

AVALIAÇÃO DE IMPACTO À SAÚDE DO PROGRAMA DE CONTROLE DE POLUIÇÃO DO AR POR VEÍCULOS AUTOMOTORES NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO, BRASIL

HEALTH IMPACT ASSESSMENT OF AUTOMOTIVE VEHICLES AIR POLLUTION CONTROL PROGRAM IN SÃO PAULO, SP, BRAZIL

Karina Camasmie Abe

Biomédica, mestre e doutora em Ciências da Saúde, Universidade Federal de São Paulo (UNIFESP) – São Paulo (SP), Brasil.

Simone Georges

El Khouri Miraglia

Professora Associada, UNIFESP. Engenheira e mestre pela Escola Politécnica, Universidade de São Paulo (USP). Doutora e pós-doutora, Faculdade de Medicina da USP – São Paulo (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Simone Georges El Khouri Miraglia – Laboratório de Economia, Saúde e Poluição Ambiental – Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas – Universidade Federal de São Paulo – Rua São Nicolau, 210, 4º andar – CEP 09913-030 – Diadema (SP), Brasil – E-mail: simone.miraglia@unifesp.br

Recebido: 30/11/2017

Aceito: 03/04/2018

RESUMO

O objetivo deste trabalho consistiu na análise dos principais determinantes em saúde atingidos pelo Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), da evolução temporal dos níveis de material particulado < 10 µm, dióxido de enxofre, dióxido de nitrogênio e ozônio; e dos dados de saúde cardiorrespiratória, para o município de São Paulo, entre 2000 e 2011. Foi utilizada a metodologia de Avaliação de Impacto à Saúde com consulta à literatura e a bancos de dados públicos (Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde – DATASUS, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo – CETESB). Com exceção do ozônio, os poluentes material particulado < 10 µm, dióxido de nitrogênio e dióxido de enxofre se encontraram em declínio ao longo do período de estudo. A morbidade por doenças respiratórias aumentou no período, exceto as internações por asma. Observou-se um declínio para a mortalidade cardiovascular, enquanto houve estabilidade da taxa de óbitos por doença pulmonar obstrutiva crônica. Conclui-se que o PROCONVE é um programa importante para a manutenção e a diminuição das concentrações de poluentes atmosféricos.

Palavras-chave: poluição do ar; doenças cardiovasculares; doenças respiratórias; políticas públicas.

ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the main health determinants achieved by the Automotive Vehicles Air Pollution Control Program (PROCONVE), the evolution of particulate matter < 10 µm, sulfur dioxide, nitrogen dioxide and ozone levels and cardiorespiratory health data from the city of São Paulo, SP, Brazil, from 2000 to 2011. The methodology was based in Health Impact Assessment approach through bibliography research and public databases (Informatics Department of the Public Health System – DATASUS, Brazilian Institute of Geography and Statistics – IBGE and Environmental Company of Sao Paulo State – CETESB). Particulate matter < 10 µm, nitrogen dioxide and sulfur dioxide pollutants levels were in decline over the study period, exception ozone levels. Morbidity due to respiratory diseases increased in the period, except asthma hospitalizations. There was a decline in cardiovascular mortality, while there was a stable mortality rate due to chronic obstructive pulmonary disease. It is concluded that PROCONVE is an important program in the maintenance and reduction of concentration of atmospheric pollutants.

Keywords: air pollution; cardiovascular disease; respiratory disease; public policies.

INTRODUÇÃO

Com o crescimento econômico, a emissão antrópica de gases e partículas nocivas tende a intensificar-se progressivamente, levando ao aumento de sua concentração na atmosfera (IEMA, 2012). Alguns desses gases e partículas têm efeitos comprovados na saúde humana e no meio ambiente, razão pela qual há muita atenção voltada a eles. Dentre esses, destacam-se o monóxido de carbono (CO), o ozônio troposférico (O₃), o material particulado (PM), o dióxido de nitrogênio (NO₂) e o dióxido de enxofre (SO₂) (IEMA, 2012).

O aumento da população mundial e, conseqüentemente, a elevação das emissões de poluentes derivados da queima de combustível oriundos de veículos automotores e indústrias resultam na maior degradação da qualidade do ar, que representa um importante fator de ameaça à saúde humana, especialmente nos centros urbanos. Os poluentes atmosféricos têm sido associados, há décadas, à mortalidade e ao agravamento de doenças respiratórias (HOEK *et al.*, 2013; XIONG *et al.*, 2015; FREITAS *et al.*, 2016; TO *et al.*, 2016) e cardiovasculares (POPE *et al.*, 2004; CHANG *et al.*, 2015; BRAVO *et al.*, 2016; ZÚÑIGA *et al.*, 2016). Dentre as doenças pulmonares, já foi relatado que a poluição do ar agrava o risco de pessoas com asma evoluírem para o quadro de Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica (DPOC) em até três vezes mais (TO *et al.*, 2016).

Em Beijing, foi constatada a associação entre PM_{2,5} (PM com diâmetro inferior a 2,5 µm) e morbimortalidade por doença isquêmica do coração e, pelos resultados do estudo, se os padrões da Organização Mundial da Saúde (OMS) tivessem sido adotados, evitar-se-ia o equivalente a mais de 7.700 casos de morbidade e 1.475 óbitos (XIE *et al.*, 2015). Associações similares entre poluição do ar e doenças cardiovasculares também foram encontradas em estudos nos Estados Unidos (THURSTON *et al.*, 2016), em Taiwan (CHANG *et al.*, 2015), no Canadá (VILLENEUVE *et al.*, 2015), na Europa (BRUNEKREEF *et al.*, 2009; LANKI *et al.*, 2015) e no Brasil (BRAGA *et al.*, 2007; ABE & MIRAGLIA, 2016). Assim, a poluição atmosférica é tema de muitos estudos, assim como os processos de combustão dos veículos, geradores de muitos gases e partículas que possuem participação importante na geração de efeitos adversos à saúde.

Conhecer as principais fontes originárias de poluentes é de extrema importância, para que medidas mitigadoras possam ser providenciadas. No Brasil, a frota automoti-

va responde por mais de 55% dos veículos do país, seguida por motocicleta e motonetas, que somam mais 26%, representando mais de 81% da frota nacional, que gira em torno de 85 milhões de veículos, segundo dados do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2014).

No município de São Paulo, a parcela representativa de automóveis e motocicletas é ainda maior, chegando a somar 85% do total de veículos (DENATRAN, 2014), que em números absolutos chega a mais de 7 milhões de veículos. Dadas as dimensões nacional e municipal do porte de veículos e das emissões de poluentes, além dos resíduos provenientes de indústrias, incinerações, entre outros, foram sancionadas diversas resoluções e leis a fim de controlar as emissões de poluentes e estabelecer limites de qualidade do ar.

No Brasil, os padrões de qualidade atualmente em vigor foram adotados no início da década de 1990 (BRASIL, 1990). Nos termos da Política Nacional de Meio Ambiente — PNMA (Lei n. 6.938/1981), os Padrões de Qualidade do Ar (PQAr) foram incorporados como um dos instrumentos da política ambiental (BRASIL, 1981). Considerando a necessidade de se estabelecer estratégias para o controle, a preservação e a recuperação da qualidade do ar, válidas para todo o território nacional, conforme previsto na PNMA de 1981, foi instituído, pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 005/1989, o Programa Nacional de Qualidade do Ar (PRONAR). Esse programa seria

um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar das populações e melhoria da qualidade de vida com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do País de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica (BRASIL, 1989).

Sendo assim, a prevenção dos efeitos deletérios derivados da poluição atmosférica passa por identificar, para os principais contaminantes, os níveis minimamente seguros de proteção das condições de saúde da população, expressos em termos de valores de sua concentração no ar (IEMA, 2012).

Dentro desses instrumentos do PRONAR, foram estabelecidos, em 1990, os valores dos padrões nacionais de qualidade do ar para partículas totais em suspensão (PTS),

fumaça, partículas inaláveis (material particulado $< 10 \mu\text{m}$ – PM_{10}), NO_2 , SO_2 , CO e O_3 (BRASIL, 1990).

Outro instrumento do PRONAR é o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), instituído em 06 de maio de 1986 e coordenado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Considerando que a emissão de poluentes por veículos automotores contribui para a contínua deterioração da qualidade do ar, especialmente nos centros urbanos, esse programa definiu os primeiros limites de emissão para veículos leves, e contribuiu para o atendimento aos PQA instituídos pelo PRONAR (BRASIL, 1986). Desde a sua criação, o PROCONVE apre-

sentou diversas fases de implantação e favoreceu a melhoria da qualidade do ar, mesmo com o aumento da frota automotiva (ESCUCIATTO *et al.*, 2016). Atualmente, encontra-se nas fases L-6 e P-7, correspondendo às exigências de melhoria dos padrões de emissões de poluentes referentes aos veículos leves e pesados, respectivamente.

Considerando a vigência do PROCONVE desde 1986, o objetivo deste estudo foi analisar os principais determinantes em saúde atingidos pelo programa e a evolução temporal das concentrações dos poluentes PM_{10} , SO_2 , NO_2 e O_3 , para o município de São Paulo, assim como os desfechos em doenças cardiorrespiratórias, para o período entre os anos 2000 e 2011.

MATERIAIS E MÉTODOS

Rede de aspectos e impactos

A fim de avaliar a gama de aspectos e impactos relativos ao PROCONVE, optou-se pela confecção de uma rede de efeitos, construída a partir do assunto/tema geral e expandida com aspectos e impactos de cunho social, econômico, ambiental e de saúde.

Os portais de busca utilizados foram: Portal da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), *PubMed*, *ScienceDirect*, *Google Scholar* e sites oficiais de órgãos públicos, tanto na esfera federal quanto estadual e municipal (Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Saúde, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo — CETESB e Instituto Estadual do Ambiente do Governo do Rio de Janeiro, Secretaria de Saúde Pública de São Paulo, entre outros). Os descritores utilizados foram: “PROCONVE”, “PROMOT”, Padrões de qualidade do ar”, “Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos

Automotores”, “Fases do PROCONVE”, “legislação”. Os termos foram buscados em língua portuguesa e inglesa. Os descritores foram agrupados e realizaram-se as buscas com dois a três descritores e o buscador booleano “AND” nos sites mencionados. As informações coletadas foram resumidas e reunidas em um quadro nomeado “Rede de Impactos”, que reflete uma abordagem inédita incluída nas etapas da Avaliação de Impactos à Saúde (AIS), baseada em levantamento de dados oficiais e análise de evidências. Portanto, dados de relatórios, artigos científicos, publicações de órgãos públicos e o conhecimento prévio de especialistas entraram na composição dessa rede. A construção de rede de impactos em saúde foi previamente utilizada pelo Laboratório de Economia, Saúde e Poluição Ambiental da Universidade Federal de São Paulo (LESPA-UNIFESP), coordenado pela Profa. Dra. Simone Georges El Khouri Miraglia (MIRAGLIA & ABE, 2017).

Análise descritiva: poluentes e dados de saúde

A análise descritiva foi realizada para as variáveis em estudo utilizando-se o *software* IBM SPSS® versão 21 e o programa Excel®, da Microsoft, para Windows, versão 2000. Baseou-se, para os dados de poluentes, na média diária anual das concentrações de O_3 , NO_2 , SO_2 e PM_{10} . Os dados relativos à emissão diária de poluentes foram obtidos junto a CETESB (2015). Esse órgão possui uma rede telemétrica capaz de produzir informações das concentrações desses poluentes em intervalos de

1 hora. Porém, em muitos dias, não se obteve esse número de medições em todas as 22 estações de monitoramento. Após os cálculos das médias diárias, foram verificadas as quantidades de dados válidos para cada estação. Com isso, tornou-se possível escolher as estações a serem trabalhadas. Os critérios utilizados foram 90% dos dados válidos e os maiores coeficientes de correlação de Pearson. As estações que apresentaram coeficientes de correlação superiores a $r = 0,80$ foram

escolhidas para o cálculo das médias. O período de levantamento foi entre os anos 2000 e 2011.

Para os dados de saúde, foi realizado um levantamento dos dados de internações hospitalares e óbitos disponibilizados pelo Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde (DATASUS), para o período entre 2000 e 2011. As causas diagnósticas levantadas foram: internações hospitalares por causas cardiovasculares totais — INT_CT (Classificação Internacional de Doenças — CID 10, série I); internações por causa cerebrovascular, ou seja, acidente vascular encefálico — INT_CAVE (isquêmico ou hemorrágico; CID 10, série I60-I69), infarto — INT_CI (CID 10, I20 – I25) e demais causas cardiovasculares, ou seja, excetuando-se por causa cerebrovascular e infarto — INT_COC; internações hospitalares por causas respiratórias totais — INT_RT (CID 10, série J); internações por asma — INT_RA (CID 10, série J45 – J46),

DPOC — INT_RDPOC (CID 10, J43 – J44) e demais causas respiratórias, excetuando-se asma e DPOC — INT_ROC. As causas de óbito selecionadas foram: óbitos por causas cardiovasculares totais — OBT_CT (CID 10, série I), óbitos por causa cerebrovascular, ou seja, acidente vascular encefálico — OBT_CAVE (isquêmico ou hemorrágico; CID X, série I60-I69), infarto — OBT_CI (CID 10, I20 – I25) e demais causas cardiovasculares, ou seja, excetuando-se acidente vascular encefálico e infarto — OBT_COC; óbitos por causas respiratórias totais — OBT_RT (CID 10, série J), óbitos por pneumonia — OBT_RPN (CID 10, série J10 – J18), DPOC — OBT_RDPOC (CID 10, J43 – J44) e demais causas respiratórias, excetuando-se pneumonia e DPOC — OBT_ROC. Para a obtenção da taxa para cada desfecho em saúde, considerou-se a população do município, a partir de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2000; 2010; 2015).

RESULTADOS

Rede de aspectos e impactos

Para facilitar a tomada de decisão e visualização da questão abordada, foi realizada a construção de uma rede de aspectos e impactos resultantes da política do PROCONVE, baseada nos determinantes de saúde.

Importante notar que, ao se construir essa rede, aspectos diretos e indiretos dessa política são expostos, além dos aprofundados neste estudo, facilitando a visão orgânica e sistêmica (Figura 1).

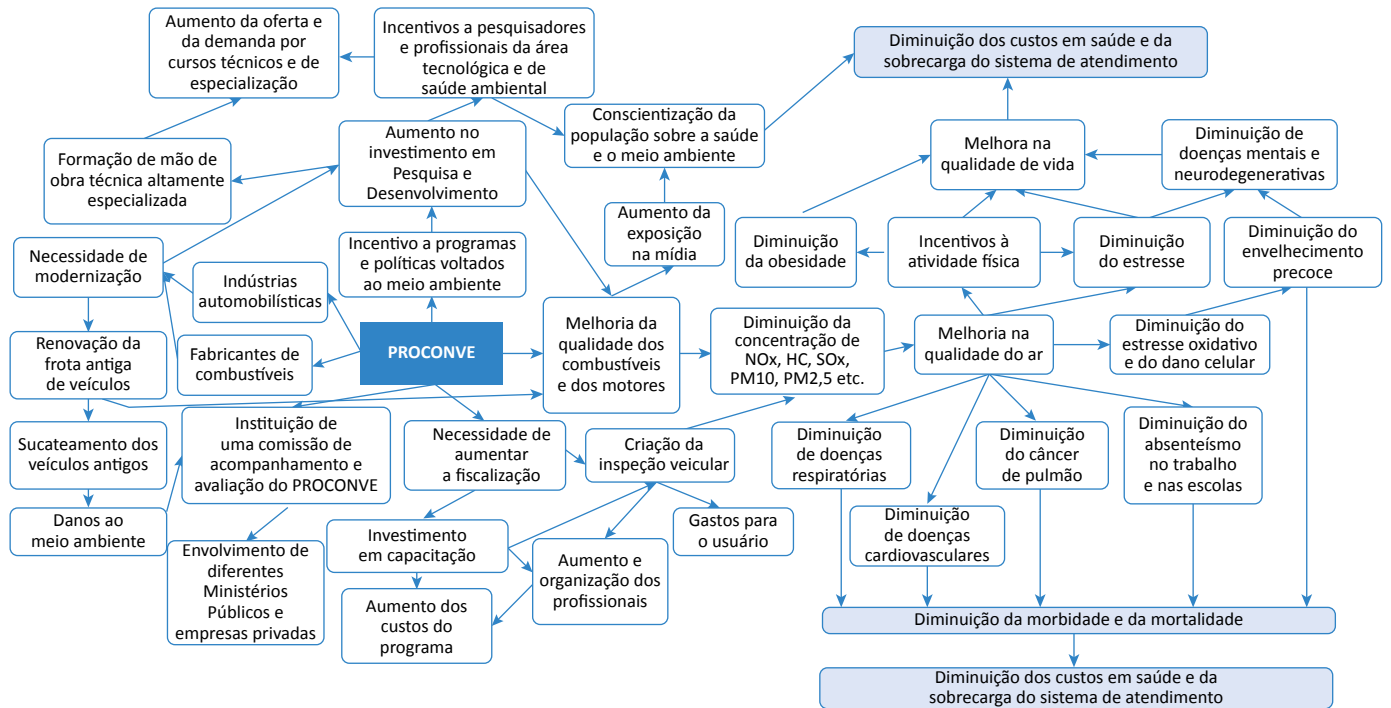


Figura 1 – Rede de aspectos e impactos derivada da política do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores.

Análise dos poluentes

No início do período estudado, em 2000, a média da concentração de NO_2 , SO_2 e PM_{10} verificada foi de $82,78 \pm 2,01$ (\pm erro padrão, EP); $16,54 \pm 0,44$ (EP) e $49,19 \pm 1,09$ (EP) $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Ao final do período, essas concentrações foram de $69,60 \pm 1,48$ (EP); $6,17 \pm 0,13$ (EP) e $36,70 \pm 0,86$ (EP) $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Ou seja, para o NO_2 a média reduziu em aproximada-

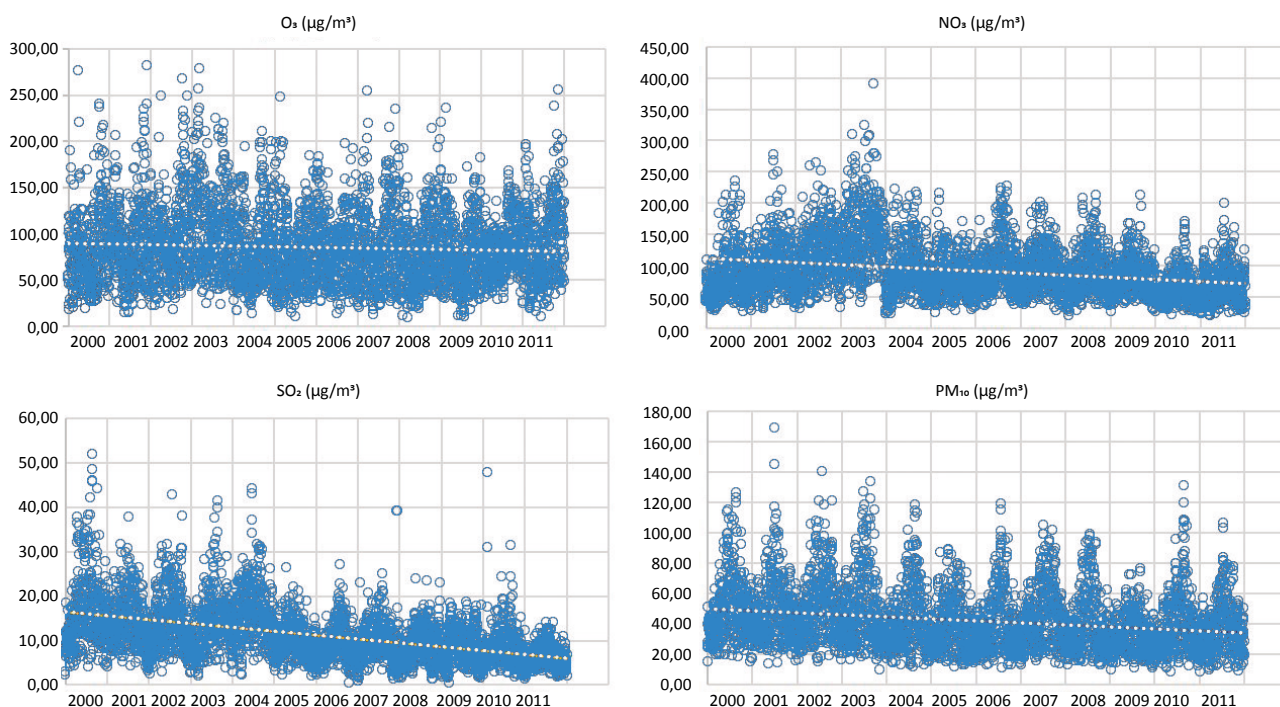
Dados de saúde

A Tabela 1 mostra a análise descritiva referente às internações hospitalares por causas cardiovasculares e respiratórias. Observando os valores para a taxa por 100 mil habitantes, em ambas as tabelas, as taxas aumentam de valor ao longo do período, com exceção do número de INT_RA.

A Tabela 2 mostra as análises descritivas referentes ao número de óbitos por causas cardiovasculares e respiratórias. Ao se observar a taxa por 100 mil habitantes, para doenças cardiovasculares, percebe-se um leve declínio no valor da taxa, mesmo constatando um discreto aumento no valor de casos totais devido ao aumento populacional ter sido mais expressivo do que o aumento do número de óbitos

mente 15,92%; para o SO_2 , 62,7%; e para o PM_{10} , cerca de 25,4%, comparando-se o início e o final do período de estudo. Na Figura 2, é possível observar a evolução temporal dos poluentes, com a linha de tendência. Com exceção do O_3 , sugere-se que os poluentes estão em tendência de queda ao longo do tempo.

por causas cardiovasculares (OBT_CT, OBT_CAVE e OBT_CI). Na Tabela 2, também se encontram os óbitos por doenças respiratórias e, ao se observar os valores para a taxa por 100 mil habitantes e os valores de contagem totais, é possível observar um aumento nesses dois valores para as variáveis OBT_RT e OBT_RPN. Entre os OBT_RDPOC, existe uma oscilação entre valores muito próximos, ao longo do período de estudo, resultando em uma taxa aparentemente semelhante ao início e ao final do período. Entretanto, para OBT_ROC, houve uma diminuição na contagem dos óbitos, o que também influenciou no declínio na taxa ao longo do período analisado.



O_3 : ozônio; NO_2 : dióxido de nitrogênio; SO_2 : dióxido de enxofre; PM_{10} : material particulado < 10 μm .

Figura 2 – Concentrações dos poluentes ozônio, dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre e material particulado < 10 μm no período de 2000 a 2011, com linha de tendência, para o município de São Paulo.

DISCUSSÃO

A abordagem ampla e visualmente facilitada pela rede de aspectos e impactos (Figura 1) auxilia as partes interessadas e os tomadores de decisão a visualizarem

a questão com mais abrangência e facilita a escolha dos limites do estudo, ou seja, é conhecido que os impactos são sempre muito mais amplos e complexos

Tabela 1 – Análise descritiva anual relativa à morbidade cardiopulmonar (número de internações por 100 mil habitantes).

Ano	INT_CT	INT_CI	INT_CAVE	INT_COC	INT_RT	INT_RA	INT_RDPOC	INT_ROC
2000	416,59	107,70	68,02	240,87	366,72	53,19	23,88	289,12
2001	391,96	108,04	63,35	220,56	349,72	43,51	21,35	284,85
2002	466,63	129,71	78,81	258,11	454,52	71,33	25,49	356,08
2003	499,90	130,45	94,27	275,18	495,24	73,29	26,62	395,33
2004	553,37	143,98	104,50	304,89	548,17	81,45	29,51	437,21
2005	515,22	130,36	98,47	286,40	485,84	71,26	27,64	386,94
2006	516,40	135,21	94,97	286,22	514,91	71,61	26,09	414,90
2007	529,78	137,64	92,60	299,54	516,98	71,67	27,03	418,27
2008	512,47	133,09	88,73	290,65	479,90	51,67	23,63	404,60
2009	540,60	137,78	91,11	311,72	520,97	45,10	23,99	451,88
2010	571,46	148,76	98,24	324,46	509,68	42,61	24,92	442,15
2011	565,82	142,55	96,35	326,93	504,82	39,35	29,01	436,46

INT_CT: internações hospitalares por causas cardiovasculares totais; INT_CI: internações hospitalares por infarto; INT_CAVE: internações hospitalares por acidente vascular encefálico; INT_COC: internações hospitalares por outras causas cardiovasculares; INT_RT: internações hospitalares por causas respiratórias totais; INT_RA: internações hospitalares por asma; INT_RDPOC: internações hospitalares por doença pulmonar obstrutiva crônica; INT_ROC: internações hospitalares por outras causas respiratórias. Fonte: elaborado pela autora com dados do DATASUS e do IBGE, no *Software SPSS*.

Tabela 2 – Análise descritiva anual relativa à mortalidade cardiopulmonar (número de óbitos por 100 mil habitantes).

Ano	OBT_CT	OBT_CI	OBT_CAVE	OBT_COC	OBT_RT	OBT_RPN	OBT_RDPOC	OBT_ROC
2000	215,18	86,93	55,65	72,59	70,20	31,08	22,47	16,64
2001	207,22	83,31	54,13	69,78	68,68	31,80	20,66	16,22
2002	204,57	83,38	54,46	66,73	72,37	35,88	20,21	16,28
2003	202,04	82,55	51,89	67,61	76,01	37,31	22,11	16,59
2004	207,24	81,91	53,60	71,73	78,19	40,21	22,38	15,60
2005	193,37	73,50	49,98	69,89	68,36	34,73	20,35	13,28
2006	197,81	76,26	51,07	70,47	74,74	41,13	21,09	12,52
2007	197,63	78,19	50,50	68,94	74,43	42,22	20,45	11,77
2008	201,97	78,10	52,35	71,52	72,07	40,94	19,95	11,18
2009	204,03	75,79	52,18	76,06	76,14	43,63	20,74	11,77
2010	202,93	77,60	50,69	74,64	75,72	43,82	20,80	11,11
2011	205,82	78,14	51,50	76,18	81,58	47,06	20,95	13,57

Fonte: elaborado pela autora com dados do DATASUS e do IBGE, no *Software SPSS*.

do que é possível escolher e estudar setorialmente. Essa conexão da parte com o todo é um aspecto importante e que caracteriza uma AIS (WHO, 1999; ABE & MIRAGLIA, 2018), pois permite que as análises e as reflexões sejam tomadas subsidiadas com um maior número de evidências, sem negligenciar outros aspectos envolvidos na análise de uma proposta.

A rede de aspectos e impactos considera os determinantes em saúde. Com isso, é possível atingir aspectos políticos, de meio ambiente, de serviços públicos, sociais, econômicos, entre outros (BHATIA, 2011). Segundo o Ministério do Meio Ambiente, o PROCONVE favoreceu a participação social e promoveu a modernização do parque automobilístico brasileiro, além de favorecer a comunicação e os esforços de diversos órgãos públicos para atingir a meta do programa, entre eles, o Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente; o Conselho Nacional do Petróleo (CNP); o Ministério de Minas e Energia; o Ministério dos Transportes; o Ministério da Indústria e do Comércio; o Ministério da Ciência e Tecnologia; o Ministério da Justiça; e os Órgãos Estaduais e Municipais de Controle da Poluição Ambiental. Ainda, devido à publicação dos níveis aceitáveis de emissão de poluentes, as indústrias automotivas e os fabricantes de combustíveis precisaram alinhar esforços e investimentos para melhorar a qualidade dos motores e dos combustíveis (BRASIL, 2017).

A partir da melhoria na qualidade dos combustíveis e do aperfeiçoamento dos motores, assim como a renovação da frota, esperava-se a melhoria da qualidade do ar, pela diminuição da poluição oriunda dos veículos leves, pesados, comerciais e das motocicletas. Entretanto, o aumento da frota automotiva ao longo dos anos poderia ter resultado em aumento concomitante da concentração dos poluentes, como PM_{10} , NO_2 , SO_2 , o que não foi observado no presente estudo. Com isso, proporcionou-se a diminuição da exposição de toda a população à poluição do ar, com desfechos à saúde, principalmente para os grupos mais suscetíveis: idosos, crianças e pessoas que trabalham no tráfego ou nas ruas, como guardas de trânsito, entregadores, frentistas, motoristas de ônibus etc. (PASCAL *et al.*, 2013). Nas escolas e nos serviços, a melhoria da qualidade do ar diminuiu os absenteísmos (ROMIEU *et al.*, 1992; CHEN *et al.*, 2000; GILLILAND *et al.*, 2001; PARK *et al.*, 2002; RODRIGUES-SILVA *et al.*, 2012). Adicionalmente, o sistema de transporte, ao gerar menos resíduos poluidores, diminuiu os danos ao meio ambiente e à saúde

da população, seja essa população usuária ou não de veículos. A comunidade local tem ganhos em saúde e qualidade de vida com a diminuição da poluição, pela diminuição de doenças cardiorrespiratórias, do estresse oxidativo, da inflamação e do envelhecimento precoce (DE PRINS *et al.*, 2014), de doenças neurodegenerativas (CALDERÓN-GARCIDUEÑAS *et al.*, 2015), do câncer de pulmão (FAJERSZTAJN *et al.*, 2013; RAASCHOU-NIELSEN *et al.*, 2013; SAX *et al.*, 2013), entre outras doenças. A melhora na qualidade do ar também é um incentivo à atividade física e a atividades ao ar livre, com ganhos em saúde pública (GRABOW *et al.*, 2012).

Esses aspectos vão ao encontro dos objetivos do PROCONVE, que foi criado com o intuito principal de reduzir os níveis de emissão de poluentes por veículos automotores visando ao atendimento aos PQAr, especialmente nos centros urbanos, e também promover o desenvolvimento tecnológico nacional, tanto na engenharia automobilística como em métodos e equipamentos para ensaios e medições da emissão de poluentes e melhoria dos combustíveis (BRASIL, 1986).

Complementando a iniciativa, em 2002, foi instituído o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT). Este programa estabeleceu limites de emissão para gases poluentes provenientes de motocicletas novas e previu exigências quanto à durabilidade de emissões, ao controle da qualidade da produção, aos critérios para a implantação de programas de inspeção e manutenção periódica e à fiscalização em campo (IBAMA, 2011).

Um fato interessante foi verificar que, apesar do aumento da frota de veículos na cidade, a concentração média dos poluentes NO_2 , SO_2 e PM_{10} mostrou tendência de queda, com exceção do O_3 . Fato semelhante já foi observado em um estudo realizado em Curitiba, estado do Paraná, onde verificou-se que um aumento de 65% no número de veículos não resultou no aumento da concentração dos poluentes atmosféricos, devido a vários fatores relacionados ao PROCONVE (ESCUCIATTO *et al.*, 2016). Em relação ao O_3 , esse gás parece não possuir tendência de aumento ou diminuição clara ao longo do tempo, o que implica na sugestão de que, provavelmente, a formação de O_3 não é diretamente proporcional ao consumo de combustível (PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). O O_3 é um poluente secundário, sintetizado de forma não linear a partir de óxidos de nitrogênio (NO_x) e dependente da radiação

ultravioleta, da hora do dia, dos parâmetros meteorológicos e da topografia (SEIGNEUR *et al.*, 2003; PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Por isso, é complexo prever como será seu comportamento a partir da emissão dos poluentes primários, no entanto, é fato que sua concentração aumenta no verão, o que ocorre inversamente aos demais poluentes estudados. Em relação aos demais gases e PM, a diferença entre as concentrações no início e no final do período do estudo parece sinalizar uma tendência de queda (Figura 1).

Traçar tendências é um processo complexo, no entanto, as iniciativas de aprimoramento dos motores e dos combustíveis, propostas pelo PROCONVE ao longo das fases de implantação, parecem funcionar para os cenários da grande metrópole, visto que houve diminuição das concentrações de vários poluentes atmosféricos no período estudado (Figura 1). Além do PROCONVE, outras medidas podem estar envolvidas nessa diminuição, como o distanciamento das fábricas dos grandes centros urbanos; no entanto, é fato que o aprimoramento dos motores e dos combustíveis possui grande influência no município que possui a maior frota automotiva brasileira. Esses achados nas concentrações de poluentes também já foram constatados, de forma semelhante, por outros trabalhos envolvendo a concentração dos poluentes em São Paulo ao longo do período de vigência do PROCONVE (CETESB, 2015; PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Um desses estudos mostrou que as concentrações de NO_x, CO e PM₁₀ chegaram a diminuir 0,65, 0,37 e 0,71% por mês, respectivamente, no período de 2000 a 2013, para a região metropolitana de São Paulo, enquanto as vendas de gasolina, etanol e diesel haviam aumentado 0,26, 1,96 e 0,38% por mês, respectivamente. Além disso, esse estudo comparou e comprovou que as melhorias realizadas nos motores e nos combustíveis, a implementação do PROCONVE e a renovação da frota foram fatores preponderantes para a verificação de declínio das concentrações desses poluentes (PÉREZ-MARTÍNEZ *et al.*, 2015). Além dos efeitos à saúde, há ganhos econômicos ao se adotar políticas públicas que visem à redução dos poluentes atmosféricos. Ao se considerar cenários preditivos de diminuição do PM₁₀ e do PM_{2,5} e o ganho econômico a partir do número de mortes evitáveis, estimou-se uma economia de US\$ 527 milhões para o município de Diadema, no estado de São Paulo (SILVA *et al.*, 2017), e mais de US\$ 15 bilhões anuais para a capital do estado (ABE & MIRAGLIA, 2016).

De acordo com a Companhia de Engenharia de Tráfego (CET), a capital possuía, em 1980, uma velocidade média no trânsito de 24,9 km/h, que diminuiu no ano de 2000 para 19,4 km/h e, em 2011, para 16,8 km/h (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2016). Esses dados mostram que os paulistanos que utilizam meios de transportes baseados em veículos automotores podem demorar mais tempo para chegar ao seu destino, ou seja, ficam mais tempo expostos aos poluentes atmosféricos nos deslocamentos em horário de pico. Em uma cidade como São Paulo, que possui a maior frota de veículos do Brasil, é possível dizer que as emissões veiculares constituem a maior parte da emissão dos poluentes primários e secundários. Comumente, os veículos leves (veículos de passeio) que utilizam gasolina como combustível e os veículos pesados que utilizam o diesel são responsáveis pela maior parte da emissão de CO, NO_x, compostos orgânicos voláteis (VOCs), SO₂, PM, metano (CH₄) e CO₂. Já os veículos que utilizam o etanol como combustível possuem a vantagem de não emitirem, durante sua queima, o PM e o SO₂, no entanto, com exceção desses dois poluentes, há também a liberação dos demais gases citados semelhante à queima da gasolina (CETESB, 2015).

No Brasil e na América Latina há poucos trabalhos, principalmente que analisem séries temporais e mais de um poluente. Muitos trabalhos analisam situações temporalmente curtas, variando de 1 a 2 anos (MARTINS *et al.*, 2002; CASTRO *et al.*, 2009), populações muito específicas (somente crianças ou idosos) ou apenas um poluente. Neste trabalho procurou-se abranger um período temporal extenso e os dados para toda a população, independentemente da faixa etária, aprofundando-se para os desfechos mais abrangentes, como mortalidade por causa cardiorrespiratória total e alguns desfechos mais específicos dentro dos efeitos cardiovasculares e respiratórios, como asma, DPOC, acidente vascular cerebral e infarto agudo do miocárdio.

As associações entre poluentes atmosféricos e efeitos à saúde, apesar de reconhecidas pelo meio científico, possuem muitas faces que ainda necessitam de elucidação, como compreender os mecanismos moleculares e intracelulares ativados pela exposição aos poluentes e que resultam em desfechos à saúde. Por isso, aprimorar as pesquisas em um tema que já é amplamente estudado é de extrema importância para o entendimento aprofundado e a confecção de melhores políticas públicas referentes ao assunto, auxiliando a tomada de

decisão pelos governos e a divulgação de informações à população, visando à adoção de políticas de prevenção.

O aumento das evidências que associam poluição do ar e problemas de saúde serviu de subsídio para diversos estudos e leis restritivas em relação às fontes de emissão. A Irlanda, por exemplo, durante os anos de 1980, presenciou diversos episódios graves de poluição do ar, cuja fonte principal era a queima do carvão mineral para aquecimento doméstico. A partir de diversos estudos, o governo irlandês iniciou uma série de proibições à comercialização do carvão, entre os anos de 1990 e 2000, e obteve como resultado uma diminuição dos níveis de PM e SO₂, principalmente no inverno. Os anos em que houve as proibições foram associados à redução na mortalidade respiratória na região, chegando a 17% de redução, sendo também verificada a diminuição nas admissões hospitalares por pneumonia, DPOC e asma. Além disso, foi verificado 4% de redução nas admissões hospitalares para doenças cardiovasculares. No entanto, os autores explicitaram a dificuldade em atribuir os resultados somente às proibições de comercialização de carvão, uma vez que outras medidas preventivas podem ter sido tomadas na década de 1990 para promover a saúde da população (DOCKERY *et al.*, 2013).

A partir das análises descritivas de mortalidade e morbidade cardiorrespiratória de base diária, organizadas por ano, foi possível verificar que as taxas de mortalidade cardiovascular por 100 mil habitantes foram praticamente constantes ao longo do período estudado, assim como a mortalidade por doenças cerebrovasculares. Adicionalmente, constatou-se que houve uma diminuição na taxa de mortalidade por infarto ao longo do período, passando de aproximadamente 87 óbitos por 100 mil habitantes, no ano de 2000, para 78 óbitos por 100 mil habitantes, em 2011 (Tabela 2).

Para a mortalidade por doença respiratória foi verificado aumento da taxa de mortalidade respiratória e por pneumonia, entretanto, houve manutenção da taxa de mortalidade por DPOC ao longo do tempo (Tabela 2). É importante mencionar que, para doenças respiratórias, há algumas variáveis de confusão que limitam este modelo, como surtos de gripes, como a gripe aviária e o surto por H1N1.

Para uma cidade urbanizada como São Paulo, dotada de uma crescente frota de veículos, poder-se-ia imaginar que haveria um aumento nos níveis dos poluentes atmosféricos, porém, os dados referentes à concentração da maioria dos poluentes considerados neste estudo mostraram-se em queda ao longo do período estudado, condizendo com a manutenção ou até a diminuição das taxas de mortalidade apresentadas para alguns casos. Em relação à morbidade o cenário difere um pouco, uma vez que todas as taxas aumentaram com o tempo, com exceção da taxa de INT_RA (Tabela 1). Isso mostra que os efeitos crônicos da poluição atmosférica podem ter sido amenizados ou até, de certa forma, se mantido estáveis ao longo do período, porém, as internações hospitalares mostraram-se mais frequentes. Ao se considerar que a população passa mais tempo no tráfego e, conseqüentemente, exposta aos poluentes, segundo dados da CET, não é de se surpreender que os efeitos agudos na saúde possam ter se exacerbado.

Assim, a aplicação de metodologias mais abrangentes, como a AIS, deveria ser considerada como mecanismo importante e de utilização sistemática pelos tomadores de decisão, no âmbito das políticas públicas, com o fim de auxiliar, de forma preventiva, meios de mitigação e compensação de forma eficiente dos impactos socioambientais e na saúde (SILVEIRA & FENNER, 2017).

CONCLUSÕES

A análise da política pública do PROCONVE, em termos de determinantes em saúde, revelou-se importante a fim de caracterizar as relações influenciadas pela vigência da referida política. Nesse sentido, a construção da rede de impactos permitiu a visualização com clareza dessas relações, auxiliando os tomadores de decisão no processo de intervenção.

O PROCONVE se revelou um programa muito importante na manutenção e na diminuição das concentra-

ções de poluentes atmosféricos, as quais seriam mais elevadas com o aumento da frota automotiva. Esses efeitos adversos também são percebidos em saúde, mas de uma forma menos direta, uma vez que a saúde possui diversos determinantes, externos à análise deste estudo. No entanto, sugere-se que as fases do PROCONVE continuem evoluindo, bem como a sua fiscalização, incluindo outras iniciativas fundamentais, como a revisão dos PQA nacionais.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho recebeu financiamento de pesquisa da Secretaria de Vigilância em Saúde do Ministério

da Saúde do Brasil (SVS/MS) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil. *International Journal of Environmental Research Public Health*, v. 13, 2016. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph13070694>

ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Avaliação de Impacto à Saúde (Ais) no Brasil e América Latina: Uma Ferramenta Essencial a Projetos, Planos E Políticas. *Interface - Comunicação, Saúde, Educação*, 2018. DOI: 10.1590/1807-57622016.0802

BHATIA, R. *Health Impact Assessment: A Guide for Practice*. Oakland: Human Impact Partners, 2011.

BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P. A. D.; SALDIVA, P. H. D. N. Associação entre poluição atmosférica e doenças respiratórias e cardiovasculares na cidade de Itabira, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, p. S570-S578, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2007001600017>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 003, de 28 de Junho de 1990. *Diário Oficial da União*, p. 15937-15939, 22 ago. 1990.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 005/1989, PRONAR. *Diário Oficial da União*, p. 14713-14714, 25 ago. 1989.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução Conama nº 018/1986*: Dispõe sobre a criação do Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE. Brasil, 1986.

_____. Ministério do Meio Ambiente. *Proconve*: Programa de Controle de Poluição do Ar por Veículos Automotores. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/proconve_163.pdf>. Acesso em: 10 ago 2017.

_____. *Política Nacional de Meio Ambiente*: Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Brasília, 1981.

BRAVO, M. A.; SON, J.; DE FREITAS, C. U.; GOUVEIA, N.; BELL, M. L. Air Pollution and Mortality in São Paulo, Brazil: Effects of Multiple Pollutants and Analysis of Susceptible Populations. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, v. 26, p. 150-161, 2016. DOI: 10.1038/jes.2014.90

BRUNEKREEF, B.; BEELEN, R.; HOEK, G.; SCHOUTEN, L.; BAUSCH-GOLDBOHN, S.; FISCHER, P.; ARMSTRONG, B.; HUGHES, E.; JERRETT, M.; VAN DEN BRANDT, P. Effects of Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution on Respiratory and Cardiovascular Mortality in the Netherlands: The Nlcs-Air Study. *Research Reports of the Health Effects Institute*, p. 5-71, 2009.

CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, L.; CALDERÓN-GARCIDUEÑAS, A.; TORRES-JARDÓN, R.; AVILA-RAMÍREZ, J.; KULESZA, R. J.; ANGIULLI, A. D. Air Pollution and Your Brain: What Do You Need to Know Right Now. *Primary Health Care Research & Development*, v. 16, p. 329-345, 2015. <https://doi.org/10.1017/S146342361400036X>

CASTRO, H. A.; CUNHA, M. F.; MENDONÇA, G. A.; JUNGER, W. L.; CUNHA-CRUZ, J.; LEON, A. P. Effect of Air Pollution on Lung Function in Schoolchildren in Rio De Janeiro, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, v. 43, p. 26-34, 2009.

CHANG, C. C.; CHEN, P. S.; YANG, C. Y. Short-Term Effects of Fine Particulate Air Pollution on Hospital Admissions for Cardiovascular Diseases: A Case-Crossover Study in a Tropical City. *Journal of Toxicology Environmental Health A*, v. 78, p. 267-277, 2015. <https://doi.org/10.1080/15287394.2014.960044>

CHEN, L.; JENNISON, B. L.; YANG, W.; OMAJE, S. T. Elementary School Absenteeism and Air Pollution. *Inhalation Toxicology*, v. 12, p. 997-1016, 2000. <https://doi.org/10.1080/08958370050164626>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2014*. São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em: 10 abr. 2017.

DE PRINS, S.; DONS, E.; VAN POPPEL, M.; INT PANIS, L.; VAN DE MIEROOP, E.; NELEN, V.; COX, B.; NAWROT, T. S.; TEUGHEL, C.; SCHOETERS, G.; KOPPEN, G. Airway Oxidative Stress and Inflammation Markers in Exhaled Breath from Children Are Linked with Exposure to Black Carbon. *Environmental International*, v. 73, p. 440-446, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.06.017>

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). *Frota de Veículos*. 2014. Disponível em: <<http://www.detran.pr.gov.br/modules/catasg/servicos-detalhes.php?tema=detran&id=469>>. Acesso em: 26 abr. 2018.

DOCKERY, D. W.; RICH, D. Q.; GOODMAN, P. G.; CLANCY, L.; OHMAN-STRICKLAND, P.; GEORGE, P.; KOTLOV, T. Effect of Air Pollution Control on Mortality and Hospital Admissions in Ireland. *Research Reports of Health Effects Institute*, p. 3-109, 2013.

ESCUCIATTO, E.; DZIEDZIC, M.; VASCONCELOS, E. C. A influência da renovação da frota de veículos na qualidade do ar na região central de Curitiba. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 42, p. 2-11, 2016. DOI: 10.5327/Z2176-947820160198

FAJERSZTAJN, L.; VERAS, M.; BARROZO, L. V.; SALDIVA, P. Air Pollution: A Potentially Modifiable Risk Factor for Lung Cancer. *Nature Reviews Cancer*, v. 13, p. 674-678, 2013. <https://doi.org/10.1038/nrc3572>

FREITAS, C. U.; LEON, A. P.; JUNGER, W.; GOUVEIA, N. Air Pollution and Its Impacts on Health in Vitoria, Espírito Santo, Brazil. *Revista de Saúde Pública*, v. 50, n. 4, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S1518-8787.2016050005909>

GILLILAND, F. D.; BERHANE, K.; RAPPAPORT, E. B.; THOMAS, D. C.; AVOL, E.; GAUDERMAN, W. J.; LONDON, S. J.; MARGOLIS, H. G.; MCCONNELL, R.; ISLAM, K. T.; PETERS, J. M. The Effects of Ambient Air Pollution on School Absenteeism Due to Respiratory Illnesses. *Epidemiology*, v. 12, p. 43-54, 2001.

GRABOW, M. L.; SPAK, S. N.; HOLLOWAY, T.; STONE, B.; MEDNICK, A. C.; PATZ, J. A. Air Quality and Exercise-Related Health Benefits from Reduced Car Travel in the Midwestern United States. *Environmental Health Perspective*, v. 120, p. 68-76, 2012. <https://dx.doi.org/10.1289%2Fehp.1103440>

HOEK, G.; KRISHNAN, R. M.; BEELEN, R.; PETERS, A.; OSTRO, B.; BRUNEKREEF, B.; KAUFMAN, J. D. Long-Term Air Pollution Exposure and Cardio-Respiratory Mortality: A Review. *Environmental Health*, v. 12, n. 43, 2013. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-12-43>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2000.

_____. *Censo Demográfico*. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

_____. *Cidades: São Paulo – Informações Estatísticas*. 2015. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/sao-paulo/panorama>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA) *Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores – Proconve/Promot*. Coleção Meio Ambiente. Séries Diretrizes – Gestão Ambiental. 3 ed. Brasília: Ibama/Diqua, 2011. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/veiculosautomotores/manual%20proconve%20promot_portugues.pdf>. Acesso em: 10 ago. 2017.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE (IEMA). *Padrões de Qualidade do Ar: Experiência Comparada Brasil, EUA e União Européia*. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2012. Disponível em: <<http://www.energiaeambiente.org.br/2012/09/padroes-de-qualidade-do-ar-experiencia-comparada-do-brasil-eua-e-uniao-europeia/>>. Acesso em: 20 nov. 2017.

- LANKI, T.; HAMPEL, R.; TIITTANEN, P.; ANDRICH, S.; BEELEN, R.; BRUNEKREEF, B.; DRATVA, J.; DE FAIRE, U.; FUKS, K. B.; HOFFMANN, B.; IMBODEN, M.; JOUSILAHTI, P.; KOENIG, W.; MAHABADI, A. A.; KÜNZLI, N.; PEDERSEN, N. L.; PENELL, J.; PERSHAGEN, G.; PROBST-HENSCH, N. M.; SCHAFFNER, E.; SCHINDLER, C.; SUGIRI, D.; SWART, W. J.; TSAI, M. Y.; TURUNEN, A. W.; WEINMAYR, G.; WOLF, K.; YLI-TUOMI, T.; PETERS, A. Air Pollution from Road Traffic and Systemic Inflammation in Adults: A Cross-Sectional Analysis in the European Escape Project. *Environmental Health Perspective*, v. 123, p. 785-791, 2015.
- MARTINS, L. C.; LATORRE, M. O. R.; SALDIVA, P. H.; BRAGA, A. L. Air Pollution and Emergency Room Visits Due to Chronic Lower Respiratory Diseases in the Elderly: An Ecological Time-Series Study in São Paulo, Brazil. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, v. 44, p. 622-627, 2002. <http://dx.doi.org/10.1097/01.jom.0000023250.57933.f2>
- MIRAGLIA, S. G. E. K.; ABE, K. C. *Avaliação de Impacto em Saúde (AIS): Coletânea de casos no Brasil*. São Paulo, 2017. 286 p. Disponível em: <<http://repositorio.unifesp.br/handle/11600/41281>>. Acesso em: 20 abr. 2018.
- PARK, H.; LEE, B.; HA, E. H.; LEE, J. T.; KIM, H.; HONG, Y. C. Association of Air Pollution with School Absenteeism Due to Illness. *Archives of Pediatrics & Adolescent Medicine*, v. 156, p. 1235-1239, 2002. DOI: 10.1001/archpedi.156.12.1235
- PASCAL, M.; CORSO, M.; CHANEL, O.; DECLERCQ, C.; BADALONI, C.; CESARONI, G.; HENSCHEL, S.; MEISTER, K.; HALUZA, D.; MARTIN-OLMEDO, P.; MEDINA, S.; APHEKOM GROUP. Assessing the Public Health Impacts of Urban Air Pollution in 25 European Cities: Results of the Apekom Project. *Science of Total Environment*, v. 449, p. 390-400, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>
- PÉREZ-MARTÍNEZ, P. J.; ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M. Traffic-Related Air Quality Trends in São Paulo, Brazil. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 120, p. 6290-6304, 2015. <https://doi.org/10.1002/2014JD022812>
- POPE, C. A.; BURNETT, R. T.; THURSTON, G. D.; THUN, M. J.; CALLE, E. E.; KREWSKI, D.; GODLESKI, J. J. Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease. *Circulation*, v. 109, p. 71-77, 2004. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F>
- PREFEITURA DE SÃO PAULO. *Velocidade Média no Trânsito (Km/h): município de São Paulo*. 2016. Disponível em: <<http://infocidade.prefeitura.sp.gov.br/index.php?cat=12&titulo=Transportes>>. Acesso em: 20 nov. 2017.
- RAASCHOU-NIELSEN, O.; ANDERSEN, Z. J.; BEELEN, R.; SAMOLI, E.; STAFOGGIA, M.; WEINMAYR, G.; HOFFMANN, B.; FISCHER, P.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; BRUNEKREEF, B.; XUN, W. W.; KATSOUYANNI, K.; DIMAKOPOULOU, K.; SOMMAR, J.; FORSBERG, B.; MODIG, L.; OUDIN, A.; OFTEDAL, B.; SCHWARZE, P. E.; NAFSTAD, P.; DE FAIRE, U.; PEDERSEN, N. L.; OSTENSON, C. G.; FRATIGLIONI, L.; PENELL, J.; KOREK, M.; PERSHAGEN, G.; ERIKSEN, K. T.; SØRENSEN, M.; TJØNNELAND, A.; ELLERMANN, T.; EEFTEENS, M.; PEETERS, P. H.; MELIEFSTE, K.; WANG, M.; BUENO-DE-MESQUITA, B.; KEY, T. J.; DE HOOGH, K.; CONCIN, H.; NAGEL, G.; VILIER, A.; GRIONI, S.; KROGH, V.; TSAI, M. Y.; RICCI, F.; SACERDOTE, C.; GALASSI, C.; MIGLIORE, E.; RANZI, A.; CESARONI, G.; BADALONI, C.; FORASTIERE, F.; TAMAYO, I.; AMIANO, P.; DORRONSORO, M.; TRICHOPOULOU, A.; BAMIA, C.; VINEIS, P.; HOEK, G. Air Pollution and Lung Cancer Incidence in 17 European Cohorts: Prospective Analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (Escape). *Lancet Oncology*, v. 14, p. 813-822, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70279-1](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1)
- RODRIGUES-SILVA, F.; SANTOS, U. P.; SALDIVA, P. H. N.; AMATO-LOURENÇO, L. F.; MIRAGLIA, S. G. K. Health Risks and Economic Costs of Absenteeism Due to Air Pollution in Sao Paulo, Brazil. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 12, p. 826-833, 2012. DOI: 10.4209/aaqr.2011.12.0235
- ROMIEU, I.; LUGO, M. C.; VELASCO, S. R.; SANCHEZ, S.; MENESES, F.; HERNANDEZ, M. Air Pollution and School Absenteeism among Children in Mexico City. *American Journal of Epidemiology*, v. 136, p. 1524-1531, 1992. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a116474>
- SAX, S. N.; ZU, K.; GOODMAN, J. E. Air Pollution and Lung Cancer in Europe. *Lancet Oncology*, v. 14, p. e439-440, 2013. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70438-8](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70438-8)

SEIGNEUR, C.; PUN, B.; LOHMAN, K.; WU, S. Y. Regional Modeling of the Atmospheric Fate and Transport of Benzene and Diesel Particles. *Environmental Science Technology*, v. 37, p. 5236-5246, 2003. DOI: 10.1021/es034433o

SILVA, L. T.; ABE, K. C.; MIRAGLIA, S. G. E. K. Health Impact Assessment of Air Pollution in the City of Diadema, Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 46, p. 117-129, 2017.

SILVEIRA, M.; FENNER, A. L. D. Health Impact Assessment (Hia): Analyses and Challenges to Brazilian Health Surveillance. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 22, p. 3205-3214, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172210.18272017>

THURSTON, G. D.; BURNETT, R. T.; TURNER, M. C.; SHI, Y.; KREWSKI, D.; LALL, R.; ITO, K.; JERRETT, M.; GAPSTUR, S. M.; DIVER, W. R.; POPE, C. A. Ischemic Heart Disease Mortality and Long-Term Exposure to Source-Related Components of U.S. Fine Particle Air Pollution. *Environmental Health Perspectives*, 2016. DOI: 10.1289/ehp.1509777

TO, T.; ZHU, J.; LARSEN, K.; SIMATOVIC, J.; FELDMAN, L.; RYCKMAN, K.; GERSHON, A.; LOUGHEED, M. D.; LICSKAI, C.; CHEN, H.; VILLENEUVE, P. J.; CRIGHTON, E.; SU, Y.; SADATSAFAVI, M.; WILLIAMS, D.; CARLSTEN, C.; NETWORK, C. R. R. Progression from Asthma to Chronic Obstructive Pulmonary Disease (COPD): Is Air Pollution a Risk Factor? *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 2016. <https://doi.org/10.1164/rccm.201510-1932OC>

VILLENEUVE, P. J.; WEICHTHAL, S. A.; CROUSE, D.; MILLER, A. B.; TO, T.; MARTIN, R. V.; VAN DONKELAAR, A.; WALL, C.; BURNETT, R. T. Long-Term Exposure to Fine Particulate Matter Air Pollution and Mortality among Canadian Women. *Epidemiology*, v. 26, p. 536-545, 2015. <https://doi.org/10.1097/EDE.0000000000000294>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). *Health Impact Assessment: Main Concepts and Suggested Approach*. Bruxelas: WHO, 1999. Disponível em: <http://www.healthedpartners.org/ceu/hia/hia01/01_02_gothenburg_paper_on_hia_1999.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2017.

XIE, W.; LI, G.; ZHAO, D.; XIE, X.; WEI, Z.; WANG, W.; WANG, M.; LIU, W.; SUN, J.; JIA, Z.; ZHANG, Q.; LIU, J. Relationship between Fine Particulate Air Pollution and Ischaemic Heart Disease Morbidity and Mortality. *Heart*, v. 101, p. 257-263, 2015. <https://doi.org/10.1136/heartjnl-2014-306165>

XIONG, Q.; ZHAO, W.; GONG, Z.; TANG, T. Fine Particulate Matter Pollution and Hospital Admissions for Respiratory Diseases in Beijing, China. *International Journal of Environmental Research Public Health*, v. 12, p. 11880-11892, 2015. <https://dx.doi.org/10.3390%2Fijerph120911880>

ZÚÑIGA, J.; TARAJA, M.; HERRERA, V.; URRIOLOA, W.; GÓMEZ, B.; MOTTA, J. Assessment of the Possible Association of Air Pollutants Pm10, O3, No2 with an Increase in Cardiovascular, Respiratory, and Diabetes Mortality in Panama City: A 2003 to 2013 Data Analysis. *Medicine (Baltimore)*, v. 95, p. e2464, 2016. <https://doi.org/10.1097/MD.0000000000002464>