



IMPACTOS NA SAÚDE HUMANA CAUSADOS PELA EXPOSIÇÃO A INCÊNDIOS FLORESTAIS: AS EVIDÊNCIAS OBTIDAS NAS ÚLTIMAS DUAS DÉCADAS

*Human health impacts caused by exposure to forest fires: The
evidence obtained in the last two decades*

*Impactos en la salud humana causados por la exposición a
incendios forestales: evidencia de las últimas dos décadas*

Sofia Ellen Caumo  

Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz
sofia.caumo@gmail.com

Adriana Gioda  

Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro
agioda@puc-rio.br

Renato Carreira  

Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro
carreira@puc-rio.br

Ludmilla da Silva Viana Jacobson  

Departamento de Estatística, Universidade Federal Fluminense
ludmillajacobson@id.uff.br

Sandra Hacon  

Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca, Fundação Oswaldo Cruz
shacon@ensp.fiocruz.br

Resumo: Foi feita uma revisão de 27 artigos publicados entre 2000 e 2021 sobre a associação entre poluição do ar em episódios pré, durante e pós incêndios florestais e os impactos sobre a saúde da população, a partir de busca nas plataformas PubMed, Web of Science, Scopus e Scielo. Os critérios adotados para inclusão dos artigos foram estudos epidemiológicos que analisassem as associações entre desfechos na saúde (hospitalizações por doenças respiratórias e/ou cardiovasculares) em

populações impactadas por incêndios florestais e a concentração de material particulado (MP) decorrente dos incêndios. Os artigos foram organizados por país e data da ocorrência dos incêndios, e foram analisadas as evidências de riscos à saúde por doenças respiratórias e cardiovasculares. Populações mais vulneráveis, como idosos, negros e indígenas, apresentaram maior susceptibilidade aos impactos da fumaça de incêndios, demonstrando a importância de compreender os impactos da fumaça dos incêndios florestais para a saúde.

Palavras-chave: Incêndios Florestais. Material Particulado. Mudança Climática. Admissões Hospitalares.

Abstract: The present review was conducted with 27 articles about the association between air pollution episodes before, during and after forest fires and their impacts on public health published from 2000 to 2021. Searches in four platforms (PubMed, Web of Science, Scopus, and Scielo) were carried out. The inclusion criteria were epidemiological studies that analyzed the associations of health outcomes (respiratory and/or cardiovascular diseases hospitalizations) in populations impacted by forest fires with the concentration of particulate matter (PM) emitted by biomass burning. The articles were organized by country and forest fire occurrence, and evidence of health risks to respiratory and cardiovascular diseases were evaluated. Vulnerable populations, such as elderly, blacks and indigenous people, were more susceptible to the impacts of smoke from fires, demonstrating the meaning of understanding the impacts of forest fires smokes on health.

Keywords: Forest Fires. Particulate Matter. Climate Change. Hospital Admissions.

Resumen: Se realizó una revisión de 27 artículos publicados entre 2000 y 2021 sobre la asociación entre la contaminación atmosférica en episodios antes, durante y después de los incendios forestales y los impactos en la salud de la población, a partir de una búsqueda en las plataformas PubMed, Web of Science, Scopus y Scielo. Los criterios adoptados para la inclusión de los artículos fueron estudios epidemiológicos que analizaron las asociaciones entre los resultados de salud (hospitalizaciones por enfermedades respiratorias y / o cardiovasculares) en poblaciones impactadas por incendios forestales y la concentración de material particulado (MP) resultante de los incendios. Los artículos fueron organizados por país y fecha de ocurrencia de los incendios, y se analizaron evidencias de riesgos para la salud por enfermedades respiratorias y cardiovasculares. Las poblaciones más vulnerables, como los ancianos, los negros y los pueblos indígenas, fueron más susceptibles a los impactos del humo de los incendios, lo que demuestra la importancia de comprender los impactos en la salud del humo de los incendios.

Palabras clave: Incendios forestales. Material particulado. Cambio climático. Ingresos hospitalarios.

Submetido em: 10/09/2021

Aceito para publicação em: 20/01/2022

Publicado em: 16/02/2022

1. INTRODUÇÃO

A mudança climática é um desafio global para a saúde humana (IPCC, 2020). Em 2020, a temperatura média global aumentou 1,2°C em relação a era pré-industrial (1880), ocasionando consequências abruptas e não-lineares no clima, incluindo ondas de calor, secas e incêndios florestais (IPCC, 2021), e impactos sobre a saúde humana (IPCC, 2020). Modelos climáticos (OMM, 2021) preveem agravamento dos eventos climáticos extremos, como aumento da temperatura e diminuição da frequência de chuvas (IPCC, 2021), fatores que contribuem para o crescimento dos períodos de incêndios florestais em regiões propensas ao fogo.

O termo queima de biomassa designa incêndios florestais e queimas agrícolas, podendo ter origem desconhecida ou ser uma ação programada (IPCC, 2020). O termo queimadas está relacionado ao emprego do fogo para limpar uma área para fins agrícolas, ocorrendo de maneira controlada; já o termo incêndio florestal indica a queima de vegetação rural ou nativa sem controle (OMM, 2021). Esses eventos têm sido um fator importante na degradação dos biomas da Terra (PAUSAS; KEELEY, 2019). Nas últimas décadas, os efeitos das mudanças climáticas têm contribuído para o aumento da frequência e intensidade desses incêndios (IPCC, 2020; OMM, 2021).

Fatores meteorológicos, como temperatura, umidade, características do vento e mistura vertical, podem influenciar a emissão de poluentes, transporte, dispersão, transformação química e deposição seca e úmida da queima de biomassa (PAUSAS; KEELEY, 2019). As condições de incêndio são determinadas pelo clima e tipo da vegetação. A variabilidade sazonal ou interanual de chuva e de temperatura pode limitar ou promover a propagação do fogo, nos biomas Amazônia e Cerrado, por exemplo (KUZNETSOV et al., 2019). Os incêndios passam por duas etapas durante a queima, classificadas como *flaming* e *smoldering*. O *flaming* ocorre em temperaturas acima de 300 °C com formação de compostos voláteis e compostos primários, emitidos diretamente por uma fonte. Já o *smoldering*, ocorre no início ou no final do incêndio, em temperatura abaixo de 300 °C, contribuindo para a formação de compostos secundários na atmosfera (TOMASI et al., 2017).

Os incêndios florestais têm aumentado consideravelmente nos últimos anos nos biomas brasileiros. Isso pode ser parcialmente atribuído à mudança climática, e

principalmente ao aumento do desmatamento para ampliação da monocultura da soja e da pecuária (FERNANDES; CUARTAS, 2021), e também à exportação de madeira e garimpo ilegais (VILLÉN-PÉREZ et al., 2020). A fumaça dos incêndios florestais é uma mistura complexa que contribui massivamente para as emissões globais de poluentes, sendo 40 % do CO, 35 % de material particulado (MP) carbonáceo e 20 % de NO_x (SEINFELD; PANDIS, 2016). As partículas de MP são classificadas de acordo com seu diâmetro aerodinâmico. Partículas grossas, conhecidas como MP₁₀, possuem diâmetro de até 10 µm (micrometro), já as partículas finas, ou MP_{2,5}, têm diâmetro menor ou igual a 2,5 µm (OMM, 2000). Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) estão presentes, predominantemente no MP_{2,5}, e são emitidos pela queima de biomassa (SEINFELD; PANDIS, 2016). Os HPA, e seus derivados nitrados e oxigenados, são conhecidos por serem compostos desreguladores endócrinos, carcinogênicos e mutagênicos, contribuindo para os efeitos biológicos do MP sobre a saúde humana (AGÊNCIA INTERNACIONAL DE PESQUISA EM CÂNCER, 2012).

Os incêndios florestais ocasionam aumentos abruptos no MP_{2,5}, ultrapassando 2000 µg m⁻³ (ALMAN et al., 2016) e efeitos adversos à saúde humana, tanto em áreas próximas quanto distantes dos locais do incêndio (IPCC, 2021). O MP_{2,5} tende a causar efeitos mais graves à saúde, porque pode atingir tecidos mais profundos do sistema respiratório (SEINFELD; PANDIS, 2016). A exposição crônica à poluição do ar, oriunda dos incêndios florestais está associada à mortalidade por doenças cardiovasculares (DCV) (FOROUZANFAR et al., 2015) e respiratórias (DR) (REID; MAESTAS, 2019).

As mudanças no uso da terra causadas pela queima de biomassa impactam o estoque terrestre de carbono, a biodiversidade, o balanço hídrico e a saúde, com maior probabilidade de mortes, perda de capacidade de trabalho, redução da produtividade do trabalho e doenças crônicas (IPCC, 2020). Por isso, a prevenção dos incêndios florestais reduziria os impactos à saúde e diminuiria a interferência antropogênica nos ciclos naturais (IPCC, 2021).

Nos últimos anos, um número crescente de estudos investigando os efeitos cardiovasculares e respiratórios da fumaça das queimadas e seus mecanismos associados foram publicados (NEUMANN et al., 2021). Nesta revisão, examinamos sistematicamente as evidências desses estudos sobre a associação entre os impactos na saúde cardiovascular e respiratória e os incêndios florestais. O objetivo foi buscar evidências derivadas de estudos



epidemiológicos na associação entre hospitalizações por doenças cardiovasculares e respiratórias e a exposição à fumaça de incêndios florestais medida pela concentração de MP, afim de subsidiar a formulação de políticas e ações proativas para a promoção e proteção da saúde pública, especialmente em países com biomas diversos e populações vulneráveis, como o Brasil.

2. METODOLOGIA

2.1. Desenho de estudo

Uma revisão sistemática foi realizada seguindo as diretrizes PRISMA (TRICCO et al., 2018) em quatro bases de dados eletrônicas científicas, a partir de descritores-chaves, em artigos publicados sobre a associação entre as hospitalizações por doenças cardiovasculares e/ou respiratórias e a fumaça de incêndios florestais.

Bases de dados eletrônicas e seleção das publicações

A busca sistemática da literatura foi realizada em estudos publicados entre 2000 e 2021 em quatro base de dados: *PubMed* (incorpora periódicos de Ciências Biológicas), *Web of Science*, *Scopus* (ambos abrangem estudos de diversas áreas) e *Scielo* (engloba especialmente publicações da América Latina). Os termos utilizados nos campos de busca encontram-se na Figura 1. As publicações foram filtradas para englobar exclusivamente artigos *peer-reviewed* (revisada por pares), escritos em língua inglesa, portuguesa ou espanhola.

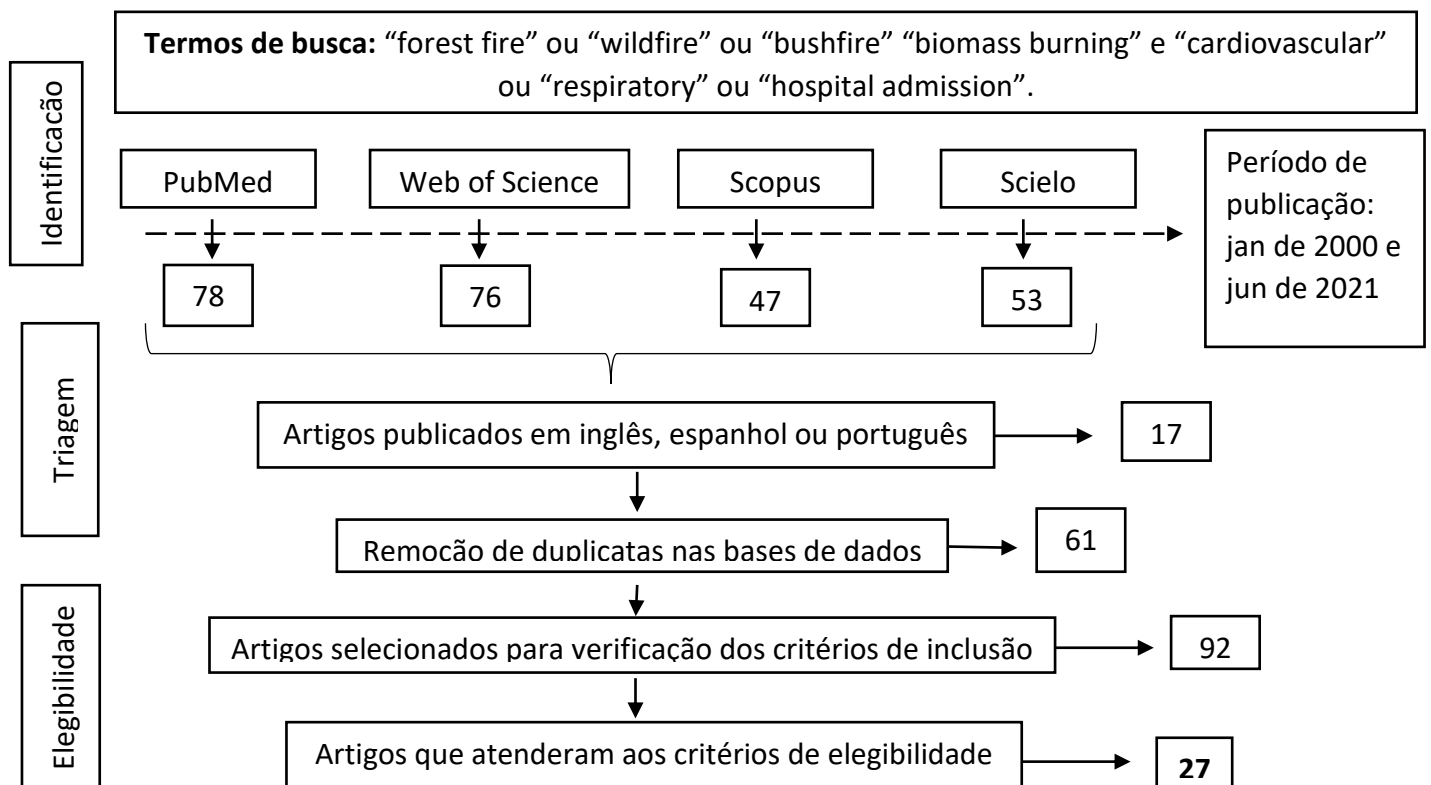
As pesquisas no *PubMed*, renderam 789 publicações, na *Web of Science* 767, no *Scopus* 477 e no *Scielo* 53 (Figura 1). Na triagem, publicações que não eram artigos originais (ex.: cartas de comunicação, abstracts para congressos, etc.) e as duplicatas foram descartados, permanecendo 92 artigos *peer-reviewed* para avaliação quanto à elegibilidade para inclusão na revisão.

Dentre os critérios de inclusão considerou-se artigos que: (i) abordaram um ou mais episódios de incêndios florestais (o termo “queimadas” será utilizado como sinônimo, apesar da pequena diferença semântica) de grandes proporções; (ii) disponibilizaram medidas de risco relativo (RR) sobre a associação entre internações hospitalares por DCV e/ou DR e a concentração de MP.

Foram excluídos artigos que: estudaram exclusivamente populações abaixo de 16 anos; ou analisaram o risco relativo em bombeiros e brigadistas voluntários; ou o foco foi a queima de biomassa em áreas agrícolas, como as queimadas em plantações de cana-de-açúcar; ou a queima de biomassa era utilizada como combustível; ou o termo queima de biomassa referia-se à queima de carvão.

Por fim, na etapa de elegibilidade, 27 artigos atenderam aos critérios de inclusão para compor esta revisão.

Figura 1 - Processo de seleção dos artigos



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

O processo de desenvolvimento dessa revisão incluiu: caracterizar cada estudo selecionado (informações como local do estudo, desenho do estudo, público-alvo, avaliação da exposição e avaliação dos desfechos foram extraídas); avaliar os dados dos artigos; comparar as análises estatísticas apresentadas; apontar limitações e/ou questões que podem ser elucidadas por novos estudos.

O risco relativo (RR) foi recalculado para os artigos considerando uma concentração de $10\mu\text{g m}^{-3}$, assim como o intervalo de confiança (IC), para facilitar a comparação direta

entre os estudos. A fórmula utilizada para recalculer o risco relativo (RR_{10}), e padronizar todos os incrementos de MP a $10\mu\text{g m}^{-3}$, foi: $RR_{10} = (\exp(\ln(RR))/n)^{10}$, onde RR era o valor do risco relativo e n era o valor do incremento de MP adotados originalmente no artigo escolhido para integrar a presente revisão.

Esta revisão incluiu apenas os resultados de artigos onde os valores de RR e IC foram descritos em tabelas ou no texto.

3. RESULTADOS

Os esforços feitos para abordar os impactos da fumaça dos incêndios florestais na saúde humana vêm crescendo, possibilitando um maior conhecimento sobre as consequências na população exposta de maneira direta ou indireta, como será descrito a seguir.

No Brasil, estudos sobre os impactos na saúde decorrentes de incêndios florestais e/ou queimadas de vegetação para atividades agropecuárias são escassos considerando a extensão da área que é desmatada e comparado a outras florestas no mundo. A presente revisão teve como foco os incêndios florestais e queima de vegetação a partir de atividades antropogênicas.

Considerando os critérios de inclusão estabelecidos, 27 artigos foram selecionados para síntese dos dados referentes aos impactos dos incêndios florestais. Os Estados Unidos (EUA) foi o país com maior número de estudos publicados ($n=10$), seguido por Austrália ($n=8$), Canadá ($n=4$), Brasil ($n=3$), Finlândia ($n=1$) e Tailândia ($n=1$). Uma análise preliminar apontou uma disparidade no número de publicações de países localizados na América do Norte e Oceania, com 50% e 28% dos artigos, respectivamente. Apesar da América do Sul possuir 27% da cobertura florestal mundial (HANSEN et al., 2013), dos estudos selecionados, apenas 14% foram conduzidos neste continente. A Europa e a Ásia representaram 4% cada.

O número de publicações cresceu ao longo dos anos, com 7 publicações entre 2000 e 2010 e 20 publicações entre 2011 e 2021. O aumento da frequência de eventos extremos, como ondas de calor, aumento das temperaturas diárias e fortes ventos (PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, 2020), estão relacionados com incêndios florestais e suas consequências na saúde (WEILNHAMMER et al., 2021), o que contribuiu para a recente difusão dos estudos na área. Todos os 27 estudos são

observacionais retrospectivos; 1 estudo utilizou dados exclusivamente de hospitalizações por DCV (WEICHENTHAL et al., 2017), outros 2 trabalharam somente com dados de internações por DR (CHEN; VERRALL; TONG, 2006; IGNOTTI *et al.*, 2010a) e os demais 24 abordaram uma combinação de hospitalizações por DCV e DR.

Os autores descreveram dados de poluição do ar obtidos de estações de monitoramento da qualidade do ar (CRABBE, 2012; DEFLORIO-BARKER et al., 2019; HAIKERWAL et al., 2015; MARTIN et al., 2013; MUELLER et al., 2020; REID et al., 2016; THAM et al., 2009; WEICHENTHAL et al., 2017, 2019), modelagem (ALMAN et al., 2016; IGNOTTI, et al., 2010a; LIU, et al., 2018; MACHIN et al., 2019; STOWELL et al., 2019; YAO et al., 2020) ou amostradores de partículas para coletar MP em tempo real (JOHNSTON et al., 2007). A metodologia utilizada, a cidade e o período em que ocorreram os incêndios, de cada artigo, estão descritos no Material Suplementar (Tabela 1).

Alguns trabalhos apresentaram, também, concentrações de outros poluentes gasosos, como NO_x (MUELLER et al., 2020; WEICHENTHAL et al., 2017), CO (MACHIN et al., 2019) e O₃ (RODOPOULOU et al., 2014; THAM et al., 2009). Em todos os estudos, os incêndios florestais aumentaram a concentração de MP, porém, a composição química do MP não foi analisada.

Com relação ao local dos estudos, foram analisados os impactos sobre a saúde para comunidades rurais (RODRIGUES et al., 2017; TINLING et al., 2016), e em populações urbanas atingidas pelos incêndios (HOWARD et al., 2021; KOLLANUS et al., 2016; MUELLER et al., 2020). Alguns grupos foram analisados por faixas etárias (DEFLORIO-BARKER et al., 2019; MACHIN et al., 2019; RODOPOULOU et al., 2014), gênero (HAIKERWAL et al., 2015; MUELLER et al., 2020; WEICHENTHAL et al., 2017) ou grupos vulneráveis, como populações tradicionais, incluindo indígenas (HOWARD et al., 2021; JOHNSTON et al., 2007). A tabela 2 apresenta a população-alvo, os desfechos na saúde e os principais resultados dos artigos que compõe esta revisão.

**Tabela 1** - Resumo dos artigos relacionados as queimadas

Continente	País	Local	Período do incêndio	Poluente	Concentração MP média diária*	Dados de MP	Referência	
América do Norte	Canadá	Colúmbia Britânica	Julho a setembro de 2003	MP ₁₀	5,1 – 248,4 ^a	Estações de monitoramento	HENDERSON et al., 2011	
			2008 – 2015		9,8 (±6,6)		WEICHENTHAL et al., 2017	
		Yellowknife	Abril a setembro 2010 – 2015	MP _{2,5}	132,0 (74,4 – 156,0)	Modelo OSSEM ¹	YAO et al., 2020	
	Estados Unidos	Califórnia	Junho a agosto de 2014		30,8	Estações de monitoramento	HOWARD et al., 2021	
			Outubro de 2003		76,1	Modelagem	DELFINO et al., 2009	
		Outubro de 2007		89,1	HUTCHINSON et al., 2018			
		Carolina do Norte	20 de junho a 31 de julho de 2008	MP _{2,5}	19,14	Estações de monitoramento	REID et al., 2016	
			5 de maio a 19 de junho de 2011		121,4 ^b	Modelo SFS ²	TINLING et al., 2016	
		Colorado	Maio a Agosto 2011 – 2014		0,1 – 47,5 ^a	Modelo CMAQ ³	STOWELL et al., 2019	
			Junho a julho de 2012		19		ALMAN et al., 2016	
Novo México	2007 – 2010		11,0 (0,4 – 55,3 ^a)	Estações de monitoramento	RODOPOULOU et al., 2014			
Oeste do país	Maio a outubro 2004 – 2009	MP _{2,5}	0,1 - 242,0 ^a	Estações de monitoramento e EPA AirData	LIU et al., 2018			
			48,0	Modelo GEOS- Chem ³	LIU et al., 2017			
América do Sul	Brasil	Amazônia	2008 – 2010		20,9	Estações de monitoramento	DEFLORIO-BARKER et al., 2019	
			2005	MP _{2,5}	44,5 (257,5 ^b)	Modelo CATT-BRAMS ⁴	IGNOTTI et al., 2010a	
			2009 – 2011		17,1 (0,1 – 172,3 ^a)	Modelagem	RODRIGUES et al., 2017	
			2012	15,7 (12,0 – 28,3 ^a)	Modelo CATT-BRAMS ⁴	MACHIN et al., 2019		
Europa	Finlândia	Helsinki	2001 – 2010	MP _{2,5}	30,0 (20,0 – 57,0 ^a)	Estações de monitoramento	KOLLANUS et al., 2016	
Ásia	Tailândia	Norte do país	2014 – 2017	MP ₁₀	35,5 – 45,6 ^a		MUELLER et al., 2020	
			Brisbane	1 de julho de 1997 a 31 de dezembro de 2000	MP ₁₀	18,3 (7,5 -60,6 ^a)	Estações de monitoramento	CHEN; VERRALL; TONG, 2006
				1993 – 1996		17,0 (42,5 ^b)		CRABBE, 2012
Oceania	Austrália	Darwin	01 de abril a 30 de novembro de 1996 – 2005		21,1 (0,0 – 55,2 ^a)	Modelagem	HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008	
			Abril a novembro de 2000, 2004 e 2005		1,1 – 70,0 ^a	Amostrador TEOM	JOHNSTON et al., 2007	
		Sydney	1994 e 2001- 2002		43,0 – 117,0 ^a		MORGAN et al., 2010	
		Victoria	1994 - 2007	MP _{2,5}	44,0 (27,4 – 100,2 ^a)	Estações de monitoramento	MARTIN et al., 2013	
			Outubro de 2002 a abril de 2003	MP ₁₀	24,8 (0,3 – 182,0 ^a)	Amostrador TEOM	THAM et al., 2009	
	Dezembro de 2006 a Janeiro de 2007	MP _{2,5}	15,4 (163,4 ^b)	Estações de monitoramento	HAIKERWAL et al., 2015			

*µg m⁻³; ^a intervalo de concentração diária. mínima e máxima; ^b concentração máxima diária; ^d incremento na concentração de MP atribuída exclusivamente aos incêndios florestais; **BS = fumaça negra (*black smoke*, do inglês), representa partículas negras com diâmetro aerodinâmico < 4 µm.

¹do inglês: “Optimized Statistical Smoke Exposure Model”; ²” Smoke Forecasting System”; ³” Community Multiscale Air Quality Modeling System”; ³” Goddard Earth Observing System”; ⁴” Coupled Aerosol and Trace Gases Transport Model for the Brazilian Development of the Regional Atmospheric Modeling System

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Tabela 2 – Resumo dos estudos sobre MP de incêndios florestais e os desfechos na saúde da população.

Autor	País	Risco relativo (RR) para DR	Risco Relativo (RR) para DCV	População	Principais descobertas
HENDERSON et al., 2011	Canadá	1,05 (IC 95 %: 1,00 – 1,10)	1,00 (IC 95 %: 0,96 – 1,05)	Adultos da zona urbana e rural	- Ocorreu aumento do risco somente para DR em adultos (>20 anos) - Associação não significativa para DCV
WEICHENTHAL et al., 2017		–	1,02 (IC 95 %: 0,86 – 1,2) 1,00 (IC 95 %: 0,90 – 1,10)	Adultos / idosos; Homens / mulheres	- Aumento do risco para mulheres (<65 anos) após 3 dias de exposição - Risco nulo para homens (<65 anos)
YAO et al., 2020		1,01 (IC 95%: 0,97 – 1,05)	1,01 (IC 95 %: 0,99 – 1,01)	Adultos (>18 anos)	- Aumento do risco para asma e DPOC e doença isquêmica do coração
HOWARD et al., 2021		0,66 (IC 95 %: 0,34 – 1,27) 1,15 (IC 95 %: 1,01 – 1,31)	–	Indígenas / não indígenas; Homens / mulheres	- O risco foi nulo para DOPC em não-indígenas, e o risco foi expressivo para indígenas
DELFINO et al., 2009		1,03 (IC 95 %: 1,01 – 1,05)	1,01 (IC 95 %: 0,99 – 1,02)	Adultos / idosos	- O risco para DR em idosos foi maior no período de incêndio do que no pré incêndio
HUTCHINSON et al., 2018		1,15 (IC 95 %: 0,96 – 1,37)	1,02 (IC 95 %: 0,81 – 1,28)	Adultos (18 – 64 anos); Homens / mulheres; Raça / etnia	- Aumento do risco tanto para DR quanto DCV em
REID et al., 2016		1,14 (IC 95 %: 1,10 – 1,21)	0,98 (IC 95 %: 0,96 – 1,00)	Residentes das cidades atingidas pelos incêndios	- Risco para asma cresceu durante os incêndios e foi nulo após, em adultos - Para DCV, o risco foi nulo durante e após os incêndios
TINLING et al., 2016		1,06 (IC 95 %: 1,00 – 1,12)	1,07 (IC 95 %: 0,99 – 1,17)	Adultos / idosos; Homens / mulheres;	- Aumento do risco para DR em adultos (18 a 64 anos) - Maior risco para DCV em mulheres do que homens
STOWELL et al., 2019		1,30 (IC 95 %: 1,17 – 1,44)	1,00 (IC 95 %: 0,99 – 1,02)	Residentes de áreas próximas aos incêndios	- Aumento do risco para DR em adultos (18 a 64 anos) e risco nulo para idosos - Para DCV, o risco foi nulo em idosos e adultos
ALMAN et al., 2016		1,06 (IC 95 %: 1,02 – 1,12)	0,94 (IC 95%: 0,88 – 1,00)		- Ocorreu aumento do risco para DR e efeito nulo para DCV em adultos (19 a 64 anos) e idosos
RODOPOULOU et al., 2014	Estados Unidos	1,01 (IC 95%: 0,95 – 1,08)	1,01 (IC 95 %: 0,98 – 1,02)	Adultos (18 – 64 anos); Homens / mulheres; Raça / etnia	- Houve risco para DR em adultos (>18 anos) e em idosos (>65 anos) para DCV
LIU et al., 2018		1,02 (IC 95 %: 1,00 - 1,04)	1,00 (IC 95 %: 0,95 – 1,05)	Adultos (>18 anos) de áreas rurais e urbanas	- Aumento do risco para DR e risco nulo para DCV em dias com incêndios
LIU et al., 2017		1,04 (IC 95 %: 1,00 – 1,09)	–	Idosos (>65 anos); Raça / etnia	- Idosos negros apresentaram maior risco para DR do que idosos brancos
DEFIORIO-BARKER et al., 2019		1,02 (IC 95 %: 0,97 – 1,07)	1,00 (IC 95 %: 0,99 – 1,01)	Idosos (>65 anos)	- Aumento do risco para DR em idosos (≥65 anos), para DCV não ocorreu associação
IGNOTTI et al., 2010a	Brasil	1,07 (IC 95 %: 1,01 – 1,14)	–	Residentes das duas cidades com os piores indicadores de DR na Amazônia	- Houve risco significativo para DR em idosos (>65 anos)
RODRIGUES et al., 2017		–	1,02 (IC 95 %: 1,01 – 1,04)	Adultos (≥45 anos) residentes em Cuiabá ou Várzea Grande (MT)	- Aumento do risco para DCV no período de incêndios
MACHIN et al., 2019		1,07 (IC 95 %: 1,01 – 1,12)	–	Idosos (>60 anos) residentes em Cuiabá (MT)	- Risco significativo para DR em idosos (>65 anos)
KOLLANUS et al., 2016	Finlândia	1,16 (IC 95 %: 0,99 – 1,37)	1,05 (IC 95 %: 0,97 – 1,13)	Adultos / idosos; Homens / mulheres;	- Aumento do risco para asma e DOPC em adultos após dois dias de exposição aos incêndios - Houve risco para DCV em adultos após um dia de exposição
MUELLER et al., 2020	Tailândia	1,03 (IC 95 %: 1,02 – 1,04)	1,01 (IC 95 %: 0,98 – 1,04)	Adultos / idosos; Homens / mulheres	- RR doenças crônicas do trato respiratório inferior foram maiores em mulheres - DCV associação significativa para idosos e nula para adultos
CHEN; VERRALL; TONG, 2006	Austrália	1,09 (IC 95 %: 1,04 – 1,14)	–	Residentes das cidades atingidas pelos incêndios	- Maior risco para DR no período com queimadas do que no período posterior
CRABBE, 2012		1,04 (IC 95 %: 0,99)	1,04 (IC 95 %: 0,99)		- Aumento do risco para DR e DCV em adultos após intervalo de 1 a 3 dias de exposição
HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008		1,15 (IC 95 %: 1,04 – 1,27)	1,04 (IC 95 %: 1,01 – 1,07)	Indígenas / não indígenas	- Aumento do risco para DR maior em indígenas - Houve aumento para DCV também
JOHNSTON et al., 2007		1,19 (IC 95 %: 0,98 – 1,45)	1,71 (IC 95 %: 1,14 – 2,55)		- O aumento do risco para DR e doença isquêmica do coração foi maior em indígenas
MORGAN et al., 2010	–	0,99 (IC 95 %: 0,92 – 1,00)	Adultos / idosos	- Risco nulo para DCV em adultos	
MARTIN et al., 2013	1,13 (IC 95 %: 1,05 – 1,22)	1,03 (IC 95 %: 0,98 – 1,08)	Residentes das cidades atingidas pelos incêndios	- Aumento do risco para DOPC doença isquêmica do coração em adultos	
THAM et al., 2009	1,03 (IC 95%: 0,90 – 1,16)	–	População adulta (>18 anos)	- Houve associação significativa para DR em adultos	
HAIKERWAL et al., 2015	–	1,02 (IC 95 %: 1,00 – 1,04)	Adultos / idosos; Homens / mulheres	- Aumento do risco para DCV após dois dias de exposição para adultos e idosos	

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

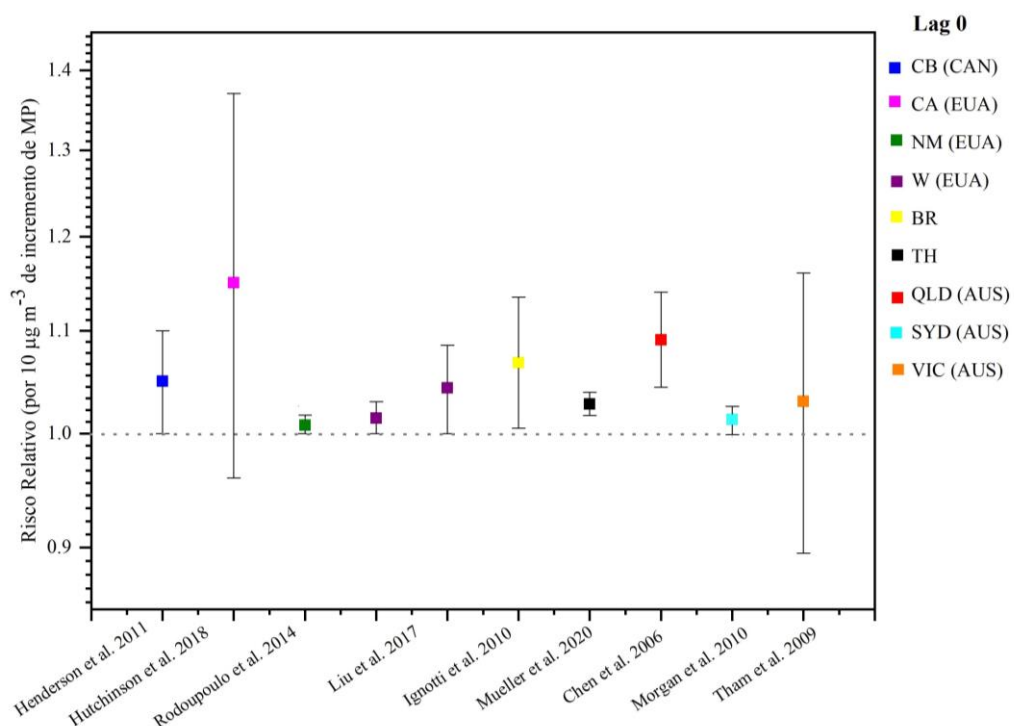
América do Norte

- Canadá

O Canadá vem sofrendo com grandes incêndios, crescentes em frequência e intensidade nos últimos anos, causados pela combinação de relâmpagos, florestas com alta volatilidade, vento fortes e aumento das temperaturas locais no verão (PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, 2021). Muitas províncias no país estão sendo impactadas (WEICHENTHAL et al., 2017; YAO et al., 2020), onde a temperatura média aumentou 1,4 °C, em relação ao século passado (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE DO CANADÁ, 2016).

A Columbia Britânica (CB) enfrentou, no verão de 2003, um dos incêndios florestais mais extremos da história, destruindo 260 mil hectares de terras. A concentração média de MP₁₀, obtida em estações de monitoramento da qualidade do ar locais, variou de 5,1 a 248,4 µg m⁻³ (média = 29,4 µg m⁻³; Tabela S1) (HENDERSON et al., 2011). O Risco Relativo (RR) foi crescente para hospitalizações por DR (1,05; IC 95 %: 1,00 – 1,10; Figura 2), já para DCV não houve associação significativa, ao nível de 5%, (1,00; IC 95 %: 0,96 – 1,05; Figura 3) para o mesmo dia de exposição (lag 0), em adultos (>20 anos) (HENDERSON et al., 2011).

Figura 2 – Risco relativo médio e intervalo de confiança (95%) para hospitalizações por DR para lag 0.



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).



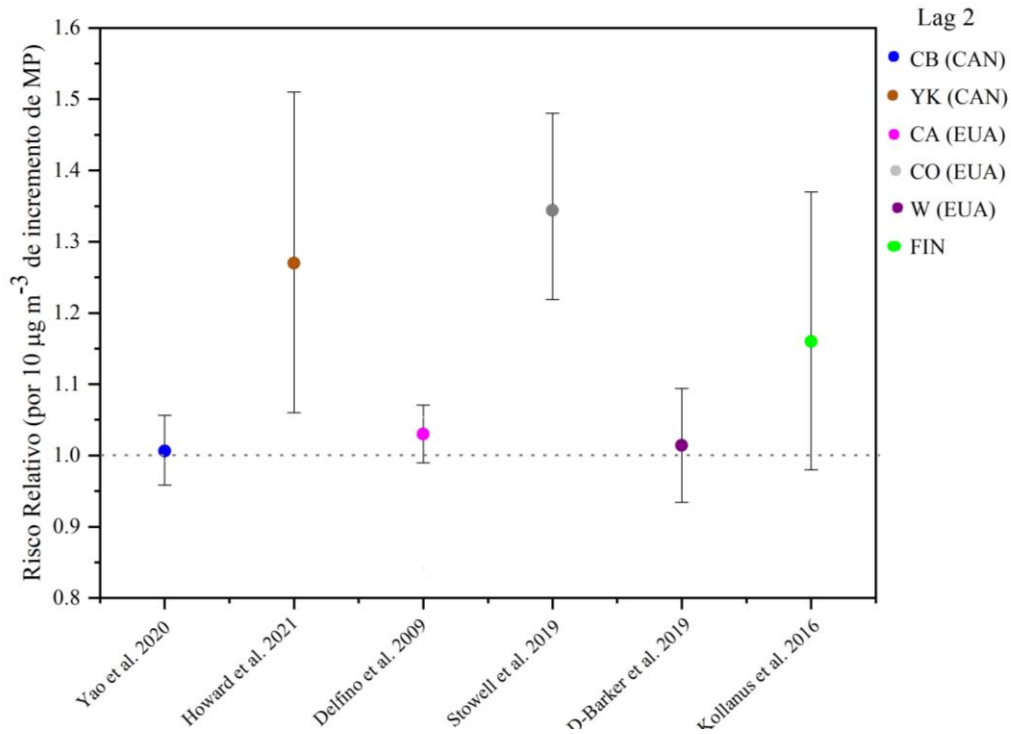
Entre 2008 e 2015, o $MP_{2,5}$ de incêndios florestais na CB, foi igual a $8,8 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1) (WEICHTHAL et al., 2017). Observou-se aumento do RR nas hospitalizações por DCV de idosos (≥ 65 anos) (1,12; IC 95 %: 1,06 – 1,17) após três dias de exposição (lag 3). Porém, não houve associação significativa em adultos (< 65 anos) (0,90; IC 95 %: 0,74 – 1,10). A análise por gênero demonstrou aumento do risco para mulheres (< 65 anos) (1,02; IC 95 %: 0,86 – 1,21; Tabela 1), e risco nulo para homens (< 65 anos) (1,00; IC 95 %: 0,90 – 1,10; Tabela 1), para lag 3 (WEICHTHAL et al., 2017).

Yao e colaboradores (2020) estudaram a relação de $MP_{2,5}$ nos incêndios de 2010 a 2015, e as hospitalizações por DCV e DR, na CB. Os autores observaram concentração média diária de $MP_{2,5}$ iguais a $132 \mu\text{g m}^{-3}$ (74,4 – $156,0 \mu\text{g m}^{-3}$; Tabela S1). O RR para hospitalizações por asma e doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC) aumentou (1,01; IC 95%: 0,97 – 1,05; Figura 3) para lag 2, em adultos (> 18 anos). Nas hospitalizações por DCV, também foi observado aumento do risco para doença isquêmica do coração em adultos (1,01; IC 95 %: 0,99 – 1,01; Figura 4), para lag 2 (YAO et al., 2020).

A cidade canadense de Yellowknife (YK), onde residem os *inuits*, vem sofrendo com os efeitos das mudanças climáticas. A temperatura média anual teve aumento de $2,5 \text{ }^\circ\text{C}$ nos últimos 70 anos (LAING; BINYAMIN, 2013). Em 2014, a pior temporada de incêndios da história do Noroeste do Canadá, impactou 3,4 milhões de hectares de floresta e expôs os residentes a três meses de fumaça constante (GOVERNO DOS TERRITÓRIOS DO NOROESTE CANADENSE, 2015). Howard e colaboradores (2021) analisaram os impactos do $MP_{2,5}$ sobre as interações por DR na população de YK, nas queimadas de 2012 a 2015. Concentração de $MP_{2,5}$ foi obtida em estações de monitoramento da qualidade do ar, com média diária de $30,8 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1), e picos de $320 \mu\text{g m}^{-3}$ (HOWARD et al., 2021). Durante a temporada de incêndios de 2014, 55% dos dias apresentaram concentrações de $MP_{2,5}$ acima do recomendado pela OMS (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE, 2000).

As internações por asma apresentaram maior RR para não-indígenas (1,27; IC 95 %: 1,06 – 1,51; Figura 4) do que para os indígenas *inuits*, (1,01; IC 95 %: 0,78 – 1,29), para lag 2. As hospitalizações por DPOC foram estatisticamente significativas para os *inuits* (1,15; IC 95 %: 1,01 – 1,31; Tabela 1), já para não-indígenas, o RR foi nulo (0,66; IC 95 %: 0,34 – 1,27; Tabela 1) (HOWARD et al., 2021).

Figura 3 – Risco relativo médio e intervalo de confiança (95%) para hospitalizações por DR para lag 2.



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

- Estados Unidos da América

Nos Estados Unidos, a frequência dos incêndios florestais cresceu oito vezes, entre 1972 e 2018, durante o verão (WILLIAMS et al., 2019), ocasionando aumento de 50% nas emergências hospitalares (THELEN et al., 2013). O estado da Califórnia (CA) tem sido um dos mais impactados com as queimadas; 97 % de seus residentes já vivenciaram ao menos um episódio de poluição severa gerada pelos incêndios (KOMAN et al., 2019). As ondas de calor que ocorrem na CA se tornaram mais frequentes, intensas e duradouras, entre 1950 e 2020; em períodos de secas extremas ocorrem até seis ondas de calor por ano (HULLEY et al., 2020). Em setembro de 2020, a cidade de Los Angeles registrou 49 °C, a temperatura mais alta de todos os tempos (HULLEY et al., 2020).

Ventos fortes e secos do deserto contribuíram para incêndios de grandes proporções na CA, em 2003. A exposição diária ao $MP_{2,5}$ variou de 42,1 $\mu g m^{-3}$ a 76,1 $\mu g m^{-3}$ (Tabela S1) (DELFINO et al., 2009). O RR de internações por DR para idosos (≥ 65 anos) foi maior durante os incêndios (1,03; IC 95 %: 1,01 – 1,05; Tabela 1) do que no pré-incêndio (1,02; IC 95 %: 0,99 – 1,05; Figura 4), para lag 2. As associações entre DCV e $MP_{2,5}$, para a população adulta (20 a



64 anos), demonstrou aumento do RR durante as queimadas (1,01; IC 95 %: 0,99 – 1,02; Tabela 1), e nulo no período pré-incêndios (0,99; IC 95%: 0,98 – 1,01) (DELFINO et al., 2009).

Em 2007, as queimadas paralisaram a cidade de San Diego, na CA. As concentrações de MP_{2,5} apresentaram média de 89,1 µg m⁻³ (Tabela S1), demonstrando associação com o aumento de hospitalizações por DR em adultos (18 a 64 anos) (1,15; IC 95 %: 0,96 – 1,37; Figura 2) em lag 0 (HUTCHINSON et al., 2018). Houve também aumento do RR para internações por DCV, em adultos (1,02; IC 95 %: 0,81 – 1,28; Figura 4) (HUTCHINSON et al., 2018).

A combinação entre condições meteorológicas, dificuldade de controlar o fogo e alto nível de poluição, proporcionaram seis semanas de queimadas na CA, em 2008. Os valores de MP_{2,5} foram maiores durante os incêndios (19,14 µg m⁻³) do que no período posterior (8,46 µg m⁻³) (REID et al., 2016). O RR de hospitalizações por asma aumentou (1,14; IC 95 %: 1,10 – 1,21; Tabela 1) durante as queimadas e foi nulo após os incêndios (1,00; IC 95 %: 0,92 – 1,08), para defasagem de 1 a 2 dias de exposição (lag 1 a 2), em adultos (>20 anos). Para DCV, as associações foram nulas tanto durante os incêndios (0,98; IC 95 %: 0,96 – 1,00; Tabela 1), quanto após (0,98; IC 95 %: 0,86 – 1,02) (REID et al., 2016).

A Carolina do Norte é conhecida pelas turfeiras, espécie vegetal altamente inflamável, que propicia diversos incêndios no estado, principalmente em anos de La Niña. Em 2008 e 2011, ocorreram grandes incêndios que levaram meses para serem suprimidos, queimando mais de 50 mil hectares (RAPPOLD et al., 2012; TINLING et al., 2016). O MP_{2,5} atingiu concentrações diárias de 121,4 µg m⁻³ nos incêndios de 2011 (TINLING et al., 2016). As hospitalizações por DR, em adultos (18 a 64 anos), apresentaram associação com MP (1,06; IC 95 %: 1,00 – 1,12; Tabela 1) para lag 0 – 2, assim como as internações por DCV (1,07; IC 95 %: 0,99 – 1,17; Tabela 1); já o RR em idosos (≥65 anos) não foi estatisticamente significativo tanto para DR (0,94; IC 95 %: 0,87 – 1,02) quanto para DCV (1,01; IC 95 %: 0,95 – 1,08). As mulheres demonstraram maior risco para hospitalizações por DCV (1,10; IC 95 %: 1,02 – 1,18), e os homens apresentaram maior risco para internações por DR (1,09; IC 95 %: 1,01 – 1,18) (TINLING et al., 2016).

Alguns parâmetros propícios à propagação do fogo – incluindo altas temperaturas, baixa umidade do solo e diminuição da precipitação – são frequentemente observados no estado do Colorado (CO) (CROCKETT; LEROY; WESTERLING, 2018). A temperatura média

anual aumentou 1 °C no estado, em relação ao século passado (AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2017). Nas temporadas de incêndios 2011 – 2014, as concentrações de MP_{2,5} atingiram 47,5 µg m⁻³, em CO (STOWELL et al., 2019). Ocorreu aumento do RR para adultos (18 a 64 anos) nas internações por DR (1,30; IC 95 %: 1,17 – 1,44; Figura 3) para lag 2, já em idosos o RR foi nulo (1,00; IC 95 % :0,98 – 1,24). Não houve associação significativa relacionada às hospitalizações por DCV em adultos (0,99; IC 95 %: 0,96 – 1,01) ou idosos (1,00; IC 95 %: 0,99 – 1,02; Tabela 1) (STOWELL et al., 2019).

O nível médio diário de MP foi de 19 µg m⁻³, em 2012, no CO (ALMAN et al., 2016). As hospitalizações por DR, apresentaram associações significativas para adultos (19 a 64 anos) (1,06; IC 95 %: 1,02 – 1,12; Tabela 1) e idosos (≥65 anos) (1,08; IC 95 %: 0,96 – 1,21) em lag 0 - 2. Para DCV, não ocorreu associação significativa (0,94; IC 95%: 0,88 – 1,00; Tabela 1) nos adultos (ALMAN et al., 2016).

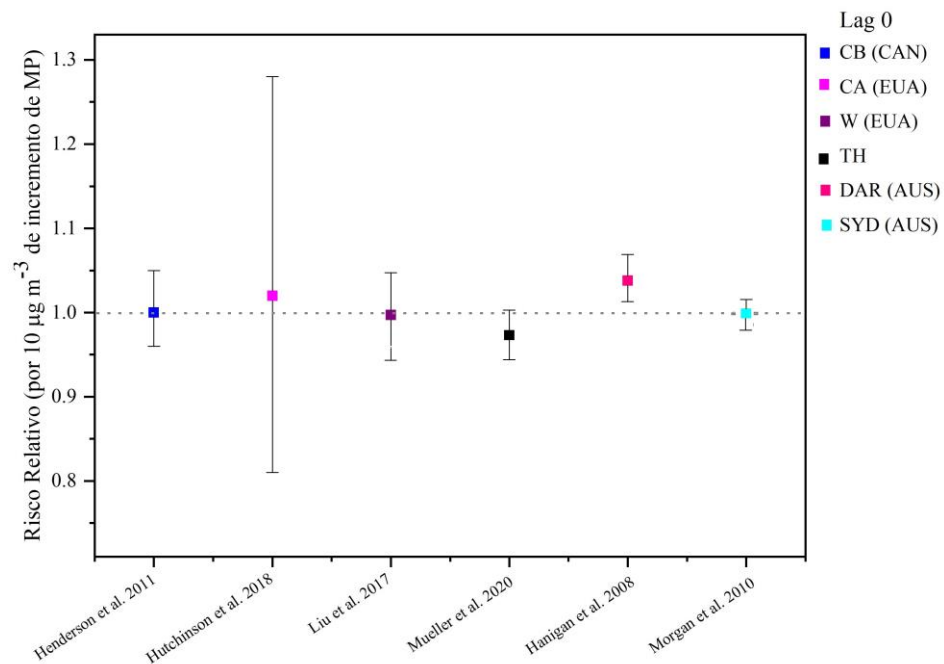
A cidade de *Doña Ana*, no Novo México (NM), é impactada por incêndios florestais e plumas de poluição oriundas do México central e Cuba (CHALBOT; KAVOURAS; DUBOIS, 2013). Mais de 50% da população residente da cidade é hispânica ou latina, e sabe-se que a exposição ao MP pode apresentar diferentes impactos dependendo da raça e condição socioeconômica (TESSUM et al., 2021). Entre 2007 e 2011, as concentrações diárias de MP₁₀ e MP_{2,5} apresentaram médias de 20,3 µg m⁻³ e 11,0 µg m⁻³ (Tabela S1), respectivamente (RODOPOULOU et al., 2014). Nas hospitalizações por DR, ocorreu aumento do RR para MP₁₀ (1,01; IC 95 %: 1,00 – 1,02; Figura 3) e MP_{2,5} (1,01; IC 95%: 0,95 – 1,08; Tabela 1) em adultos (>18 anos), para lag 0. Para DCV, ocorreu associação com idosos (>65 anos) (1,01; IC 95 %: 0,98 – 1,02; Tabela 1) somente para MP₁₀ (RODOPOULOU et al., 2014).

O oeste (W) dos EUA, área com 561 territórios, possui vasta área florestal e clima relativamente árido (DENNISON et al., 2014), enfrentando ondas de calor frequentes (ADMINISTRAÇÃO OCEÂNICA E ATMOSFÉRICA DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2021), 2021), fatores que elevam o risco de incêndios. Em junho de 2021, o Arizona bateu recordes diários de temperatura, ultrapassando 38 °C (ADMINISTRAÇÃO OCEÂNICA E ATMOSFÉRICA DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA, 2021). 66% da região W já experimentou pelo menos uma onda de fumaça entre 2004 e 2009 (LIU et al., 2018). As concentrações diárias de MP_{2,5}, obtidas por modelo, variaram de 0,1 a 242 µg m⁻³ (Tabela S1). Ocorreu aumento (1,02; IC 95 %: 1,00 - 1,04; Tabela 1) no risco de hospitalizações por DR para lag 0 em adultos (>18 anos),



porém a associação para DCV não foi estatisticamente significativa (1,00; IC 95 %: 0,95 – 1,05; Figura 4) (LIU et al., 2018).

Figura 4 – Risco relativo médio e intervalo de confiança (95%) para hospitalizações por DCV para lag 0.



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Neste mesmo período de incêndios, a concentração média de $MP_{2,5}$ apresentou média de $48,0 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1), no W (LIU et al., 2017). O RR para DR foi estatisticamente significativo para idosos entre 65 e 74 anos (1,01; IC 95%: 1,00 – 1,02; Figura 2), entre 75 e 84 anos (1,02; IC 95 %: 1,00 – 1,04; Figura 2) e acima de 85 anos (1,01; IC 95 %: 0,99 – 1,03) para lag 0. Em relação à raça, idosos negros apresentaram maior risco de internações por DR (1,04; IC 95 %: 1,00 – 1,09; Figura 2) do que brancos (1,01; IC 95 %: 1,00 – 1,03; Figura 2) (LIU et al., 2017).

Para os incêndios de 2008 a 2010 (DEFLORIO-BARKER et al., 2019), os níveis de $MP_{2,5}$ apresentaram média de $21,0 \mu\text{g m}^{-3}$, com máximas de $212,5 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1), no W. Houve aumento do risco para hospitalizações de idosos (≥ 65 anos) por DR (1,02; IC 95 %: 0,97 – 1,07; Figura 3), já por DCV, não houve aumento estatisticamente significativo (1,00; IC 95 %: 0,99 – 1,01; Tabela 1), em lag 2 (DEFLORIO-BARKER et al., 2019).

América do Sul

- Brasil

As regiões tropicais e subtropicais são responsáveis por 90 % das emissões globais de MP_{2,5} oriundos de incêndios florestais (PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, 2020). A devastação dos biomas brasileiros está crescendo rapidamente na Amazônia, Pantanal e Cerrado em 2020/2021 (GUERRA ET AL., 2020; FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA - BRASIL, 2021), sugerindo que as políticas públicas adotadas desde 2018 têm sido insuficientes para enfrentar os vetores do desmatamento (MARCOVITCH; PINSKY, 2020).

Até 28 de maio de 2021, 1.180 km² da floresta amazônica foram devastados, correspondendo a um aumento de 83% em relação ao mesmo período de 2020. No Cerrado, a taxa de desmatamento é ainda maior, com 870 km² queimados, em 27 dias de 2021, representando um aumento de 142% (FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA - BRASIL, 2021). No Pantanal, considerado como a savana mais ameaçada do planeta (GUERRA et al., 2020; IRIGARAY et al., 2011), foi registrado recorde no número de queimadas em 2020, com aumento de 158% dos incêndios em relação a 2019 (LEAL FILHO et al., 2021).

Cientistas estimam que ocorrerá um ponto de inflexão da floresta amazônica quando a área desmatada atingir entre 20% e 25% da mata original (LOVEJOY; NOBRE, 2018). Atualmente, o desmatamento já está próximo dos 20% (FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA - BRASIL, 2021). Efeitos como aumento das temperaturas locais (BAKER; SPRACKLEN, 2019) e alteração no ciclo de chuvas (ZEMP et al., 2017) já foram reportados na região amazônica (LOVEJOY; NOBRE, 2018) e as correlações entre desmatamento, seca, fogo e fumaça extrapolam o perímetro amazônico (NOBRE; MARENGO; SOARES, 2019).

No Mato Grosso (MT), os níveis diários de MP_{2,5} foi de a 44,5 µg m⁻³, com picos de 257,4 µg m⁻³, na cidade de Alta Floresta, e de 30,6 µg m⁻³, com máximas de 201,0 µg m⁻³, em Tangará da Serra (Tabela S1) nos incêndios de 2005 (IGNOTTI, *et al.*, 2010a). O aumento do risco de internações por DR em idosos (>65 anos) foi significativo em Alta Floresta (1,07; IC 95 %: 1,01 – 1,14; Figura 2), já em Tangará da Serra não ocorreu associação significativa (IGNOTTI, *et al.*, 2010a).

No período de queimadas 2009 - 2011, as concentrações diárias de MP_{2,5} tiveram média diária de 17,1 µg m⁻³ (0,1 – 172,3 µg m⁻³; Tabela S1) no MT. O RR das hospitalizações



por DCV foi estatisticamente significativo em adultos (≥ 45 anos) (1,02; IC 95 %: 1,01 – 1,04; Tabela 1) para lag 1 (RODRIGUES et al., 2017).

Para as internações por DR, foi avaliado o aumento do RR para idosos (>65 anos), em Cuiabá (MT), nos incêndios de 2012 (MACHIN et al., 2019). A concentração de $MP_{2,5}$ variou de 12,0 a 28,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ (média = 15,7 $\mu\text{g m}^{-3}$; Tabela S1). Ocorreu associação significativa para hospitalizações por DR (1,07; IC 95 %: 1,01 – 1,12; Tabela 1) para lag 3 (MACHIN et al., 2019).

Europa

- Finlândia

Na Finlândia (FIN), os níveis de MP são baixos comparado a outras regiões europeias. A maioria do MP de incêndios florestais é oriundo de emissões de outros países, ocasionado um cenário peculiar, pois muitos episódios de queimadas se originam, sobretudo, na Europa Oriental, em países como Rússia e Ucrânia (NIEMI et al., 2005). FIN já enfrentou diversas ondas de calor, no verão de 2003 foram registradas 200 mortes não acidentais e, em 2010, mais de 300 mortes foram relacionadas as ondas de calor (KOLLANUS; LANKI, 2013). As temperaturas locais, frequentemente, excedem 30 °C no verão (KIM; SINCLAIR, 2018). Projeções demonstram que ocorrerá incremento de 1,5 °C na temperatura média até 2029 no país (PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, 2021).

Na capital do país, a exposição ao $MP_{2,5}$, entre 2001 e 2010, apresentou média de 30,0 $\mu\text{g m}^{-3}$, para os dias com incêndios, versus 8,6 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1), para os dias sem incêndios (KOLLANUS et al., 2016). O RR de hospitalizações por asma e DPOC em adultos aumentou (1,16; IC 95 %: 0,99 – 1,37; Figura 4) para lag 2, nos dias com incêndios, enquanto os dias sem incêndios não demonstraram associação (1,00; IC 95 %: 0,96 – 1,04). O aumento do risco para DCV ocorreu em lag 1 (1,05; IC 95 %: 0,97 – 1,13; Tabela 1) (KOLLANUS et al., 2016).

Ásia

- Tailândia

Na Tailândia (TH), os incêndios sazonais ocorrem por atividades antrópicas em seu território e em países vizinhos, como Indonésia e Malásia (CRIPPA et al., 2016). Aumento das temperaturas, prolongamento das estações secas e invasão florestal para preparar

terras para a monocultura, principalmente de milho, são fatores que agravam a ocorrência de tais incêndios (FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA - TAILÂNDIA, 2021). A temperatura no sudeste asiático aumentou cerca de 1 °C no último século (KIGUCHI et al., 2021)

No período 2014 – 2017, dados dos poluentes foram coletados de estações de monitoramento, incluindo MP₁₀, CO, NO₂, O₃, temperatura e umidade relativa (MUELLER et al., 2020). A concentração média diária de MP₁₀ foi igual a 74,6 µg m⁻³ nos meses de incêndios e 26,0 µg m⁻³ (Tabela S1) nos meses sem queimadas. A correlação de Spearman foi forte entre MP₁₀ e NO₂ (0,71) e O₃ (0,82). Os riscos para hospitalizações por doenças crônicas do trato respiratório inferior foram estatisticamente significativos para homens (1,01; IC 95 %: 1,00 – 1,02), mulheres (1,03; IC 95 %: 1,02 – 1,04; Figura 2) e idosos (≥65 anos) (1,02; IC 95 %: 1,01 – 1,03). Para DCV, houve associação significativa, para idosos (1,01; IC 95 %: 0,98 – 1,04; Tabela 1), mas não foi observada relação para adultos (<65 anos) (0,97; IC 95 %: 0,94 – 1,00; Figura 4) (MUELLER et al., 2020).

Oceania

- Austrália

A Austrália (AUS) estuda amplamente a relação entre poluentes das queimadas e os impactos na saúde pública. O recorde de período com menor precipitação e fortes ondas de calor, ocasionou os incêndios florestais em 2019/2020, o maior da história do país, queimando 21% da cobertura florestal (KHAYKIN et al., 2020). Esse período ficou conhecido como *Black Summer*, ou Verão Negro, e foi observado aumento das hospitalizações por doenças respiratórias (BORCHERS-ARRIAGADA et al., 2020). O país já aqueceu mais de 1 °C desde 1910. Em 2009, Melbourne ultrapassou 46 °C, após dias consecutivos de incêndios que enegreceram o céu da cidade (YU et al., 2020).

Na capital de Queensland (QLD), a cidade de Brisbane registrou, entre 1997 e 2000, 452 dias (35 %) de incêndios florestais. Dados diários dos níveis de MP₁₀ apresentaram concentração média de 18,3 µg m⁻³ (7,5 - 60,6 µg m⁻³; Tabela S1). O RR para hospitalizações por DR foi maior no período de queimadas (1,09; IC 95 %: 1,04 – 1,14; Figura 2) do que no período posterior (1,06; IC 95 %: 1,04 – 1,14) para lag 0, na população adulta (>18 anos) (CHEN; VERRALL; TONG, 2006).



Darwin (DAR) tem como principal fonte de MP os incêndios florestais. Crabbe (2012) analisou a relação entre internações por DR e DCV e o $MP_{2,5}$, entre 1993 e 1996. As concentrações de MP mostraram níveis médios de $5,3 \mu\text{g m}^{-3}$ ($0,08 - 20,7 \mu\text{g m}^{-3}$; Tabela S1). O RR foi significativo tanto para hospitalizações por DR (1,04; IC 95 %: 0,99 – 1,08; Tabela 1) quanto para DCV (1,04; IC 95 %: 0,99 – 1,10; Tabela 1) para lag 1 – 3 (CRABBE, 2012).

Entre 1996 e 2005 (HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008), em DAR, foi investigado se populações indígenas seriam mais impactadas de que não-indígenas pela fumaça dos incêndios (HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008). A concentração média de MP_{10} correspondeu a $21,1 \mu\text{g m}^{-3}$, com picos de $55,2 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1). O RR para DR foi maior em indígenas (1,15; IC 95 %: 1,04 – 1,27; Tabela 1), do que em não-indígenas (1,01; IC 95 %: 0,92 – 1,11), ambos para lag 3. Para hospitalizações por DCV, ocorreu aumento significativo do RR para indígenas (1,04; IC 95 %: 1,01 – 1,07; Figura 4) e efeito protetor para não-indígenas (0,97; IC 95 %: 0,91 – 0,98) em lag 0 (HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008).

Nas queimadas de 2004 e 2005, em DAR, as concentrações diárias de MP_{10} variaram de 6,4 a $70,0 \mu\text{g m}^{-3}$ (média = $19,1 \mu\text{g m}^{-3}$; Tabela S1) (JOHNSTON et al., 2007). A associação entre internações por DR e MP_{10} foi significativa para adultos (≥ 16 anos) (1,09; IC 95 %: 0,98 – 1,20) e para indígenas (1,19; IC 95 %: 0,98 – 1,45). Para as admissões por DCV, os indígenas tiveram associação positiva para doença isquêmica do coração (1,71; IC 95 %: 1,14 – 2,55), já não-indígenas apresentaram associação nula (0,75; IC 95 %: 0,61 – 0,93), ambos para lag 3 (JOHNSTON et al., 2007).

Em Sydney (SYD), maior cidade do país, a principal fonte de MP são os eventos de incêndios florestais, expondo a população a episódios extremos de poluição. A relação entre hospitalizações por DCV ou DR e os níveis de MP_{10} foram avaliados de 1994 a 2002 (MORGAN et al., 2010). Os dados de MP apresentaram concentrações de MP_{10} entre 43 e $117 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1), para os dias com queimadas, enquanto os dias sem incêndios, apresentaram concentração de 3 a $42 \mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1). As internações por DCV apresentaram associação inversa e fraca para lag 2, nos dias com incêndios (0,99; IC 95 %: 0,92 – 1,00; Tabela 1) e sem incêndios (0,99; IC 95 %: 0,91 – 1,01). As hospitalizações por doença cardíaca isquêmica (1,01; IC 95 %: 0,94 – 1,03) e por DR (1,00; IC 95 %: 0,99 – 1,01; Figura 4) demonstraram relação com MP_{10} em idosos (>65 anos), nos dias com incêndios, para lag 0 (MORGAN et al., 2010).

Martin e colaboradores (2013) investigaram a relação entre o MP de incêndios e as hospitalizações por DCV e DR entre 1994 e 2007, em SYD. A concentração média diária de MP_{2,5} foi igual a 43,9 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1) nas temporadas de queimadas versus 10,2 $\mu\text{g m}^{-3}$ nos períodos sem queimadas. Para DPOC, o RR foi significativo (1,13; IC 95 %: 1,05 – 1,22; Tabela 1) para lag 0, e para doença isquêmica do coração, o RR foi significativo para lag 2 (1,03; IC 95 %: 0,98 – 1,08; Tabela 1), ambos para todas idades (MARTIN et al., 2013).

O período de incêndios em Victoria (VIC) tem se antecipado e estendido nos últimos anos. Na temporada 2002/2003, Tham e colaboradores (2009) verificaram os efeitos do MP₁₀ em hospitalizações por DR nas áreas rurais. A concentração diária de MP, medidas em estações de monitoramento, variou de 0,31 a 181,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ (média = 24,8 $\mu\text{g m}^{-3}$; Tabela S1). Ocorreram associações positivas entre MP₁₀ com internações respiratórias (1,03; IC 95%: 0,90 – 1,16; Figura 3) para adultos (THAM et al., 2009).

No verão de 2006 – 2007, o sudeste australiano passou por outra temporada de incêndios severos, totalizando mais de 1 milhão de hectares de florestas queimadas. Melbourne, capital de VIC, ficou coberta pela fumaça por vários dias. Foi examinada a relação entre internações por DCV e MP_{2,5} para esses incêndios (HAIKERWAL et al., 2015). A concentração média de MP_{2,5}, observada nas estações de monitoramento, foi de 15,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela S1), atingindo picos de 163,4 $\mu\text{g m}^{-3}$. Os autores constataram associação significativa para o aumento do risco de hospitalizações por DCV (1,02; IC 95 %: 1,00 – 1,04; Tabela 1) para lag 2, para todas idades (HAIKERWAL et al., 2015).

4. DISCUSSÃO

Os episódios de incêndios florestais são, normalmente, imprevisíveis e transitórios, o que pode representar um desafio para o desenvolvimento de estudos epidemiológicos. As evidências epidemiológicas relacionadas a exposição de partículas da queima de biomassa são, consistentemente, associadas às exacerbações de doenças respiratórias e cardiovasculares, como demonstrado em vários estudos (CARMO; HACON, 2013; COHEN *et al.*, 2017). Além disso, populações mais vulneráveis, como crianças, idosos, pessoas com comorbidades e gestantes (WOO et al., 2020), apresentam maior risco de impactos por causa da exposição à fumaça de incêndios florestais.



Os incêndios florestais são agravados devido aos efeitos das mudanças climáticas (PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS, 2020; ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL, 2018) e as emissões de poluentes, incluindo MP e gases de efeito estufa, são significantes e têm o potencial de acentuar os efeitos das mudanças climáticas evidenciando os impactos adversos na saúde planetária (ELLIS; BEUSEN; GOLDEWIJK, 2020). Ou seja, os episódios de incêndios florestais são uma consequência da mudança climática, assim como uma forma de intensificação da mesma (PODUR; WOTTON, 2010).

Nesta revisão, foram examinadas as evidências dos impactos do MP dos incêndios florestais em casos de hospitalizações por causas respiratórias ou cardiovasculares em artigos publicados entre 2000 e 2021. Após uma pesquisa em quatro bancos de dados, 27 artigos foram elegíveis para integrar a presente revisão.

A concentração de material particulado foi utilizada como parâmetro de exposição à poluição nos diferentes sítios estudados neste trabalho. As metodologias para avaliação dos níveis de MP variaram entre estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar, modelagem e amostradores em tempo real, conforme descrito na Tabela S1.

Os estudos selecionados cobriram incêndios florestais que ocorreram de 1993 a 2015. A concentração de MP₁₀ variou de 5,1 a 248,4 $\mu\text{g m}^{-3}$ (HENDERSON et al., 2011) e de MP_{2,5} foi de 12,0 (MACHIN et al., 2019) a 172,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ (RODRIGUES et al., 2017). Nos trabalhos em que ocorreram associações significativas para aumento do risco para internações por DR, a variação foi de 1,01 (IC 95%: 0,95 – 1,08; lag 0) (RODOPOULOU et al., 2014) a 1,34 (IC 95%: 1,22 – 1,48; lag 2) (STOWELL et al., 2019). Para aumento das hospitalizações por DCV, a associação ficou entre 1,01 (IC 95 %: 0,94 a 1,03; lag 0) (MORGAN et al., 2010) a 1,34 (IC 95 %: 0,82 a 2,16; lag 2) (MARTIN et al., 2013). Alguns estudos apresentaram relações não significativas para as hospitalizações par DCV (ALMAN et al., 2016; HUTCHINSON et al., 2018; LIU et al., 2018; REID et al., 2016; RODOPOULOU et al., 2014; STOWELL et al., 2019).

Mulheres (MUELLER et al., 2020; WEICHENTHAL et al., 2017), indígenas (HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008; HOWARD et al., 2021) e idosos (DELFINO et al., 2009; KOLLANUS et al., 2016; LIU et al., 2017) apresentaram maior susceptibilidade aos impactos da fumaça de incêndios. A diferença de risco entre gêneros pode refletir, também, a diferença de hábitos; na Tailândia, por exemplo, o número de fumantes é

predominantemente do sexo masculino (AUNGKULANON et al., 2019), assim a exposição ao MP ambiental nos fumantes tende a ser menor do que a exposição associada ao cigarro (MUELLER et al., 2020).

Os idosos podem ser um grupo muito suscetível aos impactos na saúde por causa do declínio do funcionamento dos sistemas de resiliência fisiológica do corpo humano (FRENZEL et al., 2020), já os indígenas tendem a residir em áreas mais próximas as florestas, ou seja, estão mais expostos à fumaça dos incêndios. Desigualdade socioeconômica, doenças cardiorrespiratórias crônicas e diabetes também podem contribuir para maior susceptibilidade aos impactos do MP (FAJERSZTAJN et al., 2013; MIKATI et al., 2018). Por isso, apesar do desafio em quantificar a exposição da população em uma base regional, é importante compreender os efeitos potenciais da fumaça dos incêndios florestais para a saúde, em especial dos grupos mais vulneráveis, como gestantes, idosos e indígenas.

Os impactos da exposição ao MP podem ser agravados em populações que residem distantes dos centros urbanos, e que não possuem fácil acesso a hospitais ou sistemas básicos de saúde, permitindo o agravamento de um quadro ou o adiamento na procura de profissionais da saúde, o que pode ocorrer em povoados na Amazônia (IGNOTTI *et al.*, 2010b; RODRIGUES *et al.*, 2017) e em comunidades indígenas na América do Norte (CHANG et al., 2019) ou Oceania (HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008; JOHNSTON et al., 2007).

Negros demonstraram maior risco de exposição do que brancos (LIU et al., 2017). As disparidades étnico-raciais e socioeconômicas contribuem para que grupos minoritários estejam mais expostos a níveis desproporcionalmente altos de poluição atmosférica (TESSUM et al., 2021). Questões econômicas, sociais ou culturais, especialmente em países em que não existe sistema de saúde público (DICKMAN; HIMMELSTEIN; WOOLHANDLER, 2017; MASCARENHAS et al., 2008) podem ocasionar desistência de procura por atendimento médico.

As plumas de transporte de poluentes oriundos de incêndios florestais transfronteiriço são uma realidade em países como Finlândia (HÄNNINEN et al., 2009) e Tailândia (MUELLER et al., 2020). O MP_{2,5} transportado de longo alcance das queimadas ocasionou aumento de até quatro vezes na concentração de MP em dias com queimadas comparado a dias sem incêndios, nestes estudos (Tabela S1). Evidenciando os amplos impactos que podem ocorrer na saúde pública mesmo a uma distância de centenas a milhares de quilômetros do local



onde ocorre os incêndios. Por isso, tão importante quanto implementar medidas de políticas públicas relacionadas à redução das queimadas, é discutir tais políticas entre o maior número de atores sociais dos países.

5. LIMITAÇÕES DO ESTUDO

Os estudos que integraram essa revisão apresentaram limitações em comum e específicas. As limitações relativas à amostra populacional incorrem em erros comuns, como a sub ou superestimação de pessoas dentro e fora das áreas de estudo (HOWARD et al., 2021; RODOPOULOU et al., 2014). Em países da Europa e América do Norte, é comum no verão, período em que há predomínio das queimadas (WILLIAMS et al., 2019), ocorrer aumento do fluxo de turistas, o que pode provocar superestimação dos impactos relacionados à exposição. Ou o contrário: ocorre fluxo migratório de pessoas que optam por deixar, temporariamente, suas residências, gerando subestimação dos resultados (DELFINO et al., 2009; REID, et al., 2016).

A exposição pessoal pode ser outra limitação, principalmente para países com invernos rigorosos, porque o aquecimento residencial, durante o período frio, pode diferir substancialmente ao nível de exposição à fumaça de queima de biomassa entre os indivíduos (WEICHENTHAL et al., 2017), causando maior risco de exposição ao MP indoor, que podem anular os impactos da exposição ambiental (WEILNHAMMER et al., 2021). Equívoco ou ausência de dados sobre etnias pode impactar os estudos que avaliaram a exposição em diferentes grupos (HANIGAN; JOHNSTON; MORGAN, 2008; HOWARD et al., 2021; JOHNSTON et al., 2007; LIU et al., 2017), pois a análise e classificação por raça pode ser subjetiva (FORSYTH et al., 2015). Tamanho amostral pequeno, inevitavelmente, limita a precisão das estimativas dos riscos, produzindo amplos intervalos de confiança, conforme evidenciado em alguns estudos (ALMAN et al., 2016; JOHNSTON et al., 2007; THAM et al., 2009).

Os bancos de dados de saúde, utilizados em cada estudo, apresentam limitações inerentes ao uso de qualquer banco de dados, podendo apresentar equívocos ou divergência no preenchimento. Erros no diagnóstico, ausência ou perda de parte dos dados, demora no registro, também podem ocasionar discrepância nos resultados dos impactos da exposição ao MP, porém a literatura indica grande confiabilidade na extração dos dados

destes sistemas (CORREIA; PADILHA; VASCONCELOS, 2014). Adotar novas metodologias para analisar a exposição à fumaça de incêndios florestais e as associações com os desfechos na saúde podem eliminar tais interferências. Estudos que determinam respostas inflamatórias, estresse oxidativo ou carga de doença despontam como metodologias promissoras que avaliam quão prejudicial a exposição ao MP pode ser através de análises laboratoriais (DE OLIVEIRA ALVES et al., 2020; HERRICKS et al., 2017; WEICHENTHAL et al., 2016), sem utilizar dados populacionais, passíveis de erros e que requerem longo período de análise.

A etapa de amostragem dos poluentes atmosféricos é mais uma com diferentes limitações. Nos estudos selecionados, o marcador adotado para fumaça de incêndio florestal foi o MP, porém utilizar apenas a concentração de MP para estimar a exposição à queima de biomassa, sem indicadores específicos, como o levoglucosano (PIO et al., 2008), pode ocasionar uma classificação incorreta quanto ao risco. Os amostradores de partículas ou monitores terrestres, em estações de monitoramento, medem a concentração de MP, não sendo possível medir apenas a contribuição de incêndios. Além disso, monitores de poluição do ar terrestres não estão localizados em diversos lugares ou por prolongados períodos (HYDER; JÖNSSON, 2015). As estimativas de exposição ao MP com base em dados de satélite fornecem maior cobertura espacial (KLOOG et al., 2014), mas também não distinguem a exposição à fumaça do incêndio florestal das demais fontes. A estimativa das concentrações de MP por modelagem pode subestimar os valores reais, porém tal metodologia é vantajosa e, muitas vezes, a única viável para estudos em regiões remotas. Já os modelos de transporte químico podem estimar poluentes atmosféricos específicos de incêndios florestais (LIU et al., 2017, 2018). A combinação de modelagem com dados de estações de monitoramento pode elucidar algumas limitações e incertezas (LIU et al., 2015).

Os estudos epidemiológicos com dados primários realizados na América do Sul, sobretudo no bioma Amazônia, como estudos de painel (BUTT *et al.*, 2020; IGNOTTI *et al.*, 2010b; JACOBSON *et al.*, 2014, 2012), são difíceis de serem conduzidos e possuem limitações logísticas. Os locais onde ocorrem os incêndios florestais são ou áreas de difícil acesso ou reservas indígenas que necessitam de autorização para transitar, e frequentemente estão localizadas em áreas remotas, sem energia e dependentes de transporte via fluvial, o que torna o estudo complexo e de elevado custo financeiro (ABDALA, 2015; CONSELHO INDIGENISTA MISSIONÁRIO - BRASIL, 2018). Algumas regiões,



onde os incêndios florestais são mais frequentes, apresentam um devastador processo de invasão dos territórios indígenas (GREENPEACE, 2019).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A floresta amazônica está sendo dragada por incêndios florestais, decorrentes de atividades econômicas sem planejamento e, muitas vezes, ilegais, como extração de madeira, mineradoras, principalmente o garimpo de ouro (SONTER et al., 2017), grilagem e agronegócio (AREA LEÃO PEREIRA et al., 2020), que invadem e degradam os recursos naturais, iniciado pelo desmatamento seguido dos incêndios de vegetação, como resultado de um modelo de gestão institucional (público e privado), por meio do qual se estabelecem bases para a desregulamentação de leis sobre a proteção de populações tradicionais e o meio ambiente, perpetuando-se uma violência estrutural e, instaurando-se uma ampla exploração dos recursos naturais com perda dos serviços ecossistêmicos com efeitos para a saúde física e mental das populações (CONSELHO INDIGENISTA MISSIONÁRIO - BRASIL, 2018), 2018; MARCOVITCH; PINSKY, 2020).

Este estado de degradação da Amazônia brasileira é um dos fatores que impossibilita o acesso de pesquisadores as populações mais atingidas pelos desastres dos incêndios florestais. Somados a essa degradação antropogênica, já temos as constatações de que a região vem, historicamente, sofrendo os efeitos das mudanças climáticas (NOBRE; MARENGO; SOARES, 2019). A temperatura média local, por exemplo, aumentou na faixa de 3 a 3,5 °C nos períodos de seca, comparada aos anos 1980 (GEIRINHAS et al., 2018). Além disso, há um déficit crescente na remoção de calor da atmosfera, aumento nos níveis de incidência de radiação solar, enfraquecimento da velocidade de ventos e diminuição da umidade atmosférica na região (GEIRINHAS et al., 2018). Mais de 20% de floresta original, equivalente a mais de 730 mil km², já foram desmatados, a uma taxa que cresce desenfreadamente nos últimos vinte anos (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS, 2021; FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA-BRASIL, 2021).

Historicamente, as políticas públicas brasileiras para proteção ambiental evoluíram lentamente, como demonstra a principal resolução ambiental do país, disposta em 1986 (BRASIL, 1990) e atualizada somente vinte anos depois (BRASIL, 2000). Tal lentidão coincide com a insuficiência de implementar e fiscalizar essas políticas ao longo dos anos. O conceito difundido que o meio ambiente não pode sacrificar o desenvolvimento econômico do país,

potencializa o sistemático desmonte das políticas ambientais que vem acelerando o aumento do desmatamento dos biomas brasileiros, principalmente a Amazônia (MARCOVITCH; PINSKY, 2020) e Cerrado (ALVES et al., 2020). Além de perdas na biodiversidade, o desaparecimento da Amazônia condenaria a população que se estende pelas regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul do país a um severo processo de seca (LOVEJOY; NOBRE, 2018).

O desenvolvimento de estudos sobre estresse oxidativo, resposta inflamatória e carga oxidativa podem elucidar questões sobre os impactos da fumaça de incêndios florestais na saúde da população de maneira mais rápida e direta do que estudos epidemiológicos. A ampliação destes estudos em diversas regiões produzirá um perfil mais detalhado das áreas mais impactadas e poderá revelar as comunidades com maior risco de saúde para exposição a fumaça dos incêndios florestais. Contudo, o alto custo e a falta de infraestrutura adequada impedem que medições de MP, em locais fixos, sejam feitas em muitas regiões do Brasil (GONÇALVES, 2016). A implementação de serviços básicos em áreas remotas, como a geração de energia elétrica a partir de fontes renováveis (ex.: energia solar) é possível e está sendo feita por iniciativas não-públicas (FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA-BRASIL, 2020) e pode ser expandida para diversas áreas. Essa seria uma etapa importante para que a implementação de redes de monitoramento da qualidade do ar ao longo das regiões que compõe os biomas brasileiros, possa ser efetivada.

Outra alternativa seria a implementação de sensores para monitoramento da qualidade do ar, metodologia que está crescendo ao longo dos anos, devido aos baixos custos de implementação e manutenção, à robustez e à grande cobertura geográfica (OUIMETTE et al., 2021). Tais sensores podem ser uma boa alternativa para o monitoramento da qualidade do ar no Brasil, com um enorme potencial para a obtenção de informações sobre as propriedades do aerossol e os processos de transporte.

Estudos em larga escala proporcionarão resultados sobre o impacto dos incêndios florestais na saúde, sobretudo no Brasil. Além disso, a maior parte dos estudos, selecionados para esta revisão, focou em áreas locais, e poucos estudos analisaram a exposição em escalas geográficas nacionais ou internacionais. Como os incêndios florestais continuarão a acontecer por causa dos efeitos das mudanças climáticas, são necessários estudos que estimem as futuras consequências para a saúde humana relacionadas aos incêndios. Estudos



que projetam o impacto dos incêndios na saúde podem aumentar a conscientização da população, promover programas preventivos de saúde pública em comunidades de alto risco, elaborar novas políticas públicas e ajudar na compreensão das consequências para o ecossistema. À medida que as mudanças climáticas progredirem, a sociedade deve adotar novas políticas para mitigar os impactos no futuro, cada vez mais perturbador, das florestas, a fim de antecipar e minimizar os impactos na saúde e no ambiente.

AGRADECIMENTOS

S. Caumo agrade à Rede Clima e ao CNPq pelo suporte financeiro (convênio FINEP/ Rede CLIMA 01.13.0353-00). A. Gioda agradece ao CNPq pela Bolsa de Produtividade e à FAPERJ pelo Auxílio Cientista do Nosso Estado. R.S.Carreira é pesquisador CNPq (proc. n. 309347/2017-3) e Cientista do Nosso Estado (proc. n. E-26/203.066/2017). S.S. Hacon agradece ao CNPq pela Bolsa de Produtividade, processo número 312932/2017.

REFERÊNCIAS

ABDALA, G. C. **Amazônia Brasileira: desafios para uma efetiva política de combate ao desmatamento**. 1ª ed. Brasília - DF: WWF Iniciativa Amazônia Viva e WWF Brasil, 2015.

ADMINISTRAÇÃO OCEÂNICA E ATMOSFÉRICA DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. **Record-breaking June 2021 heatwave impacts the U.S. West**. Disponível em: <<https://www.climate.gov/news-features/event-tracker/record-breaking-june-2021-heatwave-impacts-us-west>>. Acesso em: 6 jul. 2021.

AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA. **What Climate Change means for Colorado**. EPA 430-F-16-008, n. August, 2016. Disponível em: <<https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/climate-change-co.pdf>>. Acesso em: 18 jul. 2021.

AGÊNCIA INTERNACIONAL DE PESQUISA EM CÂNCER. Agents Classified by the IARC Monographs , Volumes 1 – 104. **IARC Monographs**, v. 7, n. 000050, p. 1–25, 2012.

ALMAN, B. L. et al. The association of wildfire smoke with respiratory and cardiovascular emergency department visits in Colorado in 2012: a case crossover study. **Environmental Health**, v. 15, n. 62, 2016.

ALVES, G. B. M. et al. Análise ambiental do desmatamento em área de assentamento rural no Cerrado (Mato Grosso, Brasil). **Terra Plural**, v. 14, n. December, p. 1–13, 2020.

AREA LEÃO PEREIRA, E. J. et al. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon

rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, n. January, p. 104491, 2020.

AUNGKULANON, S. et al. Smoking prevalence and attributable deaths in Thailand: Predicting outcomes of different tobacco control interventions. **BMC Public Health**, v. 19, n. 1, p. 1–11, 2019.

BAKER, J. C. A.; SPRACKLEN, D. V. Climate Benefits of Intact Amazon Forests and the Biophysical Consequences of Disturbance. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 2, n. August, p. 1–13, 2019.

BORCHERS-ARRIAGADA, N. et al. Unprecedented smoke-related health burden associated with the 2019–20 bushfires in eastern Australia. **Medical Journal of Australia**, v. 213, n. 6, p. 282–283, 2020.

BRASIL. Decreto Nº 99.274, de 6 de junho de 1990. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF, 6 de junho de 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/antigos/d99274.htm>. Acesso em: 9 jul. 2021.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 267, de 14 de setembro de 2000. Revoga as Resoluções no 13/95 e 229/97 que dispõe sobre a proibição da utilização de substâncias que destroem a Camada de Ozônio. Brasília, DF, 14 de setembro de 2000. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=265>. Acesso em: 9 jul. 2021.

BUTT, E. W. et al. Large air quality and human health impacts due to Amazon forest and vegetation fires. **Environmental Research Communications**, v. 2, n. 9, p. 095001, 2020.

CHALBOT, M. C.; KAVOURAS, I. G.; DUBOIS, D. W. Assessment of the contribution of wildfires to ozone concentrations in the central US-Mexico border region. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 13, n. 3, p. 838–848, 2013.

CHANG, H. H. et al. Time-series analysis of satellite-derived fine particulate matter pollution and asthma morbidity in Jackson, MS. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, p. 280, 2019.

CHEN, L.; VERRALL, K.; TONG, S. Air particulate pollution due to bushfires and respiratory hospital admissions in Brisbane, Australia. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 16, n. 3, p. 181–191, 2006.

COHEN, A. J. et al. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **The Lancet**, v. 389, n. 10082, p. 1907–1918, 2017.

CONSELHO INDIGENISTA MISSIONÁRIO - BRASIL. **Violencia contra os povos indigenas no Brasil - Dados 2018**. Disponível em:< www.cimi.org.br>. Acesso em: 12 jul. 2021

CORREIA, L. O. DOS S.; PADILHA, B. M.; VASCONCELOS, S. M. L. Métodos para avaliar a completude dos dados dos sistemas de informação em saúde do Brasil: Uma revisão



sistemática. **Ciencia e Saude Coletiva**, v. 19, n. 11, p. 4467–4478, 2014.

CRABBE, H. Risk of respiratory and cardiovascular hospitalisation with exposure to bushfire particulates: New evidence from Darwin, Australia. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 34, n. 6, p. 697–709, 2012.

CRIPPA, P. et al. Population exposure to hazardous air quality due to the 2015 fires in Equatorial Asia. **Scientific Reports**, v. 6, n. October, p. 1–9, 2016.

CROCKETT, J. L.; LEROY WESTERLING, A. Greater temperature and precipitation extremes intensify Western U.S. droughts, wildfire severity, and sierra Nevada tree mortality. **Journal of Climate**, v. 31, n. 1, p. 341–354, 2018.

DE OLIVEIRA ALVES, N. et al. Inflammation response, oxidative stress and DNA damage caused by urban air pollution exposure increase in the lack of DNA repair XPC protein. **Environmental International**, v. 145, 2020.

DEFLORIO-BARKER, S. et al. Cardiopulmonary effects of fine particulate matter exposure among older adults, during wildfire and non-wildfire periods, in the United States 2008–2010. **Environmental Health Perspectives**, v. 127, n. 3, p. 1–9, 2019.

DELFINO, R. J. et al. The relationship of respiratory and cardiorespiratory admissions to the southern California wildfires of 2003. **Occupational and Environmental Medicine**, v. 66, p. 189–197, 2009.

DENNISON, P. et al. Large wildfire trends in the western United States, 1984–2011. **Geophysical Research Letters**, v. 41, n. April, p. 2928–2933, 2014.

DICKMAN, S. L.; HIMMELSTEIN, D. U.; WOOLHANDLER, S. America: Equity and Equality in Health 1 Inequality and the health-care system in the USA. **The Lancet**, v. 389, p. 1431–1441, 2017.

DO CARMO, C. N.; HACON, S. DE S. Estudos de séries temporais de poluição atmosférica por queimadas e saúde humana. **Ciência e Saude Coletiva**, v. 18, n. 11, p. 3245–3258, 2013.

ELLIS, E. C.; BEUSEN, A. H. W.; GOLDEWIJK, K. K. Anthropogenic Biomes: 10,000 BCE to 2015 CE. **Land**, v. 9, n. 129, 2020.

FAJERSZTAJN, L. et al. Air pollution: A potentially modifiable risk factor for lung cancer. **Nature Reviews Cancer**, v. 13, n. 9, p. 674–678, 2013.

FERNANDES, V.; CUARTAS, L. A. Secas e os impactos na região sul do brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 28, n. 17, 2021.

FOROUZANFAR, M. H. et al. Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks in 188 countries, 1990–2013: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2013. **The Lancet**, v. 386, n. 10010, p. 2287–2323, 2015.

FORSYTH, C. J. et al. The Punishment Gap: Racial/Ethnic Comparisons in School Infractions by Objective and Subjective Definitions. **Deviant Behavior**, v. 36, n. 4, p. 276–287, 2015.

FRENZEL, A. et al. The aging human body shape. **Nature Aging and Mechanism of Disease**, v. 6, n. 5, 2020.

FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA-BRASIL. **Acesso à energia com fontes renováveis em regiões remotas no Brasil: lições aprendidas e recomendações**, 2020. Disponível em: <<https://www.wwf.org.br/?76422/Acesso-a-energia-com-fontes-renovaveis-em-regioes-remotas-no-brasil>>. Acesso em: 24 jun.2021

FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA-BRASIL. **The dry season begins with record fires and devastation on the rise in the Amazon and Cerrado | WWF Brasil**, 2021. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?78788/The-dry-season-begins-with-record-fires-and-devastation-on-the-rise-in-the-Amazon-and-Cerrado>>. Acesso em: 7 jul. 2021

FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA-TAILÂNDIA. **2020 Northern Thailand forest fires snapshot**. Disponível em: <<https://www.wwf.or.th/?362337/2020-Northern-Thailand-forest-fires-snapshot>>. Acesso em: 7 jul. 2021.

GEIRINHAS, J. L. et al. Climatic and synoptic characterization of heat waves in Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 38, n. 4, p. 1760–1776, 2018.

GONÇALVES, K. DOS S. **Cardiovascular diseases and the exposure to particulate air pollutants derived from forest fires in Porto Velho municipality, Rondônia state, Brazilian amazon rain forest region**. [s.l.] FIOCRUZ, 2016.

GOVERNO DOS TERRITÓRIOS DO NOROESTE CANADENSE. **14.3 Annual area burned and number of fires report**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.enr.gov.nt.ca/en/state-environment/143-annual-area-burned-and-number-fires>>. Acesso em: 2 jul. 2021.

GREENPEACE. **Cultivando Violência**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <https://www.greenpeace.org/static/planet4-brasil-stateless/2019/12/0e135bff-relatorio_cultivando_violencia.pdf>.

GUERRA, A. et al. The importance of Legal Reserves for protecting the Pantanal biome and preventing agricultural losses. **Journal of Environmental Management**, v. 260, n. October 2019, 2020.

HAIKERWAL, A. et al. Impact of Fine Particulate Matter (PM2.5) Exposure During Wildfires on Cardiovascular Health Outcomes. **Journal of the American Heart Association**, v. 4, p. e001653, 2015.

HANIGAN, I. C.; JOHNSTON, F. H.; MORGAN, G. G. Vegetation fire smoke, indigenous status and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia, 1996-2005: A time-series study. **Environmental Health: A Global Access Science Source**, v. 7, p. 1–12, 2008.

HÄNNINEN, O. O. et al. Population exposure to fine particles and estimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, v. 19, n. 4, p. 414–422, 2009.

HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. November, p. 850–854, 2013.



HENDERSON, S. B. et al. Three measures of forest fire smoke exposure and their associations with respiratory and cardiovascular health outcomes in a population-based cohort. **Environmental Health Perspectives**, v. 119, n. 9, p. 1266–1271, 2011.

HERRICKS, J. R. et al. The Global Burden of Disease Study 2013 : What does it mean for the NTDs ? PLOS Neglected Tropical Diseases. **PLoS Negl Trop Dis**, v. 11, n. 8, p. 1–21, 2017.

HOWARD, C. et al. SOS! Summer of Smoke: a retrospective cohort study examining the cardiorespiratory impacts of a severe and prolonged wildfire season in Canada's high subarctic. **BMJ Open**, v. 11, p. 37029, 2021.

HULLEY, G. C.; DOUSSET, B.; KAHN, B. H. Rising Trends in Heatwave Metrics Across Southern California. **Earth's Future**, v. 8, n. 7, 1 jul. 2020.

HUTCHINSON, J. A. et al. The San Diego 2007 wildfires and Medi-Cal emergency department presentations, inpatient hospitalizations, and outpatient visits: An observational study of smoke exposure periods and a bidirectional case-crossover analysis. **PLoS Medicine**, v. 15, n. 7, p. e1002601, 2018a.

HUTCHINSON, J. A. et al. The San Diego 2007 wildfires and Medi-Cal emergency department presentations, inpatient hospitalizations, and outpatient visits: An observational study of smoke exposure periods and a bidirectional case-crossover analysis. **PLoS Medicine**, v. 15, n. 7, p. e1002601, 2018b.

HYDER, M.; JÖNSSON, J. Å. Aerosols , Sampling and Sample Treatment Methods : A Review and State of the Art. **Air Pollution and Pollutants**, n. February 2014, p. 295–316, 2015.

IGNOTTI, E. et al. Air pollution and hospital admissions for respiratory diseases in the subequatorial amazon: A time series approach. **Cadernos de Saude Publica**, v. 26, n. 4, p. 747–761, 2010a.

IGNOTTI, E. . et al. Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region [Impactos na saúde humana de partículas emitidas por queimadas na Amazônia Brasileira]. **Revista de Saude Publica**, v. 44, n. 1, p. 121–130, 2010b.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Desmatamento Amazônia**. Disponível em: <<http://www.inpe.br/faq/index.php?pai=6>>. Acesso em: 5 jul. 2021.

IRIGARAY, C. T. et al. O pantanal matogrossense enquanto patrimônio nacional no contexto das mudanças climáticas. **Mudanças do clima: desafios jurídicos, econômicos e socioambientais**, n. January, p. 53–103, 2011.

JACOBSON, L. D. S. V. et al. Acute effects of particulate matter and black carbon from seasonal fires on peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8, 2014.

JACOBSON, L. DA S. V. et al. Association between fine particulate matter and the peak expiratory flow of schoolchildren in the Brazilian subequatorial Amazon: A panel study. **Environmental Research**, v. 117, p. 27–35, 2012.

JOHNSTON, F. H. et al. Ambient biomass smoke and cardio-respiratory hospital admissions in

Darwin, Australia. **BMC Public Health**, v. 7, n. 240, 2007.

KHAYKIN, S. et al. The 2019/20 Australian wildfires generated a persistent smoke-charged vortex rising up to 35 km altitude. **Communications Earth & Environment**, v. 1, n. 1, p. 1–12, 2020.

KIGUCHI, M. et al. A review of climate-change impact and adaptation studies for the water sector in Thailand. **Environmental Research Letters**, v. 16, p. 023004, 2021.

KIM, S.; SINCLAIR, V. A. Heat waves in Finland : present and projected summertime extreme temperatures and their associated circulation patterns. **International Journal of Climatology**, v. 1408, n. September 2017, p. 1393–1408, 2018.

KLOOG, I. et al. A new hybrid spatio-temporal model for estimating daily multi-year PM2.5 concentrations across northeastern USA using high resolution aerosol optical depth data. **Atmospheric Environment**, v. 95, p. 581–590, 2014.

KOLLANUS, V. et al. Effects of long-range transported air pollution from vegetation fires on daily mortality and hospital admissions in the Helsinki metropolitan area, Finland. **Environmental Research**, v. 151, p. 351–358, 2016.

KOLLANUS, V.; LANKI, T. Mortality effects of prolonged heat waves in Finland. **Environmental Health Perspectives**, 2013. Disponível em: <<https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/isee.2013.P-2-12-19>>. Acesso em: 7 jul. 2021

KOMAN, P. D. et al. Mapping Modeled Exposure of Wildland Fire Smoke for Human Health Studies in California. **Atmosphere**, v. 10, n. 308, p. 1–20, 2019.

KUZNETSOV, G. V. et al. Ignition of the wood biomass particles under conditions of near-surface fragmentation of the fuel layer. **Fuel**, v. 252, n. February, p. 19–36, 2019.

LAING, J.; BINYAMIN, J. Climate Change Effect on Winter Temperature and Precipitation of Yellowknife, Northwest Territories, Canada from 1943 to 2011. **American Journal of Climate Change**, v. 02, n. 04, p. 275–283, 2013.

LEAL FILHO, W. et al. Fire in Paradise: Why the Pantanal is burning. **Environmental Science & Policy**, v. 123, n. November 2020, p. 31–34, 2021.

LIU, J. C. et al. A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. **Environmental Research**, v. 136, p. 120–132, 2015.

LIU, J. C. et al. Who among the Elderly Is Most Vulnerable to Exposure to and Health Risks of Fine Particulate Matter from Wildfire Smoke? **American Journal of Epidemiology**, v. 186, n. 6, p. 730–735, 2017.

LIU, J. C. et al. Wildfire-specific Fine Particulate Matter and Risk of Hospital Admissions in Urban and Rural Counties. **Epidemiology**, v. 176, n. 1, p. 139–148, 2018.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon Tipping Point. **Science**, v. 4, p. eaat2340, 2018.

MACHIN, A. B. et al. Effects of exposure to fine particulate matter in elderly hospitalizations due to respiratory diseases in the South of the Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of**



Medical and Biological Research, v. 52, n. 2, p. e8130, 2019.

MARCOVITCH, J.; PINSKY, V. Bioma Amazônia: atos e fatos. **Estudos Avancados**, v. 34, n. 100, p. 83–106, 2020.

MARTIN, K. L. et al. Air pollution from bushfires and their association with hospital admissions in Sydney, Newcastle and Wollongong, Australia 1994-2007. **Australian and New Zealand Journal of Public Health**, v. 37, n. 3, 2013.

MASCARENHAS, M. D. M. et al. Anthropogenic air pollution and respiratory disease-related emergency room visits in Rio Branco, Brazil - September, 2005. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 34, n. 1, p. 42–46, 2008.

MIKATI, I. et al. Disparities in distribution of particulate matter emission sources by race and poverty status. **American Journal of Public Health**, v. 108, n. 4, p. 480–485, 1 abr. 2018.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE DO CANADÁ. Indicators of Climate Change for British Columbia: 2016. **Ministry of Environment and Climate Change Strategy, National Library of Canada**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/research-monitoring-and-reporting/reporting/envreportbc/archived-reports/climate-change/climatechangeindicators-13sept2016_final.pdf%0Ahttp://www.gov.bc.ca/wlap>.

MORGAN, G. et al. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. **Epidemiology**, v. 21, n. 1, p. 47–55, 2010.

MUELLER, W. et al. Ambient particulate matter and biomass burning: An ecological time series study of respiratory and cardiovascular hospital visits in northern Thailand. **Environmental Health: A Global Access Science Source**, v. 19, n. 1, p. 1–12, 2020.

NEUMANN, J. E. et al. Estimating PM2.5-related premature mortality and morbidity associated with future wildfire emissions in the western US. **Environmental Research Letters**, v. 16, p. 035019, 2021.

NIEMI, J. V. et al. Characterization of aerosol particle episodes in Finland caused by wildfires in Eastern Europe. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 5, n. 8, p. 2299–2310, 2005.

NOBRE, C. A.; MARENGO, J. A.; SOARES, W. R. **Climate Change Risks in Brazil**. [s.l.] Springer Nature, 2019.

ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL. **Statement on the Status of the Global Climate in 2017**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=4453#:~:text=Global%20mean%20temperatures%20in%202017,by%20an%20El%20Ni%C3%B1o%20event>. Acesso em: 23 jun. 2021

ORGANIZAÇÃO METEOROLÓGICA MUNDIAL. **The State of the Global Climate 2020**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://public.wmo.int/en/our-mandate/climate/wmo-statement-state-of-global-climate>>. Acesso em: 24 jun. 2021.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. Air Quality Guidelines. 2ª ed., Copenhagen. **WHO**

Regional Publications, European Series. 2000.

OUIMETTE, J. R. et al. Evaluating the PurpleAir monitor as an aerosol light scattering instrument. **Atmospheric Measurement Techniques**, n. June, p. 1–35, 2021.

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Summary for Policymakers. In: **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**, 2020. [P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley, (eds.)]. In press

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2021: The Physical Science Basis**, 2021. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.

PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E. Wildfires as an ecosystem service. **Front Ecol Environ**, v. 17, n. 5, p. 289–295, 2019.

PIO, C. A. et al. Chemical composition of atmospheric aerosols during the 2003 summer intense forest fire period. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 32, p. 7530–7543, 2008.

PODUR, J.; WOTTON, M. Will climate change overwhelm fire management capacity? **Ecological Modelling**, v. 221, n. 9, p. 1301–1309, 2010.

RAPPOLD, A. G. et al. Cardio-respiratory outcomes associated with exposure to wildfire smoke are modified by measures of community health. **Environmental Health**, v. 11, n. 71, 2012.

REID, C. E. et al. Differential respiratory health effects from the 2008 northern California wildfires: A spatiotemporal approach. **Environmental Research**, v. 150, p. 227–235, 2016.

REID, C. E.; MAESTAS, M. M. Wildfire smoke exposure under climate change: impact on respiratory health of affected communities. **Curr Opin Pulm Med**, v. 25, n. 2, p. 179–187, 2019.

RODOPOULOU, S. et al. Air pollution and hospital emergency room and admissions for cardiovascular and respiratory diseases in Doña Ana County, New Mexico. **Environmental Research**, v. 129, p. 39–46, 2014.

RODRIGUES, P. C. DE O. et al. Climatic variability and morbidity and mortality associated with particulate matter. **Revista de saude publica**, v. 51, p. 91, 2017.

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. **Atmospheric chemistry and physics : from air pollution to climate change**. [s.l.] Wiley, 2016.



- SONTER, L. J. et al. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 1–7, 2017.
- STOWELL, J. D. et al. Associations of wildfire smoke PM 2.5 exposure with cardiorespiratory events in Colorado 2011-2014. **Environment International**, v. 133, p. 105151, 2019.
- TESSUM, C. W. et al. PM2.5 pollutants disproportionately and systemically affect people of color in the United States. **Sci. Adv**, v. 7, p. 4491–4519, 2021.
- THAM, R. et al. The impact of smoke on respiratory hospital outcomes during the 2002-2003 bushfire season, Victoria, Australia. **Respirology**, v. 14, n. 1, p. 69–75, 2009.
- THELEN, B. et al. Modeling acute respiratory illness during the 2007 San Diego wildland fires using a coupled emissions-transport system and generalized additive modeling. **Environmental Health**, v. 12, n. 94, 2013.
- TINLING, M. A. et al. Repeating cardiopulmonary health effects in rural North Carolina population during a second large peat wildfire. **Environmental Health**, v. 15, n. 12, p. 1–12, 2016.
- TOMASI, C. et al. Aerosol and Climate Change: Direct and Indirect Aerosol Effects on Climate. In: TOMASI, C.; FUZZI, S.; KOKHANOVSKY, A. (Eds.). . **Atmospheric Aerosols: Life Cycles and Effects on Air Quality and Climate**. [s.l.] Wiley-VCH, 2017. p. 437–551.
- TRICCO, A. C. et al. PRISMA extension for scoping reviews (PRISMA-ScR): Checklist and explanation. **Annals of Internal Medicine**, v. 169, n. 7, p. 467–473, 2018.
- VILLÉN-PÉREZ, S. et al. Brazilian Amazon gold: indigenous land rights under risk. **Elem Sci Anth**, v. 8, 2020.
- WEICHTHAL, S. et al. Oxidative burden of fine particulate air pollution and risk of cause-specific mortality in the Canadian Census Health and Environment Cohort (CanCHEC). **Environmental Research**, v. 146, n. April, p. 92–99, 2016.
- WEICHTHAL, S. et al. Biomass Burning as a Source of Ambient Fine Particulate Air Pollution and Acute Myocardial Infarction. **Epidemiology**, v. 28, n. 3, p. 329–337, 2017.
- WEICHTHAL, S. et al. Within-City Spatial Variations in Multiple Measures of PM 2.5 Oxidative Potential in Toronto, Canada. **Environmental Science and Technology**, v. 53, n. 5, p. 2799–2810, 2019.
- WEILNHAMMER, V. et al. Extreme weather events in Europe and their health consequences – A systematic review. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 233, n. January, p. 113688, 2021.
- WILLIAMS, A. P. et al. Observed Impacts of Anthropogenic Climate Change on Wildfire in California. **Earth's Future**, v. 7, p. 892–910, 2019.
- WOO, S. H. L. et al. Air pollution from wildfires and human health vulnerability in Alaskan communities under climate change. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 9, 2020.
- YAO, J. et al. Sub-Daily Exposure to Fine Particulate Matter and Ambulance Dispatches during

Wildfire Seasons: A Case-Crossover Study in British Columbia, Canada. **Environmental Health Perspective**, v. 128, n. 6, 2020.

YU, P. et al. Bushfires in Australia: a serious health emergency under climate change. **The Lancet Planetary Health**, v. 4, n. 1, p. e7–e8, 2020.

ZEMP, D. C. et al. Self-amplified Amazon forest loss due to vegetation-atmosphere feedbacks. **Nature Communications**, v. 8, 2017.