MP_{2,5} agora para o período de 2014 a 2015 (Tabela 38). Como anteriormente realizado, e na Tabela 39 estão apresentados todos os coeficientes que foram utilizados.

Tabela 38. Diferentes quantis para o período de 2014-2015, na RMSP.

	Q1 (25%)	Q2 (50%)	Q3 (75%)
MP _{2,5} (µg/m ³)	11,80	19,53	27,88
BC (µg/m ³)	0,89	1,64	2,58

Tabela 30. Diferentes incrementos utilizados para o cálculo do risco relativo, referentes ao MP_{2,5} e BC para o período de 2014 a 2015, na RMSP.

	Média	Δpoluente	5%	10%	+5%	+10%	desv pad	+desv pad
MP _{2,5} (µg/m ³)	21,74	16,08	1,09	2,18	22,83	23,91	13,37	35,11
BC (µg/m ³)	1,88	1,69	0,09	0,19	1,97	2,07	1,27	3,15

Como a proposta do presente trabalho é utilizar os mesmos modelos obtidos para os dados de 2007-2008 nos dados de 2014-2015, temos que o modelo considerado para doenças respiratórias em idosos se encontra na Tabela 19. Podemos observar que não foi encontrado risco relativo em idosos no dia da exposição à poluição, e que o modelo apresenta uma significância no terceiro dia, o que se mostra diferente do resultado obtido anteriormente para o outro período e da literatura, que também sugere um efeito mais imediato (Tabela 40).

Tabela 40. Modelos selecionados e valores de risco relativo em idosos por DAR, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 2014 a 2015 na RMSP.

Modelo	Riscos Relativos						
	Δpoluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+Desvio padrão
MP _{2,5} - lag 0	-1,50	-0,10	-0,20	-2,21	-2,22	-1,25	-3,24
MP _{2,5} - lag 1	0,20	0,01	0,03	0,30	0,30	0,17	0,44
MP _{2,5} - lag 2	0,89	0,06	0,12	1,32	1,33	0,74	1,95
MP _{2,5} - lag 3	0,89	0,06	0,12	1,32	1,32	0,74	1,94
MP _{2,5} - lag 4	-3,30	-0,23	-0,45	-4,86	-4,87	-2,75	-7,07
BC - lag 0	-3,00	-0,16	-0,34	-3,49	-3,66	-2,26	-5,52
BC - lag 1	-0,58	-0,03	-0,07	-0,68	-0,71	-0,44	-1,08

BC - lag 2	0,61	0,03	0,07	0,72	0,75	0,46	1,15
BC - lag 3	0,79	0,04	0,09	0,93	0,97	0,60	1,49
BC - lag 4	0,08	0,00	0,01	0,10	0,10	0,06	0,15

Os resultados de risco relativo para crianças nesse novo período de estudo também não se apresentaram como o esperado, já que acompanhou os resultados dos idosos, sendo obtidos valores inversos ao esperado para o dia de exposição (Tabela 41). Já para os adultos, o efeito das concentrações se mostrou um pouco mais próximo do período anterior, com maior risco do BC e mais nocivo no dia de exposição (Tabela 42).

Tabela 41. Modelos selecionados e valores de risco relativo em crianças por DAR, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 2014 a 2015 na RMSP.

Modelo	Riscos Relativos						
	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+ Desvio padrão
MP _{2,5} - lag 0	-3,84	-0,26	-0,53	-5,65	-5,65	-3,20	-8,19
MP _{2,5} - lag 1	4,07	0,27	0,54	6,10	6,11	3,37	9,10
MP _{2,5} - lag 2	-8,16	-0,58	-1,15	-11,88	-11,89	-6,83	-16,96
MP _{2,5} - lag 3	1,83	0,12	0,25	2,73	2,74	1,52	4,04
MP _{2,5} - lag 4	4,43	0,29	0,59	6,64	6,65	3,67	9,92
BC - lag 0	-19,75	-1,16	-2,44	-22,62	-23,62	-15,24	-33,64
BC - lag 1	-13,89	-0,79	-1,67	-16,00	-16,74	-10,63	-24,33
BC - lag 2	-3,83	-0,21	-0,44	-4,45	-4,67	-2,89	-7,03
BC - lag 3	-4,59	-0,25	-0,53	-5,33	-5,59	-3,47	-8,38
BC - lag 4	2,03	0,11	0,23	2,37	2,49	1,52	3,81

Tabela 42: Modelos selecionados e valores de risco relativo em adultos por DAR, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 2014 a 2015 na RMSP.

Modelo	Riscos Relativos						
	Δ poluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+ Desvio padrão
MP _{2,5} - lag 0	2,06	0,14	0,28	3,07	3,08	1,71	4,55
MP _{2,5} - lag 1	0,80	0,05	0,11	1,19	1,19	0,67	1,76
MP _{2,5} - lag 2	-3,79	-0,26	-0,52	-5,58	-5,59	-3,17	-8,10
MP _{2,5} - lag 3	5,39	0,36	0,71	8,11	8,12	4,46	12,15
MP _{2,5} - lag 4	-5,21	-0,36	-0,72	-7,63	-7,64	-4,35	-11,02
BC - lag 0	7,08	0,37	0,77	8,30	8,74	5,28	13,60
BC - lag 1	1,65	0,09	0,18	1,93	2,02	1,24	3,10
BC - lag 2	0,13	0,01	0,01	0,15	0,16	0,10	0,24
BC - lag 3	-3,06	-0,17	-0,35	-3,56	-3,74	-2,31	-5,64
BC - lag 4	-2,07	-0,11	-0,24	-2,41	-2,53	-1,56	-3,83

No período de 2014 a 2015, os óbitos por doenças cardiovasculares ainda são compostos na maioria por pessoas de 65 anos ou mais (Tabela 43), chegando a aproximadamente 13500 mortes, enquanto os adultos atingem apenas um pouco mais de um terço dessa marca.

Tabela 43. Análise descritiva de óbitos por doenças do aparelho cardiovascular, estratificados pelas faixas etárias de interesse, em todo período de interesse do estudo de 2014 e 2015.

Óbitos por doenças do aparelho circulatório	Máximo	Mínimo	Média	Variância	Desvio Padrão	Número de óbitos
Idosos	55	14	32	45,81	6,77	13446
Adultos	23	2	10	11,06	3,33	4150

Diferente do esperado, as concentrações de material particulado fino e *Black Carbon*, foram mais deletérias à saúde dos idosos no dia em que estes foram expostos aos poluentes, resultados na Tabela 44. O BC também apresentou uma maior significância neste sentido em comparação ao MP_{2,5}. Os resultados para os adultos estão apresentados na Tabela 45.

Tabela 44. Modelos selecionados, seus coeficientes e valores de risco relativo em idosos por doenças cardiovasculares, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 2014 a 2015 na RMSP.

Modelo	Riscos Relativos						
	Δpoluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio Padrão	+Desvio Padrão
MP _{2,5} - lag 0	1,78	0,12	0,24	2,66	2,66	1,48	3,93
MP _{2,5} - lag 1	1,69	0,11	0,23	2,53	2,53	1,41	3,74
MP _{2,5} - lag 2	0,77	0,05	0,10	1,15	1,15	0,64	1,69
MP _{2,5} - lag 3	-0,85	-0,06	-0,12	-1,26	-1,26	-0,71	-1,85
MP _{2,5} - lag 4	-1,33	-0,09	-0,18	-1,97	-1,97	-1,11	-2,89
BC - lag 0	1,96	0,10	0,22	2,28	2,40	1,47	3,68
BC - lag 1	1,33	0,07	0,15	1,56	1,64	1,00	2,50
BC - lag 2	1,05	0,06	0,12	1,22	1,29	0,79	1,96
BC - lag 3	-0,21	-0,01	-0,02	-0,25	-0,26	-0,16	-0,40
BC - lag 4	-0,13	-0,01	-0,01	-0,15	-0,16	-0,10	-0,25

Tabela 45. Modelos selecionados, seus coeficientes e valores de risco relativo em adultos por doenças cardiovasculares, para acréscimos na concentração de Material Particulado Fino e Black Carbon, para o período de 2014 a 2015 na RMSP.

Modelo	Riscos Relativos						
	Δpoluente	5%	10%	+5%	+10%	Desvio padrão	+Desvio Padrão
MP _{2,5} - lag 0	-3,01	-0,21	-0,41	-4,43	-4,44	-2,51	-6,45
MP _{2,5} - lag 1	-6,37	-0,45	-0,89	-9,31	-9,32	-5,32	-13,38
MP _{2,5} - lag 2	-4,62	-0,32	-0,64	-6,79	-6,79	-3,86	-9,82
MP _{2,5} - lag 3	-3,11	-0,21	-0,43	-4,58	-4,59	-2,59	-6,66
MP _{2,5} - lag 4	-4,28	-0,30	-0,59	-6,29	-6,30	-3,57	-9,11
BC - lag 0	-3,50	-0,19	-0,40	-4,07	-4,28	-2,65	-6,43

BC - lag 1	-3,93	-0,21	-0,45	-4,56	-4,79	-2,96	-7,19
BC - lag 2	-3,77	-0,20	-0,43	-4,38	-4,59	-2,84	-6,91
BC - lag 3	-5,41	-0,30	-0,62	-6,27	-6,58	-4,09	-9,84
BC - lag 4	-4,84	-0,26	-0,56	-5,62	-5,90	-3,66	-8,84

Em resumo os resultados obtidos considerando os modelos desenvolvidos para o período de 2007-2008 mostraram que é mais adequado desenvolver modelos específicos para cada período analisado. Acredita-se que isso se deve ao fato da composição do material particulado sofrer alterações ao longo do tempo, em função de mudanças nas fontes. Conforme analisado as correlações do Material Particulado com o BC e com os outros poluentes sofreram variações significativas nesses períodos de tempo.

5. Conclusões

Este trabalho teve como objetivo avaliar o impacto da concentração de Material Particulado Fino (MP2.5) e Black Carbon (BC) na mortalidade por doenças do aparelho respiratório e cardiovascular em populações de crianças, adultos e idosos. Dois períodos foram analisados, entre 2007 e 2008, e entre 2014-2015. Foram construídos modelos aditivos generalizados por faixa etária para os dois tipos de desfecho.

Os modelos construídos com os dados de 2007-2008 foram então aplicados aos dados de 2014-2015, sendo que os resultados foram diferentes, ilustrando que os modelos não podem ser generalizados independente de ser o mesmo local de estudo.

Durante o primeiro período de 2007 a 2008, foram registrados 1639 mortes de crianças (de 0 a 14 anos), 7188 de adultos (de 14 a 65 anos) e 37175 de idosos (maiores de 65 anos) por doenças respiratórias e 27458 óbitos de adultos e 91144 de idosos por doenças cardiovasculares em todo período deste estudo (15/06/2007 a 16/08/2008 e 01/01/2009 a 31/12/2015), e mais da metade dos casos atendidos foram de indivíduos do sexo masculino (53,3%; 26661 casos para doenças respiratórias e 53,5%; 68723 casos para doenças cardiovasculares).

A escolha da melhor estratégia na construção dos modelos MAG foi baseada na observação gráfica dos resíduos, maior desvio explicado e aquele modelo que minimizasse os critérios de Akaike, utilizados para avaliação de modelos (WILLIAMS, 2006; DUNN; SMYTH, 2018).

Após a construção dos modelos, os poluentes foram introduzidos individualmente, com seus níveis diários e usando estruturas de defasagem por meio de médias móveis dos quatro dias anteriores.

Considerando o desfecho por Doenças do Aparelho Respiratório, em idosos o risco relativo é maior no dia de exposição tanto para o MP2.5 quanto BC, sendo maior para o MP2.5. Para os adultos e crianças o maior risco relativo foi após um dia da exposição e maior para o MP2.5 em crianças e para o BC em adultos.

Já para doenças cardiovasculares o dia presente e a defasagem de um dia são os que apresentaram maior risco relativo para pessoas idosas e adultos, e maior para o MP2.5.

Informações de estudos de impacto da poluição do ar são de grande importância para subsidiar o planejamento e avaliação de programas de saúde voltados a garantir um ambiente saudável e controle de emissão de poluentes.

Por meio desses trabalhos, observa-se que mesmo os poluentes atmosféricos estando abaixo do nível permitidos de qualidade do ar, estes continuam afetando a morbidade e mortalidade (PEREIRA,1998; SALDIVA, 1995, SCHWARTZ;2004). Por isso, sugere-se que os limites de qualidade do ar sejam reavaliados.

Os estudos que utilizam dados do SUS apresentam uma limitação inerente ao próprio sistema: excluem dados dos hospitais particulares que não estão conveniados ao SUS. As informações sobre internações de pacientes com planos de saúde privados, apesar de registradas na Secretaria Estadual de Saúde, não compõem a base de dados.

Entre as recomendações para melhorar a qualidade do ar estão a implementação de melhores sistemas de transporte público, padrões mais restritivos de emissões para veículos movidos a gasolina, etanol e diesel e incentivos econômicos para o uso de tecnologia de ar limpo.

6.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBRECHT, Bruce A. Aerosols, cloud microphysics, and fractional cloudiness. **Science**, v. 245, n. 4923, p. 1227-1230, 1989.

ALMEIDA, M. A. I. **Modelo Aditivo Generalizado (MAG) no estudo da relação entre o número de atendimentos hospitalares por causas respiratórias e a qualidade do ar**. 2006. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

ANALITIS, Antonis et al. Short-term effects of ambient particles on cardiovascular and respiratory mortality. **Epidemiology**, v. 17, n. 2, p. 230-233, 2006.

ANDERSON, H. R. et al. Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the west midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. **Occupational and environmental medicine**, v. 58, n. 8, p. 504-510, 2001.

ANDRADE, Maria de Fatima et al. Vehicle emissions and PM2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2012.

ARBEX, Marcos Abdo et al. Air pollution and the respiratory system. **Jornal brasileiro de pneumologia**, v. 38, n. 5, p. 643-655, 2012.

ARDILES, Leda G. et al. Negative Binomial regression model for analysis of the relationship between hospitalization and air pollution. **Atmospheric Pollution Research**, v. 9, n. 2, p. 333-341, 2018.

BARBOSA, Geovane Carlos et al. c 2008. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico, Vitória.

BASCOM, Rebecca et al. Health effects of outdoor air pollution. **American journal of respiratory and critical care medicine**, v. 153, n. 2, p. 477-498, 1996.

BATISTA HENRIQUES, Alen; DE SOUZA PORTO, Marcelo Firpo. Mineração, agricultura familiar e saúde coletiva: um estudo de caso na região de Itamarati de Minas-MG. **Physis: Revista de Saúde Coletiva**, v. 25, n. 4, 2015.

BAXTER, Laurence A. et al. Comparing estimates of the effects of air pollution on human mortality obtained using different regression methodologies. **Risk analysis**, v. 17, n. 3, p. 273-278, 1997.

BEELEN, Rob et al. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). **Environmental health perspectives**, v. 116, n. 2, p. 196-202, 2008.

BITTENCOURT, Sonia Azevedo; CAMACHO, Luiz Antonio Bastos; LEAL, Maria do Carmo. O Sistema de Informação Hospitalar e sua aplicação na saúde coletiva. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 1, p. 19-30, 2006.

Boletim Climatológico Anual da Estação Meteorológica do IAG/USP: 2010. São Paulo. Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo, <http://www.estacao.iag.usp.br> (acessado em 14/10/2021).

BOND, Tami C. et al. Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. **Journal of geophysical research: Atmospheres**, v. 118, n. 11, p. 5380-5552, 2013.

BRAGA, Alfésio Luís Ferreira. Quantificação dos efeitos da poluição do ar sobre a saúde da população pediátrica da cidade de São Paulo e proposta de monitorização. In: **Quantificação dos efeitos da poluição do ar sobre a saúde da população pediátrica da cidade de São Paulo e proposta de monitorização**. 1998. p. 225-225.

BRAGA, Alfésio LF et al. Air pollution and pediatric respiratory hospital admissions in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Medicine**, v. 1, n. 2, p. 95-102, 1999.

BRAGA, A. L.; ZANOBETTI, A.; SCHWARTZ, J. Do respiratory epidemics confound the association between air pollution and daily deaths?. **European Respiratory Journal**, v. 16, n. 4, p. 723-728, 2000.

BRAGA, Alfésio Luís Ferreira; ZANOBETTI, Antonella; SCHWARTZ, Joel. The lag structure between particulate air pollution and respiratory and cardiovascular deaths in 10 US cities. **Journal of Occupational and Environmental Medicine**, p. 927-933, 2001.

BRAGA, Alfésio LF et al. Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in São Paulo, Brazil. **Pediatric pulmonology**, v. 31, n. 2, p. 106-113, 2001.

BRAGA, Alfésio Luís Ferreira et al. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, p. S570-S578, 2007.

BRAVO, Mercedes A. et al. Air pollution and mortality in Sao Paulo, Brazil: Effects of multiple pollutants and analysis of susceptible populations. **Journal of exposure science & environmental epidemiology**, v. 26, n. 2, p. 150-161, 2016.

BRAZ NOGUEIRA, J. Poluição atmosférica e doenças cardiovasculares. **Revista portuguesa de cardiologia**, v. 28, n. 6, p. 715-733, 2009.

BREMNER, S. Anderson et al. Short-term associations between outdoor air pollution and mortality in London 1992-4. **Occupational and environmental medicine**, v. 56, n. 4, p. 237-244, 1999.

BUNYAVANICH, Supinda et al. The impact of climate change on child health. **Ambulatory pediatrics**, v. 3, n. 1, p. 44-52, 2003.

CAKMAK, Sabit; DALES, Robert E.; VIDA, Claudia Blanco. Components of particulate air pollution and mortality in Chile. **International Journal of Occupational and Environmental Health**, v. 15, n. 2, p. 152-158, 2009.

CARVALHO, Vanessa Silveira Barreto et al. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. **Environmental Science & Policy**, v. 47, p. 68-79, 2015.

CASTANHO, Andréa DA; ARTAXO, Paulo. Wintertime and summertime São Paulo aerosol source apportionment study. **Atmospheric Environment**, v. 35, n. 29, p. 4889-4902, 2001.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo, 2017. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/ar/qualar/>.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2017.

CETESB, Emissões veiculares no estado de São Paulo 2019.

CHANG, Shih Ying et al. Finely Resolved On-Road PM_{2.5} and Estimated Premature Mortality in Central North Carolina. **Risk Analysis**, v. 37, n. 12, p. 2420-2434, 2017.

CHEN, Jingyi et al. New understanding and quantification of the regime dependence of aerosol-cloud interaction for studying aerosol indirect effects. **Geophysical Research Letters**, v. 43, n. 4, p. 1780-1787, 2016.

CHUANG, Catherine C. et al. Cloud susceptibility and the first aerosol indirect forcing: Sensitivity to black carbon and aerosol concentrations. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 107, n. D21, p. AAC 10-1-AAC 10-23, 2002.

COCHRANE, Mark A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.

CONCEIÇÃO, Gleice Margarete de Souza; SALDIVA, Paulo Hilário Nascimento; SINGER, Julio da Motta. 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. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 4, n. 3, p. 206-219, 2001.

CONCEIÇÃO, G. M. et al. Air pollution and child mortality: a time-series study in Sao Paulo, Brazil *Environ Health Perspect* 109 (suppl 3): 347–350. **Find this article online**, 2001.

DAUMAS, Regina Paiva et al. Air pollution and mortality in the elderly in Rio de Janeiro: a time-series analysis. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 20, p. 311-319, 2004.

DE EPIDEMIOLOGIA, Coordenação. Informação. Estimativa da população exclusivamente usuária sus no município de São Paulo. **Boletim eletrônico CEInfo [Internet]**, 2020.

DE MIRANDA, Regina Maura et al. Characterisation of aerosol particles in the São Paulo Metropolitan Area. **Atmospheric environment**, v. 36, n. 2, p. 345-352, 2002.

DOMINICI, Francesca et al. On the use of generalized additive models in time-series studies of air pollution and health. **American journal of epidemiology**, v. 156, n. 3, p. 193-203, 2002.

DOMINICI, Francesca et al. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. **Jama**, v. 295, n. 10, p. 1127-1134, 2006.

EFRON, Bradley. Bootstrap methods: another look at the jackknife. In: **Breakthroughs in statistics**. Springer, New York, NY, 1992. p. 569-593.

EPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Black Carbon, Disponível em: <<https://www3.epa.gov/airquality/blackcarbon/>>. Acessado em: 19 mai 2018.

ESQUIVEL, Guilherme Augusto Robles; GOMES, Júlio; GRAUER, Andreas Friedrich. Evaluation of the correlation between atmospheric pollutant concentrations and elderly mortality in Curitiba. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 16, p. 387-394, 2011.

EVERITT, Brian; HOTHORN, Torsten. **An introduction to applied multivariate analysis with R**. Springer Science & Business Media, 2011.

FANN, Neal et al. Estimating the national public health burden associated with exposure to ambient PM_{2.5} and ozone. **Risk Analysis: An International Journal**, v. 32, n. 1, p. 81-95, 2012.

FAHRMEIR, Ludwig et al. Generalized linear models. In: **Regression**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2013. p. 269-324.

FANG, Shona C. et al. Residential black carbon exposure and circulating markers of systemic inflammation in elderly males: the normative aging study. **Environmental health perspectives**, v. 120, n. 5, p. 674-680, 2012.

FARHAT, S. C. L. et al. Effect of air pollution on pediatric respiratory emergency room visits and hospital admissions. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 38, p. 227-235, 2005. FENG, Cindy; LI, Longhai; SADEGHPOUR, Alireza. A comparison of residual diagnosis tools for diagnosing regression models for count data. **BMC Medical Research Methodology**, v. 20, n. 1, p. 1-21, 2020.

FIGUEIRAS, Adolfo; ROCA-PARDINAS, Javier; CADARSO-SUAREZ, Carmen. A bootstrap method to avoid the effect of concurrency in generalised additive models in time series studies of air pollution. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 59, n. 10, p. 881-884, 2005.

FLEIG, Tânia Cristina Malezan et al. Avaliação dos níveis de monóxido de carbono em funcionários de um hospital geral. **Revista de Epidemiologia e Controle de Infecção**, p. 20-31, 2016.

FREITAS, Clarice et al. Internações e óbitos e sua relação com a poluição atmosférica em São Paulo, 1993 a 1997. **Revista de Saúde Pública**, v. 38, p. 751-757, 2004.

FREITAS, Saulo R. et al. Emissões de queimadas em ecossistemas da América do Sul. **Estudos avançados**, v. 19, n. 53, p. 167-185, 2005.

FIGUEIRAS, Adolfo; ROCA-PARDINAS, Javier; CADARSO-SUAREZ, Carmen. A bootstrap method to avoid the effect of concavity in generalised additive models in time series studies of air pollution. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 59, n. 10, p. 881-884, 2005.

GARRETT, Pedro; CASIMIRO, Elsa. Short-term effect of fine particulate matter (PM_{2.5}) and ozone on daily mortality in Lisbon, Portugal. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, n. 9, p. 1585-1592, 2011.

GASPARRINI, Antonio; ARMSTRONG, Ben; KENWARD, Mike G. Distributed lag non-linear models. **Statistics in medicine**, v. 29, n. 21, p. 2224-2234, 2010.

GASPARRINI, Antonio et al. Mortality risk attributable to high and low ambient temperature: a multicountry observational study. **The lancet**, v. 386, n. 9991, p. 369-375, 2015.

GAVRILOV, Milivoj B. et al. Analysis of annual and seasonal temperature trends using the Mann-Kendall test in Vojvodina, Serbia. **Idójarás**, v. 120, n. 2, p. 183-198, 2016.

GIODA, Adriana; TONIETTO, Gisele Birman; LEON, Antonio Ponce de. Exposição ao uso da lenha para cocção no Brasil e sua relação com os agravos à saúde da população. **Ciencia & saude coletiva**, v. 24, p. 3079-3088, 2019.

GIORGINI, Paolo et al. Climate changes and human health: a review of the effect of environmental stressors on cardiovascular diseases across epidemiology and biological mechanisms. **Current pharmaceutical design**, v. 23, n. 22, p. 3247-3261, 2017.

GOUVEIA, Nelson et al. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, p. 2669-2677, 2006.

GOUVEIA, N.; BREMNER, S. A.; NOVAES, H. M. D. Association between ambient air pollution and birth weight in São Paulo, Brazil. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 58, n. 1, p. 11-17, 2004.

GOUVEIA, Nelson; FLETCHER, Tony. Respiratory diseases in children and outdoor air pollution in Sao Paulo, Brazil: a time series analysis. **Occupational and environmental medicine**, v. 57, n. 7, p. 477-483, 2000.

GOUVEIA, Nelson et al. Poluição do ar e hospitalizações na maior metrópole brasileira. **Revista de Saúde Pública**, v. 51, 2017.

GRIGSBY, Matthew et al. Socioeconomic status and COPD among low-and middle-income countries. **International journal of chronic obstructive pulmonary disease**, v. 11, p. 2497, 2016.

GUNEY, Selin; GOODWIN, Barry K.; RIQUELME, Andrés. Semi-Parametric Generalized Additive Vector Autoregressive Models of Spatial Basis Dynamics. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 101, n. 2, p. 541-562, 2019.

HANCOCK, Mark et al. Interpretation of dichotomous outcomes: risk, odds, risk ratios, odds ratios and number needed to treat. 2016.

HÄRDLE, Wolfgang et al. Bootstrap inference in semiparametric generalized additive models. **Econometric Theory**, v. 20, n. 2, p. 265-300, 2004.

HASTIE, Trevor J.; TIBSHIRANI, Robert J. **Generalized additive models**. Routledge, 2017.

HAYES JR, Don et al. Bronchoconstriction triggered by breathing hot humid air in patients with asthma: role of cholinergic reflex. **American journal of respiratory and critical care medicine**, v. 185, n. 11, p. 1190-1196, 2012.

HETEM, IVAN GREGORIO. **Quantificação da contribuição veicular para as concentrações atmosféricas de material particulado fino e black carbon em São Paulo. 2014. 100f.** 2014. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado em Meteorologia)—Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

HETEM, Ivan Gregorio; ANDRADE, Maria de Fatima. Characterization of fine particulate matter emitted from the resuspension of road and pavement dust in the metropolitan area of São Paulo, Brazil. **Atmosphere**, v. 7, n. 3, p. 31, 2016.

HOEK, Gerard et al. Daily mortality and air pollution in the Netherlands. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 50, n. 8, p. 1380-1389, 2000.

HONGYU, Kuang; SANDANIELO, Vera Lúcia Martins; DE OLIVEIRA JUNIOR, Gilmar Jorge. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S Engineering and science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.

HOPKE, Philip K. et al. Triggering of myocardial infarction by increased ambient fine particle concentration: Effect modification by source direction. **Environmental research**, v. 142, p. 374-379, 2015.

- HUYNEN, MMTE-Martens et al. The impact of heat waves and cold spells on mortality rates in the Dutch population. **Environmental health perspectives**, v. 109, n. 5, p. 463-470, 2001.
- IBGE, PORTAL DA TRANSPARÊNCIA. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: Projeção da População do Brasil por sexo e idade. 2013. v. 7, 2018.
- JANSSEN, Nicole AH et al. Black carbon as an additional indicator of the adverse health effects of airborne particles compared with PM10 and PM2.5. **Environmental health perspectives**, v. 119, n. 12, p. 1691-1699, 2011.
- JASINSKI, Renata; PEREIRA, Luiz Alberto Amador; BRAGA, Alféio Luís Ferreira. Poluição atmosférica e internações hospitalares por doenças respiratórias em crianças e adolescentes em Cubatão, São Paulo, Brasil, entre 1997 e 2004. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 27, p. 2242-2252, 2011.
- KAMPA, Marilena et al. A new automated method for the determination of the Total Antioxidant Capacity (TAC) of human plasma, based on the crocin bleaching assay. **BMC clinical pathology**, v. 2, n. 1, p. 1-16, 2002.
- KATSOUYANNI, Klea et al. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality: results from 29 European cities within the APHEA2 project. **Epidemiology**, p. 521-531, 2001.
- KLEMM, R. J. et al. Daily mortality and air pollution in Atlanta: two years of data from ARIES. **Inhalation toxicology**, v. 16, n. sup1, p. 131-141, 2004.
- KNEIB, Thomas et al. Modular regression—a Lego system for building structured additive distributional regression models with tensor product interactions. **Test**, v. 28, n. 1, p. 1-39, 2019.
- KOREN, Ilan et al. Measurement of the effect of Amazon smoke on inhibition of cloud formation. **Science**, v. 303, n. 5662, p. 1342-1345, 2004.
- KOSKELA, Heikki et al. Effect of whole-body exposure to cold and wind on lung function in asthmatic patients. **Chest**, v. 105, n. 6, p. 1728-1731, 1994.
- KREYLING, Wolfgang G.; SEMMLER-BEHNKE, Manuela; MÖLLER, Winfried. Ultrafine particle–lung interactions: does size matter?. **Journal of Aerosol Medicine**, v. 19, n. 1, p. 74-83, 2006.
- KUMAR, Prashant; FENNELL, Paul; BRITTER, Rex. Measurements of particles in the 5–1000 nm range close to road level in an urban street canyon. **Science of the Total Environment**, v. 390, n. 2-3, p. 437-447, 2008.
- LAM, Holly Ching-yu et al. The short-term association between asthma hospitalisations, ambient temperature, other meteorological factors and air pollutants in Hong Kong: a time-series study. **Thorax**, v. 71, n. 12, p. 1097-1109, 2016.
- LATORRE, Maria do Rosário Dias de Oliveira; CARDOSO, Maria Regina Alves. Análise de séries temporais em epidemiologia: uma introdução sobre os aspectos metodológicos. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 4, p. 145-152, 2001.
- LI, Y. R. et al. Association between air pollution and upper respiratory tract infection in hospital outpatients aged 0–14 years in Hefei, China: a time series study. **Public health**, v. 156, p. 92-100, 2018.
- LIM, Stephen S. et al. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. **The lancet**, v. 380, n. 9859, p. 2224-2260, 2012.
- LIN, C. A. et al. Air pollution and respiratory illness of children in São Paulo, Brazil. **Paediatric and perinatal epidemiology**, v. 13, n. 4, p. 475-488, 1999.
- LIU, Cong et al. Ambient particulate air pollution and daily mortality in 652 cities. **New England Journal of Medicine**, v. 381, n. 8, p. 705-715, 2019.
- LIPFERT, F. W. et al. PM2.5 constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of US military veterans. **Inhalation toxicology**, v. 18, n. 9, p. 645-657, 2006.
- LOUWIES, Tijs et al. Blood pressure changes in association with black carbon exposure in a panel of healthy adults are independent of retinal microcirculation. **Environment international**, v. 75, p. 81-86, 2015.
- MANN, Henry B. Nonparametric tests against trend. **Econometrica: Journal of the econometric society**, p. 245-259, 1945.
- MAR, Therese F. et al. Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997. **Environmental health perspectives**, v. 108, n. 4, p. 347-353, 2000.
- MARIEN, Y. A. N. N. Quantificação das fontes locais de MP2, 5 na cidade de São Paulo para o período de 2012 a 2014. 2019.
- MARTINS, Lourdes Conceição et al. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 36, n. 1, p. 88-94, 2002.

MARTINS, Lourdes Conceição et al. Air pollution and emergency room visits due to chronic lower respiratory diseases in the elderly: an ecological time-series study in Sao Paulo, Brazil. **Journal of occupational and environmental medicine**, p. 622-627, 2002.

MARTINS, M. C. H. et al. Influence of socioeconomic conditions on air pollution adverse health effects in elderly people: an analysis of six regions in Sao Paulo, Brazil. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 58, n. 1, p. 41-46, 2004.

MARTINS, J. A.; DIAS, MAF Silva. The impact of smoke from forest fires on the spectral dispersion of cloud droplet size distributions in the Amazonian region. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 1, p. 015002, 2009.

MARTINS, J. A.; SILVA DIAS, M. A. F.; GONÇALVES, F. L. T. Impact of biomass burning aerosols on precipitation in the Amazon: A modeling case study. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 114, n. D2, 2009.

MALLICK, Bani K.; GELFAND, Alan E. Generalized linear models with unknown link functions. **Biometrika**, v. 81, n. 2, p. 237-245, 1994.

MORAES, Sara Lopes de et al. Variáveis meteorológicas e poluição do ar e sua associação com internações respiratórias em crianças: estudo de caso em São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 35, 2019.

MORDUKHOVICH, Irina et al. Black carbon exposure, oxidative stress genes, and blood pressure in a repeated-measures study. **Environmental health perspectives**, v. 117, n. 11, p. 1767-1772, 2009.

MOURA, Marisa et al. Qualidade do ar e transtornos respiratórios agudos em crianças. **Revista de Saúde Pública**, v. 42, n. 3, p. 503-511, 2008.

MUGGEO, Vito M.; HAJAT, Shakoor. Modelling the non-linear multiple-lag effects of ambient temperature on mortality in Santiago and Palermo: a constrained segmented distributed lag approach. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 66, n. 9, p. 584-591, 2009.

NELDER, John Ashworth; WEDDERBURN, Robert WM. Generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society: Series A (General)**, v. 135, n. 3, p. 370-384, 1972.

NI, Mingjiang et al. A review on black carbon emissions, worldwide and in China. **Chemosphere**, v. 107, p. 83-93, 2014.

O'LENICK, Cassandra R. et al. Evaluation of individual and area-level factors as modifiers of the association between warm-season temperature and pediatric asthma morbidity in Atlanta, GA. **Environmental research**, v. 156, p. 132-144, 2017.

OSTRO, Bart et al. The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE. **Environmental health perspectives**, v. 115, n. 1, p. 13-19, 2007.

OSTRO, Bart et al. The effects of fine particle components on respiratory hospital admissions in children. **Environmental health perspectives**, v. 117, n. 3, p. 475-480, 2009.

PATRA, Aditya Kumar; GAUTAM, Sneha; KUMAR, Prashant. Emissions and human health impact of particulate matter from surface mining operation—A review. **Environmental Technology & Innovation**, v. 5, p. 233-249, 2016.

PATZ, Jonathan A. et al. Impact of regional climate change on human health. **Nature**, v. 438, n. 7066, p. 310-317, 2005.

PENG, Roger D.; DOMINICI, Francesca. Statistical methods for environmental epidemiology with R. **R: a case study in air pollution and health**, 2008.

PEREIRA, Luiz A. et al. Association between air pollution and intrauterine mortality in São Paulo, Brazil. **Environmental health perspectives**, v. 106, n. 6, p. 325-329, 1998.

PINHEIRO, Samya de Lara Lins de Araujo et al. Isolated and synergistic effects of PM 10 and average temperature on cardiovascular and respiratory mortality. **Revista de saude publica**, v. 48, p. 881-888, 2014.

POPE III, C. Arden et al. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. **Jama**, v. 287, n. 9, p. 1132-1141, 2002.

POPE III, C. Arden. Mortality effects of longer term exposures to fine particulate air pollution: review of recent epidemiological evidence. **Inhalation toxicology**, v. 19, n. sup1, p. 33-38, 2007.

POWER, Melinda C. et al. Traffic-related air pollution and cognitive function in a cohort of older men. **Environmental health perspectives**, v. 119, n. 5, p. 682-687, 2011.

RAMANATHAN, Veerabhadran; CARMICHAEL, Gregory. Global and regional climate changes due to black carbon. **Nature geoscience**, v. 1, n. 4, p. 221-227, 2008.

RAMSAY, Timothy O.; BURNETT, Richard T.; KREWSKI, Daniel. The effect of concurvity in generalized additive models linking mortality to ambient particulate matter. **Epidemiology**, v. 14, n. 1, p. 18-23, 2003.

- RIBEIRO, H. Patologias do ambiente urbano: desafios para a geografia da saúde. **Questões territoriais na América Latina. São Paulo: CLACSO Livros**, p. 277-293, 2006.
- RIBEIRO, Helena; VARGAS, Heliana Comin. Urbanização, globalização e saúde. **Revista USP**, n. 107, p. 13-26, 2015.
- RIGBY, Robert A. et al. **Distributions for modeling location, scale, and shape: Using GAMLSS in R**. CRC press, 2019.
- SALDIVA, Paulo HN et al. Air pollution and mortality in elderly people: a time-series study in Sao Paulo, Brazil. **Archives of Environmental Health: An International Journal**, v. 50, n. 2, p. 159-163, 1995.
- SALDIVA, Paulo HN et al. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminary report. **Environmental research**, v. 65, n. 2, p. 218-225, 1994.
- SCHWARTZ, Joel. Nonparametric smoothing in the analysis of air pollution and respiratory illness. **Canadian journal of statistics**, v. 22, n. 4, p. 471-487, 1994.
- SCHWARTZ, Joel; DOCKERY, Douglas W. Particulate air pollution and daily mortality in Steubenville, Ohio. **American journal of epidemiology**, v. 135, n. 1, p. 12-19, 1992.
- SCHWARTZ, Joel; DOCKERY, Douglas W.; NEAS, Lucas M. Is daily mortality associated specifically with fine particles?. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 46, n. 10, p. 927-939, 1996.
- SCHWARTZ, Joel. Air pollution and hospital admissions for heart disease in eight US counties. **Epidemiology**, p. 17-22, 1999.
- SCHWARTZ, Joel. Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. **American journal of epidemiology**, v. 151, n. 5, p. 440-448, 2000.
- SCHWARTZ, Joel et al. Traffic related pollution and heart rate variability in a panel of elderly subjects. **Thorax**, v. 60, n. 6, p. 455-461, 2005.
- SCHWARTZ, J. Air pollution and children's health Pediatrics 113: 1037–1043. **Find this article online**, 2004.
- SEINFELD, J.H.; Pandis, S. N.; Atmospheric Chemistry and Physics – From Air Pollution to Climate Change. John Wiley & Sons, 1998
- SEGALIN, Bruna; GONÇALVES, Fabio LT; FORNARO, Adalgiza. Black Carbon em material particulado nas residências de idosos na Região Metropolitana de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, p. 311-318, 2016.
- SHARMA, Mithun J.; YU, Song Jin. Stepwise regression data envelopment analysis for variable reduction. **Applied Mathematics and Computation**, v. 253, p. 126-134, 2015.
- SHRESTHA, Gyami; TRAINA, Samuel J.; SWANSTON, Christopher W. Black carbon's properties and role in the environment: A comprehensive review. **Sustainability**, v. 2, n. 1, p. 294-320, 2010.
- SILVA, L. F. et al. Effects of Exposition to Biomass Combustion on Respiratory Symptoms and Pulmonary Function. In: **C57. INDOOR AND OUTDOOR AIR POLLUTION: EXPOSURES AND EPIDEMIOLOGY**. American Thoracic Society, 2009. p. A4743.
- SON, Ji-Young et al. The impact of temperature on mortality in a subtropical city: effects of cold, heat, and heat waves in São Paulo, Brazil. **International journal of biometeorology**, v. 60, n. 1, p. 113-121, 2016.
- TANG, Julian W. The effect of environmental parameters on the survival of airborne infectious agents. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 6, n. suppl_6, p. S737-S746, 2009.
- TANG, Jing et al. Effects of diurnal temperature range on mortality in Hefei city, China. **International journal of biometeorology**, v. 62, n. 5, p. 851-860, 2018.
- TENNY, Steven; HOFFMAN, Mary R. Relative risk. 2017.
- TISCHER, Christina G.; HEINRICH, Joachim. Exposure assessment of residential mould, fungi and microbial components in relation to children's health: achievements and challenges. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 216, n. 2, p. 109-114, 2013.
- THAM, Rachel et al. The role of outdoor fungi on asthma hospital admissions in children and adolescents: a 5-year time stratified case-crossover analysis. **Environmental research**, v. 154, p. 42-49, 2017.
- TOYOSHIMA, Marcos Tadashi Kakitani; ITO, Gláucia Munemasa; GOUVEIA, Nelson. Tendências temporais da morbidade e da mortalidade por doenças respiratórias na cidade de São Paulo. **Revista de Medicina**, v. 82, n. 1-4, p. 67-77, 2003.
- UNEP/WMO. Health Effects of Black Carbon. World Health Organization (WHO)/ Convention Task Force on Health Aspects of Air Pollution.

. VARA-VELA, Angel et al. Modeling of atmospheric aerosol properties in the São Paulo metropolitan area: impact of biomass burning. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 123, n. 17, p. 9935-9956, 2018.

WAGNER, Mario Bernardes; CALLEGARI-JACQUES, Sidia Maria. Medidas de associação em estudos epidemiológicos: risco relativo e odds ratio. **Jornal de pediatria. Rio de Janeiro. Vol. 74, no. 3 (1998), p. 247-251.**, 1998.

WELLENIUS, Gregory A.; SCHWARTZ, Joel; MITTLEMAN, Murray A. Particulate air pollution and hospital admissions for congestive heart failure in seven United States cities. **The American journal of cardiology**, v. 97, n. 3, p. 404-408, 2006.

WILLIAMS, DA897457. Generalized linear model diagnostics using the deviance and single case deletions. **Journal of the Royal Statistical Society: Series C (Applied Statistics)**, v. 36, n. 2, p. 181-191, 1987.

WOOD, Simon N. **Generalized additive models: an introduction with R.** Chapman and Hall/CRC, 2006.

WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. **WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants.** World Health Organization. Regional Office for Europe, 2010.

WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. Reducing global health risks through mitigation of short-lived climate pollutants. Scoping report for policy-makers. 2015.

WORLD HEALTH ORGANIZATION et al. **Health effects of black carbon.** WHO, 2012.

WU, Perry; VASEGHI, Marmar. The autonomic nervous system and ventricular arrhythmias in myocardial infarction and heart failure. **Pacing and Clinical Electrophysiology**, v. 43, n. 2, p. 172-180, 2020.

XU, Zhiwei et al. Extreme temperatures and emergency department admissions for childhood asthma in Brisbane, Australia. **Occupational and environmental medicine**, v. 70, n. 10, p. 730-735, 2013.

XU, Zhiwei et al. Impact of ambient temperature on children's health: a systematic review. **Environmental research**, v. 117, p. 120-131, 2012.

YANAGI, Yoshio; ASSUNÇÃO, João Vicente de; BARROZO, Ligia Vizeu. Influência do material particulado atmosférico na incidência e mortalidade por câncer no Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 28, p. 1737-1748, 2012.

YE, Xiaofang et al. Ambient temperature and morbidity: a review of epidemiological evidence. **Environmental health perspectives**, v. 120, n. 1, p. 19-28, 2012.

YÜZBAŞI, Bahadır; EJAZ AHMED, S. Shrinkage and penalized estimation in semi-parametric models with multicollinear data. **Journal of Statistical Computation and Simulation**, v. 86, n. 17, p. 3543-3561, 2016.

YUE, Sheng; PILON, Paul; CAVADIAS, George. Power of the Mann–Kendall and Spearman's rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. **Journal of hydrology**, v. 259, n. 1-4, p. 254-271, 2002.

ZANOBETTI, Antonella et al. Ambient pollution and blood pressure in cardiac rehabilitation patients. **Circulation**, v. 110, n. 15, p. 2184-2189, 2004.

ZHANG, Zhao Yang; WONG, Man Sing; LEE, Kwon Ho. Estimation of potential source regions of PM_{2.5} in Beijing using backward trajectories. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 1, p. 173-177, 2015.

ZHANG, Fuwang et al. Pollution characteristics of organic and elemental carbon in PM_{2.5} in Xiamen, China. **Journal of Environmental Sciences**, v. 23, n. 8, p. 1342-1349, 2011.

ZHANG, Hua; WANG, Zhili. Advances in the study of black carbon effects on climate. **Advances in Climate Change Research**, v. 2, n. 1, p. 23-30, 2011.

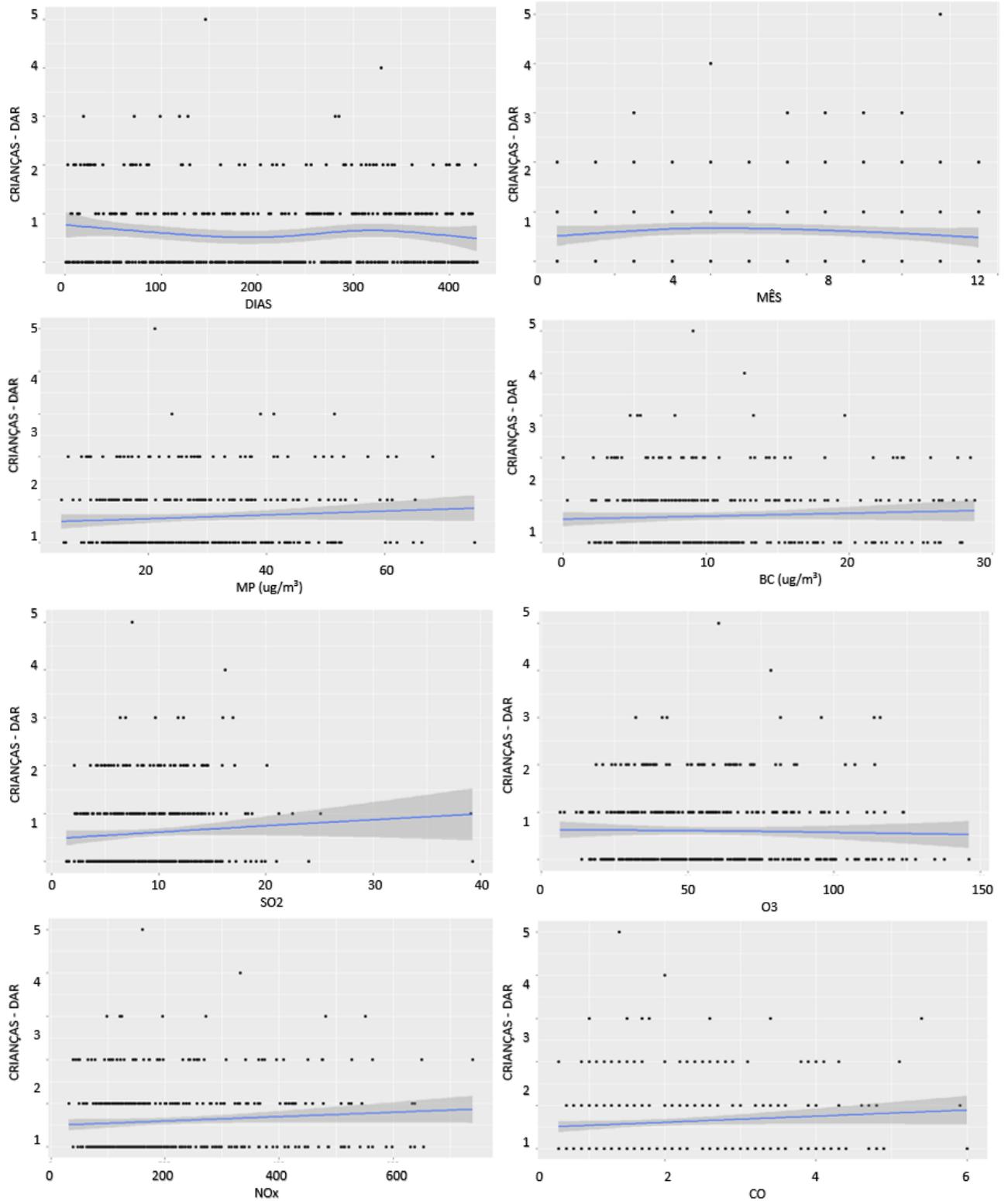
ZHANG, Zhongheng. Variable selection with stepwise and best subset approaches. **Annals of translational medicine**, v. 4, n. 7, 2016.

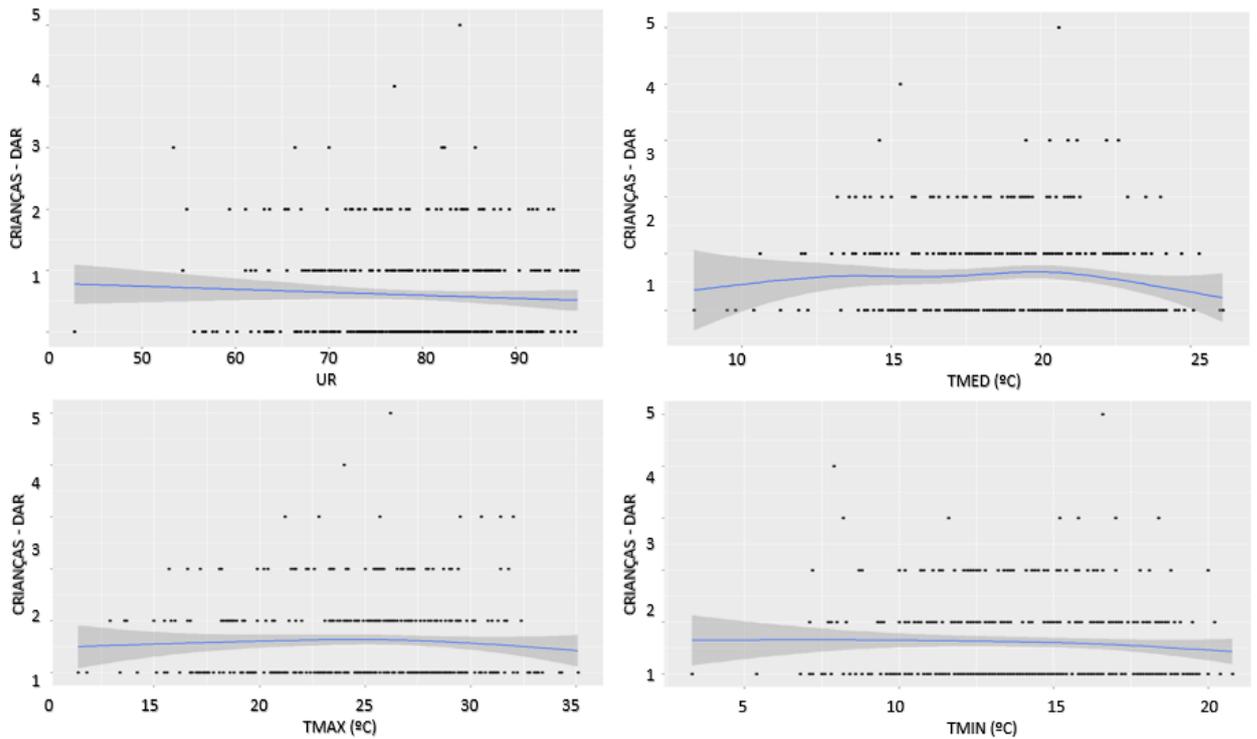
ZHAO, Qi et al. Temperature variability and hospitalization for ischaemic heart disease in Brazil: a nationwide case-crossover study during 2000–2015. **Science of the total environment**, v. 664, p. 707-712, 2019.

ZHAO, Qi et al. Spatiotemporal and demographic variation in the association between temperature variability and hospitalizations in Brazil during 2000–2015: a nationwide time-series study. **Environment international**, v. 120, p. 345-353, 2018.

ZHAO, Qi et al. Impact of ambient temperature on clinical visits for cardio-respiratory diseases in rural villages in northwest China. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 379-385, 2018.

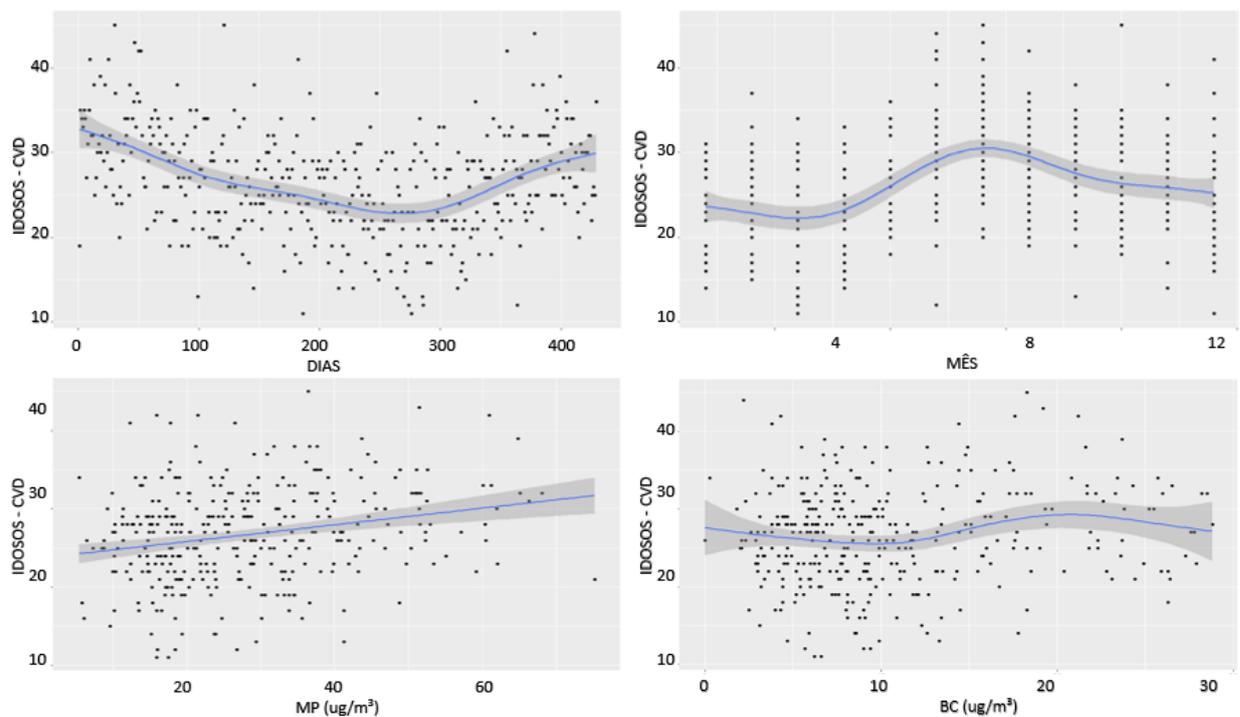
ANEXO A

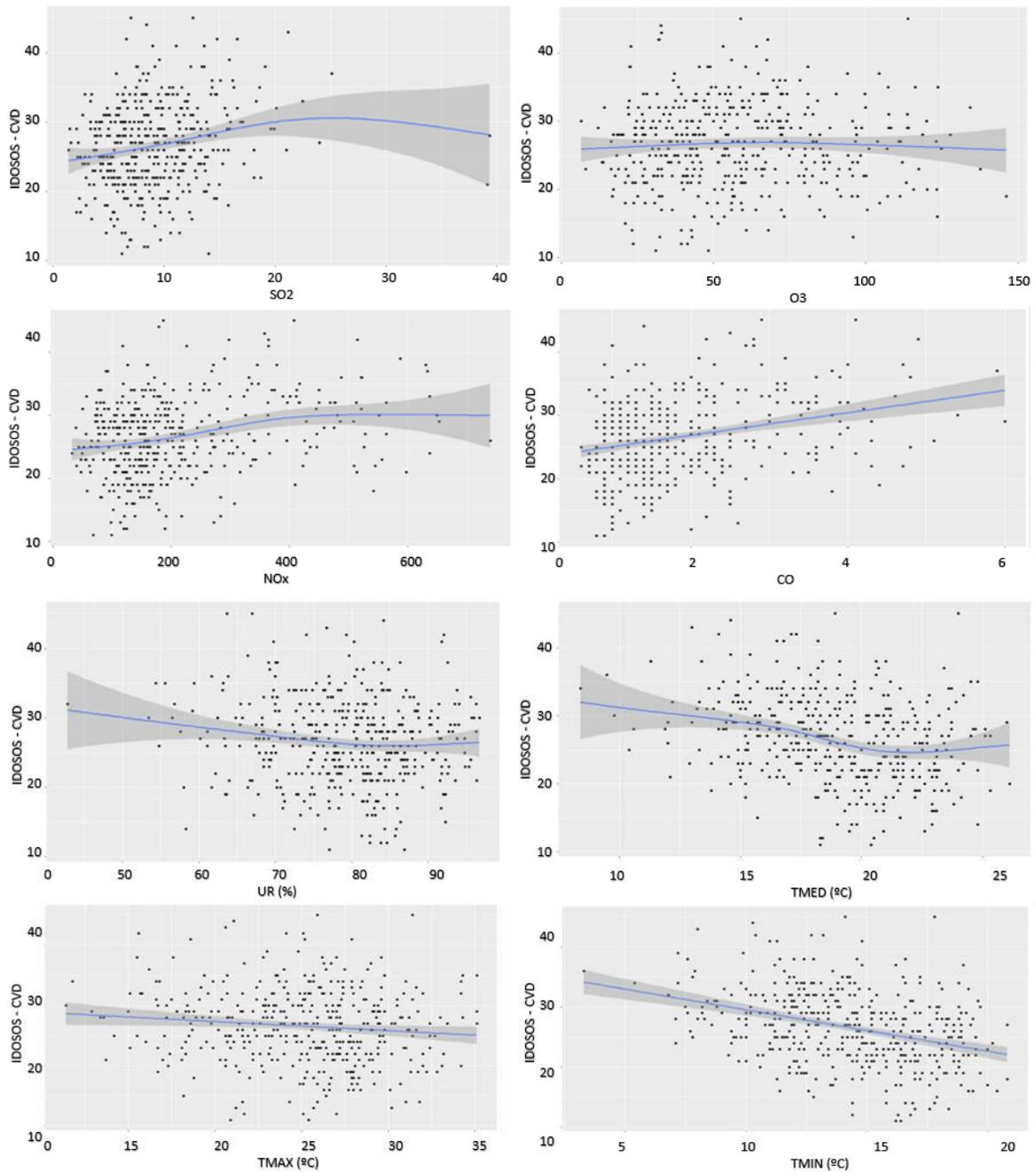




Ajuste com MAGs do número de óbitos de crianças por doenças respiratórias com dados de (a) Dias, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

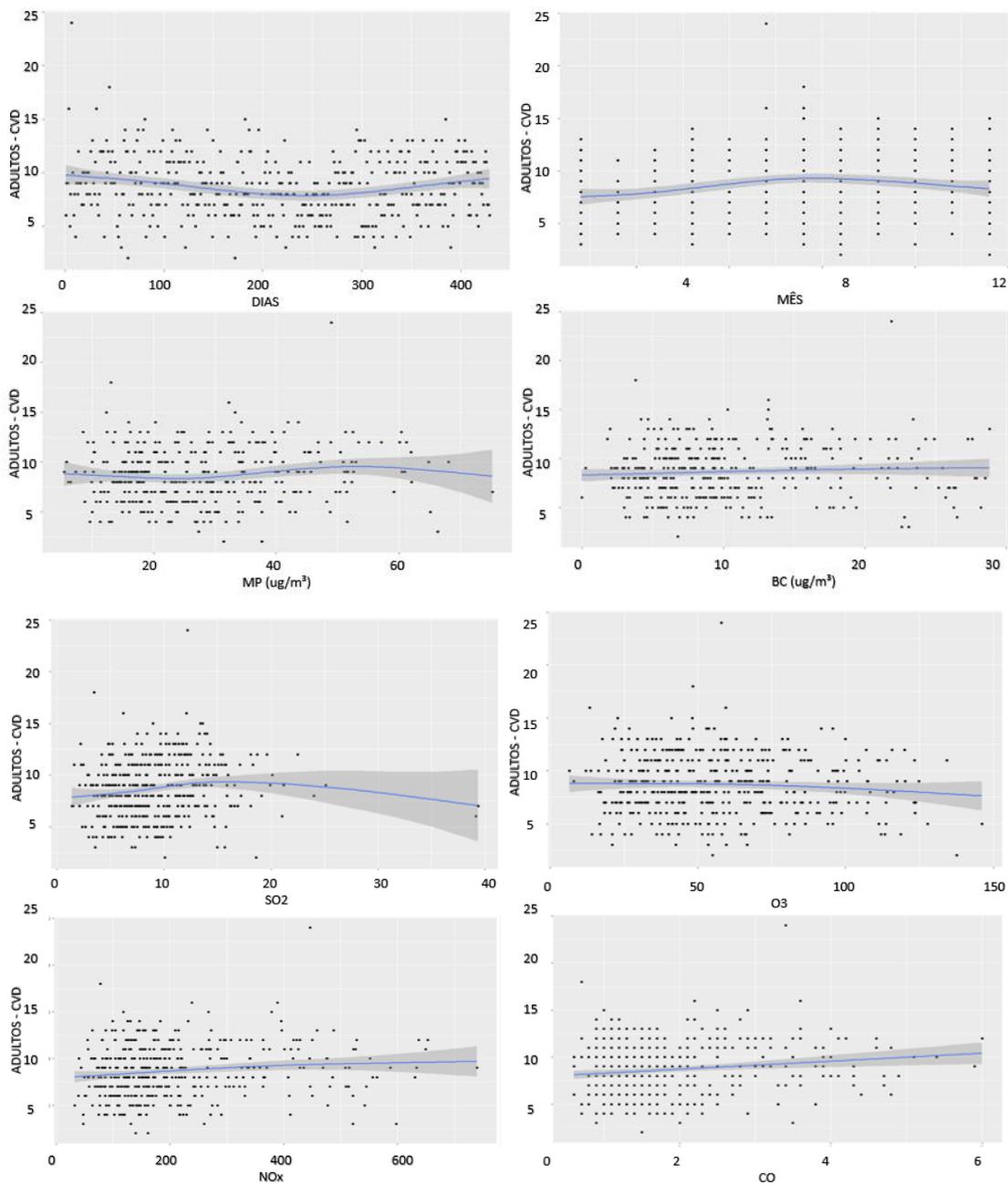
ANEXO B

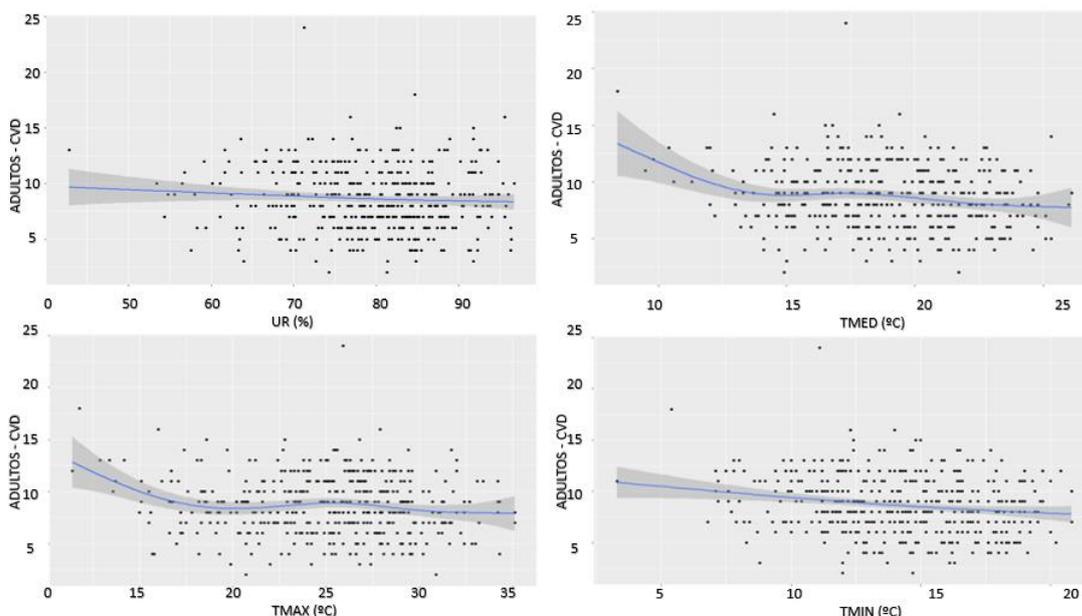




Dados de (a) Dias, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima com MAGs ajustados aos números de óbitos de idosos por doenças cardiovasculares, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

ANEXO C





Dados de (a) Dias, (b) Mês, (c) Material Particulado Fino, (d) Black Carbon, (e) Dióxido de Enxofre, (f) Ozônio, (g) Óxidos de Nitrogênio, (h) Monóxido de Carbono, (i) Umidade Relativa, (j) Temperatura Média, (k) Temperatura Mínima, (l) Temperatura Máxima com MAGs ajustados aos números de óbitos de adultos por doenças cardiovasculares, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

ANEXO D

Coefficientes dos modelos testados para óbitos em idosos por doenças respiratórias, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

GAM 2	MP
	2,632224e-03

GAM 3	BC
	4,456867e-03

GAM 6	MP	BC	CO	NOX	SO2	O3			
			-3,674316e-02						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
BC	-1,601152e-01	-7,988400e-03	-2,461964e-02	2,027049e-02	-7,181586e-03	-1,063353e-02	-4,191867e-03	8,086344e-02	-1,406228e-01

CO
4,054047e-02

NOX	1	2	3	4	5	6	7	8	9
-----	---	---	---	---	---	---	---	---	---

	6,897711e-07	7,776177e-08	-5,268851e-08	3,178584e-07	-3,091181e-08	3,575652e-07	-9,712026e-08	1,953086e-06	4,316954e-02
--	--------------	--------------	---------------	--------------	---------------	--------------	---------------	--------------	--------------

SO2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	-2,826766e-02	-2,364269e-01	-5,170849e-02	4,296126e-02	6,949788e-02	6,020418e-02	-5,874195e-02	-2,874574e-01	2,000692e-02

O3	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	3,876330e-02	-2,422675e-01	-1,198210e-02	9,633028e-02	1,169542e-02	-9,037732e-02	1,254081e-02	-4,208787e-01	5,484731e-02

ANEXO E

Coeficientes dos modelos testados para óbitos em crianças por doenças respiratórias, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

3A	1	2	3	4	5	6	7	8	9
MP	4,691539e-02	-2,216356e-02	-1,330480e-02	-4,093182e-02	6,508095e-03	3,189980e-02	-1,179288e-02	-2,046378e-01	3,612734e-02

GAM 4	BC
	7,830456e-03

CO
0,028579917

NOX
0,0001175917

SO2
0,0004268101

O3
-0,0005969725

ANEXO F

Coeficientes dos modelos testados para óbitos em adultos por doenças respiratórias, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

GAM	MP
-----	----

	1,245623e-03
--	--------------

GAM	BC
	0,003558258

NOX	1
	4,074934e-04

SO2	1
	9,581657e-03

O3	1
	9,201282e-04

ANEXO G

Coefficientes dos modelos testados para óbitos em idosos por doenças cardiovasculares, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
BC	-6,753597e-02	2,133760e-03	-7,159115e-03	2,488039e-03	7,764487e-05	-4,268886e-03	-2,012159e-03	3,815706e-02	-5,744606e-02

GAM	MP
	7,429628e-04

CO
2,684215e-02

NOX	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	3,513270e-02	-1,588202e-03	-5,839042e-03	1,154026e-02	2,306217e-03	1,114477e-02	-4,130104e-03	6,437893e-02	-2,044155e-02

SO2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	-8,169790e-03	-9,432432e-04	-8,515383e-04	-1,259926e-03	1,472505e-03	1,529779e-03	-1,392348e-03	-4,980646e-03	-3,174965e-04

O3	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	-9,401960e-03	7,701943e-03	1,032671e-04	-1,513512e-02	-7,611185e-04	1,210690e-02	-1,064549e-03	7,018684e-02	1,037741e-02

ANEXO H

Coeficientes dos modelos testados para óbitos em adultos por doenças cardiovasculares, para o período de 15 de junho de 2007 a 16 de agosto de 2008, na RMSP.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
MP	-8,069025e-02	6,532102e-02	4,557510e-03	3,545609e-02	-7,661570e-03	-2,386599e-02	8,923267e-03	1,485703e-01	-6,801666e-02

GAM	BC
	1,179550e-04

CO
3,657763e-02

NOX	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	-1,103870e-03	4,553947e-03	-1,991778e-03	4,892717e-03	8,730261e-06	5,487837e-03	-1,610292e-03	2,685246e-02	2,168697e-02

SO2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	9,795520e-03	4,507488e-04	7,759712e-03	1,250964e-02	-1,050531e-02	-1,096086e-02	1,009757e-02	7,087363e-02	-1,062836e-02

O3	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	-4,868268e-07	4,323055e-07	-2,584718e-08	-4,135343e-07	-5,684695e-08	4,186177e-07	-2,662021e-08	2,325167e-06	-4,137814e-02