



## Forest fires and public health

**Title in Spanish:** *Incendios forestales y salud pública*

Javier Cancelo-González<sup>1</sup>, Francisco Díaz-Fierros Viqueira<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Edafología e Química Agrícola. Universidade de Santiago de Compostela (Spain). <sup>2</sup>Catedrático Emérito de la Universidade de Santiago de Compostela (Spain), Académico Correspondiente de la Real Academia Nacional de Farmacia.

**ABSTRACT:** This paper reviews the articles that deal with the public health issues caused by forest fires between 1990 and 2018. The main polluting products and the key processes that give rise to them are highlighted. The transport processes and the risk exposure for population are analysed. This review mainly looks into their impact on mortality, respiratory and cardiovascular morbidity as well as other possible impacts on human health. Apart from the risks generated by air pollution, the impact of forest fires on soil and water pollution and on human health are emphasized. This last issue has not been thoroughly analysed yet. Finally, the relevance of these issues is shown despite the lack of researches in the European area.

**RESUMEN:** Se realiza una revisión de los trabajos que estudian los problemas de salud pública generados por los incendios forestales desde 1990 hasta 2018. Se destacan los principales productos contaminantes implicados así como los procesos fundamentales que los originan. Se analizan sus procesos de transporte así como los riesgos de exposición de la población, destacando aquellos colectivos más sensibles. La revisión analiza sobre todo su influencia sobre la mortalidad, morbilidad respiratoria y cardiovascular, así como otras posibles influencias sobre la salud humana. Además de los riesgos generados por la contaminación atmosférica se pone de manifiesto la influencia de los incendios forestales en la contaminación del suelo y el agua y su posible repercusión sobre el bienestar humano, cuestión hasta ahora poco estudiada. Finalmente se pone de manifiesto la importancia que esta problemática está adquiriendo en los últimos años si bien sus estudios son relativamente escasos en el área europea.

\*Corresponding Author: francisco.diaz.fierros@gmail.com An Real Acad Farm Vol. 84, Nº 3 (2018), pp. 289-300

Received: June 30, 2018 Accepted: September 24, 2018

Language of Manuscript: Spanish

### 1. INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales (IF) como problema ambiental hace ya bastantes años que fue considerado como uno de los más importantes que padecen determinadas zonas del planeta como pueden ser las sabanas, las selvas tropicales o, en general, todas las áreas con clima mediterráneo, como es el caso de la mayor parte de la Península Ibérica. Sus consecuencias ecológicas y económicas fueron ampliamente estudiadas y debatidas. Sin embargo, los IF como un problema que tiene efectos sobre la salud pública fue solo considerado desde hace unos pocos años a pesar de que se sabe que puede afectar al estado del bienestar físico del ser humano por lo menos desde tres niveles o escalas: planetario, a través de sus efectos sobre el cambio climático, regional, a partir de la influencia de los efectos de las nubes de humo emitidas y transportadas a distancias considerables y local, sobre las personas más directamente afectadas por su proximidad al fuego como pueden ser los profesionales implicados en las labores de extinción.

En este trabajo se intentará realizar una síntesis de los

estudios, sobre todo de carácter toxicológico y epidemiológico, que se han desarrollado sobre esta temática a nivel mundial con una mención especial a las escasas publicaciones realizadas en España y Portugal, incluyendo datos sobre los últimos incendios que tuvieron lugar en Galicia en el otoño del año 2017.

### 2. PROBLEMÁTICA SANITARIA DE LOS IF. LA DÉCADA DE LOS NOVENTA DEL XX

En todas las revisiones que se realizaron sobre la historia de la influencia de los IF sobre la salud pública se presenta siempre con un carácter pionero el publicado por Duclos P. *et al.* en 1990 (1) en los *Archives of Environmental Health* sobre el incendio ocurrido en California en agosto de 1987 y en el que se quemaron cerca de 300.000 has. Se investigaron las emergencias sanitarias de todas las zonas afectadas y se encontró que el número de personas con asma y problemas de obstrucción pulmonar crónica habían aumentado significativamente y que así mismo se habían incrementado las afecciones irritativas de las vías respiratorias superiores. De todas

formas reconocían que el impacto sobre la salud pública había sido “relativamente modesto”. En Australia aparecieron posteriormente estudios sobre las consecuencias sanitarias de los incendios del “bush”<sup>1</sup> en 1994 de Copper C. *et al.* (2) y 1996, de Smith MA. *et al.* (3) y su influencia sobre los pacientes asmáticos, en los que ya el incremento en PM<sub>10</sub><sup>2</sup> del aire respirable aparecía como uno de los factores de riesgo más determinantes.

Más importantes fueron las consecuencias de la ola de grandes incendios ocurridos en el SE asiático en el período 1997-98 (Borneo, 5 millones de hectáreas o Indonesia, 9 millones) que afectaron durante varios días a poblaciones muy debilitadas sanitariamente, al mismo tiempo que ciudades importantes como la ciudad-estado de Singapur se vieron influidas seriamente por la persistencia de humos y nieblas procedente de los incendios (4). Se detectaron incrementos muy significativos en las afecciones respiratorias (asma y rinitis, fundamentalmente) y, por primera vez se investigaron los efectos de los incendios forestales sobre la mortalidad con resultados poco concluyentes, aunque parecía existir una mayor incidencia en las personas de más edad (5).

Como consecuencia de la gran importancia que empezaban a tener los IF en esta última década del siglo XX, sobre todo, los últimos del SE asiático, así como otros ocurridos en Mongolia (23 millones de has. en 1996-97) y la URSS (14,5 millones de has. en 1997-98), la Organización Mundial de la Salud en colaboración con la UNEP (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) y la WMO celebra una reunión de expertos en Lima (Perú) en el año 1998 para elaborar una *Health Guidelines* con relación a los problemas derivados de la combustión de la vegetación. En ella (6) se describe la importancia sanitaria de los contaminantes emitidos, sobre todo de las PM<sub>2.5</sub>, redactando unas recomendaciones para hacer frente a los problemas derivados de estas emisiones. Al mismo tiempo se reconoce por estas tres instituciones internacionales la importancia que para la salud pública tienen los incendios forestales, sobre todo en el caso de las poblaciones más sensibles (niños, mujeres y ancianos) y las zonas menos desarrolladas.

### 3. IF Y SALUD EN EL SIGLO XXI. LAS PRIMERAS REVISIONES

El número de estudios sobre los impactos de los IF sobre la salud humana comienzan a multiplicarse con el nuevo siglo y como consecuencia empiezan a aparecer las primeras revisiones, como la realizada por Fowler C. *et al.* en 2003 (7) sobre una zona tan castigada como era el sudeste de los Estados Unidos. Se constatan los efectos agudos, subcrónicos y crónicos, fundamentalmente en las vías respiratorias de las poblaciones más sensibles (niños, ancianos y fumadores) reconociéndose algunos casos de muertes prematuras. Se le dedica un interés especial a un colectivo singularmente afectado como era el de los

bomberos forestales que en el período 1910-2002 había tenido ya 883 víctimas mortales, analizando tanto la morbilidad física, sobre todo en los sistema respiratorio y cardiovascular, como los daños psicosociales. De todas formas, destaca también la dificultad de alcanzar datos concluyentes tanto desde el punto de vista toxicológico como epidemiológico.

La siguiente revisión, también de carácter local, fue la dedicada a los importantes incendios acaecidos en el Pacífico occidental (Australia, Nueva Zelanda y sudeste asiático) realizada por Bowman MJS. y Jhonston FH. en 2005 (8) en la que le dedica una especial atención al contenido en partículas (PM<sub>10</sub>) como principales agentes de los problemas toxicológicos y epidemiológicos relacionados con los IF.

Más importante, fue la revisión de Naeher LP. *et al.* en 2007 (9), que posteriormente fue reiteradamente citada, sobre los efectos sanitarios de los “woodsmoke” que aunque no fue dedicada exclusivamente a los IF, aportaba, por primera vez una visión crítica y selectiva del problema. Por una parte, identificando los compuestos con potencial toxicológico de los gases procedentes de las combustiones vegetales, incluidos los posibles cancerígenos, y por otra, seleccionado los estudios epidemiológicos más concluyentes y seguros (17 en total). También le dedica un apartado especial a la problemática de los bomberos forestales. En esta revisión los datos eran procedentes fundamentalmente de USA, Australia y el sudeste asiático. Destaca, que aunque los compuestos tóxicos procedentes de las combustiones vegetales pueden ser generados por otras muchas actividades y hay millares de estudios sobre ellos, parecen existir datos suficientes para concluir que los que son objeto de estudio en la revisión revisten unas características sanitarias especiales que justificarían su tratamiento diferenciado.

La década siguiente es pródiga en estudios de revisión, comenzando por la publicación de Weinhold B. en 2011 (10) en la importante revista de salud pública *Environmental Health Perspectives*. Al año siguiente, serán ya dos países europeos (Reino Unido y Francia) los que realicen sus correspondientes revisiones, como la de Finlay SE. *et al.* (11) de los servicios de salud pública y forestales, ingleses y sobre todo el realizado por la ANSES francesa (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire, Alimentation, Environnement et Travail) sobre *Effets sanitaires liés à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre* (12). En los dos se constata la escasisima presencia de estudios europeos, sobre todo en el área mediterránea, que venía siendo ya muy castigada por los IF de los últimos años (En los años 2003 y 2005 con más de 150.000 hectáreas anuales quemadas en España y más de 300.000 en Portugal y en el 2007 con 184.000 has. quemadas en Grecia). En el año 2014, después de que en el año anterior ardieran más de 4 millones de hectáreas en Canadá, aparecen dos importantes publicaciones canadienses: la del Institute National de Santé Publique de Quebec, en el contexto de la Action 21 sobre medidas a tomar frente al cambio climático, en el

<sup>1</sup> Formación vegetal típica de Australia formada por matorral y especies arbóreas.

<sup>2</sup> Partículas menores de 10 micrometros.

que realiza una revisión centrada en el papel de las partículas emitidas por los IF (13) y la del Provincial Health Services Authority de Vancouver sobre *Evidence Review: Wildfire smoke and public health risk* (14). En este mismo año se publica también la revisión del francés Youssouf H. *et al.* (15) sobre los impactos sanitarios de los gases procedentes de los incendios forestales.

En el 2015, se publican dos nuevas revisiones, la de Reisen F. *et al.* en el *Int. Journal of Wildland Fires* (16) de autores australianos y canadienses y la americana de Liu JC. *et al.* publicada en *Environmental Research* (17). En el año 2016 la EPA, USFS, USCDC y el California Resource Board (18) publican *Wildfire Smoke. A Guide for Public Health Officials* que aun cuando tiene por objetivo principal la redacción de unas normas de prevención y actuación dirigidas al personal sanitario, realiza también previamente una amplia revisión de la problemática de los IF y la salud pública. También se publica en este año la importante revisión, por amplia y exigente, de Reid CE. *et al.* en *Environmental Health Perspectives* (19). Knorr W. *et al.* en 2017 (20) desde el contexto europeo realiza una revisión sobre la contaminación del aire por los IF en el siglo XXI y finalmente, en el 2018, Cascio WE. antiguo director de la EPA, publica un trabajo en *Science Total Environment* sobre “Wildland fire smoke and human health” (21).

Esta importante proliferación de estudios y revisiones de la problemática de los IF y la salud pública en el mundo, sobre todo en los últimos años, no se refleja en Europa donde estos trabajos son relativamente escasos y de un modo especial en el área más afectada por ellos como es el entorno mediterráneo, donde solo Francia tiene una presencia destacable. En España y Portugal son ciertamente muy escasos los estudios que aparecen en estas revisiones. El único estudio epidemiológico realizado en España relacionando directamente variables sanitarias

(consumo de determinados fármacos) e incidencia de los incendios fue el realizado por Caamaño-Isorna F. *et al.* (22) en Galicia durante los incendios de agosto del año 2006. Posteriormente, Linares C. *et al.* (23) establecen una relación indirecta entre incendios y salud pública, a partir de un estudio sobre la influencia en Madrid en el periodo 2004-2009 de las partículas presentes en el aire, atribuidas prioritariamente a la combustión de biomasa. En la misma línea de relacionar las partículas en la atmósfera con problemas sanitarios en el área mediterránea estaría el proyecto Life MED-PARTICLES en el que estarían incluidas las ciudades de Madrid y Barcelona (24-25).

En Portugal destacan, sobre todo, los trabajos toxicológicos realizados sobre el colectivo de bomberos forestales como el estudio experimental de Miranda A. *et al.* (26) sobre la exposición a determinadas sustancias tóxicas, en los que se superaban ampliamente los límites de seguridad ocupacional y el de Oliveira M. *et al.* (27) en el que se demostraba, para este colectivo un incremento significativo de indicadores bioquímicos a la exposición a los OH-PAHs. También podrían reseñarse como estudios complementarios los realizados sobre la influencia de los IF en la calidad el aire como los de Pio CA. *et al.* (28), Alves CA. *et al.* (29) o Carvalho A. *et al.* (30).

#### 4. TIPOS DE CONTAMINANTES

Existen diferentes inventarios de las sustancias emitidas a la atmósfera durante los incendios forestales que tienen carácter contaminante, muchas de las cuales son conocidos tóxicos para la salud humana. De las diferentes revisiones publicadas, la de Naeher LP. *et al.* en 2007 (9), fue una de las más citadas, siendo utilizada, con pequeñas adiciones por Reisen F. *et al.* en 2015 (16). De dichos trabajos extraemos, ligeramente simplificados, los datos que se reproducen en la Tabla 1.

**Tabla 1. Principales compuestos contaminantes con efectos sobre la salud humana producidos en los incendios forestales (Naeher LP. *et al.* 2007 y Reisen F. *et al.* 2015 simplificada)**

Compuestos Entre paréntesis, número de especies identificadas	Ejemplos	Concentración permitida (OMS) micro gramos.m <sup>-3</sup>	Efectos sobre la salud humana
Partículas	PM <sub>2.5</sub> PM <sub>10</sub>	25 (24 horas) 50 (“ ”)	Agrava dolencias respiratorias y corazón Mortalidad prematura
Gases inorgánicos	Monóxido de carbono (CO)	30 (1 hora)	Afecta al corazón y al sistema nervioso
	Ozono (O <sub>3</sub> )	120 (8 horas)	Agrava dolencias respiratorias. Irritante
	Dióxido de azufre (SO <sub>2</sub> )	20 (24 horas)	Agrava dolencias respiratorias. Asma
	Dióxido de nitrógeno (NO <sub>2</sub> )	200 (1 hora)	Afecta al hígado, pulmón, bazo y sangre
Hidrocarburos no saturados (+ 40)	1.3 butadieno	10 (24 horas)	Carcinogénico, mutagénico, irritante
Hidrocarburos saturados (+ 25)	n-hexano	2500 (24 horas)	Irritante, neurotóxico
Policíclicos aromáticos	Benzo (a) pireno	5 x 10 <sup>-5</sup> (24 horas)	Carcinogénico, Irritante

(+ 20)			
Monoaromáticos (+28)	Benceno	2.3 (24 horas)	Carcinógeno. Sistema nervioso y sangre
	Estireno	400 (24 horas)	Carcinógeno, mutagénico, irritante <sup>1</sup>
Orgánicos oxigenados:			
Aldehidos (+ 20)	Acroleína	0.4 (24 horas)	
	Formaldehído	65 (24 horas)	Irritante, teratogénico
Alcoholes y ácidos orgánicos (+25)	Metanol	4000 (24 horas)	
	Ácido acético	2500 (2 horas)	
Fenoles (+33)	Cresol	75 (24 horas)	Irritante, carcinogénico, mutagénico
Quinonas	Hidroquinona	15 (24 horas)	Irritante, alergénico, estrés oxidativo
Orgánicos clorados	Cloruro de metileno	220 (24 horas)	Depresor sistema nerviosos central
Radicales libres	Tipo semiquinonas		Estrés oxidativo, inflamatorio
Mercurio		1 (anual)	Afección sistema nervioso e inmune. Hígado, riñón, ojos, etc.

De todos ellos serán posiblemente las partículas (sobre todo las PM<sub>2.5</sub>, de más profunda penetración en el sistema respiratorio) las que generen mayores riesgos para la salud (13), por su carácter irritante y agresivo y también por estar constituidas o llevar adsorbidas en sus superficies activas sustancias orgánicas de conocida toxicidad como son los PAHs. Pueden alcanzar elevados valores en las plumas de contaminación generadas por los incendios que superan ampliamente los 25 microgramos.m<sup>3</sup> en 24 horas que es el límite establecido por la OMS, como fue el caso de Moscú en el año 2010 en el que se alcanzaron los 700 microgramos.m<sup>3</sup> (31). Otros episodios igualmente importantes por la elevada concentración de partículas fueron los ocurridos en Ovens (Australia) en los años 2006-2007 donde se llegó a máximos diarios de 1100 microgramos.m<sup>3</sup> o los de Indonesia del año 1987 con máximos diarios de 1800 microgramos.m<sup>3</sup> (16). Por otra parte, desde el punto de vista sanitario se considera, en general, que las partículas procedentes de los incendios forestales suponen un mayor riesgo que las que presentan otros orígenes.

El monóxido de carbono es un conocido tóxico, responsable de muchos episodios de mortalidad en ambientes interiores y que también ve incrementada su concentración en el aire como consecuencia de los IF. En situaciones extremas como fueron los incendios de Indonesia se pueden duplicar sus concentraciones basales y transmitirla sin apenas modificación varios miles de kilómetros (32). Sin embargo sus concentraciones en la atmósfera están muy lejos de las alcanzadas por las PM y en general se considera que su riesgo sanitario es poco importante. Únicamente, en determinadas situaciones de contacto muy directo y permanente con el fuego, como ocurre con los bomberos forestales, pueden darse riesgos para la salud significativos (16).

El ozono no es producido por los incendios forestales, pero sí en cambio lo son determinados compuestos precursores del mismo como los NO<sub>x</sub> o los CODM<sup>3</sup> y que por reacciones fotoquímicas pueden llegar posteriormente a formarlo. De hecho han sido determinados incrementos sensibles en O<sub>3</sub> en atmósferas contaminadas por los incendios forestales (33), que en algunos casos llegaban a superar la norma estándar en 8 horas. De todas formas, las relaciones del contenido en ozono y los IF son complejas pues pueden darse situaciones donde el obscurecimiento generado por las plumas de contaminación tengan el efecto contrario al disminuir la intensidad de las reacciones fotoquímicas. En cualquier caso, las situaciones más preocupantes se producen cuando ya existe un nivel alto de precursores del ozono, p.e. en determinadas ciudades, y que bajo los efectos de un incendio ocasional pueden verse incrementados y como consecuencia, superados determinados límites de calidad del aire.

Determinados gases inorgánicos como los NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> o N<sub>2</sub>, pueden incrementarse también como consecuencia de los IF, que de todas formas solo en situaciones extremas podrían dar origen a problemas de salud pública. Más importantes, son los CODM procedentes en general de las combustiones incompletas de la biomasa y que están constituidos por una gran variedad de compuestos como alcanos, alcoholes, aldehidos y ácidos orgánicos, muchos de ellos de carácter aromático. Todavía no hay muchos estudios sobre los CODM y los que hay tampoco son demasiado concluyentes, como consecuencia de que sus valores límite en el aire son en muchos casos muy bajos. De todas formas, al tener un reconocido efecto nocivo sobre la salud, son considerados en general como compuestos preocupantes que deben estar sometidos a una vigilancia

<sup>3</sup> CODM : compuestos orgánicos diferentes del metano.

institucional. De hecho, productos inequívocamente carcinógenos como el benceno o los PAHs está demostrado que se incrementan notablemente como consecuencia de los incendios no solo en el aire sino también en el suelo y las aguas (12).

En la mayor parte de los casos, muchos de los contaminantes generados por los IF son comunes a productos existentes ya en la atmósfera o procedentes de otras fuentes de contaminación por lo que no siempre resulta fácil discriminar en qué proporción determinados contaminantes pueden ser debidos exclusivamente a los incendios. En estos casos, la existencia de sustancias trazadoras que se originen de forma predominante o exclusiva, en los IF, son de gran valor, como ocurre con el levoglucosano un azúcar anhidro que se produce únicamente en las combustiones de la madera y que se encuentra normalmente en cantidades apreciables en los humos procedentes de los incendios forestales (34). Su presencia suele ser un buen indicador del alcance y dispersión que pueden desarrollar los incendios forestales.

## 5. EMISIÓN Y DISPERSIÓN DE LOS CONTAMINANTES

La proporción en la que aparecen los compuestos citados va a depender mucho del tipo de masa vegetal que se vea afectada por el incendio, así como de las condiciones en las que este se produce y de las etapas por las que pasa su evolución en el tiempo. Los procesos de combustión están bastante bien estudiados y se pueden referir a las siguientes fases (12): 1) secado/destilación durante la que son liberados agua y los compuestos volátiles, 2) pirolisis, durante la que se produce el craqueo

térmico de las moléculas constituyentes del combustible. Los polímeros se disocian en moléculas más sencillas formándose al mismo tiempo residuos carbonosos, alquitranes y compuestos volátiles en forma de humos blancos inflamables. 3) Combustión incandescente o viva, que comienza cuando se superan los 530°C y en la que se inflaman los alquitranes y los productos gaseosos convirtiendo la mezcla compleja de la pirolisis, en moléculas simples como CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, NO, N<sub>2</sub>O o SO<sub>2</sub>. Al mismo tiempo y como resultado de la interacción entre las cinéticas químicas y las dinámicas físicas en la llama, se forman y emiten productos intermedios como CO, CH<sub>4</sub>, C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> o PAHs así como partículas de diferente tamaño. 4) Combustión lenta, que se produce cuando fueron liberados la mayoría de los compuestos volátiles. Esta fase está dominada por las reacciones sólido-gas sobre la capa de residuos carbonosos de la superficie del combustible. Se produce a más bajas temperaturas emitiendo cantidades importantes de CO así como productos de la pirolisis parcialmente oxidados similares a los de las fases iniciales de descomposición del combustible.

Para conocer la cantidad real de los productos que se introducen en la atmósfera a partir de un incendio forestal se utilizan normalmente los factores de emisión (FE) que relacionan por unidad de combustible la cantidad de producto emitido, determinada habitualmente a partir de combustiones experimentales. Un resumen de estos FE para diferentes tipos de biomasa se presenta en la Tabla 2 a partir de la revisión de Akagi SK. *et al.* en 2011 (35) y Reisen F. *et al.* en 2015 (16).

**Tabla 2. Factores de emisión (FE) en gr. kg<sup>-1</sup> para diferentes compuestos según tipos de biomasa quemada. Resumen de Akagi SK. *et al.* (2011) y Reisen F. *et al.* (2015)**

	Bosque tropical	Sabana	Bosque templado	Bosque boreal	Turbera
PM <sub>2,5</sub>	9.1	7.2	15.3	12.7	--
PM <sub>10</sub>	18.5	--	--	--	--
CO <sub>2</sub>	1643	1686	1489	1637	1563
CO	93	63	127	89	182
CH <sub>4</sub>	5.1	1.9	6.0	3.9	11.8
C orgánico	4.7	2.6	--	--	6.2
H <sub>2</sub>	3.4	1.7	--	2.3	--
NH <sub>3</sub>	1.3	0.5	2.7	0.8	10.8
NO <sub>x</sub>	2.5	3.9	0.9	2.5	0.8
SO <sub>2</sub>	0.4	0.5	--	--	--
CODM	51.9	24.7	58.7	23.7	97.3
Metanol	2.4	1.2	2.8	1.9	5.4
Formaldehido	1.7	0.7	1.9	2.3	1.7
Glicolaldehido	2.8	0.8	0.8	0.25	2.6
Ac. Acético	3.05	3.55	4.4	2.0	7.1
Fenol	0.45	0.5	3.0	0.3	4.4
Benceno	0.4	0.2	1.1	--	2.5

Además de estos compuestos, los PAHs, conocidos carcinógenos, tienen FE entre 0.9 y 0.25 gr.kg<sup>-1</sup> (36).

Las plumas de contaminación pueden alcanzar gran altura como resultado del fuerte proceso convectivo que se

genera con las altas temperaturas desarrolladas en los incendios alcanzando, con frecuencia, niveles en la troposfera superiores a los 2-6 Km de altitud. Desde estas cotas, se facilita su desplazamiento horizontal por los vientos dominantes hasta distancias que pueden superar los

centenares y hasta los millares de kilómetros, con muy pequeños cambios en la remoción y transformación de los compuestos contaminantes (37). De todas formas, en los procesos de deposición o subsidencia hacia las capas más bajas de la atmósfera y antes de alcanzar el suelo pueden sufrir importantes modificaciones por procesos de dilución, disolución, hidrólisis y reacciones fotoquímicas. Son también preocupantes desde el punto de vista sanitario situaciones meteorológicas, como son las inversiones térmicas, que dan origen a procesos de estancamiento de la

atmósfera donde pueden quedar atrapados durante mucho tiempo, en forma de nieblas o smog, contaminantes originados en los incendios forestales (38).

Un episodio reciente, en el que se desarrolló una importante pluma de contaminación en España fue la oleada de incendios acaecidos en Galicia en el pasado otoño del año 2017. Los datos del contenido en partículas  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  determinados en diferentes observatorios meteorológicos de la Comunidad Autónoma se presentan en la Figura 1.

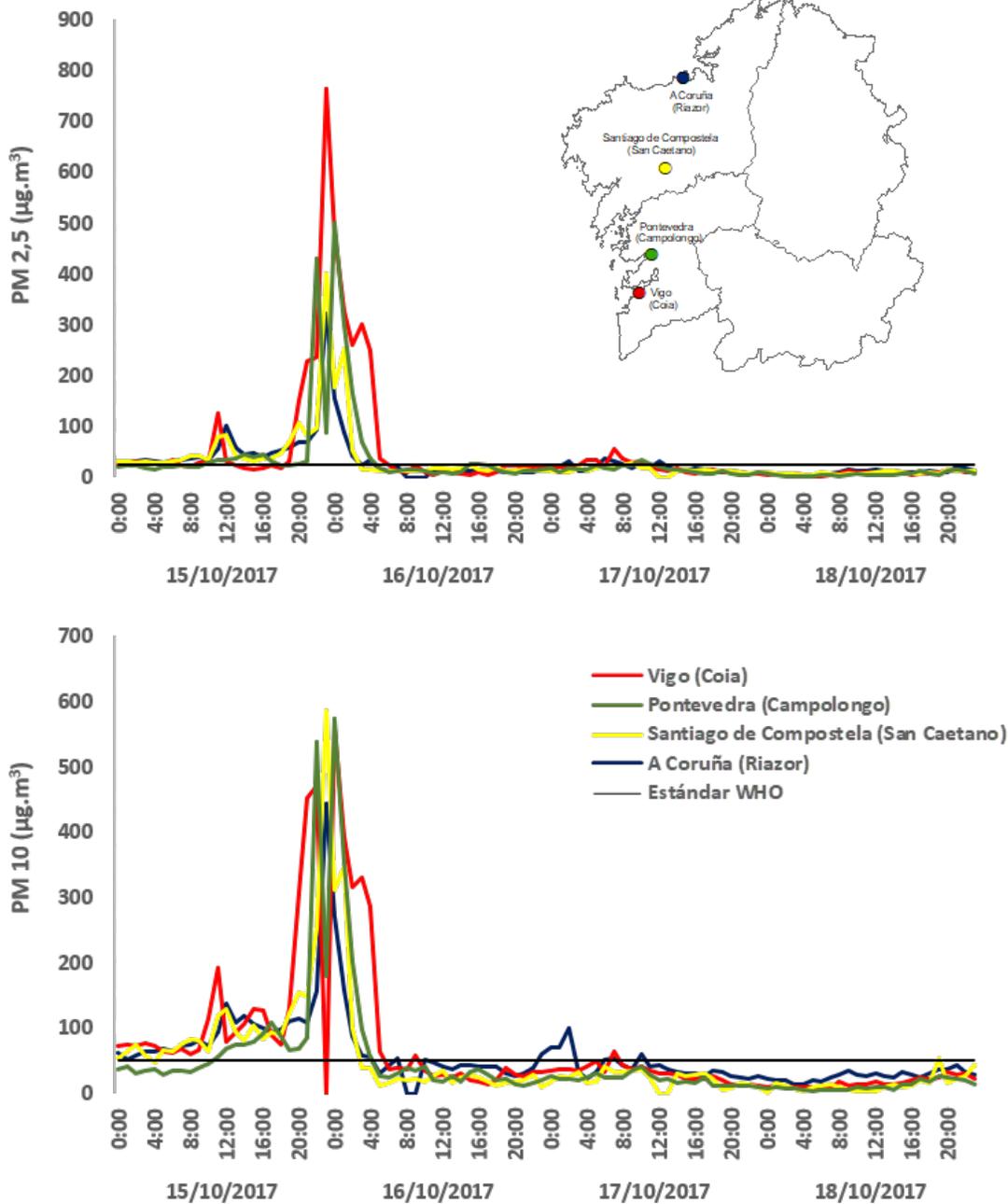


Figura 1. Evolución del contenido diario en  $PM_{10}$  y  $PM_{2.5}$  en diferentes observatorios meteorológicos gallegos como consecuencia de la pluma de contaminación de los incendios iniciados el día 14 de octubre del año 2017. La línea horizontal indica el nivel permitido por la OMS en 24 horas ( $PM_{10}$ :50 y  $PM_{2.5}$ : 25 microgramos.  $m^{-3}$ ).

El incendio se inició en la provincia de Pontevedra en el entorno de Vigo y As Neves (al sur de la provincia de

Pontevedra) y como era previsible los observatorios que detectaron primero el proceso contaminante fueron los de Vigo y Pontevedra con valores muy superiores a los límites establecidos por la OMS. Su duración fue superior a las 24 horas con valores que rebasaban el límite de los 50 microgramos.m<sup>-3</sup> y de 8 horas con valores que superaban los 250 microgramos.m<sup>-3</sup>. Por otra parte se puede también apreciar con claridad como los observatorios de Santiago de Compostela situado a 70 km del foco del incendio y de A Coruña, a unos 120 km miden también valores muy importantes de contaminación y prácticamente similares a los detectados en la proximidad de los incendios (Vigo y Pontevedra). Ello indicaría la existencia de un importante proceso de transporte de la contaminación como consecuencia de los vientos del sur dominantes que apenas sufriría atenuación en la concentración de partículas durante el recorrido de la pluma generada por los incendios.

## 6. EXPOSICIÓN A LOS CONTAMINANTES

Como se puede deducir del apartado anterior la exposición de la población a los contaminantes generados en los incendios forestales puede variar mucho según sean las características de los incendios (intensidad, duración, biomasa quemada, etc.) y sobre todo de las circunstancias meteorológicas en las que se producen. De todas formas, en la mayoría de los casos, se pueden considerar que son episodios de corta duración que en general no superan las 24-48 horas de exposición por lo que los indicadores de toxicidad deben referirse fundamentalmente a las condiciones de situación “aguda” más que “crónica”.

Solo hay un caso en el que las exposiciones de tipo crónico deben ser consideradas y es en relación con los profesionales que habitualmente trabajan en la labores de extinción de incendios. En estos casos, existen circunstancias que pueden obligarlos a estar expuestos bastante más tiempo que las habituales 8 horas laborales consideradas en la mayoría de los casos de riesgos sanitarios profesionales. Por otra parte, las labores preventivas de incendios como son los fuegos controlados pueden dar origen también a exposiciones al humo que revisten un cierto carácter crónico, incluso superior al derivado de las operaciones de extinción, que a pesar de su intensidad tienen en general un carácter más limitado en el tiempo.

De los diferentes estudios realizados, sobre todo en Estados Unidos y Australia (12) se puede concluir que estos profesionales “pueden estar expuestos de manera prolongada e intermitente a niveles importantes de CO y de partículas en suspensión” de tal forma que en muchos casos los picos de concentración sobrepasan los valores límites de exposición profesional (VLEP). Así mismo, está demostrada la presencia en el ambiente en el que trabajan de otras sustancias irritantes del sistema respiratorio como el formaldehído o la acroleína. En algunos estudios se identificaron también otros COV como el benceno, acetaldéhído, tolueno, xileno o fenol (16, 39).

En la Península Ibérica son importantes los estudios

realizados en Portugal por Miranda A. *et al.* (26) que controlaron mediante sistemas portátiles de medida la exposición de un grupo de 10 trabajadores forestales ocupados en realizar fuegos experimentales. Los valores detectados, sobre todo en los picos de concentración superaban normalmente los VLEP. También y a partir del proyecto FUMEX (40) se determinó la influencia de la exposición de un grupo de 18 trabajadores forestales dedicados a la extinción de incendios en el período 2008-2010. Se determinaron valores de inhalación de algunos compuestos que “a corto y largo plazo pueden causar efectos sobre la salud de los profesionales expuestos”. Finalmente Oliveira M. *et al.* (27) realizaron un estudio sobre seis corporaciones implicadas en el combate contra el fuego. Utilizaron biomarcadores urinarios de OH-PAHs inhalados, comparándolos con los obtenidos en una población no expuesta, concluyen que el nivel de exposición a los hidrocarburos policíclicos aromáticos de los trabajadores afectados por la lucha contra el fuego es de 1.7 a 3.5 veces más alto que el de las poblaciones no expuestas.

## 7. ESTUDIOS TOXICOLÓGICOS Y EPIDEMIOLÓGICOS

Los trabajos que emplean técnicas toxicológicas para demostrar la influencia de los IF sobre la salud son bastante escasos. Reid CE. *et al.* en su revisión (19) cita algunos estudios *in vivo* con experiencias sobre ratones que demuestran incrementos de estrés oxidativo con muerte celular y bajos niveles de macrófagos y un incremento de células inflamatorias y citoquinas. Así mismo, se pudo comprobar en otros ensayos un incremento de las inflamaciones respiratorias y una disminución de la mecánica pulmonar. De estudios *in vivo* sobre humanos la citada revisión considera solo dos trabajos en los que se citan como consecuencia de la exposición al humo de IF incrementos en la respuesta inflamatoria sobre todo en los recuentos elevados de neutrófilos de la circulación periférica así como de las citoquinas.

Los estudios *in vitro* son algo más abundantes, investigándose, sobre todo, el efecto de las partículas originadas en los IF sobre células y tejidos específicos y así se pudo demostrar respuestas inflamatorias significativas en macrófagos alveolares y en células del epitelio bronquial y pulmonar humano con una disminución del importante antioxidante, glutatión. Los cambios del estrés oxidativo pueden provocar alteraciones sobre el DNA como se pudo demostrar sobre monocitos peritoneales de ratones y, sobre todo con el incremento de monocitos polinucleados (un buen indicador de genotoxicidad) en células bucales procedentes de niños brasileños de zonas afectadas por los incendios (41).

Los estudios epidemiológicos son, en cambio mucho más abundantes, de los cuales ANSES en 2012, (12), Liu JC. *et al.* en 2015 (17) y Reid CE. *et al.* en 2016 (19) hicieron importantes revisiones. Sobre todo, la última, realiza una valoración de más de un millar de trabajos, de los cuales, después de un proceso de selección según el

rigor metodológico empleado, considera que 350, ofrecen garantía suficiente para extraer las oportunas conclusiones. En ellos, la posible asociación entre los IF y sus efectos sobre la salud de la población se realiza normalmente comparando series temporales previas o posteriores al incendio, que se consideran como referencia, frente al periodo y la zona donde se localiza el fuego y la posterior evolución espacio temporal de su nube contaminante. En general las series temporales son cortas, aunque progresivamente van apareciendo estudios donde estas se prolongan durante varios años. Así mismo los estudios mediante casos cruzados son muy escasos. La determinación de la calidad del aire contaminado se realiza habitualmente a partir de datos proporcionados por sensores terrestres, aunque en los últimos años comienzan a aparecer también determinaciones por satélite o a partir de modelos de simulación.

El estado sanitario de las poblaciones se determina en la mayoría de los casos a partir de los diagnósticos o medicamentos empleados en los ingresos hospitalarios o en centros primarios de salud. En algunos casos se realizan exploraciones y analíticas más específicas para poder precisar mejor las posibles alteraciones clínicas de la exposición.

**Mortalidad-** Existe una evidencia creciente derivada sobre todo de los estudios más recientes y estadísticamente más exigentes que demuestran una asociación entre la exposición al humo procedente de los IF y la mortalidad debida a cualquier causa. Se necesita de todas formas un mayor número de estudios más específicos que permitan ahondar más en las causas de esta mortalidad, aunque todas las evidencias apuntan a que las afecciones cardiovasculares pueden ser bastante más importantes que las que afectan a las vías respiratorias.

**Morbilidad respiratoria.-** Existe una evidencia entre la exposición al humo de los IF y la manifestación de deficiencias en la función pulmonar a partir de los incrementos de ingresos y visitas con problemas respiratorios en los centros de salud, hospitales y departamentos de emergencias. Problemas más concretos como el asma se exacerban también con los IF siendo posiblemente el incremento del consumo de medicamentos específicos uno de los datos más concluyentes. Así mismo existe una cierta evidencia de que las poblaciones asmáticas afectadas por los IF están más expuestas a problemas pulmonares. Por otra parte, se pudo demostrar una asociación significativa entre el humo de los IF y las dolencias pulmonares obstructivas crónicas, en cambio, no existen datos demasiado concluyentes sobre su influencia en las infecciones de las vías respiratorias.

**Morbilidad cardiovascular.-** Los resultados son bastante variables, existiendo estudios estadísticamente muy significativos de influencia de los IF mientras que en otros no aparece ninguna asociación, a pesar de que existen referencias indiscutibles (42) del efecto de las partículas ambientales sobre las afecciones cardiovasculares.

**Otras afecciones.** Se estudiaron también los efectos de

la exposición al humo de los IF sobre el peso de los recién nacidos con resultados que señalan una cierta influencia, así como sobre la diabetes, inflamaciones sistémicas, diarreas y enfermedades mentales con resultados, en estos casos, poco concluyentes.

**Poblaciones vulnerables.** Se investigó la influencia de la edad, enfermedades preexistentes, estado socioeconómico y etnicidad sobre la susceptibilidad a la exposición de los humos procedentes de los IF y aunque las evidencias no son todavía muy robustas parece deducirse que los grupos de más edad (mayores de 65-75 años) son más vulnerables, así como las poblaciones socioeconómicamente más desfavorecidas. Por otra parte existen datos contradictorios sobre la sensibilidad de las poblaciones infantiles (menores de 5 años). Existe solo un estudio que demuestra una mayor susceptibilidad en las poblaciones indígenas australianas.

Para España existe un único estudio citado por las tres revisiones comentadas anteriormente, realizado por Caamaño-Isorna F. *et al.* (22) en Galicia como consecuencia de los incendios del año 2006. El estudio utiliza un diseño ecológico de agrupaciones geográficas y temporales, analizando el consumo de fármacos en las unidades municipio-mes. El estudio mostró que los municipios afectados por los incendios presentan un mayor consumo de medicamentos indicados para dolencias obstructivas de las vías respiratorias en las personas mayores (pensionistas) y de ansiolíticos-hipnóticos entre los hombres. Para Madrid, Linares C. *et al.* (23) realizando un estudio de los efectos del contenido en PM<sub>10</sub> en la atmosfera urbana encuentra una relación positiva con la mortalidad sobre todo en los días con eventos adventivos atmosféricos asociados relacionados, principalmente, con las combustiones de biomasa. Complementariamente, el proyecto europeo MED-PARTICLES (25) que analiza los efectos sobre la salud de la contaminación del aire por partículas procedentes de IF mediante datos de satélite, en diferentes ciudades mediterráneas entre las que se encontraba Madrid y Barcelona, encuentra una asociación entre su contenido y la mortalidad cardiovascular. Estiman que el efecto de las partículas PM<sub>10</sub> procedentes de los IF es superior a las de origen urbano.

En Portugal, se estudió sobre todo la influencia de los IF sobre el ozono troposférico que se vería incrementado por esta actividad (30) y como consecuencia podrían derivarse problemas sanitarios sobre todo en relación con la enfermedades respiratorias y cardiovasculares (43).

## 8. CONTAMINACIÓN DE AGUAS Y SUELOS

Aunque los principales contaminantes generados en los IF actúan principalmente por las vías respiratorias, existen también una serie de estudios que consideran la contaminación de suelos y aguas y por lo tanto de que exista la posibilidad de que se pueda producir la entrada de estos contaminantes en el organismo humano por otros medios diferentes que el aire.

El incremento de las temperaturas del suelo, sobre todo en sus capas más superficiales, puede dar origen a

importantes alteraciones en su composición química (44) que afectan a los principales componentes del suelo. Fueron detectados incrementos importantes en la disponibilidad del nitrógeno y el fósforo del suelo, así como de otros componentes prioritarios como el Ca, Mg, Na y K que afectan fundamentalmente a la calidad de las aguas de escorrentía que se generan con las lluvias posteriores al fuego. Al mismo tiempo se produce un incremento importante en los procesos erosivos (que pueden alcanzar las 50 tn. ha. y año) que origina arrastres significativos de materiales edáficos procedentes de las capas superiores quemadas del suelo que igualmente pueden afectar a la calidad de las aguas por sí mismos, incrementando el material en suspensión, o por los productos que llevan adsorbidos.

Diferentes estudios (45-47) demuestran que existe un claro incremento de los HAPs y en menor medida de los PCDDs como consecuencia de los IF (con valores que pueden alcanzar los 1200-1500 ng.g<sup>-1</sup> de suelo para un conjunto de 14-16 HAPs). De todas formas, este incremento, se localiza fundamentalmente en la hojarasca quemada y solo en muy pequeña proporción se transfiere a las capas inferiores del suelo. Por otra parte, los arrastres por las aguas de escorrentía los eliminan con facilidad del suelo, de tal forma que antes del año su concentración disminuye radicalmente.

En España, Martínez M. *et al.* 2000 (48) estudiaron las concentraciones de dioxinas en suelos quemados encontrando valores muy bajos o incluso inferiores a los suelos patrón por lo que concluyen que los IF no son una fuente importante de estos compuestos.

Como consecuencia de que más del 90 % del mercurio depositado sobre la corteza terrestre está retenido en el suelo se sugirió la posibilidad de que los procesos térmicos que afectan a los suelos quemados alterasen tanto la retención como la emisión de este producto. Por esta razón fueron objeto de consideración desde el punto de vista sanitario los procesos que afectaban a la concentración o emisión de mercurio en el suelo como consecuencia de los IF (12).

Los datos en este sentido son contradictorios pues al tiempo que se detectan incrementos de mercurio en las cenizas en el periodo posterior al fuego se constata también un fuerte proceso de reemisión de este contaminante hacia la atmósfera. En cualquier caso, y a falta de mayores conocimientos, se piensa que su contribución a los riesgos sanitarios por inhalación, son débiles.

En el amplio estudio de revisión de Smith HG. *et al.*, 2011 (49) queda claro que los IF pueden llegar a tener repercusiones indiscutibles sobre la calidad del agua que bajo diferentes circunstancias suponen riesgos evidentes para la salud pública. En general las importantes modificaciones que originan en las cuencas hidrográficas los IF tienen como consecuencias más directas un incremento de las escorrentías, sobre todo en sus valores extremos, y una mayor susceptibilidad para la erosión de los suelos, que así mismo, como consecuencia del fuego

tienden a presentar una mayor solubilidad en muchos de sus constituyentes. Estos efectos son más evidentes en los primeros meses posteriores al fuego, pero en algunos procesos pueden extenderse hasta varios años después (50).

Uno de los parámetros que se puede ver más afectado es el contenido en sólidos en suspensión que puede llegar en situaciones extremas hasta las 50 tn. ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> (51). Es un parámetro que puede variar mucho según el tipo de incendio y sobre todo según sea la torrencialidad de la precipitación, Smith HG. *et al.* (49) en su revisión consideran que su concentración puede ser hasta 1500 veces superior a los valores previos al incendio. Sus efectos sanitarios se derivan sobre todo de su papel como medios de transporte privilegiado para numerosos contaminantes (como ocurre con muchos compuestos orgánicos). Pero también pueden afectar al buen funcionamiento de las plantas de tratamiento de aguas potables que en general tienen que alterar sus protocolos de tratamiento físico químico y en determinados casos extremos, tienen que restringir o interrumpir el suministro de agua potable como ocurrió en Canberra (Australia) donde la ETAP de la ciudad tuvo interrumpido su actividad durante un año después de los grandes incendios del año 2003.

El nitrógeno o el fósforo tienden a incrementarse también en el agua como consecuencia de los IF y, aunque directamente no supongan ningún problema toxicológico, indirectamente pueden dar origen a alteraciones ecológicas de las aguas como es la proliferación de algas cianofíceas que si pueden suponer un riesgo importante para la salud pública. Los incrementos en las concentraciones de los elementos traza normalmente están asociados al material en suspensión aportado existiendo algunos como el Mn, As, Cr, Al, Ba y Pb que con frecuencia superan los estándares de seguridad sanitaria para el agua, mientras que en otros como el Cu, Zn y Hg prácticamente nunca superan estos límites (49). También fueron investigados aniones como los cianuros que si bien sufren en general un incremento en las aguas como consecuencia de los incendios, nunca rebasan en los casos estudiados, los niveles de seguridad. Algo similar a lo que ocurre con los HPAs y las dioxinas que también, por su conocido efecto cancerígeno, fueron investigados con una cierta frecuencia.

La mayoría de los episodios de contaminación de las aguas como consecuencia de los incendios forestales, son de corta duración y asociados a los episódicos incrementos del material en suspensión derivados de lluvias de alta intensidad y corta duración. Quizá por esto no existen estudios epidemiológicos sobre sus consecuencias sanitarias.

A partir de la década de los noventa, tanto en España como en Portugal, de todas formas, hay un desarrollo significativo de los estudios sobre la influencia de los incendios sobre la calidad del agua. La mayoría de ellos se centraron en los aportes de sedimentos por erosión y con medidas en parcelas experimentales (52-55). Solo existen algunos estudios en Portugal (55-56) centrados en cuencas

fluviales y referido a los macronutrientes y en Galicia, en España, sobre la composición de los sedimentos (57) y en los últimos años sobre la presencia de macronutrientes en pequeñas cuencas afectadas por incendios forestales (58).

En la Península Ibérica fueron estudiados los HPAs en el agua después de los incendios por Olivella MA. *et al.*, 2006 (59) y Vila-Escalé M. *et al.*, 2007 (60) en España, que encuentran incrementos sobre la situación previa a los incendios pero sin rebasar los estándares de calidad sanitaria. Para los mismos compuestos Mansilha C. *et al.*, 2014 (61) estudia en Portugal su presencia en aguas subterráneas encontrando un incremento importante en sus valores (x 6) después de un incendio, pero sin rebasar los límites de calidad sanitaria del agua.

De todas formas, hay constancia de que en muchas estaciones de potabilización del agua, la contaminación derivada de los incendios (sobre todo por el aporte masivo de cenizas) se vio afectada, incluso con paradas en su actividad de varios días como sucedió en Entrimo (Ourense) con los incendios del año 2016 (62) o en Rivadavia (Ourense), con los del 2017 (63).

## 9. CONCLUSIONES

Los IF aunque acompañaron siempre a la actividad humana, por lo menos desde el Mesolítico (64), comenzaron a ser considerados como un grave problema ambiental, sobre todo, a partir de la segunda mitad del siglo XX. Sus implicaciones sobre la salud pública aunque se intuían no fueron objeto de investigación y estudio hasta la última década de ese siglo y sobre todo del siguiente, donde comenzaron a aparecer las grandes revisiones. En la actualidad existe un *corpus* de trabajos científicos, que superan con creces el millar, que nos muestran sin lugar a dudas la importancia y trascendencia social de las implicaciones sanitarias de los IF, sobre todo en las áreas más castigadas por los mismos como son, p.e. las de clima mediterráneo, como sería el caso de la Península Ibérica.

Está bien establecido que en las emisiones a la atmósfera de los IF se concentran sustancias con una reconocida y probada actividad tóxica, sobre todo las partículas PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> que pueden influir durante periodos de tiempo, en general no muy amplios, sobre las poblaciones que se ven afectadas por el paso de la pluma contaminante. También que existen colectivos, como son el del personal implicado en las labores de prevención y extinción que se ven expuestos de una forma especialmente directa y continuada a estas emisiones.

Los diferentes estudios realizados sobre los colectivos humanos afectados por estas emisiones atmosféricas demuestran la existencia de riesgos evidentes para la salud que se traducen de forma inequívoca en incrementos moderados de la mortalidad en las poblaciones más sensibles. También, se aprecia un incremento significativo de las manifestaciones asmáticas y las dolencias obstructivas pulmonares y en menor medida de las afecciones respiratorias irritativas e infecciosas. Existen resultados contradictorios sobre su influencia en las afecciones cardiovasculares y se sospecha, aun cuando no

hay datos suficientes, de su implicación en otros problemas sanitarios.

El suelo y el agua también se ven afectados por la llegada de sustancias contaminantes procedentes de los IF si bien todavía no existen evidencias suficientes que demuestren su incidencia sobre la calidad sanitaria de las colectividades humanas, aun cuando se pudieron constatar diversos casos de perturbaciones graves en los sistemas de potabilización del agua.

La mayor parte de estos estudios se concentran en países como EEUU y Australia, mientras que en el área europea, donde existen países con una fuerte incidencia de los incendios, como Portugal, España, Francia o Grecia, los trabajos sobre las implicaciones sanitarias de los IF son todavía relativamente escasos.

## 10. REFERENCIAS

1. Duclos P, Sanderson LM, Lipsett M. The 1987 forest fire disaster in California: assessment of emergency room visits. *Arch Environ Health* 1990; 42: 53-8.
2. Copper CW, Mira M, Danforth M, Abraham K, Fasher B, Bolton P. Acute exacerbations of asthma and bushfires. *Lancet* 1994; 343: 1509.
3. Smith MA, Jalaludin B, Byles JE, Lim L, Leeder SR. Asthma presentations to emergency departments in western Sydney during January 1994. *Int Jour Epidemiol* 1996; 25: 1213-36.
4. Emmanuel SC. Impact to lung health of haze from forest fires: the Singapore experience. *Respirology* 2000; 5: 175-82.
5. Sastry N. Forest fires, air pollution, and mortality in southeast Asia. *Demography* 2002; 39: 1-23.
6. Schwela DH, Goldammer Jg, Morawska LH, Simpson O. Health Guidelines for vegetation fire events (Guideline document). World Health Organisation. *Inst Env Epidemiology Singapore* 1999: 219 pp.
7. Fowler C. Human Health Impacts of Forest Fires in the Southern United States: A Literature Review. *Jour Ecol Anthropology* 2003; 7: 39-54.
8. Bowman DM, Jhonston FH. Wildfire smoke, fire management, and human health. *EcoHealth* 2005; 2 (1): 76-80.
9. Naeher LP, Brauer M, Lipsett M, Zelikoff JT, Simpson CD, Koenig JQ, Smith KR. Woodsmoke health effects: a review. *Inhalation Toxicology* 2007; 19(1): 67-106.
10. Weinhold B. Fields and Forests in Flames. *Vegetation Smoke & Human Health. Environmental Health Perspectives* 2011; 119(9): 387-93.
11. Finlay SE, Moffat A, Gazzard R, Baker D, Murray V. Health Impacts of Wildfires, *PLOS Current Disasters* 2012 nov 2; 4: e4f959951cce2c.
12. ANSES (Agence Nationale de Sécurité Sanitaire, Alimentación, Environnement e Travail). Effects sanitaires liés à la pollution générée par les feux de végétation à l'air libre. Avis de l'Anses: saisine n° 2010-SA-0183. 9471 Maisons-Alfort Cedex. 2012. ([www.anses.fr](http://www.anses.fr)) 195 pp.

13. Benmarthnia T, Mathlouthi F, Smargiassi A. Health Impacts of Particles from Forest Fires. Quebec: Institute National de Santé Publique de Quebec 2014. Pub N° 1793. 18 pp.
14. Duran S. Evidence Review: Wildfire smoke and public health risk. BC Center for Disease Control. Environmental Health Services. 2014. Vancouver BC. V5Z AR4. 27 pp.
15. Youssouf H, Liousse C, Roblou L, Assamoi EM, Salonen RO, Maesano C, Banerje S, Annesi-Maesano I. Non-accidental health impacts of wildfire smoke. *Int Jour Environm Research and Publ Health* 2014; 11(11): 11772-804.
16. Reisen F, Duran SM, Flannigan M, Elliott C, Rideout K. Wildfire Smoke and public health risk. *Int Jou Wildland Fire* 2015; 24: 1029-44.
17. Liu, JC, Pereira G, Sarah AU, Bravo M, Bell ML. A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. *Environmental Research* 2015 January: 120-32.
18. EPA, USFS, USCDC, California Resource Board. Wildfire Smoke. A Guide for Public Health Officials. (revised, may-2016).
19. Reid CE, Brauer M, Johnston FH, Jerret M, Balmes JR, Elliott CT. Critical Review of Health Impacts Smoke Exposure. *Environmental Health Perspectives* 2016; 124(9): 1334-43.
20. Knorr W, Dentener F, Lamarque JF, Jiang L, Arneth A. Wildfire air pollution hazard during the 21st century. *Atmos Chem Phys* 2017; 17: 9223-36.
21. Cascio WE. Wildland fire smoke and human health. *Science Total Environment* 2018; 624: 586-95.
22. Caamaño-Isorna F, Figueiras A, Montes-Martinez A, Taracido M, Piñero-Lamas M. *Environm Health* 2011; 10: 48, doi: 10.1186/1476-069X-10-48.
23. Linares C, Carmona R, Tobias A, Miron IJ, Diaz J. Influence of advections of particulate matter from biomass combustion on specific-cause mortality in Madrid in the period 2004-2009. *Environ Sci Pollut Res* 2015; 22: 7012-19.
24. Samoli E, *et al.* Associations between fine and coarse particles and mortality in Mediterranean cities: results from the MED-PARTICLES Project. *Environ Health Perspect* 2013; 121(8): 932-8.
25. Faustini A, Alessandrini E, Pey J, Perez N, Samoli E, Querol X, Cadum E, Oerrino C, Ostro B, Ranzi A, Sayer J, Stafoggia M, Forastieri F. Short-term effects of particles matter on mortality during forest fires in Southern Europe: results of the MED-PARTICLES Project. *Occup Environ Med* 2015; 72:323-9.
26. Miranda A, Martins V, Cascao P, Amorim JH, Valente J, Tavares R, Borrego C, Tschepel O, Ferreira AJ, Cordeiro CR, Viegas DX, Riberiro LM, Pita LP. Monitoring of firefighters exposure to smoke during fire experiments in Portugal. *Environ Int* 2010; 36(7):736-45.
27. Oliveira M, Slezanova K, Alves MJ, Fernandes A, Teixeira JP, Deleure-Matos Pereira MC, Morais S. Firefighters' exposure biomonitoring: Impact of firefighting activities on levels of urinary monohydroxyl metabolites. *Int Jour Hygiene Environ Health* 2016; 219: 857-66.
28. Pio CA, Legrand M, Alves CA, Oliveira M, Afonso J, Caseiro A, Puxbaum H, Sánchez-Ochoa A, Galencser A. Chemical composition of atmospheric aerosols during the summer intense forest fire period. *Atmosph Environ* 2008; 42: 7530-43.
29. Alves CA, Vicente A, Monteiro C, Gonçalves C, Evtuyugina M, Pio C. Emission of trace gases and organic components in smoke particles from wildfires in a mixed-evergreen forest in Portugal. *Sci Total Environ* 2011; 409(8): 1466-75.
30. Carvalho A, Monteiro A, Flannigan M, Solman S, Miranda AI, Borrego C. Forest fires in a changing climate and their impacts on air quality. *Atmosph Environ* 2011; 45(31): 5545-53.
31. Konovalov IB, Beekmann M, Kuznetsova IN, Yurova A, Zvyagintsev AM. Atmospheric impact of the 2010 Russian wildfires: integrating modelling and measurements of an extreme air pollution episode in the Moscow region. *Atmosph. Chem Physics* 2011; 11(19):10031-56.
32. Fujiwara M, Kita K, Kawakami S, Ogawa T, Komala N, Saraspriya S, Suropto A. *Geoph Res Letters* 1999; 26 (16): 2417-20.
33. Jaffe DA, Wigder NL. Ozone production from wildfires: a critical review. *Atmosph Environ* 2012; 51 (0): 1-10.
34. Mochida M, Kawamura K, Pingqing F, Takemura T. Seasonal variation of levoglucosan in aerosols over the western North Pacific and its assessment as a biomass-burning trace. *Atmosph Environ* 2010; 44(29): 3511-18.
35. Akagi SK, Yokelson RJ, Widinmyer C, Alvarado MJ, Reid JS, Karl T, Crouse JD, Wennberg PO. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmosph. Chem and Physics* 2011; 11(9): 4039-72.
36. Wiriya W, Chantara S, Sillapapiromsuk S, Lin NHL. Emission profiles of PM10-bound polycyclic aromatic hydrocarbons from biomass burning determined in chamber for assessment of air pollution from open burning. *Aerosol Air Poll Res* 2015; 16(11): 2716-27.
37. De Gouw JA, Warneke C, Stohl A, Wollny AG, Brock CA, Cooper OR, Holloway JS, Trainer M, Fehsenfeld FC, Alas EL, Donnelly SG, Stroud V, Lueb A. Volatile organic compounds composition of merged and aged forest fire plumes from Alaska and Western Canada. *Jour Geophys Res D Atmosph* 2006; 111D: 10303.
38. Achtmeyer GL. Planned burn-Piedmont. A local operational numerical meteorological model for tracking smoke on the ground at night: model development and sensitivity tests. *Int. Jour. Wildland Fire* 2005; 14(1): 85-984
39. De Vos AJ, Reisen F, Cook A, Devine B, Weinstein P. Respiratory irritants in Australian bushfire smoke: Air toxics sampling in a smoke chamber and during

- prescribed burns. *Arch Environ Contam Toxicol* 2009; 56(3): 380-8.
40. Ferreira AJ, Cordeiro CD, Ferreira P, Miranda AI, Martins V, Viegas DX. Firefighter occupational exposures in forest fire settings: Three years of the FUMEXP Project. *Eur Respiratory Jour* 2011; 38: 4169.
  41. Sisenando HA, Batistuzzo de Medeiros SR, Artaxo P, Saldiva PH, Hacon S de S. Micronucleus frequency in children exposed to biomass burning in the Brazilian Legal Amazon region: a control case study. *BMC Oral Health* 2012; 12: 6. doi:10.1186/1472-6831-12-6.
  42. Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA III, Brook JR, Bhathagar A, Diez-Roux AV *et al.* Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 2010; 121: 2331-78.
  43. Azevedo JM, Gonçalves FL, Andrade MF. Long-range ozone transport and its impact on respiratory and cardiovascular health in the north of Portugal. *Int Jour Biometerol* 2011; 55(2): 187-202.
  44. Giovannini G, Luchesi S, Giachetti M. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Sci* 1988; 146(4): 255-61.
  45. Vergnoux A, Malleret L, Asia L, Doumeng P, Theraulaz F. Impact of forest fires on PAH level and distribution in soils. *Environ Res* 2011; 111(2): 193-8.
  46. Syede JH, Iqbal M, Zhong G, Katsoyiannis A, Yadav Ich, Zhang G. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chinese forest soils: profile composition, spatial variations and source apportionment. *Nature Sci Rep* 2010; 7, 2692: 1-10.
  47. Simon E, Chai SD, Park MK. Understanding the fate of polycyclic aromatic hydrocarbons at a forest fire site using a conceptual model based on field monitoring. *Jour Hazar Mater* 2016: doi: 10.1016/j.hazarmat.2016.06.030. Epub 2016 Jun 16.
  48. Martinez M, Diaz-Ferrero J, Martí R, Broto-Puig F, Comella L, Rodriguez-Larena. Analysis of dioxin-like compounds in vegetation and soil samples in Catalan forest fires. *Chemosphere* 2000; 41: 1927-35.
  49. Smith HG, Sheridan GJ, Lane PN, Nyman P, Haydon S. Wildfire effects on water quality in forest catchment: A review with implications for water supply. *Jour Hydrol* 2011; 396: 170-92.
  50. Cancelo-González J, Álvarez M, Díaz-Fierros F. Influencia de un incendio en la hidrología de una pequeña cuenca del NO de España. *FLAMMA* 2013; 4 (2): 115-19.
  51. Moddy JA, Martin DA. Wildfire impacts on reservoir sedimentation in the western United States. *Procc. Ninth Int. Symp. River Sedimentation*, Octubre 2004. Yichang, China. Tssinghua Univ. Press, China: 1095-1102.
  52. Cerdá A, Lasanta T. Long-term erosional responses after fire in Central Spanish Pyrenees - 1. Water and sediment yield. *Catena* 2005; 74(3): 256-63.
  53. Díaz-Fierros F, Benito E, Pérez R. Evaluation of the U.S.L.E. for prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (N.W. Spain). *Catena* 1987; 14: 189-99.
  54. Soto B, Díaz-Fierros F. Runoff and erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by WEPP model. *Catena* 1988; 31: 257-70.
  55. Coelho COA, Ferreira AJD, Boulet AK, Keizer JJ. Overland flow generation processes, erosion yields and solute loss following different intensity fires. *Quat Jour Eng Geology and Hydrogeology* 2004; 37: 233-40.
  56. Ferreira AJD, Coelho COA, Boulet AK, Lopes FP. Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal. *Int Jour Wildland Fire* 2005; 14: 401-12.
  57. Saa A, Trasar-Cepeda M, Soto B, Gil F, Díaz-Fierros F. Forms of Phosphorus in Sediment Eroded from Burnt Soils. *J Environ Qual* 1993; 23.
  58. Cancelo-González J, Rial-Rivas ME, Díaz-Fierros F. Effects of fire on cation content in water: a laboratory simulation study. *IJWF* 2013; 22(5): 667-680.
  59. Olivella MA, Ribalta TG, de Febrer AR, Mollet JM, de las Heras FXC. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after Mediterranean forest fires. *Sci Total Environ* 2006; 355: 156-66.
  60. Vila-Escalé M, Vegas-Vilarrubia T, Prat N. Release of polycyclic aromatic compounds into Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. *Water Res* 2007; 41(10): 2171-79.
  61. Mansilha C, Carvalho A, Guimarães P, Espinha Marques J. Water quality concerns due to forest fires: polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) contamination of groundwater from mountain areas. *J Toxicol Environ Health A*. 2014; 77: 14-16.
  62. "La Voz de Galicia- ed. Ourense", 20. Sept. 2016.
  63. "La Voz de Galicia- ed. Ourense", 16. Marzo. 2018.
  64. Díaz-Fierros F. Incendios forestales en Galicia y Portugal. *Territorium. Rev Int Riscos* 2019; 26 (I) (en prensa).