

PROGRAMA DE DOCTORADO EN CIENCIAS DE LA SALUD

EXPOSICIÓN AL HUMO DE INCENDIOS FORESTALES Y MORTALIDAD EN VALENCIA



Presentada por:

María Barberá Riera

Dirigida por:

Dra. Carmen Íñiguez Hernández

Dr. Ferran Ballester Díez

Dr. Juan Bellido Blasco

Castellón, julio 2017

I GLOSARIO DE SIGLAS

AIC	Criterio de Información de Akaike
AQ	Área quemada
As	Arsénico
β	Coefficiente Beta
BaP	Benzo[a]pireno
C ₆ H ₆	Benceno
Cd	Cadmio
CIE 10	Décima Clasificación Internacional de Enfermedades
CO	Monóxido de carbono
COV	Compuestos orgánicos volátiles
Dir	Directiva
DLM	Modelos de retardos distribuidos
DLNM	Modelos no lineales de retardos distribuidos
EEA	Agencia Europea de Medio Ambiente
EFFIS	Sistema Europeo de Información sobre Incendios Forestales
ES	Error estándar
GAM	Modelos aditivos generalizados
GLM	Modelos lineales generalizados
HR	Humedad relativa
Hg	Mercurio
IARC	Agencia Internacional de Investigación en Cáncer
IC	Intervalo de confianza
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático
MCIR	Mortalidad circulatoria
MM70	Mortalidad en personas de edad igual o superior a 70 años
MRES	Mortalidad respiratoria
MTOT	Mortalidad total
Ni	Níquel
NO ₂	Dióxido de nitrógeno
NO _x	Óxidos de nitrógeno
O ₃	Ozono
OMS	Organización Mundial de la Salud
p	Valor p
P05	Percentil 5

P95	Percentil 95
PA	Presión atmosférica
Pb	Plomo
PM	Partículas
PM ₁	Partículas con diámetro de 1 µm o inferior
PM ₁₀	Partículas con diámetro de 10 µm o inferior
PM _{2.5}	Partículas con diámetro de 2.5 µm o inferior
RD	Real Decreto
RR	Riesgo Relativo
RVVCCA	Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica
SO ₂	Dióxido de azufre
SO _x	Óxidos de azufre
TSAP	Estrategia Temática sobre la Contaminación Atmosférica
UE	Unión Europea

II DEFINICIONES

ADAPTACIÓN (AL CAMBIO CLIMÁTICO)

El proceso de ajuste al clima actual o al esperado y a sus efectos. En los sistemas humanos, la adaptación busca evitar o minimizar el daño o aprovechar los beneficios.

ÁREA FORESTAL

Todas las superficies cubiertas de especies forestales arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas, de origen natural o procedente de siembra o plantación, que cumplan o puedan cumplir funciones ecológicas, de protección, producción, paisaje o recreativas. No tendrán la consideración legal de terrenos forestales los suelos clasificados legalmente como urbanos o urbanizables, los dedicados a siembras o plantaciones de cultivos agrícolas, las superficies destinadas al cultivo de plantas y árboles ornamentales, los viveros forestales y los terrenos que previa resolución administrativa expresa cambien su uso forestal o compatible con el suelo forestal a otro distinto.

ÁREA NO FORESTAL

Aquellas superficies como cultivos agrícolas, parques y áreas urbanizadas. Cabe considerar que los pastizales y las zonas húmedas son áreas forestales.

ÁREA QUEMADA TOTAL

La superficie afectada por un incendio forestal, entendida como la suma del área quemada forestal y la no forestal.

CAMBIO CLIMÁTICO

Variación del estado del clima identificable (por ejemplo, mediante pruebas estadísticas) en las variaciones del valor medio y/o en la variabilidad de sus propiedades, que persiste durante largos períodos de tiempo, generalmente decenios o períodos más largos. El cambio climático puede deberse a procesos internos naturales, a forzamientos externos o a cambios antropogénicos persistentes en la composición de la atmósfera o en uso de la tierra.

COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES

Los compuestos orgánicos de fuentes antropogénicas y biogénicas, con excepción del metano, capaces de producir oxidantes fotoquímicos por reacción con los óxidos de nitrógeno bajo el efecto de la luz solar.

CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

La presencia en la atmósfera de materias, sustancias o formas de energía que impliquen molestia grave, riesgo o daño para la seguridad o la salud de las personas, el medio ambiente y demás bienes de cualquier naturaleza.

CROSS-BASIS

Una base cruzada puede representarse como un espacio bidimensional de funciones que describen simultáneamente la forma de la relación a lo largo de x y sus efectos de retraso distribuidos. La elección de una base cruzada equivale a elegir dos conjuntos de funciones de base, que se combinarán para generar las funciones de base cruzada.

ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO

Una representación plausible, y a menudo simplificada, del clima futuro, basada en un conjunto consistente de relaciones climáticas que ha sido construido para uso explícito en la investigación de las posibles consecuencias del cambio climático antropogénico.

GRANDES INCENDIOS

Los incendios forestales cuya superficie afectada es igual o mayor a 500 ha.

INCENDIO FORESTAL

Fuego que se extiende sin control sobre combustibles forestales situados en el monte. Para que un fuego sea considerado incendio forestal debe afectar necesariamente a terreno forestal.

INCENDIO FORESTAL EXTINGUIDO

Situación en la cual ya no existen materiales en ignición en o dentro del perímetro del incendio ni es posible la reproducción del mismo.

RETARDO

La diferencia de tiempo en que una observación se atrasa o es posterior a otra.

MITIGACIÓN (AL CAMBIO CLIMÁTICO)

Una intervención humana para reducir las fuentes o aumentar los sumideros de gases de efecto invernadero.

PLANES DE CALIDAD DEL AIRE

Aquéllos que contienen medidas para alcanzar los valores límite o los valores objetivo de los distintos contaminantes atmosféricos regulados.

PM₁

Partículas que pasan a través de un cabezal de tamaño selectivo para un diámetro aerodinámico de 1 μm con una eficiencia de corte del 50 %.

PM₁₀

Partículas que pasan a través del cabezal de tamaño selectivo definido en el método de referencia para el muestreo y la medición de PM₁₀ de la norma EN 12341, para un diámetro aerodinámico de 10 μm con una eficiencia de corte del 50 %.

PM_{2.5}

Partículas que pasan a través del cabezal de tamaño selectivo definido en el método de referencia para el muestreo y la medición de PM_{2.5} de la norma EN 14907, para un diámetro aerodinámico de 2,5 μm con una eficiencia de corte del 50 %.

SPLINE

En el subcampo matemático del análisis numérico, un spline es una curva diferenciable definida en porciones mediante polinomios.

UMBRAL DE ALERTA

Nivel para un contaminante a partir del cual una exposición de breve duración supone un riesgo para la salud humana que afecta al conjunto de la población y que requiere la adopción de medidas inmediatas por parte de los Estados Miembros.

VALOR LÍMITE

Nivel para un contaminante fijado con arreglo a conocimientos científicos con el fin de evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y el medio ambiente, que debe alcanzarse en un periodo determinado y no superarse una vez alcanzado.

VALOR OBJETIVO

Nivel fijado para un contaminante con el fin de evitar, prevenir o reducir los efectos nocivos para la salud humana y el medioambiente en su conjunto, que debe alcanzarse, en la medida de lo posible, en un periodo determinado. El valor objetivo es equivalente al valor límite pero se admite la posibilidad de no alcanzarse.

III AGRADECIMIENTOS

Han sido muchas las personas que de una manera u otra han contribuido a que este proyecto haya llegado a buen fin y que merecen toda mi gratitud por el apoyo prestado, sobre todo en esta intensa recta final.

En primer lugar, mis directores de tesis. Gracias por vuestra dedicación, motivación, apoyo y disponibilidad. Gracias por vuestros consejos y ánimos y por todo lo que he podido aprender a vuestro lado. Gracias de una manera especial a ti, Carmen, por tu gran ayuda con la estadística y por acabar haciendo casi fácil lo que parecía imposible.

Gracias a las personas que de una manera u otra han sido claves en mi vida profesional dedicada a la sanidad ambiental. Gracias a ti, José Vicente, por todo lo que he aprendido a tu lado, por confiar en mi aún cuando parecía recién salida del instituto, porque en estos más de 10 años trabajando contigo no ha habido día que no me haya sentido afortunada por disfrutar tanto de mi trabajo. A mis compañeros más próximos de trabajo, con los que hemos empezado tantas cosas desde cero, y aunque algunos me hayáis ido “abandonando” espero que volvamos a coincidir algún día. A Herme, por confiar en mi en la distancia y permitirme trabajar cerca de casa, y a ti Clara, porque no me olvido que gracias a ti empezó todo, gracias por ser una amiga y un apoyo en este entorno tan competitivo.

A mis hijos, Natalia y Adrián, porque la emoción de verlos crecer día a día me ha hecho aprovechar al máximo cada minuto dedicado al trabajo. Gracias Adrián por tus sonrisas, por tus abrazos y buen humor que me llenan de energía y a ti Natalia por entenderme y por estar siempre dispuesta a ayudarme a tu manera, pintando a conciencia artículo tras artículo para que fueran más bonitos...Pero sobretodo, gracias a ti Manel, porque si hay alguien cuya ayuda y comprensión ha hecho esto posible eres tú. Gracias por no pensar que estaba loca por dedicarme a esto justo ahora y por haber multiplicado esfuerzos en estos últimos meses.

A mis padres, por inculcarme la importancia del trabajo bien hecho, a mi hermana, por estar siempre a mi lado, y a aquellas buenas amigas que siempre están dispuestas a echar una mano aún cuando casi no tienen tiempo para ellas mismas...

Muchas gracia a todos, sin vuestra ayuda esto no hubiera sido posible!

RESUMEN

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Las proyecciones de cambio climático para el sur de Europa apuntan hacia una mayor duración de la temporada de incendios forestales y un incremento en el número de días con riesgo alto de incendio.

En la actualidad, el estudio de los efectos en la salud derivados de la exposición al humo de incendios forestales es un área activa de investigación. Algunos estudios han encontrado una asociación con la mortalidad, con incremento en el número de defunciones, aunque son necesarias más investigaciones para identificar las causas específicas de mortalidad más afectadas, así como a los grupos de población especialmente sensibles.

Las partículas constituyen uno de los principales contaminantes emitidos por los incendios forestales y el conocimiento sobre sus efectos en la salud proviene mayoritariamente de estudios realizados en medio urbano. Es importante analizar la relación de los incendios con la concentración de los distintos tipos de partículas, así como examinar la relación conjunta de incendios y partículas con la mortalidad.

El presente trabajo tiene por objeto estimar la relación de los incendios forestales en la calidad del aire y de los incendios y la contaminación por partículas en la mortalidad diaria en la ciudad de Valencia durante el periodo 2009-2013.

METODOLOGÍA

Se ha seguido un diseño ecológico con datos agregados para la ciudad de Valencia en el periodo 2009-2013. A partir de la información contenida en el Registro de Mortalidad de la Comunitat Valenciana, se ha trabajado con los datos de defunciones diarias de los residentes en Valencia ocurridas en la ciudad por todas las causas excepto las externas (CIE-10: A00 R99), mortalidad en personas de 70 años o más, mortalidad por causas circulatorias (CIE-10: I00 I99) y respiratorias (CIE-10: J00 J99). La información sobre las variables meteorológicas se ha obtenido de la estación de AEMET sita en el aeropuerto, los datos de contaminación de 6 estaciones de la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica ubicadas en el área

metropolitana y los datos de gripe del registro de la Dirección General de Salud Pública, de la Comunitat Valenciana.

En base a la información sobre incendios de la Estadística General de Incendios Forestales, se ha realizado una selección de los mismos considerando criterios de extensión afectada, distancia a la población y dirección del viento y se han definido distintos indicadores para evaluar la exposición, como los días con incendio, su duración acumulada, número de incendios simultáneos, el tamaño de las distintas áreas quemadas o el correspondiente a los grandes incendios que sufrió Valencia en 2012.

Se ha llevado a cabo un análisis de series temporales con modelos aditivos generalizados de tipo quasi-poisson y con funciones de retardos distribuidos no lineales para determinar el efecto en la mortalidad diaria de los incendios forestales. Asimismo se ha evaluado la asociación de la contaminación atmosférica por partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1) sobre cada causa de mortalidad y su posible relación con los indicadores de incendio, así como la interacción entre los incendios y las partículas sobre la mortalidad.

Se han considerado como confusores, la estacionalidad y la tendencia, día de la semana, vacaciones y festivos, las variables meteorológicas de temperatura, presión atmosférica, humedad relativa y velocidad de viento, así como la contaminación atmosférica por dióxido de nitrógeno (NO_2) y ozono (O_3). Se han evaluado la asociación de la exposición a cada uno de los indicadores de incendio calculados, desde el día actual hasta 2 días antes de la defunción para cada variable de mortalidad considerada.

Se ha ajustado un modelo equivalente al descrito anteriormente en regresión lineal para examinar el posible efecto de los indicadores de incendio sobre el incremento en las concentraciones de partículas.

RESULTADOS

A lo largo del periodo de estudio se han identificado 159 días con incendio, que se reducen hasta 71 cuando se añade como criterio para la selección la condición de que la pluma del incendio se haya dirigido en algún momento del día hacia la población a estudio.

La ocurrencia de incendio se asoció con un incremento en el número de defunciones por todas las causas en el día siguiente a la exposición [RR=1,109 (IC95%1,015-1,211)], p=0,021. El mismo patrón aunque más débil (solo marginalmente significativo) se obtuvo para la mortalidad total en mayores [RR=1,092 (IC95% 0,986-1,211)], p=0,091. No se encontró asociación significativa entre la ocurrencia de incendio y las causas específicas de mortalidad. La duración del incendio, la confluencia de varios incendios y la cantidad y tipo de área quemada no resultó asociada significativamente con la mortalidad.

Una selección más estricta de los incendios, haciendo uso del criterio basado en la dirección del viento, resultó en un aumento del efecto en magnitud en todas las causas de mortalidad con el número de días acumulados de incendio y con el número de incendios simultáneos, aunque estos incrementos no resultaron significativos y la magnitud del efecto del indicador de incendio disminuyó levemente. En cualquier caso, quizá debido a la falta de potencia, ningún indicador resultó estadísticamente significativo.

Al estudiar el efecto del promedio de partículas en las defunciones diarias se obtuvo un incremento en la mortalidad total [RR=1,022 (IC95% 1,007-1,036)], p= 0,003, en la mortalidad en personas de 70 años o más [RR=1,020 (IC95% 1,001-1,038)], p=0,036, y en la mortalidad respiratoria [RR=1,055 (IC95% 1,008-1,104)], p=0,022, por cada aumento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} . La mortalidad respiratoria se asoció de manera significativa (p=0,001), además, con los niveles de $\text{PM}_{2.5}$ [RR=1,074 (IC95%1,028-1,121)]. No se encontró asociación significativa entre la mortalidad circulatoria y ninguna de las fracciones de partículas de estudio.

Cuando se evaluó la posible interacción entre incendio y partículas sobre la mortalidad, el efecto de estas últimas prevaleció, mientras que el efecto del incendio se debilitó. En general, la interacción caso de ser significativa fue de signo negativo.

Para los días de los grandes incendios de 2012 se encontró una asociación marginal (p=0,097) con la mortalidad en mayores [RR=1,064 (IC95% 0,918-2,804)] y una asociación significativa (p=0,016) con los niveles de PM_{10} [$\beta=5,197$ (ES 2,164)].

La relación entre los incendios y las partículas se mostró mayor cuando se consideró el criterio de viento para la definición de los indicadores de incendio. Se obtuvo una asociación significativa entre las PM_{10} y distintos indicadores de incendio: días con incendio [$\beta=3,528$ (ES 1,152)], $p=0,002$, área quemada no forestal [$\beta=0,008$ (ES 0,004)], $p=0,025$, y con el área quemada no forestal en relación a la distancia [$\beta=0,338$ (ES 0,152)], $p=0,027$. La asociación con el número de incendios simultáneos y la duración presentó una mayor magnitud con las categorías superiores, correspondientes a 2 o más incendios simultáneos [$\beta=3,819$ (ES 1,969)], $p=0,053$ y para 3 o más días de duración acumulada [$\beta=4,982$ (ES 1,871)], $p=0,008$. Por su parte, las PM_1 se asociaron con los días con incendio [$\beta=3,373$ (ES 1,199)], $p=0,005$ y con una duración acumulada de 3 días o superior [$\beta=5,638$ (ES 1,988)], $p=0,005$.

CONCLUSIONES

Se encontró una asociación entre la ocurrencia de incendio forestal y la mortalidad total por todas las causas. La asociación con la mortalidad en personas de 70 años o más la asociación fue más débil. Los resultados sugieren que el principal efecto de los incendios sobre la mortalidad se ejerce vía el incremento del material particulado, principalmente las PM_{10} , cuyos niveles suponen un factor de riesgo para la población de Valencia aún en ausencia de incendios.

La mortalidad en mayores es la que más afectada se vio durante los días correspondientes a los grandes incendios del verano de 2012. Los días correspondientes a estos incendios los niveles de PM_{10} se vieron incrementados en $5,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en promedio.

La comprensión de los efectos en la mortalidad por todas las causas menos las externas de los incendios forestales en la salud de la población resulta necesaria para el desarrollo de políticas y actuaciones dirigidas a proteger la salud pública y se ve dificultada por la complejidad en la obtención de indicadores operativos de la exposición a incendios.

SUMARIO

I GLOSARIO DE SIGLAS.....	i
II DEFINICIONES.....	iii
III AGRADECIMIENTOS.....	vi
IV RESUMEN.....	vii
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 LOS INCENDIOS FORESTALES.....	1
1.2 EFECTOS EN LA SALUD HUMANA.....	7
2. HIPÓTESIS	42
3. OBJETIVOS	45
4. MATERIAL Y MÉTODO	47
4.1 DEFINICIÓN DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO.....	47
4.2 DATOS RECOGIDOS	49
4.3 PROGRAMAS Y APLICACIONES EMPLEADAS	64
4.4 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LAS SERIES	64
4.5 CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE EL ANÁLISIS ESTADÍSTICO	66
4.6 RELACIÓN DE LOS INCENDIOS Y LA CALIDAD DEL AIRE.....	75
4.7 ANÁLISIS DE LA RELACIÓN DE INCENDIOS CON LA MORTALIDAD.....	78
5. RESULTADOS.....	85
5.1 RESULTADOS DESCRIPTIVOS	85
5.2 RELACIÓN DE LOS INCENDIOS Y LA CALIDAD DEL AIRE.....	106
5.3 ANÁLISIS DE LA RELACIÓN CON LA MORTALIDAD	110
5.4 EFECTOS DE LOS GRANDES INCENDIOS DE 2012 EN LA MORTALIDAD Y EN LAS PARTÍCULAS	142
6. DISCUSIÓN	149
6.1 RESULTADOS PRINCIPALES.....	149
6.2 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS Y COMPARACIÓN CON LAS EVIDENCIAS PUBLICADAS.....	151
6.3 PLAUSIBILIDAD BIOLÓGICA	165
6.4 LIMITACIONES Y FORTALEZAS	167
6.5 LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS	169
6.6 APLICACIÓN EN EL ÁMBITO DE LA SALUD PÚBLICA.....	170
7. CONCLUSIONES.....	175
8. BIBLIOGRAFÍA	177

9. LISTADO DE FIGURAS.....	191
10. LISTADO DE TABLAS.....	197
11. ANEXO	203

1. INTRODUCCIÓN

1.1 LOS INCENDIOS FORESTALES

El fuego es un fenómeno mundial que surge en el registro geológico poco después de la aparición de las plantas terrestres. La cobertura vegetal de La Tierra, rica en carbono, los climas secos estacionales, el oxígeno atmosférico y las igniciones de relámpagos y de origen volcánico, hacen que nuestro planeta sea intrínsecamente inflamable (Bowman et al. 2009). Estas condiciones contribuyen a que cada año los incendios forestales afecten entre 330 y 431 millones de hectáreas de vegetación (Giglio et al. 2010) a escala global, viéndose especialmente afectadas las zonas de praderas tropicales y las sabanas, en las que se concentra el 86 % del total de los incendios (Moutillot et al. 2005).

Además de la interacción entre una fuente de ignición y la vegetación que conforma el paisaje, otros aspectos, como las variables meteorológicas y la naturaleza del combustible tienen influencia en el inicio y en la afección causada por los fuegos. Las variables meteorológicas con mayor implicación en el desarrollo de un incendio son la temperatura, la velocidad y la dirección del viento, la humedad relativa y la estabilidad atmosférica. El aumento de las temperaturas en la estación cálida implica una menor humedad relativa del aire, actuando estos dos factores sobre el estado de hidratación de los combustibles muertos, favoreciendo por tanto su inflamabilidad. Por su parte, la velocidad del viento interviene decisivamente en la velocidad de propagación del frente de llamas, siendo las situaciones de mayor peligro aquellas que vienen acompañadas de vientos fuertes y secos. La estabilidad de los niveles bajos de la atmósfera es determinante para que el viento local originado por el incendio sea más o menos intenso. Las situaciones de inestabilidad atmosférica favorecen el movimiento vertical del aire caliente, facilitando el movimiento lateral del aire hacia el frente de llamas. Por el contrario, en condiciones de estabilidad los incendios son relativamente menos peligrosos (Ministerio de Medio Ambiente 2005).

En relación al combustible, cabe considerar la composición química de los vegetales presentes, que determina su contenido energético e inflamabilidad, el contenido en humedad de los combustibles vivos y el contenido en agua de los combustibles muertos (Ministerio de Medio Ambiente 2005). Algunos autores consideran que las diferencias en la distribución geográfica de los incendios se deben principalmente a aspectos relacionados con la acumulación del combustible y sus características,

mientras que otros sostienen que las condiciones meteorológicas juegan un papel de mayor relevancia, pues cuando estas son adversas, los incendios pueden extenderse sobre cualquier terreno que presente una mínima vegetación capaz de mantener la combustión (Moreno et al. 2014).

Los patrones y procesos a escala global que se ven influenciados por los fuegos son distintos, como la distribución y estructura de la vegetación, el ciclo del carbono y el clima (Bowman et al. 2009). Se estima que los incendios forestales en un sentido amplio liberan anualmente a la atmósfera 2×10^{12} Kg de carbono (Van der Werf et al. 2010) lo que afecta a procesos planetarios como el forzamiento radiativo, que influye en las temperaturas globales promedio, y a los ciclos hidrológicos, que intervienen en la formación de nubes y precipitaciones regionales (Johnston 2012). En Europa, son los países más meridionales en donde de manera regular arden miles de hectáreas de bosque y otros terrenos (Camia et al. 2017), los que sufren especialmente las repercusiones ambientales, económicas y sociales derivadas de los incendios forestales, con pérdida de vidas humanas, afección a la salud de la población, daños en las viviendas, infraestructuras y negocios, así como efectos ambientales en los bosques y en zonas agrícolas (Basi et al. 2008).

En España, durante los últimos 50 años se han registrado en torno a 550 000 incendios forestales, que han afectado a más de 7 millones de hectáreas. En la década de los 90 se llegaron a registrar anualmente alrededor de 19 100 incendios, siendo este decenio el que presenta la mayor incidencia en el número de estos siniestros, que supusieron un promedio de 160 000 hectáreas quemadas. Durante el periodo 2001-2010 el número medio de incendios descendió ligeramente y especialmente importante fue la disminución en el área media quemada, lo que se atribuye más que a la disminución en el número de siniestros, a la implementación y constante crecimiento de los dispositivos de extinción de incendios forestales autonómicos tras el traspaso de competencias de los años 80 y el incremento de su eficacia (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2012). En la evolución de los incendios forestales, tanto en número como en superficie afectada, hay además otros factores implicados, tales como los cambios sociológicos y económicos, sobre todo en las zonas rurales, que han derivado en cambios en los usos del suelo y el paisaje. Igualmente cabe señalar los cambios en la recolección de la información, que ha ganado en homogeneidad y exhaustividad en las últimas décadas, así como los cambios en el clima, tanto en lo referente a temperaturas como a precipitación (Moreno et al. 2014).

1.1.1 LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA COMUNITAT VALENCIANA

Como territorio mediterráneo, los incendios forestales son una constante histórica en la Comunitat Valenciana, en la que se registran cada año más de 400 siniestros (Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural 2015). Entre los factores que influyen de una manera más destacada en esta problemática cabe señalar el clima estival dominante, con veranos prolongados, poca lluvia y temperaturas diurnas medias superiores a los 30 °C que reducen la humedad de la materia vegetal muerta a menos del 5 %. En estas condiciones, basta un pequeño foco de calor para desencadenar un incendio. Además, los vientos de verano en el Mediterráneo, caracterizados por su gran velocidad y poder desecante, como el viento de poniente, hacen descender la humedad atmosférica por debajo del 30 % y contribuyen a propagar los fuegos (Vélez 1990). Otro factor climático a considerar es la tormenta seca, que causa en un corto periodo de tiempo un altísimo número de conatos de incendio debidos al rayo.

Un segundo aspecto de gran importancia son las formaciones vegetales que constituyen el combustible. La Comunitat Valenciana posee una importante significación forestal, correspondiéndole el 5 % del total de la superficie forestal española (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente 2007). Esta superficie forestal alcanza el 55 % de su territorio con casi 1,3 millones de hectáreas forestales (Figura 1.1.) (Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural 2015) El abandono de numerosos cultivos agrícolas, la pérdida de aprovechamientos radicionales, como la recogida de leñas o el pastoreo extensivo, ha originado que las masas forestales se encuentren en un proceso de expansión. Todo ello, unido a las características

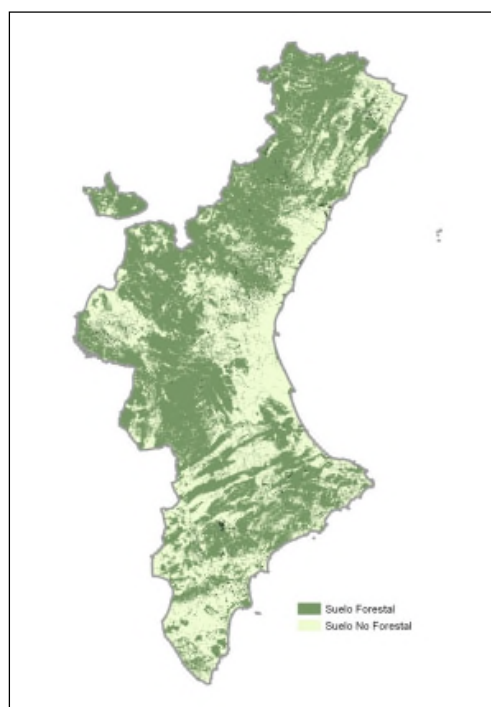


Figura 1.1. Suelo forestal de la Comunitat Valenciana. Fuente: Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, 2015.

propias de las especies mediterráneas, conduce a que la vegetación actual presente una alta carga combustible y como consecuencia favorezca notablemente la propagación de cualquier incendio forestal que pueda afectarla (Suárez 2000).

Si estos dos factores por sí solos son suficientes para enmarcar el problema, no se debe olvidar las características orográficas de la Comunitat, en donde, una vez superada la plana litoral, el territorio montañoso con fuertes irregularidades dificulta notablemente las labores de extinción, al mismo tiempo que favorece las condiciones de propagación de cualquier incendio.

Por último, cabe considerar el gran arraigo que tiene en la sociedad valenciana el uso del fuego, y no tanto en actividades lúdicas, sino como herramienta tradicional de eliminación de residuos agrícolas (Suárez 2000). Durante el periodo 1992-2011, el 73 % de los incendios forestales en la Comunitat Valenciana se originaron por causas antrópicas, siendo la mayor parte negligencias y causas accidentales. No obstante, hasta un 30 % de los incendios con origen antrópico fueron intencionados (Generalitat Valenciana 2016).

1.1.2 EL CAMBIO CLIMÁTICO Y LOS INCENDIOS FORESTALES

La preocupación por los efectos del cambio climático ha aumentado durante las últimas décadas, lo que se ha materializado en la Convención Marco de las Naciones Unidas, el Protocolo de Kyoto y las más recientes Cumbres de París y de Marrakech. El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) es considerado como el órgano de apoyo a las Naciones Unidas en la materia.

En los informes de evaluación más recientes, el IPCC señala que el calentamiento global observado debido al cambio climático es inequívoco, que sus impactos están influyendo ya negativamente sobre muchos sistemas físicos y biológicos y que estos efectos irán en aumento. El calentamiento global continuado originado por el aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera se considera que tendrá un impacto amplio y significativo en la economía, el medio ambiente y la salud. Los efectos que se proyectan debidos al cambio climático son muy variados, afectan a un amplio espectro de sistemas ecológicos y sectores socioeconómicos y se distribuyen desigualmente a través de los distintos territorios y regiones (IPCC 2014).

Las proyecciones del clima para la región del sur de Europa, resultado de las distintas aproximaciones empleadas, son bastante homogéneas y apuntan hacia un calentamiento a medida que avance el siglo XXI, que estará en función del nivel de emisiones. Las previsiones señalan hacia un mayor calentamiento en la zona interior y sureste de la Península Ibérica, en comparación con las zonas costeras. En cuanto a las precipitaciones, se espera una disminución con una distribución desigual, siendo las zonas del sureste en las que se prevé una mayor disminución en las mismas en comparación con las zonas más septentrionales. Además de estos cambios, cabe señalar otros de especial relevancia para los incendios como el aumento en la frecuencia de rachas cálidas, o el número de noches tropicales, aumento de la sequía estival, disminución del contenido en humedad del suelo, aumento del número de días consecutivos secos en el suelo, o ligeras disminuciones en la humedad relativa, entre otros (Jacob et al. 2014). Por tanto, las situaciones climáticas desfavorables para los incendios pueden aumentar en el sur de Europa, incluida la Península Ibérica y las islas Baleares (Moreno et al. 2014).

En relación a los incendios forestales, el IPCC proyecta para el sur de Europa un incremento en el número de días con riesgo alto de incendio, así como una mayor duración de la estación de incendios (Figura 1.2).

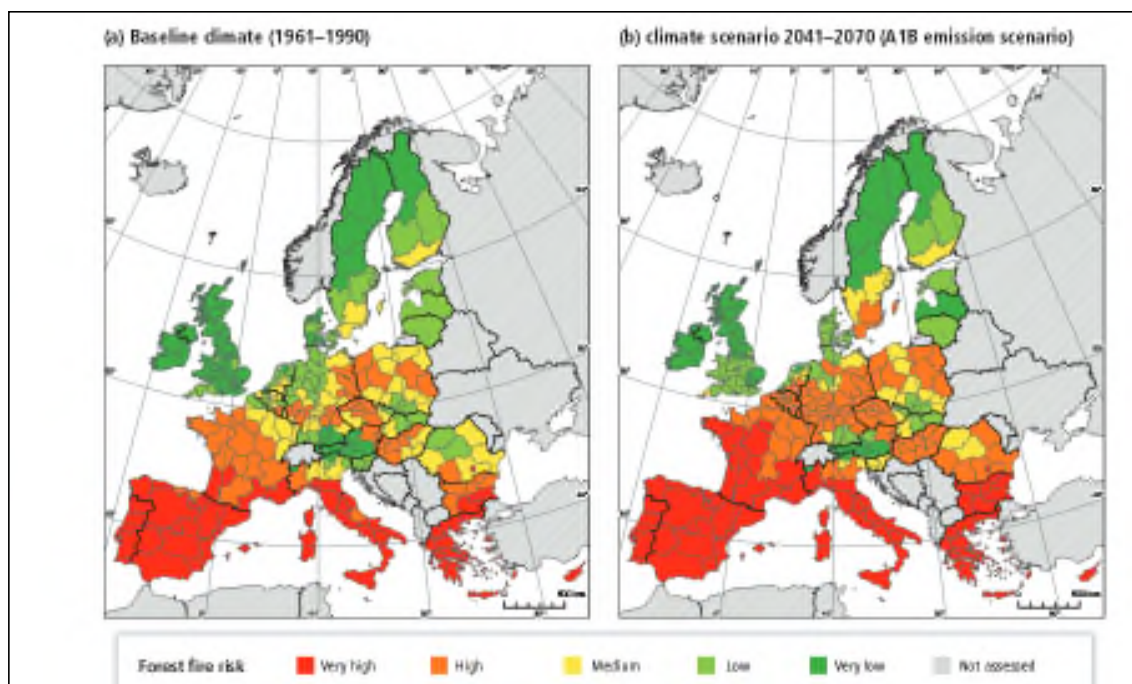


Figura 1.2. Mapas con indicación del riesgo de incendio forestal en Europa para el periodo 1961-1990 (a la izquierda) y 2014-2070 (a la derecha), basados en modelos climáticos regionales de alta resolución y el Informe Especial de Escenarios de Emisión, para el escenario A1B. Fuente: Lung et al. 2013.

Por otra parte, cabe señalar el papel de los incendios forestales en la emisión de gases y partículas a la atmósfera terrestre, que se suman a las emisiones procedentes del empleo de combustibles fósiles y otras fuentes de gases de efecto invernadero antropogénicas, contribuyendo así al cambio climático (WHO 1999).

El estudio de las repercusiones del cambio climático sobre la salud humana es un aspecto que ha ido cobrando importancia durante los últimos años. A partir del diagnóstico de la situación y de las previsiones realizadas se señala el riesgo para la salud de millones de personas como consecuencia de problemas derivados del calentamiento (Martí-Boscà 2012). La Organización Mundial de la Salud (OMS) estimó que, en 2012, 12,6 millones de muertes, que representan el 23 % de muertes mundiales, se atribuyeron a factores ambientales modificables, muchos de los cuales pueden verse influenciados por el cambio climático o están relacionados con las fuerzas motrices del calentamiento global (WHO 2016).

En materia de cambio climático y salud humana, el IPCC establece que los impactos de los recientes fenómenos extremos conexos al clima, como olas de calor, sequías, inundaciones, ciclones e incendios forestales, ponen de relieve una importante vulnerabilidad y exposición de algunos ecosistemas y muchos sistemas humanos a la actual variabilidad climática (nivel de confianza muy alto). Entre los impactos de esos fenómenos extremos conexos al clima figuran la alteración de ecosistemas, la desorganización de la producción de alimentos y el suministro de agua, daños a la infraestructura y los asentamientos, morbilidad y mortalidad y consecuencias para la salud mental y el bienestar humano (IPCC 2014).

Las emisiones a la atmósfera relacionadas con el cambio climático pueden agravar los efectos de la contaminación del aire sobre la salud de los ciudadanos, no solo directamente por el impacto en los fenómenos meteorológicos, sino, de manera inmediata, por los efectos directos de los contaminantes sobre la salud. Los contaminantes atmosféricos de los que se dispone de pruebas más claras respecto a su impacto en salud y que podrían tener mayor significación en un escenario de cambio climático son las partículas en suspensión y el ozono. La predicción del posible impacto de la contaminación atmosférica asociada al cambio climático sobre la salud está sometida a muchas incertidumbres. Entre ellas se encuentran los distintos escenarios de emisiones para el futuro, la sensibilidad y vulnerabilidad de las

poblaciones y la posible interacción entre distintos fenómenos, como la temperatura y los niveles de ozono (Martí-Boscà 2012).

1.2 EFECTOS EN LA SALUD HUMANA

Los efectos en la salud derivados de la exposición a incendios forestales incluyen los riesgos a los que se enfrentan las personas que participan en las tareas de extinción y los residentes locales, como el estrés, la fatiga por calor y el riesgo de lesiones por accidentes por la falta de visibilidad. No obstante, últimamente ha cobrado interés el estudio de los efectos no accidentales derivados de los incendios forestales, en relación a la exposición al humo, polvo, cenizas y residuos generados por el fuego. Así, algunos estudios han encontrado asociación entre la exposición al humo de incendios forestales y distintos resultados en salud, como el incremento en los ingresos hospitalarios por causa circulatoria (Haikerwal et al. 2015) o respiratoria (Liu et al. 2017) o el aumento en la mortalidad no accidental (Faustini et al. 2015), pudiéndose observar los resultados incluso en poblaciones situadas a grandes distancias de los fuegos (Hänninen et al. 2009).

Al estudiar los efectos en salud derivados de la exposición al humo de los incendios forestales, al igual que ocurre cuando se estudian las consecuencias en la salud derivadas de la contaminación atmosférica, cuanto más graves son los efectos estudiados, menor es el número de personas afectadas y mayor es la disponibilidad de datos. La pirámide que se presenta a continuación (Figura 1.3.) ilustra los principales efectos en la salud asociados con la contaminación del aire, indicando el tamaño de cada nivel en la pirámide, la proporción de población afectada. Así, efectos graves como la muerte solo se observarán en un grupo relativamente pequeño, mientras que por lo general, los efectos menos graves, como las deficiencias pulmonares ocurrirán en un segmento mayor de la población (Ballester et al. 2012).

1.2.1 LA CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y SUS REPERCUSIONES EN LA SALUD

La contaminación del aire es una de las principales causas evitables de morbilidad y mortalidad en el mundo (WHO 2014). Anualmente se producen en torno a 4,3 millones de fallecimientos, la mayoría en países en desarrollo, relacionados con la exposición a la contaminación doméstica (en interiores) del aire (WHO 2014). A la contaminación atmosférica (aire exterior) se le atribuyen un total de 3,7 millones de defunciones anuales (WHO 2014).

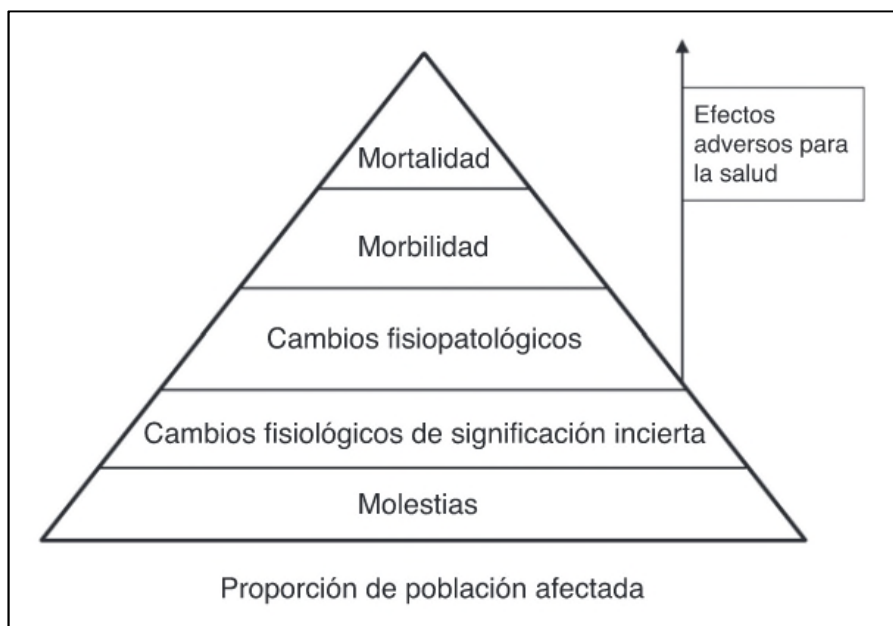


Figura 1.3. Representación de los diferentes efectos en la salud de la contaminación atmosférica. Fuente: Tenías y Ballester 2009.

Los contaminantes presentes en la atmósfera pueden tener un origen natural, o derivarse de actividades humanas, tales como el transporte, la industria, las centrales eléctricas, los hogares o la gestión de residuos. Estos pueden clasificarse como primarios, aquellos directamente emitidos a la atmósfera, como los procedentes de tubos de escape de los vehículos o chimeneas, o como secundarios, que hacen referencia a aquellos que se forman en la atmósfera a través de sus precursores.

Entre los principales contaminantes atmosféricos se encuentran las partículas (PM), el ozono (O_3), los óxidos de nitrógeno (NO_x) y de azufre (SO_x), monóxido de carbono (CO), arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg), níquel (Ni), benceno (C_6H_6) y benzo(a)pireno (BaP), todos ellos con reconocidos efectos sobre la salud humana (Tabla 1). El O_3 troposférico, el dióxido de nitrógeno (NO_2) y las partículas en suspensión son considerados como los contaminantes de mayor preocupación para la salud humana en nuestro continente (Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) 2016). Las estimaciones de los impactos en la salud atribuibles a la exposición a contaminación atmosférica, indican que las concentraciones de $PM_{2.5}$ en 2013, fueron responsables de alrededor de 436 000 defunciones en la Unión Europea (EU-28). Por su parte, a la exposición a NO_2 y O_3 , se les atribuye 68 000 y 16 000 muertes prematuras respectivamente para el mismo año de estudio (EEA 2016).

Tabla 1.1. Principales contaminantes y sus efectos en salud. Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente 2013.

CONTAMINANTE	EFFECTOS EN LA SALUD
PARTÍCULAS	Puede provocar o agravar enfermedades cardiovasculares y pulmonares, ataques cardíacos y arritmias, afectar al sistema nervioso central, el sistema reproductivo y puede causar cáncer. Puede ser causa de muerte prematura.
OZONO	Puede disminuir la función pulmonar, agravar el asma y cualquier otra enfermedad pulmonar. Puede causar muerte prematura.
ÓXIDOS DE NITRÓGENO	Los NOx pueden afectar al hígado, pulmón, bazo y sangre. Puede agravar enfermedades pulmonares que conducen a síntomas respiratorios y una mayor susceptibilidad a las infecciones respiratorias.
ÓXIDOS DE AZUFRE	Agrava el asma y puede reducir la función pulmonar e inflamar el tracto respiratorio, Puede causar dolores de cabeza, malestar general y ansiedad.
MONÓXIDO DE CARBONO	Puede dar lugar a enfermedades del corazón y dañar el sistema nervioso y causar dolores de cabeza, mareos y fatiga.
ARSÉNICO	El arsénico inorgánico es un cancerígeno humano. Puede producir daños en la sangre, corazón, hígado y riñón. También puede dañar el sistema nervioso periférico.
CADMIO	El cadmio, especialmente el óxido de cadmio, está clasificado como probable cancerígeno. Puede causar daños en los sistemas reproductivo y respiratorio.
PLOMO	Puede afectar a casi todos los órganos y sistemas, especialmente al sistema nervioso, Puede causar parto prematuro, retraso del desarrollo mental y crecimiento reducido.
MERCURIO	Puede dañar el hígado, los riñones, el sistema digestivo y respiratorio. También puede causar daños cerebrales y neurológicos y perjudicar el crecimiento.
NÍQUEL	Varios compuestos de níquel se clasifican como cancerígenos humanos, Puede causar reacciones alérgicas en la piel y afectar los sistemas respiratorio, inmunológico y de defensa.
BENCENO	Carcinógeno humano que puede causar defectos de nacimiento y leucemia. Puede afectar al sistema nervioso central y la producción normal de sangre, y puede dañar el sistema inmunológico.
BENZO(A)PIRENO	Carcinógeno. Otros efectos pueden ser la irritación de ojos, nariz, garganta y bronquios.

Las causas más frecuentes de muerte prematura debidas a la contaminación atmosférica, responsables del 80 % de los casos, son las enfermedades de corazón y accidentes cerebrovasculares, seguidas de enfermedades pulmonares y cáncer de pulmón (WHO 2014). Además, la contaminación atmosférica aumenta la incidencia de un amplio rango de enfermedades (respiratorias, cardiovasculares y cánceres) con efectos tanto a corto como a largo plazo. La Agencia Internacional para la Investigación sobre el Cáncer (IARC), el organismo especializado sobre el cáncer de la OMS, clasificó en 2013 a la contaminación del aire como carcinógeno para los humanos (Grupo 1). Después de una revisión exhaustiva de la literatura científica más reciente, se llegó a la conclusión de que existen pruebas suficientes de que la exposición a la contaminación del aire causa cáncer de pulmón. También se observa una asociación positiva con un mayor riesgo de cáncer de vejiga (IARC 2013).

En una amplia revisión de la OMS de 2013 (WHO 2013) se hace referencia a que la contaminación atmosférica se ha asociado con los efectos de la salud sobre la fertilidad, el embarazo, los recién nacidos y los niños. Entre estos efectos se incluyen alteraciones sobre el desarrollo neural y las capacidades cognitivas. Estudios recientes han encontrado nuevas evidencias de la asociación entre exposición a contaminación atmosférica y desarrollo fetal así como con el desarrollo neurológico (Clifford et al. 2016; Shah et al. 2016).

También hay evidencia de que la exposición a la contaminación atmosférica está asociada con la diabetes de tipo 2 de nueva aparición en adultos y puede estar relacionado con la obesidad y la demencia (RCP 2016).

1.2.2 LA ESTRATEGIA EUROPEA SOBRE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

La política actual de contaminación del aire de la Unión Europea (UE) se fundamenta en la Estrategia Temática sobre la Contaminación Atmosférica (TSAP) (Comunicación de la Comisión, de 21 de septiembre de 2005), que tiene como fin lograr mejoras en el año 2020 en relación con la situación en el año 2000, con objetivos concretos en relación con los impactos sobre la salud humana y el medio ambiente. Esta estrategia establece qué legislación europea y qué medidas se necesitan para alcanzar *"niveles de calidad del aire que no den lugar a impactos negativos significativos ni riesgos para la salud humana y el medio ambiente"*. Este objetivo ha sido recientemente reforzado en el Séptimo Programa de Acción Medioambiental, que se extenderá hasta 2020. Para avanzar hacia la consecución de los objetivos de la estrategia, la legislación sobre contaminación del aire de la UE ha seguido un enfoque de doble vía, la

aplicación de los estándares de calidad del aire, por una parte, y los controles de mitigación de emisiones, por otra.

Los principales instrumentos de la política en materia de contaminación del aire dentro de la UE incluyen las directivas de calidad del aire ambiente (Dir. 2004/107/CE, de 15 de diciembre de 2004; Dir. 2008/50/CE, de 21 de mayo de 2008), y la Directiva relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes (Dir. 2016/2284/CE, de 14 de diciembre de 2016), así como legislación referida a fuentes específicas de emisiones industriales, carreteras y vehículos todoterreno, normas de calidad de combustible, etc.

Las emisiones también se abordan a nivel internacional bajo la Convención de 1979, *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*, el Convenio de la Contaminación del Mar y otros convenios. Además, varios instrumentos jurídicos se utilizan para reducir los impactos ambientales de las diferentes actividades o promover un comportamiento respetuoso del medio ambiente, y estos también contribuyen indirectamente a reducir la contaminación del aire.

Las directivas europeas actuales de regulación de las concentraciones en el aire ambiente de los principales contaminantes están diseñadas para evitar, prevenir o reducir sus efectos nocivos en la salud humana y el medio ambiente mediante la aplicación de los valores límite u objetivo para sus concentraciones ambientales. Los contaminantes contemplados en la Directiva de 2008 son: PM₁₀, PM_{2.5}, O₃, NO₂, SO₂, CO, C₆H₆ y Pb, para los que se establecen los valores límite correspondiente, así como los correspondientes umbrales de alerta para el O₃, NO₂ y SO₂. La Directiva de 2004, por su parte, fija valores objetivo para As, Cd, Ni y BaP como media anual (Tabla 1.2).

En el caso de incumplimiento de los valores límite y objetivo de calidad del aire establecidos, los planes de gestión de calidad del aire deben desarrollarse y aplicarse en las áreas donde las superaciones se producen para llevar las concentraciones de los contaminantes del aire a niveles por debajo de estos valores.

Por su parte, la OMS produce guías de calidad del aire para los distintos contaminantes. Estas guías están elaboradas para suministrar información básica y orientar a las autoridades nacionales e internacionales en la evaluación y gestión de los riesgos ambientales. La OMS publicó directrices sobre la calidad del aire en 1987 y

las revisó en 1997 y posteriormente, en 2005. En 2013, la OMS publicó “*Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP*”, que es el resultado de un revisión actualizada de los efectos de la contaminación atmosférica en la salud.

Tabla 1.2. Valores límite, objetivo y umbrales de alerta para la protección de la salud. Fuente: UE 2004, UE 2008, WHO 2006.

CONTAMINANTES	VALOR LÍMITE/OBJETIVO/UMBRAL DE ALERTA	CONCENTRACIÓN	Nº SUPERACIONES MÁXIMAS	VALOR GUÍA OMS
PM ₁₀ (µg/m ³)	Media anual	40		20
	Media diaria	50	>35 días/año	50
PM _{2.5} (µg/m ³)	Media anual	25		10
	Media diaria			25
SO ₂ (µg/m ³)	10 minutos			500
	Media diaria	125	>3 días/año	20
	Media horaria	350	> 24 horas/año	
	Umbral de alerta	500		
NO ₂ (µg/m ³)	Media anual	40		40
	Media horaria	200	> 18 horas/año	200
	Umbral de alerta (400		
Pb (µg/m ³)	Media anual	0,5		0,5
CO (mg/m ³)	Media máxima octohoraria diaria	10		10
	Media horaria			30
C ₆ H ₆ (µg/m ³)	Media anual	5		1,7*
O ₃ (µg/m ³)	Media máxima octohoraria diaria	120	> 25 días/año	100
	Umbral de información	180		
	Umbral de alerta	240		
As (ng/m ³)	Media anual	6		6*
Cd (ng/m ³)	Media anual	5		5*
Ni (ng/m ³)	Media anual	20		20*
BaP (ng/m ³)	Media anual	1		0,12*

* Se indica el valor de referencia ante la ausencia de valor guía de la OMS. Para el caso del BaP, el valor de referencia calculado ha sido estimado considerando las unidades de riesgo para cáncer de pulmón para mezclas de hidrocarburos aromáticos policíclicos y un riesgo adicional de cáncer a lo largo de la vida de aproximadamente 1 entre 100 000. Para el caso del As, Ni y benceno, que tampoco disponen de un valor guía, el nivel de referencia se ha estimado asumiendo un riesgo aceptable adicional de cáncer a lo largo de la vida de aproximadamente 1 entre 100 000.

De la misma, se concluye que ha aumentado la información científica referente a los efectos en la salud de las partículas (PM), O₃ y NO₂ a las concentraciones observadas de manera común en Europa. Las evidencias actuales apoyan las conclusiones de las Guías de Calidad del Aire de 2005 e indican que en algunos casos los efectos se producen a concentraciones menores que las empleadas para establecer los valores guía. A la vista de los resultados, esta organización consideró aconsejable la revisión de sus Guías.

En Europa, las emisiones de contaminantes atmosféricos han disminuido de manera sustancial a lo largo de las décadas pasadas, lo que ha resultado en una mejora en la calidad del aire. No obstante, la contaminación atmosférica continúa siendo origen de impactos significativos en la salud de la población, especialmente en las ciudades, en las que se siguen produciendo superaciones de los estándares de calidad del aire. En la Tabla 1.3 se muestra el porcentaje de población urbana en Europa expuesta a niveles superiores a los valores normativos y a los valores guía de la OMS.

Tabla 1.3. Porcentaje de población urbana en Europa (EU-28) expuesta a concentraciones de contaminantes superiores a los niveles de referencia de la Unión Europea y la OMS (2012-2014). Fuente: Adaptado EEA 2016.

CONTAMINANTE	VALOR NORMATIVO EUROPEO DE REFERENCIA	EXPOSICIÓN ESTIMADA (%)	VALOR GUÍA DE LA OMS	EXPOSICIÓN ESTIMADA (%)
PM _{2.5}	25 µg/m ³ (Anual)	8-12	10 µg/m ³ (Anual)	85-91
PM ₁₀	50 µg/m ³ (Diario)	16-21	20 µg/m ³ (Anual)	50-63
O ₃	120 µg/m ³ (8-(horas)	8-17	100 µg/m ³ (8-horas)	96-98
NO ₂	40 µg/m ³ (Anual)	7-9	40 µg/m ³ (Anual)	7-9
BaP	1 ng/m ³ (Anual)	20-24	0,12 ng/m ³ *(Anual)	88-91
SO ₂	125 µg/m ³ (Diario)	<1	20 µg/m ³ (Diario)	25-49

* Dado que la OMS no establece un valor guía para el BaP, se indica en la tabla el nivel de referencia calculado tomando en consideración las unidades de riesgo de la OMS para cáncer de pulmón por mezclas de hidrocarburos aromáticos policíclicos y considerando un riesgo adicional de cáncer a lo largo de la vida aceptable de 1 cada 100 000.

En España el uso de vehículos de gasóleo ha supuesto una disminución en las emisiones de CO y CO₂, paralela a un aumento en los niveles de PM y NO₂,

especialmente importante de partículas finas y ultrafinas. En los últimos meses en algunas ciudades españolas se han alcanzado picos en la contaminación debida al tráfico, que ha resultado en la activación de los protocolos de actuación por “alta contaminación” (Olaya 2016).

La exposición a la contaminación atmosférica está en gran medida fuera del control de la población y requiere la actuación por parte de las autoridades regionales, nacionales e internacionales. Se precisa de un enfoque multisectorial con implicación de sectores relevantes, como el del transporte, producción de energía o la industria, para el desarrollo e implantación de políticas a largo plazo que reduzcan el riesgo derivado en la salud.

1.2.3 PRINCIPALES COMPONENTES PRESENTES EN EL HUMO DE INCENDIOS FORESTALES

El humo procedente de incendios forestales es una mezcla compleja que contiene cientos de componentes tanto en fase particulada como en fase gaseosa (Adetona et al. 2016). Su producción y composición depende de distintos factores. Entre ellos, cabe señalar las características de la biomasa afectada, las condiciones climáticas y meteorológicas bajo las que se produce el incendio y los procesos físicos y químicos que ocurren durante la combustión. Estos factores van a determinar la frecuencia y la gravedad de los incendios, la composición del humo y la distribución de los contaminantes emitidos, que van a ser tanto contaminantes primarios como secundarios (Durán 2014).

Entre los principales componentes identificados en el humo de incendios forestales se encuentran gases inorgánicos, hidrocarburos, metales traza y las partículas (Naeher et al. 2007). También pueden encontrarse presentes compuestos orgánicos persistentes, como dioxinas y furanos, radionucleidos secundarios derivados del radón, bifenilos policlorados y plaguicidas (Adetona et al. 2016). Por sus potenciales efectos en la salud, los contaminantes que generan una mayor preocupación son las partículas finas, el CO, el mercurio, el O₃, los gases traza y los compuestos orgánicos volátiles (COV) y las mezclas tóxicas de contaminantes (Durán 2014).

- **Partículas**

El término partículas en suspensión se refiere a partículas no específicas finamente divididas, en forma líquida o sólida, que son lo bastante pequeñas como para permanecer en suspensión durante horas y días, siendo capaces de ser transportadas a distancias considerables. Representan una mezcla compleja de sustancias orgánicas e inorgánicas cuyo origen puede ser natural (polen, cenizas volcánicas...) o antropogénico (combustión procedente de vehículos, calefacción doméstica, incineración...). El tamaño de las partículas afecta a su potencial para producir efectos en la salud. Aquellas con un tamaño mayor a 10 micrómetros no alcanzan normalmente los pulmones, pero pueden irritar ojos, nariz y garganta. A efectos de comparación, un cabello humano tiene un diámetro de 60 micrómetros (Figura 1.4).

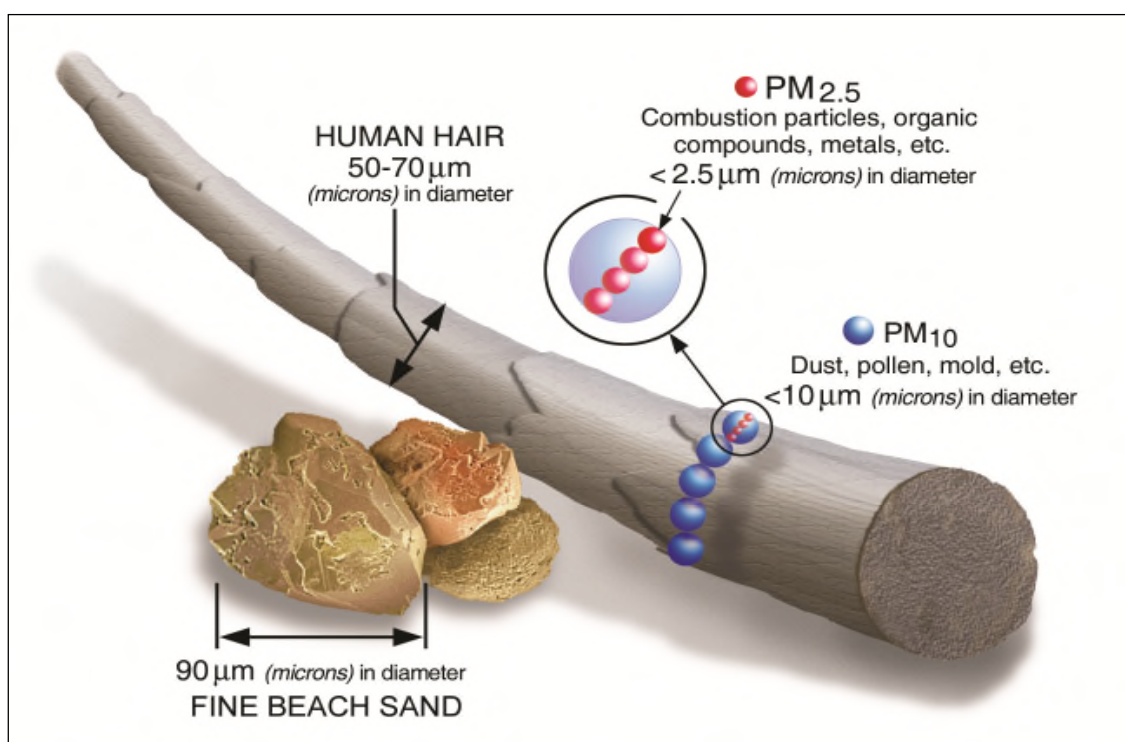


Figura 1.4. Comparación del tamaño de las partículas. Fuente: U.S. EPA website.

Las partículas con diámetros de hasta 10 micrómetros, también conocidas como PM₁₀, pueden alcanzar los pulmones y las de menor tamaño, pueden afectar a los pulmones y al sistema cardiovascular. La contaminación por partículas incluye principalmente las PM₁₀ (con diámetro comprendido entre 2.5-10 micrómetros) y las PM_{2.5}, con diámetros inferiores a 2.5 micrómetros.

La evidencia científica permite concluir que las partículas están asociadas a diferentes efectos en salud. Un aumento de los niveles de este contaminante conduce a excesos de riesgo de mortalidad, en especial por causa cardiorrespiratoria, de hospitalizaciones por enfermedad respiratoria y cardíaca, de agravamiento del asma, de síntomas respiratorios persistentes, de alteración de la función pulmonar y de discapacidad. Incluso si todavía no se conocen todos los mecanismos biológicos de acción de las partículas, los resultados de estudios epidemiológicos las señalan como un importante factor de riesgo para la salud, tanto a corto como a largo plazo (Querol et al. 2012). Además, cabe señalar que la Agencia Internacional de Investigación sobre Cáncer (IARC) ha clasificado recientemente a la contaminación atmosférica por partículas como cancerígena para el ser humano (IARC 2013).

Los mecanismos de agresión de las partículas en el sistema respiratorio cada vez se pueden describir con mayor precisión. Las partículas causan problemas respiratorios, como daño oxidativo o inflamación pulmonar. Los contaminantes además interfieren con el aclaramiento ciliar en las vías respiratorias, lo que conlleva un incremento de riesgo de infección.

Por su parte, la plausibilidad biológica de la asociación de la contaminación atmosférica por partículas con el sistema cardiovascular ha sido cuestionada durante décadas, habiéndose propuesto durante los últimos años varios mecanismos fisiopatológicos (Figura 1.5). Una de las principales hipótesis es que las partículas inducen una activación de algunos mediadores que provocan un incremento de la coagulación sanguínea. Otros mecanismos estudiados están relacionados con el control autónomo cardíaco, en los que se ha demostrado una asociación significativa de las partículas con un aumento de la frecuencia cardíaca y con la disminución de la variabilidad de la misma. También se ha encontrado una asociación de la exposición a partículas con hipertensión arterial. En estudios experimentales en humanos se han encontrado cambios inflamatorios e incremento de niveles de fibrinógeno, leucocitos y plaquetas a nivel alveolar. Un número creciente de estudios apoya la hipótesis de que la composición de las partículas ultrafinas y su contenido en metales de transición podrían explicar su capacidad tóxica en el sistema cardiovascular aunque no puede descartarse un papel aditivo de otros contaminantes gaseosos.

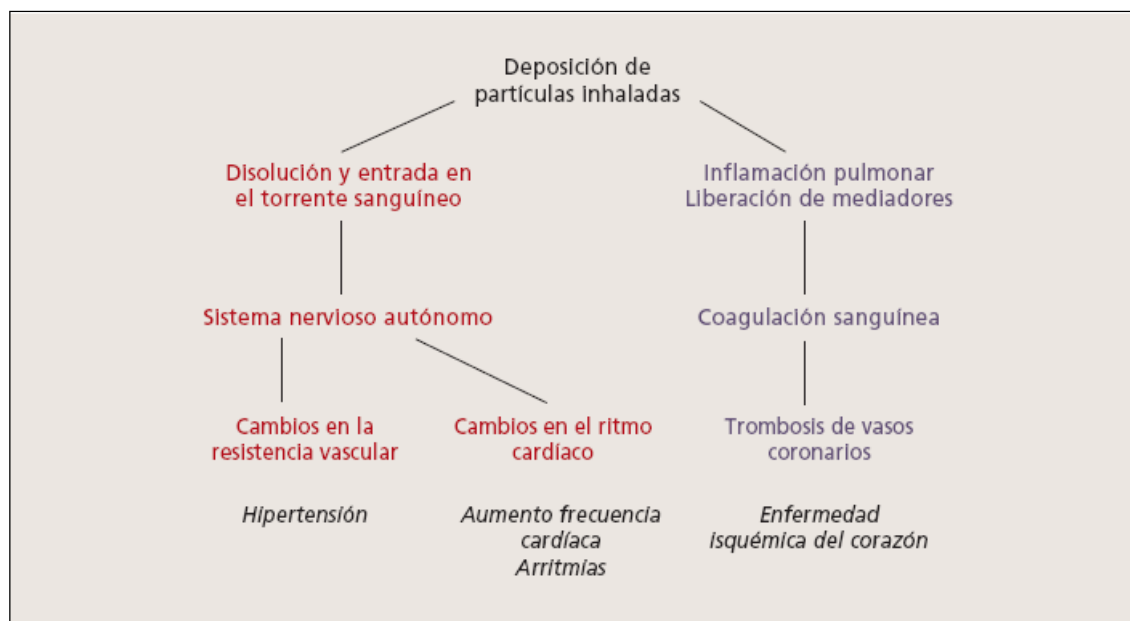


Figura 1.5. Posibles mecanismos fisiopatológicos implicados en la relación de la contaminación por partículas y las enfermedades cardíacas Fuente: Tomado de Tenías y Ballester 2002.

El efecto de las partículas derivadas de la quema de biomasa ha sido menos estudiado, y gran parte de la evidencia disponible proviene de estudios realizados en medio urbano.

Las partículas constituyen uno de los principales contaminantes emitidos por los incendios forestales y han sido identificadas como el mejor indicador individual de los riesgos para la salud derivados de la exposición al humo de la quema de biomasa (Naeher et al. 2007). La quema de biomasa produce normalmente $PM_{2.5}$, con un pico en la distribución de tamaños comprendido entre 0,15 y 0,4 μm . Las diferencias en el tamaño de partícula dependen del tipo de combustibles quemados, de la fase de combustión y del envejecimiento del humo.

Casi la totalidad de los estudios dirigidos a la evaluación de los efectos en salud derivados de la exposición a partículas de incendios, hacen referencia al incremento de las concentraciones de contaminantes atmosféricos, especialmente partículas, durante los fuegos. Las $PM_{2.5}$ del humo de los incendios forestales han sido fuertemente asociadas con efectos respiratorios (exacerbación de la EPOC, bronquitis y neumonía) en distintos estudios epidemiológicos. La asociación con otros resultados en salud como la mortalidad, la enfermedad cardiovascular o el menor peso al nacer, se ha demostrado pero con menor consistencia (Durán 2014).

- **Monóxido de carbono**

El CO es un gas inorgánico inodoro, incoloro e insípido que se produce como resultado de una combustión incompleta y que puede ser transportado a través de grandes distancias. Tiene una larga vida útil en la troposfera, por lo tanto el CO de la quema de biomasa puede ser distribuido sobre un área amplia y puede utilizarse para el estudio de las plumas de los incendios forestales en la troposfera.

El CO es un gas que se une a la hemoglobina con una afinidad 250 veces mayor a la del oxígeno (Raub 1999), lo que interfiere con la administración sistémica de oxígeno a los tejidos. La mayoría de los estudios han demostrado que las concentraciones de CO en las plumas están generalmente dentro de los estándares existentes. Sin embargo, en algunas situaciones (por ejemplo, estructuras de ventilación insuficiente en las zonas cercanas a los incendios), el CO podía alcanzar concentraciones que podrían dar lugar a efectos fisiológicamente significativos.

Las concentraciones de CO relacionadas con el humo de incendios forestales no representan un peligro significativo, con excepción de para bomberos y para personas con enfermedades cardiovasculares, que pueden experimentar dolor en el pecho y arritmias cardíacas con niveles más bajos de CO (Akagi et al. 2011).

- **Mercurio**

El mercurio es un contaminante que puede estar presente en los ecosistemas y del que son conocidas sus consecuencias sobre la salud humana. La vegetación acumula mercurio a través de la deposición atmosférica, la acumulación foliar de las deposiciones o la absorción a través de las raíces cuando se encuentran cerca de una fuente natural o antropogénica de mercurio. Las emisiones de mercurio procedentes de incendios forestales también incluyen la resuspensión del mercurio de origen industrial que se haya depositado sobre los árboles y el suelo de la zona.

El conocimiento actual de sus efectos sobre la salud se deriva de los estudios realizados sobre poblaciones cercanas a las zonas mineras o centrales eléctricas. La inhalación de vapor de mercurio puede producir efectos nocivos sobre los sistemas nervioso, digestivo e inmunológico, los pulmones y los riñones, con aumentos en los riesgos de enfermedades cardiovasculares y neurológicas graves a los seres humanos

(Díez 2009). Se sabe muy poco acerca de los posibles efectos sobre la salud del mercurio liberado de los incendios forestales.

- **Ozono**

El O₃ troposférico es un contaminante secundario, que se forma a partir de reacciones fotoquímicas complejas con intensa luz solar entre contaminantes primarios como son los óxidos de nitrógeno y los COV. Las emisiones procedentes de incendios forestales generan reacciones químicas que conducen a la formación de O₃. Debido a su formación aumenta con luz solar y con las temperaturas más altas, es principalmente durante la mitad cálida del año cuando se alcanzan los niveles más altos.

Estudios de series temporales sobre los efectos de la contaminación del aire, han revelado una asociación positiva, aunque pequeña, entre los niveles de mortalidad y la concentración de ozono diario en América del Norte y Europa (WHO 2006). En las áreas más afectadas, pueden observarse problemas de salud como la reducción de la función pulmonar, inflamación pulmonar y fatiga, incluso entre individuos jóvenes y sanos.

Sin embargo, no se espera que en las proximidades de los incendios las concentraciones de O₃ sean lo suficientemente altas como para ser motivo de preocupación (Durán 2014).

- **Gases traza y compuestos orgánicos volátiles**

Los gases traza y los COV son subproductos de la combustión incompleta emitidos directamente a la atmósfera por la quema de biomasa. Los COV incluyen entre otros al metano, amoníaco, óxidos de nitrógeno, alcoholes, aldehídos y ácidos orgánicos.

Debido a su corto tiempo de vida, la comprensión de cómo los COV procedentes de la quema de biomasa impactan en la atmósfera aún está en desarrollo y los posibles efectos sobre la salud se infieren a partir del conocimiento de algunos de sus componentes.

Entre los COV, una de las pocas clases establecidos a efectos de regulación son los hidrocarburos aromáticos policíclicos, que por lo general están presentes como gases y partículas. En este grupo se incluye a hidrocarburos (benceno), hidrocarburos

halogenados (clorometano) y a compuestos orgánicos oxigenados (formaldehído). El formaldehído es potencialmente cancerígeno y en combinación con otras sustancias irritantes puede causar un mayor riesgo de carcinogénesis.

- **Mezclas tóxicas de contaminantes**

Las mezclas de contaminantes derivadas de los incendios forestales son originadas por procesos físicos y químicos que conducen a la formación o la eliminación de diferentes compuestos. Las plumas resultantes de la quema de biomasa también se pueden mezclar con materiales procedentes de otras fuentes, como con el polvo del desierto.

Aunque los impactos de las mezclas de contaminantes en la salud humana no se conocen completamente, una serie de compuestos producidos por la oxidación fotoquímica, tales como aldehídos y el formaldehído, resulta de interés desde el punto de vista de la salud humana. Los aldehídos son extremadamente irritantes para las membranas mucosas del cuerpo humano. Otros componentes dentro de las mezclas de contaminantes pueden tener efectos en la salud por ser asfixiantes, altamente irritantes y olorosos y algunos son conocidos como agentes carcinógenos. Sin embargo, los efectos sinérgicos o aditivos de estos componentes de la mezcla de contaminantes son aún desconocidos (Urbanski et al. 2008).

1.2.4 EVIDENCIAS DE LOS EFECTOS EN SALUD DERIVADOS DE LA EXPOSICIÓN AL HUMO DE INCENDIOS

La mayor parte de investigaciones dirigidas a evaluar el impacto en la salud de la población como consecuencia de la exposición al humo de incendios forestales se han encaminado al estudio de los efectos respiratorios, teniendo en consideración el número de visitas a los servicios de urgencias, consultas médicas, consumo y dispensación de fármacos y aspectos relacionados con medidas de la función pulmonar o síntomas respiratorios. No obstante, distintos estudios han evaluado los efectos cardiovasculares y los efectos sobre la mortalidad derivados de esta exposición. Otros resultados en salud sobre los que se ha estudiado su posible asociación con el humo de incendios forestales han sido la diarrea, debido a cortes en el suministro eléctrico tras los incendios forestales con la repercusiones derivadas en los sistemas de abastecimiento, el peso al nacer, biomarcadores sanguíneos para la inflamación sistémica y el contenido de médula ósea (Tabla 1.4) (Liu et al. 2015).

1.2.4.1 RELACIÓN ENTRE LA MORTALIDAD Y LA EXPOSICIÓN AL HUMO DE INCENDIOS FORESTALES

A escala global, se estima que la mortalidad anual prematura atribuible al humo de los incendios forestales se sitúa en 339 000 defunciones (Johnston et al. 2012). En estudios realizados sobre localizaciones específicas, el aumento de la mortalidad relacionado con la exposición al humo de incendios, en comparación con periodos sin incendios, se sitúa desde el 1,2 % para niños durante el evento (Jayachandran 2009) hasta el 92 % en relación a la mortalidad respiratoria durante los días de un gran incendio ocurrido en Atenas (Analitis et al. 2012). Dado que los incendios ocurren sobre todo durante el verano, Shaposhnikov et al. examinaron la interacción entre el calor y el humo derivado de incendios y estimaron que la temperatura y las PM₁₀ (debidas en gran parte a los incendios forestales) contribuyeron de manera conjunta a más de 2 000 defunciones en Moscú (Shaposhnikov et al. 2014).

De manera reciente se han llevado a cabo estudios con series de datos más largas que han proporcionado evidencia creciente del aumento significativo en la mortalidad. Un estudio en el que se consideraron datos de 13,5 años con 48 días clasificados como afectados por el fuego en Sydney, Australia, demostró un incremento significativo en la mortalidad asociada a estos días (Johnston et al. 2011). Un estudio anterior realizado en Sydney, en el que se trabajó con información de 8 años, encontró un aumento sugestivo de la mortalidad asociado con las PM₁₀ relacionadas con los incendios (Morgan et al. 2010). Un metaanálisis de datos de 2003-2010 en 10 ciudades del sur de Europa encontró incrementos de la mortalidad cardiovascular asociada con PM₁₀, que fueron mayores los días afectados por el humo que los días clasificados como no afectados, aunque no se encontró asociación significativa con la mortalidad respiratoria (Faustini et al. 2015). En Madrid, la mortalidad, pero no específicamente la mortalidad respiratoria o circulatoria, se asoció con las PM₁₀ en los días con advección asociada a la quema de biomasa (Linares et al. 2014).

Aunque la evidencia de los efectos del humo derivado de los incendios forestales en la mortalidad es cada vez mayor, a día de hoy se considera que son necesarios más estudios para determinar qué causas específicas de mortalidad son las que se ven más afectadas (Reid et al. 2016).

Tabla 1.4. Resultados sobre el impacto en salud de los incendios forestales, con indicación de los estudios que han encontrado asociación significativa. Fuente: Adaptado Liu et al. 2015.

Resultados en salud	Asociaciones significativas	Asociaciones no significativas	Estudios con asociación significativa
Concentración sanguínea de biomarcadores	1	0	Huttunen et al. (2012)
Asma	4	1	Johnston et al. (2006); Martin et al. (2013); Rappold et al. (2012); Johnston et al. (2002)
Peso al nacer	1	1	Holstius et al. (2012)
Contenido de médula ósea	1	0	Tan et al. (2000)
Efectos cardiovascular-vasculares	6	8	Azevedo et al. (2011), CDC (1999), Delfino et al. (2009); Lee et al. (2009); Martin et al. (2013); Rappold et al. (2011), Rappold et al. (2012)
Diabetes	0	1	
Diarrea	0	1	
Lesiones	3	0	Cleland et al. (2011); Cameron et al. (2009); Shusterman et al. (1993)
Mortalidad	11	4	Analtis et al. (2012), CDC (2007); de Castro et al.(2009); Jayachandran (2009); Johnston et al. (2011); Johnston et al.(2012); Nunes et al. (2013); Sastry (2002); Shaposhnikov et al. (2014); Linares et al. (2014); Faustino et al. (2015)
Síntomas oftálmicos	5	0	Aditama (2000); Hänninen et al. (2009); Kunzli et al. (2006); Mirabelli et al. (2009); Viswanathan et al. (2006)
Flujo respiratorio máximo	2	0	Jalaludin et al., (2010); Wiwatanadate and Liwrsisakun (2011)
Fuerza física y salud general	1	0	Frankenberg et al. (2005)
Empleo de medicación de rescate	3	0	Vora et al. (2011); Elliot et al. (2013); Caamaño-Isorna (2011)
Otras enfermedades/effectos respiratorios	35	2	Aditama (2000); Cardoso de Mendonça (2006); CDC (2008); Chen et al. (2006); Delfino et al. (2009); do Carmo et al. (2010); CDC (1999); Dohrenwend et al. (2013), Duclos (1990); Emmanuel (2000); Hanigan et al. (2008); Henderson et al. (2011); Ignotti et al. (2010); Kolbe and Gilchrist (2009); Kunii et al. (2002); Künzli et al. (2006); Lee et al. (2009); Martin et al. (2013); Mimrabelli et al. (2009); Moore et al. (2005), Morgan et al. (2010); Mott et al. (2002); Mott et al. (2005); Schranz et al. (2010); Sutherland et al. (2005); Viswanathan et al. (2006); Crabbe(2012); Frankenberg et al. (2005); johnston et al. (2007); Mascarenhas et al. (2008); Shusterman et al. (1993); Tham et al. (2009); Thelen et al. (2013); Rappold et al. (2011); Vicedo-Cabrera et al. (2015); Vora et al. (2011)

1.2.4.2 EVIDENCIAS SOBRE OTROS RESULTADOS EN SALUD

- ***Morbilidad respiratoria***

La mayor parte de la evidencia sobre los efectos respiratorios de la exposición al humo de incendios proviene de estudios ecológicos, se han encontrado resultados positivos en estudios de cohortes para síntomas de EPOC (enfermedad pulmonar obstructiva crónica) y varios indicadores referentes al empeoramiento de la salud en personas asmáticas (Adetona et al. 2016).

En cuanto a las infecciones respiratorias, la evidencia de la asociación con la exposición al humo de incendios es inconsistente. Se sugiere una asociación entre la exposición al humo de los incendios forestales y bronquitis aguda y neumonía, pues algunos estudios han encontrado una asociación entre las visitas a urgencias y las tasas de hospitalización por estas enfermedades asociado con el humo de incendios (Reid et al. 2016).

- ***Morbilidad cardiovascular***

Los resultados derivados de los estudios que han buscado asociación entre efectos cardiovasculares y exposición al humo de incendios forestales no son consistentes (Reid et al. 2016). Varios estudios no han establecido asociación con resultados cardiovasculares de manera conjunta, aunque algunos sí han encontrado evidencia para algunos efectos específicos. En Australia, las tasas de paro cardíaco fuera de los hospitales se asociaron con los niveles de $PM_{2.5}$ de incendios, al igual que las hospitalizaciones por infarto agudo de miocardio (Dennekamp et al. 2015; Haikerwal et al. 2015). Sin embargo, las visitas a los servicios de urgencias por infarto agudo de miocardio no se asociaron con las $PM_{2.5}$ de estos mismos incendios forestales (Haikerwal et al. 2015).

Existen pocos estudios y demasiadas inconsistencias para determinar cómo la exposición al humo de incendios forestales se asocia con resultados cardiovasculares específicos, a pesar de la evidencia de que la exposición a partículas en el ambiente se asocia con un mayor riesgo de morbilidad cardiovascular (Brook et al. 2010).

- ***Efectos en el desarrollo fetal***

La evidencia disponible sugiere que son plausibles efectos en el nacimiento derivados de la exposición al humo de los incendios forestales. En la literatura científica existen evidencias de la asociación de distintos efectos en el nacimiento y la contaminación atmosférica o el humo derivado de la quema de madera en los hogares para cocina y calefacción en los países en desarrollo. Aunque estas exposiciones son crónicas, comparadas con la exposición aguda derivada de los incendios forestales, algunos estudios han encontrado asociaciones en este sentido. En un estudio llevado a cabo sobre los incendios ocurridos en el sur de California en 2003, se detectó un menor peso al nacer, en conjunto y para el segundo y tercer trimestre específicamente, en los bebés de madres gestantes durante los incendios, en comparación con los niños nacidos en la misma región con anterioridad o tras más de nueve meses de los incendios (Holstius et al. 2012).

La exposición prenatal durante el tercer trimestre de la gestación al humo de los incendios del Sudeste Asiático de 1997 se mostró como el predictor de mayor importancia de niños 'perdidos' del Censo Indonesio del 2000, el único modo para estimar la mortalidad temprana a partir de los escasos datos disponibles (Jayachandran 2009).

- ***Efectos en la salud mental***

Aunque en muchos estudios se ha documentado la evidencia entre la exposición a incendios forestales y efectos psicológicos, son pocos los que han estudiado la exposición al humo como causa de estos efectos. En el estudio llevado a cabo por Moore y cols. no se observó un incremento en las consultas por enfermedad mental asociadas con las partículas durante la estación de incendios en 2003 en British Columbia (Moore et al. 2006). Tampoco se encontraron aumentos en las hospitalizaciones por enfermedad mental durante los incendios de 1987 ocurridos en California, comparado con un periodo de referencia (Duclos et al. 1990).

1.2.5 POBLACIÓN SUSCEPTIBLE

La investigación sobre la susceptibilidad de la población al humo de los incendios forestales es limitada (Reid et al. 2016). La mayoría de adultos sanos y niños se recuperan rápidamente tras la exposición al humo de incendios forestales y no

experimentan consecuencias a largo plazo para su salud. Sin embargo, ciertos grupos de población pueden sufrir efectos más severos, agudos y crónicos (US EPA 2016).

Gran parte de la información acerca de cómo las partículas finas afectan a los distintos grupos de población proviene de estudios epidemiológicos dirigidos a evaluar los efectos de la contaminación atmosférica en las ciudades. Sin embargo, los estudios que examinan los efectos específicos de la exposición al humo de incendios indican que es probable que los efectos en salud sean similares (Naeher et al. 2007; Liu et al. 2015).

Los factores que influyen en la mayor o menor susceptibilidad de las poblaciones a los efectos de la contaminación del aire son distintos. Algunos de ellos son biológicos, como la edad, el sexo, la base genética o la presencia de enfermedades preexistentes. En los estudios ecológicos de investigación puede ser difícil separar los factores biológicos de aquellos que no lo son (como el nivel socio-económico, por ejemplo), porque una población puede presentarlos combinados. La población considerada de mayor riesgo incluye a la población sensible (aquella que puede experimentar síntomas anormalmente severos o prolongados al exponerse al humo de incendios forestales), a la vulnerable (aquellos con dificultades para hacer uso de los servicios de emergencia y que en caso de evacuación pueden ser necesarias actuaciones especiales) y a las que reúnen ambas condiciones (Manitoba Health 2012) (Tablas 1.5 y 1.6).

Tabla 1.5. Población sensible a los efectos del humo de incendios forestales. Fuente: Manitoba Health 2012.

Población sensible
• Población infantil
• Embarazadas
• Personas mayores
• Aquellos con alteraciones respiratorias y cardiovasculares preexistentes
• Fumadores
• Aquellos con las vías respiratorias más pequeñas (por la mayor susceptibilidad a los efectos respiratorios)

Tabla 1.6. Población vulnerable a los efectos del humo de incendios forestales. Fuente: Manitoba Health 2012.

Población vulnerable
• los enfermos de gravedad
• las personas mayores
• los discapacitados (físicos/mentales)
• las personas aisladas (desde un punto de vista geográfico, cultural o social)
• aquellos que dependen de cierta medicación
• personas sin hogar, refugiados

A continuación se exponen las principales características que presentan distintos grupos de población, que los hacen especialmente susceptibles a la exposición al humo de incendios forestales.

- ***Población infantil***

Los niños, aun cuando no tengan ninguna enfermedad de base, se consideran como población sensible, pues sus pulmones se encuentran en desarrollo, lo que los hace más susceptibles a la contaminación del aire que los adultos sanos. El humo de los incendios puede persistir durante días o incluso meses, dependiendo de las características del incendio. Existen distintos factores que llevan a que la exposición en la población infantil sea mayor que la de los adultos: normalmente suelen pasar más tiempo en el exterior, su actividad física suele ser más vigorosa e inhalan más aire (y por lo tanto más humo) por kilo de masa corporal.

- ***Embarazadas***

Durante el embarazo se producen numerosos cambios fisiológicos que hacen que aumente la sensibilidad de las mujeres a exposiciones ambientales, como el aumento del volumen sanguíneo y de plasma e incremento de la tasa respiratoria. Los estudios dirigidos a examinar los efectos en salud derivados de la exposición al humo de los incendios forestales en embarazadas son escasos, aunque hay evidencia de algunos efectos en la salud relacionados con exposiciones a la contaminación del aire ocasionada por otras fuentes de combustión.

- ***Personas mayores***

Se considera que tienen un mayor riesgo de sufrir los efectos derivados de exposiciones al humo de los incendios forestales debido a la mayor prevalencia de enfermedades respiratorias y circulatorias. Pueden verse más afectados que las personas más jóvenes porque distintos procesos fisiológicos importantes, incluyendo los mecanismos de defensa, disminuyen con la edad. Estudios epidemiológicos de exposición a corto plazo a partículas finas han encontrado a menudo un mayor riesgo de efectos en la salud, incluyendo ingresos hospitalarios y mortalidad prematura.

- ***Personas con asma y otras enfermedades respiratorias***

Las personas con asma, EPOC u otras enfermedades respiratorias crónicas pueden verse afectadas a niveles de contaminantes que no ocasionan dificultades respiratorias a personas sanas.

Distintos estudios han informado de que las personas con EPOC corren un mayor riesgo de requerir atención médica de emergencia después de la exposición a las partículas de humo procedentes de incendio forestal. Además, dado que la EPOC es generalmente el resultado de muchos años de tabaquismo, las personas con esta afección pueden también presentar enfermedades cardíacas y vasculares, por lo que están potencialmente en riesgo por ambas condiciones.

- ***Personas con enfermedad cardiovascular***

En respuesta a la exposición a las partículas, las personas con enfermedad pulmonar crónica o enfermedades del corazón pueden experimentar síntomas como dificultad para respirar, opresión en el pecho, dolor en el pecho, el cuello, el hombro o el brazo, palpitaciones, o fatiga inusual o mareo. Los mensajeros químicos liberados a la sangre debido a la inflamación pulmonar relacionada con partículas pueden aumentar el riesgo de formación de coágulos de sangre, los episodios de angina, ataques al corazón y derrames cerebrales.

- ***Individuos con bajo nivel socioeconómico***

El nivel socioeconómico puede contribuir a diferencias de exposición al humo de los incendios forestales. Por ejemplo, el acceso a aire acondicionado reduce la infiltración

de la contaminación por partículas en el interior de las viviendas. Un menor acceso al aire acondicionado puede conducir a una mayor exposición al humo y a una mayor sensibilidad al calor extremo. Por otra parte, los niños y adultos con menores ingresos soportan una mayor carga de enfermedad asociada con el asma y otras enfermedades, lo que puede aumentar su susceptibilidad a los efectos sobre la salud de los incendios forestales.

A pesar de la plausibilidad biológica y los efectos de la contaminación atmosférica observados sobre distintos grupos de población, es de destacar la falta de información sobre las poblaciones susceptibles a la exposición al humo de incendios (Reid et al. 2016). Los hallazgos resultantes de los pocos estudios epidemiológicos disponibles, no ofrecen resultados concluyentes de los efectos diferenciales según la edad ni tampoco sobre las condiciones pre-existentes respiratorias o cardíacas. Los resultados tampoco son concluyentes cuando se estudian las características socio-económicas de las poblaciones afectadas (Reid et al. 2016).

1.2.6 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

A día de hoy la evaluación de la exposición a incendios forestales constituye un reto importante, por su carácter esporádico, corta duración y la variación en las concentraciones de contaminantes. A esto hay que añadir que los mayores impactos ocurren en zonas no urbanas, en las que con frecuencia no se dispone de estaciones de monitoreo de la calidad del aire (Durán 2014). Incluso para estudios concluyentes, hay una gran incertidumbre en la evaluación de la exposición, por la dificultad para distinguir las emisiones de los incendios forestales de las debidas a otras fuentes de contaminación. Además, cabe considerar que aunque la información disponible sugiere que el humo de los incendios penetra fácilmente en espacios interiores, esto no se ha medido de manera objetiva (Youssof et al. 2014).

Las principales herramientas para evaluar la exposición incluyen estaciones de monitoreo de calidad del aire, sensores remotos, modelos retrospectivos y de predicción y características de los incendios, presentando todos ellos fortalezas y debilidades. Otras herramientas como las dirigidas a evaluar la exposición individual o el rango de visibilidad, también han sido utilizadas por algunos autores (Durán 2014; Liu et al. 2015) (Tabla 1.7).

Tabla 1.7. Principales herramientas para la evaluación de la exposición a incendios forestales: fortalezas y debilidades. Fuente: Adaptado Durán 2014.

HERRAMIENTAS	FORTALEZAS	DEBILIDADES
Estaciones de monitoreo	Representan la exposición a nivel del suelo. Acceso fácil a la información e interpretación sencilla. Información robusta y de confianza. Alta resolución en el tiempo.	Los niveles detectados no son específicos para la contaminación producida por los incendios. Pueden fallar ante concentraciones elevadas. Su uso se restringe a zonas con estaciones disponibles.
Sensores remotos	Pueden cubrir grandes zonas, incluyendo regiones sin estaciones disponibles. Pueden capturar la trayectoria de la columna de humo, cosa que no pueden hacer las estaciones de monitoreo. Muchos productos se encuentran disponibles <i>on line</i> o disponibles bajo petición.	Miden los contaminantes en el total de la columna atmosférica en vez de a nivel del suelo, que tiene una mayor relevancia para la salud pública. Las imágenes de satélite pueden verse influenciadas por la nubosidad, lo que puede dar lugar a un número importante de valores perdidos. Buenos para usos cualitativos pero no cuantitativos.
Modelos retrospectivos: mecánicos	Proporcionan información específica de la fuente. Elevada resolución espacial y temporal. Buenos para estudios retrospectivos.	Son caros y precisan personal experto para su funcionamiento y mantenimiento. Los modelos deben ser validados. No aptos para el funcionamiento en tiempo real.
Modelos retrospectivos: empíricos	Elevada resolución espacial y temporal. Uso y mantenimiento sencillo.	Precisa una cantidad importante de datos históricos para crear el modelo, lo que puede verse dificultado en zonas sin estaciones o sin los datos necesarios.
Modelos de predicción	Proporcionan información prospectiva. Alta resolución espacial y temporal.	Incertidumbre en su funcionamiento. Precisa recursos y expertos para su funcionamiento. Requieren un mayor tiempo de procesamiento cuando hay varios incendios simultáneos. Bueno para usos cualitativos pero no cuantitativos.
Características de los incendios	La información es fácil de obtener e interpretar. Bueno para el examen inicial de la zona de estudio.	No siempre son proporcionales a la emisión. No considera la dispersión ni el transporte del humo.
Visibilidad	Proporciona información localizada con gran resolución temporal. La experiencia requerida para las medidas es mínima. Presenta una alta correlación con la concentración de PM.	No puede emplearse por la noche, al amanecer ni al atardecer y cuando no hay disponibles marcas a distancias conocidas. La relación con los niveles de PM ₁₀ está influenciada por factores como la humedad relativa y la higroscopia del aerosol.

En la revisión realizada en 2015 por Liu y cols. se señala a las estaciones de calidad del aire como la herramienta más frecuentemente utilizada para la evaluación de la exposición a incendios, seguida del empleo de imágenes de satélite y los modelos de calidad del aire.

En los estudios epidemiológicos que emplean datos procedentes de las redes de monitoreo disponibles, se ha trabajado principalmente con los datos de partículas, pues es el contaminante que aparece en mayores concentraciones. En estos estudios se han identificado 3 enfoques dirigidos a evaluar el impacto de los incendios forestales (Durán 2014):

1. Empleo de series temporales para identificar periodos con impacto de incendios forestales y comparación de los resultados en salud durante esos periodos con los obtenidos fuera de ellos.
2. Asociación directa de los niveles de PM con los resultados en salud, en una población que se asume afectada por la exposición.
3. Definición de días con elevada contaminación como aquellos que exceden un cierto percentil de las series históricas y verificación posterior de la atribución a incendios forestales a través de la información procedente de otras fuentes. A continuación, los valores de partículas durante estos días de elevada contaminación se asocian con los resultados en salud.

Los estudios que han empleado información proporcionada por satélite, se han ido haciendo más populares durante los últimos años (Liu et al. 2015). Las señales procedentes de los sensores vienen determinadas por la superficie del suelo y por los gases y aerosoles presentes en la atmósfera y pueden descomponerse para obtener información sobre las propiedades de los contaminantes atmosféricos. En estos estudios se han empleado distintos tipos de productos para la evaluación de la exposición a incendios como MODIS, AOD (*Aerosol optical depth*) o MODIS *Fire radiative power measurement*.

Distintos estudios epidemiológicos han empleado la información proporcionada por los sensores remotos para indicar si una ubicación estaba cubierta por un penacho de humo y asociar la variable con los resultados de salud, permitiendo realizar comparaciones entre zonas expuestas y no expuestas. Otros estudios han hecho uso de la información procedente de los sistemas de teledetección para identificar áreas o

periodos afectados por el humo y además han considerado los niveles registrados de partículas en las zonas expuestas para asociarlos a los resultados en salud.

En cuanto al empleo de modelos para la evaluación de la exposición pueden distinguirse los modelos mecánicos, que simulan el proceso por el que los contaminantes son emitidos, transportados y transformados en la atmósfera, y los empíricos, basados en datos observacionales.

Para el humo de incendios forestales, los modelos mecánicos se ejecutan con estimaciones de las emisiones de los incendios, las condiciones meteorológicas y suposiciones y ecuaciones basadas en el conocimiento del comportamiento del fuego y del humo. Se han desarrollado modelos mecánicos de calidad del aire en diferentes regiones y algunos de ellos se han empleado para el humo de incendios forestales (Henderson et al. 2011; Thelen et al. 2013).

Por otra parte, los modelos empíricos se construyen mediante el ajuste de un modelo estadístico con variables relacionadas con el humo para conseguir las mejores predicciones de las concentraciones de humo. Se han construido modelos empíricos usando regresiones con la visibilidad, datos meteorológicos, medidas de estaciones de monitoreo y datos de satélite (Delfino et al. 2009; Hanigan et al. 2008).

Desde el punto de vista de la protección de la salud pública, resulta deseable disponer de información prospectiva sobre la exposición al humo de incendios. Las predicciones pueden proporcionar tiempo extra para la puesta en marcha de las acciones correspondientes con antelación. Estos son modelos mecánicos con capacidad de predicción, habitualmente con dos componentes principales: una estimación de las emisiones futuras y una simulación de la dispersión del aire.

Las predicciones pueden estimarse en base a la tendencia actual del comportamiento del fuego, por la intensidad medida por sensores remotos, o a través de cálculos de un modelo de producción de emisiones usando tipos de combustible, carga de combustible y factores de emisión. La dispersión de las emisiones puede simularse con modelos de dispersión con las emisiones estimadas y las predicciones meteorológicas como inputs.

Aunque la mayoría de estos modelos solo están de acuerdo de manera parcial con las observaciones de los monitores o la teledetección, su utilidad para la salud pública es

prometedora. Las previsiones de algunos sistemas se han asociado con resultados de salud. Yao et al. evaluaron el sistema de predicción de humo en el oeste de Canadá y asociaron sus pronósticos con resultados de salud respiratoria, encontrando efectos consistentes comparables a los estimados utilizando datos observados de la red de monitoreo de la calidad del aire y de los instrumentos de teledetección (Yao et al. 2016). Rappold et al. encontraron un exceso de riesgo relativo en las visitas por urgencias cardiopulmonares en base a un sistema desarrollado por la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos.

Por otra parte, diversos estudios han empleado alguna información sobre los incendios para evaluar la exposición, como el número de incendios o el área quemada. En este sentido, se asume que un mayor número de incendios o un mayor tamaño, resultan en una mayor emisión y exposición (Caamaño-Isorna et al. 2011; Analitis et al. 2012).

Finalmente, cabe señalar el empleo de medidas de exposición individual para evaluar la exposición al humo de incendios. Los estudios que han optado por esta herramienta, se basan en el empleo de cuestionarios con preguntas relativas a la percepción del humo o la aparición de síntomas, incluyendo información sobre características personales. Además, algunos trabajos han hecho uso de fotómetros personales para medir la exposición a $PM_{2.5}$ (Huttunen et al. 2012).

1.2.7 ACTUACIONES EN EL ÁMBITO DE LA SALUD PÚBLICA

1.2.7.1 PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN Y ESTUDIOS EN NUESTRO ÁMBITO

En el campo de la investigación cabe destacar 2 proyectos recientes en los que se incluye el estudio de los incendios forestales en la salud de la población europea.

Por una parte el Proyecto PHASE (2011-2014): *Public Health Adaptation Strategies to Extreme Weather Events*, financiado por la Agencia Europea de Salud y Consumo, dentro del Programa de Salud de la Unión Europea 2008-2013, presenta como objetivo principal el proporcionar al sector de salud pública guías basadas en la evidencia para mejorar la capacidad de adaptación de la población y reducir los riesgos de salud asociados a fenómenos meteorológicos extremos (olas de calor, olas de frío) y sus consecuencias ambientales (incendios forestales, la contaminación del

aire). El proyecto contó con la participación de hasta 10 grupos de investigación de centros europeos.

Entre las contribuciones aportadas por este proyecto con respecto a los incendios forestales, cabe destacar que ha proporcionado datos sobre las emisiones relacionadas directamente con los incendios forestales y sus características (como superficie quemada o la duración), para el periodo 2000-2006 en Europa, y para los incendios más grandes, las concentraciones de humos negros procedentes de los incendios forestales, entre 2002 y 2012. Además, cabe destacar la investigación llevada a cabo sobre los efectos en salud de un importante incendio ocurrido en 2009 en Marsella y la preparación de una guía sobre la metodología para la evaluación de los efectos en salud derivados, así como la elaboración de mensajes de prevención y medidas de mitigación dirigidos principalmente a grupos vulnerables de población. Estas recomendaciones se dirigen a la restricción de fuego y prevención de incendios, a la protección frente al fuego, a la preparación física y emocional y a las alertas y actuaciones a llevar a cabo ante un incendio forestal.

Cabe también señalar el Proyecto MED-PARTICLES (2011-2013). Se trata de un Proyecto LIFE+ financiado por la Comisión Europea, seleccionado en 2010, en el área de Gobernanza y Política Ambiental, que se dirige a abordar aspectos epidemiológicos del estudio de la contaminación atmosférica, prestando especial atención a la exposición a partículas en los países mediterráneos (Francia, España, Italia y Grecia) y sus efectos en la salud de la población.

Se desarrolla con la intención de proporcionar un mejor conocimiento de los efectos de las partículas finas y gruesas, de sus componentes específicos y de su emisión procedente de incendios forestales y de intrusiones saharianas, con el fin de actualizar y apoyar la legislación comunitaria en este campo, para planificar actuaciones de mitigación y poner en marcha medidas eficientes.

Entre los resultados obtenidos, cabe destacar que el proyecto ha proporcionado nueva evidencia de los efectos de las partículas en la salud y del impacto de los episodios de intrusiones saharianas e incendios forestales sobre la mortalidad e ingresos en 14 ciudades mediterráneas, 2 de ellas españolas (Madrid y Barcelona).

Aunque no específicos sobre los efectos en la salud de los incendios forestales, cabe igualmente destacar el proyecto PHEWE, en el que participaron 17 ciudades europeas

con diferentes condiciones climáticas, con el objetivo principal de evaluar los efectos agudos de la exposición a distintas variables meteorológicas, con el fin de emplear los resultados para el desarrollo de estrategias de prevención, o el proyecto EuroHEAT (2005-2007), que se centró en estimar el efecto de las olas de calor en la mortalidad en un subgrupo de ciudades, algunas de las cuales ya habían participado en el proyecto PHEWE.

En relación a la contaminación atmosférica y sus efectos en la salud, son de destacar los proyectos APHEA y EMECAS, llevados a cabo en la década de los 90 del siglo pasado, y centrados en el ámbito europeo y nacional, respectivamente, que aportaron información sobre los efectos a corto plazo de la contaminación del aire. Igualmente cabe hacer mención, en ese sentido, al programa APHEIS y al más reciente proyecto APHEKOM.

Aunque el estudio del efecto de los incendios forestales en la salud es en la actualidad un área activa de investigación (Henderson et al. 2012), todavía se desconocen muchos aspectos relacionados con su impacto en la salud pública y son necesarios más estudios al respecto, para entre otros aspectos, conseguir una mayor identificación de las casusas de mortalidad más asociadas (Liu et al. 2015) y de los grupos de población especialmente sensibles (Reid et al. 2016). El interés de los efectos de la exposición al humo de incendios se ve reforzado por las previsiones de cambio climático, que apuntan hacia un incremento de las consecuencias derivadas de los mismos.

Las partículas son el contaminante más estudiado en relación a los incendios forestales y en la mayoría de estudios se constata un incremento en sus concentraciones durante los episodios de incendio, con superaciones de los niveles definidos para la protección de la salud. Dado que su composición química es probable que sea diferente a la de las partículas procedentes de otras fuentes, los efectos en salud observados para las partículas en medio urbano, pueden no ser generalizables a los de las partículas procedentes de los incendios, por lo que son necesarias más evidencias al respecto para definir la carga de enfermedad atribuible (Liu et al. 2015).

Los estudios referentes al análisis de los efectos no accidentales de los incendios forestales en nuestro país son escasos. Caamaño-Isorna et al. estudiaron los efectos en la salud mental y respiratoria de la exposición a los incendios del verano de 2006

en Galicia, a través de los datos derivados de la dispensación de fármacos (Caamaño-Isorna et al. 2011). En relación a los efectos en la mortalidad, se cuenta con el estudio sobre la influencia de las advecciones de partículas de la combustión de biomasa, llevado a cabo sobre Madrid (Linares et al. 2014) y con los resultados derivados del proyecto MEDPARTICLES, para las ciudades de Madrid y Barcelona (Faustini 2016). Para el caso concreto de Valencia, se ha estudiado el efecto de los grandes incendios del verano de 2012 en una cohorte de población infantil, considerando distintos síntomas como tos, ojos llorosos o dolor de garganta (Vicedo-Cabrera et al. 2016).

En cuanto al estudio de los efectos de la contaminación atmosférica en la salud, en la ciudad de Valencia se han llevado a cabo distintos estudios dirigidos a evaluar su impacto en la salud, como los citados proyectos EMECAM-EMECAS, APHEA, APHEIS o APHEKOM, que han aportado información sobre los efectos de la contaminación por partículas en la mortalidad.

No se dispone en el ámbito de la Comunitat Valenciana de una cuantificación de los efectos en la mortalidad derivada de la exposición a incendios y aunque sí que se han realizado distintas investigaciones dirigidas a evaluar el efecto de las partículas en la salud, estas no se han relacionado con la ocurrencia de incendios y no se incluye en el análisis a las partículas de menor tamaño registradas a partir de las estaciones de la Red Valenciana de Vigilancia de la Contaminación Atmosférica, dado que la determinación de sus niveles es relativamente reciente. Por ello, ante los limitados estudios en nuestro país y la evidencia derivada de los mismos, resulta de interés conocer cómo influyen los incendios en la mortalidad, en la calidad del aire, especialmente en los niveles de partículas, y estudiar la interacción de los incendios y las partículas con la mortalidad (Vicedo-Cabrera et al. 2016).

La comprensión de los efectos de la exposición al humo de los incendios forestales en la población resulta necesaria para el desarrollo de políticas y actuaciones dirigidas a proteger la salud pública y a la mitigación y adaptación al cambio climático. Asimismo resulta de interés para la investigación sobre los impactos en salud de un clima cambiante y para las estimaciones económicas del coste en salud de los incendios forestales (Liu et al. 2015).

1.2.7.2 RECOMENDACIONES Y ACTUACIONES PUESTAS EN MARCHA

La OMS publicó en el año 1999 una guía dirigida a proporcionar evidencia sobre los impactos en la salud derivados de la exposición al humo de incendios forestales y orientar a las autoridades nacionales e internacionales sobre cómo desarrollar e implementar sistemas de alerta temprana para proteger la salud de la población expuesta a la contaminación atmosférica procedente de incendios (WHO 1999). Igualmente, la guía pretendía servir de apoyo para el desarrollo de planes de acción a escala local, regional y nacional.

En el documento se resalta la importancia de disponer de un programa de monitorización de la calidad del aire durante los episodios de incendios, de contar con procedimientos necesarios para asegurar que la población recibe información sobre cualquier cambio en los servicios públicos y de que se comuniquen de manera periódica los datos de asistencia sanitaria vinculados con problemas de salud relacionados con los incendios. Otro aspecto sobre el que llaman la atención es acerca de la importancia de proporcionar formación e información a determinados segmentos de la población que podrían verse especialmente afectados ante situaciones de contaminación del aire, como asmáticos, personas mayores o niños.

El Centro Común de Investigación (JRC, Joint Research Centre, en inglés), de la Comisión Europea, supervisa los bosques europeos para evaluar continuamente el riesgo de incendios, proporcionar alertas precoces e información sobre incendios activos. También evalúa los efectos que los cambios en el uso de la tierra, la cobertura de la tierra, el cambio climático u otros factores socioeconómicos han tenido en los incendios forestales durante las últimas décadas y que tendrán en el futuro, en particular en la vegetación y el paisaje. Este Centro ha desarrollado y gestiona el Sistema Europeo de Información sobre Incendios Forestales (EFFIS), que cubre todo el ciclo de los mismos. A través de su sitio web, EFFIS proporciona predicciones de peligro de incendio hasta seis días antes de su ocurrencia, así como información actualizada diariamente sobre incendios activos y daños por incendio en Europa.

Por otra parte, cabe considerar las estrategias de adaptación al cambio climático, que incluyen en sus líneas de actuación consideraciones sobre los incendios forestales. En este sentido, en nuestro país, el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (Ministerio de Medio Ambiente, 2008), incluye entre sus líneas de actuación una dirigida a evaluar las interacciones entre sequía, peligro de incendio, ocurrencia de los mismos

y la respuesta de la vegetación en situaciones adversas, que ha derivado en la emisión de un informe específico sobre los incendios forestales en España en relación al cambio climático (Moreno 2014).

La defensa contra incendios forestales en España es competencia de las comunidades autónomas. El Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente a través de la Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal tiene encomendada la coordinación básica de las actividades de lucha contra incendios y el apoyo con medios de extinción a las Administraciones Autonómicas. En la Comunitat Valenciana, son distintas instituciones y organismos públicos y privados los que intervienen en la lucha contra los incendios forestales. Las funciones de coordinación, gestión y planificación en materia de extinción de incendios, así como la investigación de las causas de los incendios forestales corresponden a la Agencia de Seguridad y Respuesta a las Emergencias, perteneciente a la Presidencia de la Generalitat. Así mismo, a la Conselleria con competencias en medio ambiente, a través de la Dirección General de Prevención de Incendios Forestales, se le asignan entre otras, las funciones de prevención de incendios forestales, concienciación ciudadana y divulgación, investigación y desarrollo de nuevos métodos de prevención.

La Comunitat Valenciana cuenta con el Plan Especial frente al riesgo de incendios forestales (Generalitat Valenciana 2017), que se desarrolla con el objetivo de regular la utilización, coordinación y movilización de los medios y recursos de los organismos públicos y privados que existen en el ámbito de la Comunitat con la máxima eficacia en las situaciones de preemergencia y emergencia por incendios forestales.

La participación de la Conselleria de Sanidad Universal y Salud Pública se hace efectiva en el plan a través de la participación de los Centros de Información y Coordinación de Urgencias, que son los responsables de la gestión y coordinación permanente de los recursos asistenciales de urgencias y emergencias, siendo las funciones de la Unidad básica sanitaria de carácter asistencial.

La inquietud derivada de los grandes incendios de 2012 a los que se vio expuesta la población de Valencia, dio lugar a que desde la entonces Dirección General de Investigación y Salud Pública, de la Conselleria de Sanidad, se elaboraran una serie de recomendaciones generales dirigidas a la protección de la salud que se pusieron a disposición de la población y de los profesionales de sanidad ambiental y los directores de los Centros de Salud Pública.

Por último, cabe señalar que, como en otras comunidades autónomas, las competencias en materia de medio ambiente atmosférico corresponden al órgano ambiental, que en la Comunitat es la actual Dirección General de Cambio Climático y Calidad Ambiental, de la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, desde donde se publicó, en 2013, el Plan de Mejora de la Calidad del Aire, correspondiente al entorno metropolitano de la ciudad de Valencia. No obstante lo anterior, a la conselleria competente en materia de sanidad, le corresponde la vigilancia sanitaria de los riesgos ambientales, incluida la contaminación atmosférica (D. 95/2009, de 10 de julio).

1.2.7.3 EL WILDLAND FIRE AIR QUALITY RESPONSE PROGRAMME

Distintas regiones han definido actuaciones de salud pública dirigidas principalmente a la comunicación del riesgo y a la puesta en marcha de actuaciones para proteger la salud de la población ante incendios forestales. Tal es el caso de regiones de Canadá (Manitoba Health), Australia (Department of Health and EPA Victoria) (Figura 1.6.) y Estados Unidos (U.S. EPA), que han activado programas al respecto, resultado de la colaboración con distintas agencias implicadas. Por su grado de desarrollo destaca el programa puesto en marcha en Estados Unidos, que se describe a continuación.

En el caso concreto de los Estados Unidos, el Servicio Forestal Nacional, contando con distintos socios, ha desarrollado el Programa de Respuesta a la Calidad del Aire ante Incendios Forestales (Wildland Fire Air Quality Response Program) que se dirige específicamente a la gestión de los riesgos derivados del humo de los incendios. El Programa ha puesto en marcha un sistema de equipos de monitoreo de humo a escala nacional, con el fin de conocer la magnitud del impacto del humo. Estos equipos han sido ampliamente utilizados en los incendios del oeste de los Estados Unidos, de 2014 y 2015.

Junto con los datos de los monitores, estas herramientas y productos son interpretados por técnicos especialistas conocidos como *Air Resource Advisors*, que diseñan los mensajes para el público y que se coordinan con las agencias de calidad del aire y de la salud, así como con otros socios implicados.

SMOKY OUTSIDE? PROTECT YOUR HEALTH

Check for fire warnings in your area www.emergency.vic.gov.au

Avoid physical activity outside – especially people with heart or lung conditions (including asthma), children, pregnant women and those over 65.

Take an air-conditioned break at a local library or shopping centre.

If you are not under threat from a fire, **avoid breathing smoke by staying inside.**

Look out for elderly neighbours or other people at risk.

Follow your treatment plan if you have a heart or lung condition (including asthma).

Call NURSE-ON-CALL on 1300 60 60 24 if you are experiencing any discomfort that may be due to smoke exposure such as itchy eyes, sore throat, runny nose or coughing.

Call 000 if anyone is having difficulty breathing, wheezing or experiencing tightness in the chest.

For more information:

- Tips to avoid smoke and how to stay cool in the heat: Better Health Channel – www.betterhealth.vic.gov.au
- Air quality and bushfire smoke: Environment Protection Authority (EPA) – www.epa.vic.gov.au
- Your safety: Vic Emergency – www.emergency.vic.gov.au or call the Victorian Bushfire Information Line – 1800 240 667
TTY users should use the National Relay Service (phone 1800 555 677) then ask for 1800 240 667
- Asthma Foundation of Victoria – www.asthma.org.au

Authorised and published by the Victorian Government, 1 Treasury Place, Melbourne.
© State of Victoria, December 2016. Printed by Printman Colour Group, Carum Downs. (151003)

VICTORIA
State Government

Figura 1.6. Información proporcionada a la población dirigida a la protección de la salud ante la presencia de humo. Fuente: Victoria Health.

El monitoreo y la modelización de los impactos del humo de los incendios forestales sirve de apoyo a bomberos, decisores y al público, para comprender la magnitud del impacto que se está produciendo en la calidad del aire. Por su parte, las predicciones de futuros impactos permiten el desarrollo de mensajes efectivos y así el personal público y los bomberos pueden responder en consecuencia y poner en marcha, cuando sea necesario, acciones para reducir la exposición.

Para la comunicación sobre la calidad del aire, se cuenta con distintas herramientas. Entre ellas, cabe destacar los mapas que informan de los incendios que se están

produciendo a lo largo del país. Estos tienen distintas capas, como las que ofrecen datos sobre los niveles de $PM_{2.5}$ obtenidos de la red de monitores y los obtenidos a partir de estaciones móviles que hayan podido activarse ante determinadas circunstancias, también información sobre los incendios y las plumas. El color en el que se presentan los distintos monitores depende de la calidad del aire determinada (Figura 1.7).

Los monitores, que miden las partículas finas, $PM_{2.5}$, están vinculados al sistema de satélite GOES. Los datos, casi en tiempo real, están disponibles para el público a través de Internet (*AirNow* website, EPA) del mismo modo que los sistemas de visualización de datos desarrollados por el Equipo de *AirFire* de la Estación de Investigación del Noroeste del Pacífico, que están dirigidos a apoyar las predicciones en relación al humo. El Equipo *AirFire* con su sistema *BlueSky* de modelización del humo, proporciona de manera diaria un modelo del impacto del humo para todos los incendios activos a lo largo de los Estados Unidos.

Las actuaciones específicas en materia de Salud Pública se recogen en la guía elaborada al respecto, que ha sido recientemente actualizada (mayo 2016) (*Wildfire Smoke - A Guide for Public Health Officials*). En ella, se recoge información detallada sobre las estrategias específicas dirigidas a reducir la exposición al humo de los incendios, tales como: mantenerse en el interior, reducir la actividad, reducir fuentes de contaminación en ambientes interiores, uso de aires acondicionados y filtros, evitar el empleo de generadores de ozono, crear una habitación limpia en el hogar, consideraciones sobre el empleo de humidificadores, consejos para tener en cuenta en los desplazamientos en vehículos, protección respiratoria, “refugios de aire limpio”, evacuación, etc... Además, se recogen recomendaciones para la emisión de avisos a la población de las zonas más afectadas, previos a la estación de incendios y sobre las medidas de protección y avisos al público durante los incendios, que se establecen en base a los niveles determinados de partículas (Tabla 1.8).

De manera complementaria, esta guía proporciona una tabla en la que se incluye un listado general de los efectos en salud y precauciones a considerar para ser empleadas en los avisos al público (Anexo 1). Esta información se basa en la calidad del aire determinada, la experiencia y la evidencia disponible. La Guía establece la conveniencia de que los mensajes dirigidos a la protección de la salud lanzados por las distintas agencias se realicen cuando sea posible de una manera conjunta y se actúe coordinadamente.

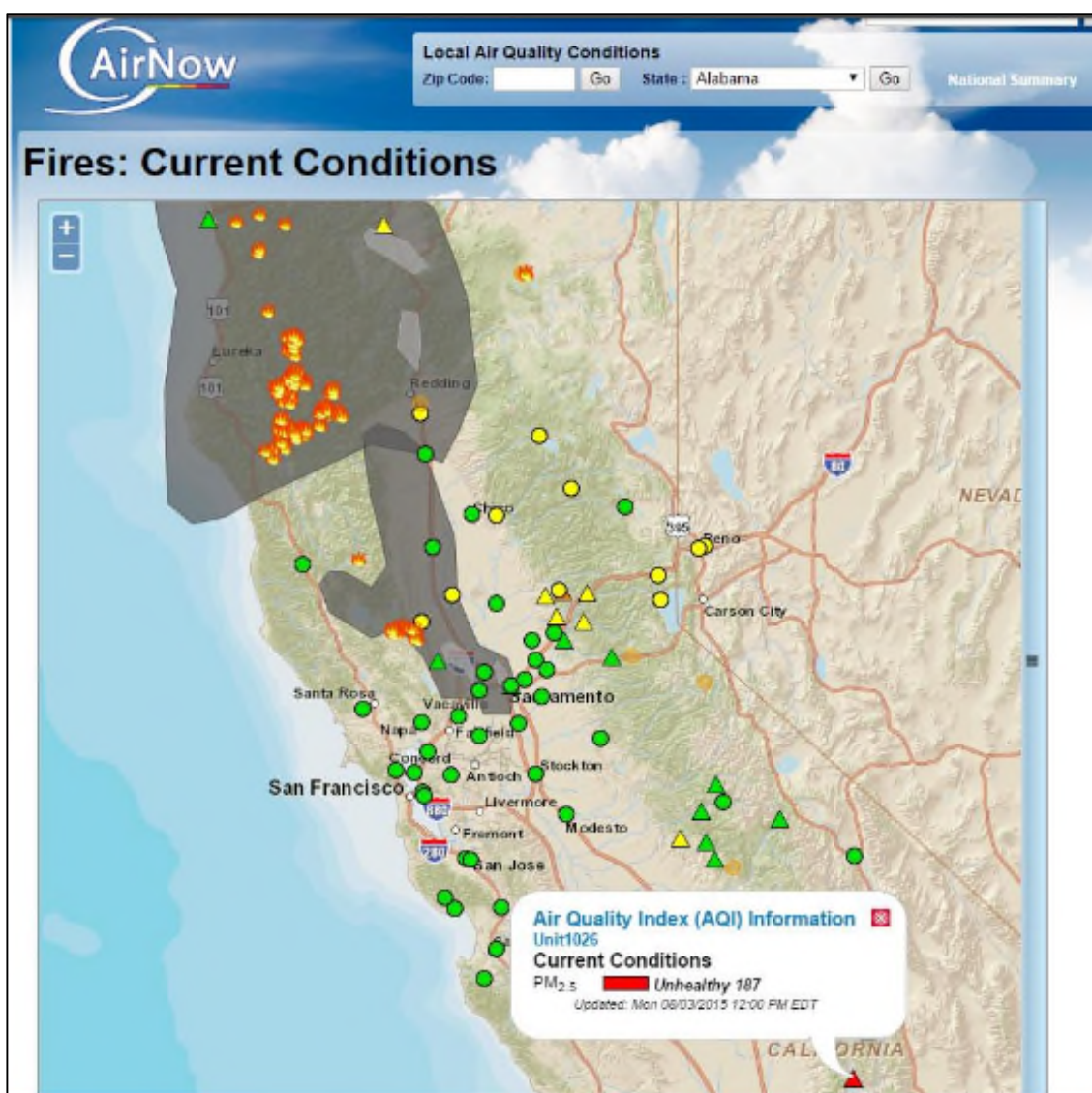


Figura 1.7. Imagen con información sobre los incendios activos y la calidad del aire registrada en las distintas estaciones en el oeste de Estados Unidos. Fuente: AirNow website, EPA.

Entre las medidas de prevención se incluyen recomendaciones específicas para niños, otros grupos de riesgo y animales. La División de Seguridad y Salud Ocupacional de California, en colaboración con otras agencias del Estado, ha elaborado una guía dirigida a la protección de los trabajadores en oficinas y lugares de trabajo (interiores) que se incluye en la presente guía. También incluye precauciones para las labores de limpieza y se hace referencia de manera explícita a la población infantil, con información elaborada desde las PEHSU (Pediatric Environmental Health Specialty Units) (Phesu 2017).

Tabla 1.8. Acciones de protección recomendadas frente al humo de incendios forestales según la calidad del aire. Fuente: US EPA 2016.

Valores del AQI*	PM _{2.5} (µg/m ³) (media de 24 horas)	Acciones recomendadas
Bueno (0 a 50)	0-12	- Si se prevé un incendio, activar un plan de comunicación.
Moderado (51-100)	12.1-35.4	- Prepararse para la implementación de las guías de actividad en la escuela (School Activity Guidelines). - Emitir avisos sobre los efectos en salud y síntomas y para reducir la exposición. - Distribuir información para evitar la exposición.
Perjudicial para grupos sensibles (101-150)	35.5-55.4	- Evaluar la implementación de las guías de actividad en la escuela (School Activity Guidelines). - Si se espera que se prolongue la situación informar sobre posibles refugios de aire limpio y preparar los planes de evacuación.
Perjudicial (151-200)	55.5-150.4	- Implementar completamente las guías de actividad en la escuela (School Activity Guidelines) - Considerar la cancelación de eventos en el exterior (conciertos, competiciones deportivas), en base a consideraciones relativas a los desplazamientos y a la salud pública.
Muy perjudicial (201-300)	150.5-250.4	- Evitar en los colegios las actividades en el exterior. - Considerar el cierre de algunas o todas las escuelas. - Cancelar los eventos exteriores que impliquen actividad física, como competiciones deportivas. - Considerar la anulación de eventos exteriores que no impliquen actividad física (conciertos...)
Peligroso (>300)	250.5-500	- Considerar el cierre de las escuelas. - Cancelar los eventos exteriores (competiciones deportivas, conciertos...) - Considerar el cierre de lugares de trabajo no esenciales. - Si se espera que se mantengan los niveles durante un periodo prolongado, valorar la evacuación de la población sensible.

* Air Quality Index.

2. HIPÓTESIS

HIPÓTESIS PRINCIPAL

- La exposición a incendios forestales se asocia con un incremento del riesgo en la mortalidad no accidental.

HIPÓTESIS SECUNDARIAS

- Los niveles de partículas aumentan cuando se producen incendios forestales.
- Los incendios forestales afectan a la mortalidad respiratoria y circulatoria.
- El efecto de los incendios forestales en la mortalidad es más importante en las personas mayores.
- La exposición a partículas constituye un factor de riesgo para la mortalidad total, respiratoria, circulatoria y en personas mayores.
- El tipo de área quemada (forestal o no forestal) y la dirección del viento influyen en la relación de los incendios con la mortalidad y con las partículas.
- Las partículas producidas a consecuencia de los incendios forestales ejercen un efecto específico sobre la mortalidad.
- Los grandes incendios forestales de 2012 supusieron un incremento de la concentración de partículas y de la mortalidad en la ciudad de Valencia.

3. OBJETIVOS

OBJETIVO PRINCIPAL

- Estudiar la relación entre los incendios, los niveles de partículas y la mortalidad en Valencia.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Definir distintos indicadores para la evaluación de la exposición a incendios y analizar su relación con los niveles de las distintas fracciones de partículas.
- Evaluar la asociación entre los distintos indicadores de exposición a incendios y la mortalidad diaria por causas naturales, respiratorias y circulatorias y en personas mayores.
- Determinar el efecto en la mortalidad de las distintas fracciones de partículas.
- Evaluar cómo modifican los incendios forestales los efectos de las partículas en la mortalidad.
- Analizar el efecto de los grandes incendios de 2012 en las partículas y la mortalidad.

4. MATERIAL Y MÉTODO

4.1 DEFINICIÓN DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO

4.1.1 ÁMBITO DE ESTUDIO

Se incluye en el estudio a la población total del término municipal de Valencia. La ciudad de Valencia está situada en la costa este de la Península Ibérica, en la parte central del litoral mediterráneo (Figura 4.1). El municipio se eleva 15 metros por encima del nivel del mar y cuenta con una superficie de 134,65 km². Es el tercer municipio de España por número de habitantes.



Figura 4.1. Ubicación del área de estudio. Fuente: Google Earth.

El área de estudio se encuentra situada sobre una llanura litoral, rodeada de montañas que no sobrepasan los cien metros de altitud. Esta llanura termina, por la parte interior, en el borde de unas pequeñas elevaciones, en sentido perpendicular a la línea de costa. Por la zona septentrional, la llanura litoral se encuentra con el relieve de la Sierra de Portaceli, a unos 30 km del núcleo urbano de Valencia.

El litoral está formado por una zona de marismas y lagunas, que están separadas del mar por la franja costera. Al norte del río Turia, la franja litoral se encuentra fuertemente alterada como consecuencia de la actuación humana, mientras que la zona pantanosa del interior (marjal) ha sido desecada y se aprovecha para cultivos, suelos industriales y urbanizaciones residenciales. Al sur del río Turia, la franja litoral está recubierta de una espesa masa vegetal (La Devesa), que queda separada del mar por la Albufera y por los arrozales.

4.1.2 PERIODO

Se ha definido como periodo de estudio el comprendido entre el 1 de enero de 2009 y el 31 de diciembre de 2013.

La disponibilidad y calidad de los datos de las series de contaminación atmosférica de las estaciones de la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica (RVVCCA) son las que han llevado a establecer la fecha de inicio en 2009. Por otra parte, la fase de recogida de datos de mortalidad para la realización del estudio es la que ha llevado a establecer como fecha fin el 31 de diciembre de 2013.

Durante el periodo de estudio definido es de destacar la concurrencia en el verano de 2012 de dos grandes incendios próximos a la zona de estudio, con origen en los municipios de Cortes de Pallás y Andilla, que afectaron en su conjunto a un total de 22 municipios y resultaron en alrededor de 50 000 hectáreas de superficie forestal quemada. La magnitud de estos incendios supuso la emisión a la atmósfera de importantes cantidades de material particulado y gases, con una doble repercusión, por una parte sobre la calidad del aire respirable, en términos de aumentos de las concentraciones ambiente y, por otra, con una aportación neta de dióxido de carbono (CO₂) al balance global. El Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo cifró las emisiones derivadas en torno a 1 690 000 toneladas de CO₂, que a modo de comparativa supusieron un 25 % del total de las emisiones anuales de CO₂ en la industria de la Comunitat Valenciana en el año 2010 (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, 2012) Durante los días de estos incendios, una gran nube de humo y ceniza provocada por los mismos cubrió parte de la provincia de Valencia, incluyendo la capital (Figura 4.2).



Figura 4.2. Fotografía de la ciudad de Valencia cubierta por el humo durante los grandes incendios de 2012.

4.2 DATOS RECOGIDOS

Se ha trabajado con los datos de población, mortalidad, incendios, contaminación, variables meteorológicas y gripe (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Datos empleados, origen de los mismos y organismo que gestiona cada registro.

DATOS	ORIGEN	ORGANISMO
Población	Padrón Municipal de Habitantes	Conselleria de Economía Sostenible, Sectores Productivos, Comercio y Trabajo
Mortalidad	Registro de Mortalidad de la Comunitat Valenciana	Conselleria de Sanidad Universal y Salud Pública
Incendios	Estadística General de Incendios Forestales	Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente
Contaminación atmosférica	Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica	Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural
Variables meteorológicas	Registro de la Agencia Estatal de Meteorología	Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente
Gripe	Registro de Gripe	Conselleria de Sanidad Universal y Salud Pública

4.2.1 DATOS SOBRE LA POBLACIÓN GENERAL DE ESTUDIO

La información sobre el número de habitantes y estructura de la población, incluyendo edad y sexo, se ha obtenido con fines descriptivos a través de los datos del Padrón Municipal de Habitantes para cada uno de los años de estudio. Esta información se encuentra accesible a través del Portal Estadístico de la Generalitat Valenciana, de la Conselleria de Economía Sostenible, Sectores Productivos, Comercio y Trabajo.

4.2.2 INFORMACIÓN SOBRE MORTALIDAD

Los datos de mortalidad proceden del Registro de Mortalidad de la Comunitat Valenciana, que es gestionado desde la Subdirección General de Epidemiología, Vigilancia de la Salud y Sanidad Ambiental, de la Conselleria de Sanidad Universal y Salud Pública. Este registro emplea los datos de defunciones del aprovechamiento estadístico de la información administrativa del Registro Civil, obteniéndose de los Boletines Estadísticos de Defunción, las defunciones de personas que han vivido más de 24 horas, y de los Boletines Estadísticos de Partos, Nacimientos y Abortos, los nacidos vivos y fallecidos antes de las 24 horas.

El Registro incluye los fallecimientos ocurridos en la Comunitat Valenciana, según causas (enfermedades, accidentes) y área sanitaria de residencia de los fallecidos. Esta información se facilita también por municipio para aquellos de mayor tamaño.

Desde 1996 se incluyen en el Registro los nacidos vivos y fallecidos antes de las 24 horas y a todos los fallecidos residentes en la Comunitat Valenciana, con independencia de la comunidad autónoma donde haya ocurrido el fallecimiento.

A partir de 2004, las defunciones correspondientes a nacidos vivos y fallecidos antes de las 24 horas se completan con la información de estas características procedente del Registro de Mortalidad Perinatal de la Comunitat Valenciana.

A partir de las defunciones ocurridas el uno de enero de 1999, la causa básica de defunción se encuentra codificada de acuerdo a la Clasificación Internacional de Enfermedades y de los Problemas relacionados con la Salud (CIE-10).

Para el presente estudio se ha trabajado con los datos de mortalidad por todas las causas excepto las externas (CIE-10: A00 R99), mortalidad en personas de 70 años o

más, mortalidad por causas circulatorias (CIE-10: I00 I99) y respiratorias (CIE-10: J00 J99).

Para el estudio se han excluido las muertes de los residentes en Valencia si han ocurrido fuera de la ciudad, con el fin de evitar sesgos de mala clasificación en cuanto a la exposición.

4.2.3 DATOS DE INCENDIOS FORESTALES

Se ha trabajado con la información recogida en la Estadística General de Incendios Forestales, que se coordina desde la Subdirección General de Silvicultura y Montes, del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.

El Área de Defensa contra Incendios Forestales, del Ministerio competente en medio ambiente, es el organismo encargado de homogeneizar, mantener, elaborar y publicar esta estadística, a partir de la información que remiten las comunidades autónomas de cada uno de los siniestros forestales que ocurren en España.

La estadística definitiva se obtiene del proceso informático de los Partes de Incendio Forestal, formularios que recogen para cada incendio más de 150 campos de datos.

Cabe indicar que para que un fuego sea considerado incendio forestal debe afectar necesariamente a terreno forestal, tal y como se establece en la Ley 43/2003, de Montes, entendiéndose como tal *“todo terreno en el que vegetan especies forestales arbóreas, arbustivas, de matorral o herbáceas, sea espontáneamente o procedan de siembra o plantación, que cumplan o puedan cumplir funciones ambientales, protectoras, productoras, culturales, paisajísticas o recreativas”*.

Conviene señalar, que en base a la definición anterior, no tienen la consideración de monte o terreno forestal, los terrenos dedicados al cultivo agrícola, ni los suelos urbanos, así como todos aquellos que excluya cada comunidad autónoma en su normativa forestal y urbanística. Así pues, no son incendios forestales los que ocurren dentro de urbanizaciones, aunque afecten a vegetación natural, los fuegos que afectan a vegetación natural de cunetas de carreteras y caminos en áreas eminentemente agrícolas o urbanas, la quema de barreras cortavientos de vegetación arbórea que separan parcelas agrícolas y aquellos que afectan a pequeños enclaves menores de 100 m² en áreas de cultivos.

La Estadística General de Incendios Forestales proporciona, entre otras, la siguiente información para cada uno de los incendios registrados: coordenadas del foco, momento de detección y de extinción y extensión de las superficies afectadas (total arbolada, total no arbolada, superficie total -la suma de las anteriores- y superficie no forestal).

En relación a las superficies arboladas y no arboladas afectadas por el fuego, cabe indicar que se considera como terreno no arbolado cuando la cobertura arbolada es inferior al 20 %. Es decir, algún árbol disperso entre una formación de matorral se considera terreno forestal no arbolado. Igualmente, se considera terreno no arbolado los terrenos forestales compuestos de monte bajo de encina o rebollo, cuando tanto por su talla y número de pies existente, se prevea que no llegarán a formar árboles con tronco y copa definidos. En los fuegos de superficie que transcurren bajo arbolado sin afectar a este, se considera la superficie como no arbolada.

4.2.3.1 Criterios de selección de incendios

A partir de la base de datos que recoge información sobre los incendios forestales que han afectado a la Comunitat Valenciana a lo largo del periodo de estudio, se ha procedido a la selección de los incendios de interés. Los 3 criterios considerados se relacionan con el tamaño del área quemada, la distancia a la población de estudio y la dirección del viento.

- Criterio 1: Relativo a la magnitud del incendio. Se han seleccionado los incendios que han sido el origen de al menos 10 hectáreas quemadas:
 - $AQ_i > 10$, siendo AQ_i el área quemada de incendio "i", en hectáreas.
- Criterio 2: Basado en la cercanía. Se han seleccionado aquellos incendios que se han originado a una distancia del municipio inferior o igual a 70km, siendo
 1. dk_i : distancia del incendio "i" al municipio, definida:

$$dk_i = D((x_0, y_0), (x_i, y_i)) - r$$
 2. (x_0, y_0) son las coordenadas del centroide del municipio.
 3. (x_i, y_i) son las coordenadas del punto de detección del incendio "i".
 4. D: distancia euclídea.

$$5. \quad r = \sqrt{\frac{AQ_i}{100 \cdot \pi}}, \text{ radio de la zona afectada por el incendio en km, siendo}$$

AQ el área quemada.

- Criterio 3 (Figura 4.3.): Basado en la dirección del viento. Se han seleccionado aquellos incendios que el viento “conduce” al municipio, de acuerdo al siguiente criterio: el incendio será seleccionado si el centroide del municipio está en el cuadrante de 90° definido por la dirección del viento desde el incendio $\pm 45^\circ$, para al menos una de las 4 mediciones diarias de dirección de viento (a las 0, 7, 13 y 18 horas). Para el cálculo se ha utilizado la siguiente condición:

$$\circ \quad |\alpha_i - \beta_i| \leq 45^\circ$$

Dónde,

1. α_i : dirección del viento en el aeropuerto, que se considera constante para toda el área de estudio y por tanto para el punto de origen del incendio: (x_i, y_i) . Este ángulo indica la procedencia del viento como el ángulo formado con la vertical y dicha dirección en el sentido de las agujas del reloj (p.e. $\alpha_i = 0$ indicaría viento del norte).
2. β_i el ángulo formado por el segmento determinado por los centroides del incendio (x_i, y_i) y el centroide del municipio (x_0, y_0) y la recta $x=x_0$ (vertical que pasa por el centroide del municipio), también medido en el sentido de las agujas del reloj.

En la Figura 4.3. se representa gráficamente el criterio basado en la dirección del viento. En la imagen de la izquierda se presenta un supuesto que llevaría a la selección de un determinado incendio, mientras que en la de la derecha no se procederían a la consideración del incendio para el cálculo de las variables.

Se ha trabajado con los incendios que cumplen con los tres criterios definidos, pero además, también se han considerado para el análisis los incendios que solo cumplen los dos primeros criterios, con objeto de trabajar con indicadores, incluyendo más casos, lo que va en pro de un aumento en la potencia estadística.

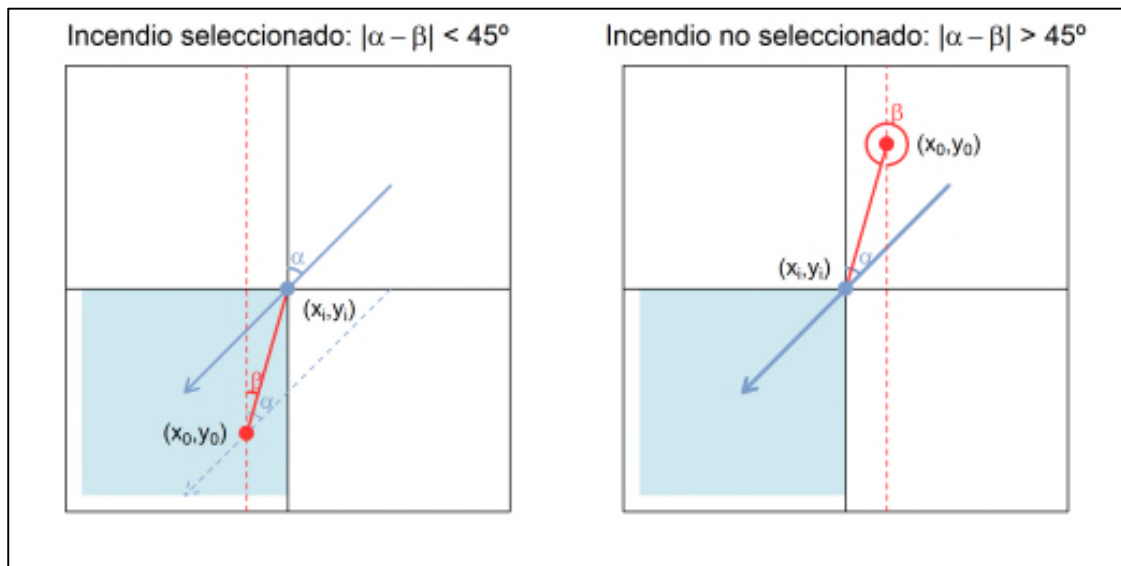


Figura 4.3. Representación gráfica de la aplicación del criterio correspondiente a la selección de incendios según la dirección del viento, en dos situaciones concretas.

4.2.3.2 Definición de las variables de incendio

Para estudiar las características de los incendios forestales y realizar el análisis posterior se han definido una serie de variables: días con incendio (ocurrencia), días acumulados de incendio (duración), número de incendios simultáneos (conurrencia), áreas quemadas (total, forestal y no forestal), en números absolutos y ponderadas separadamente por: la distancia al centroide y la dirección del viento. Igualmente se ha definido una variable correspondiente a los días de los grandes incendios de 2012.

Se ha calculado cada una de estas variables tomando en consideración por una parte, los incendios que cumplen con los requisitos de tamaño, distancia y dirección del viento, y por otra, los incendios que únicamente cumplen con los 2 primeros criterios señalados. Cada una de estas variables ha sido calculada según el tipo de área quemada: total, forestal y no forestal.

4.2.3.3 Asunciones para evaluar la exposición a incendios forestales

Para evaluar la exposición a incendios forestales, se ha asumido lo siguiente:

1. La dirección del viento en la estación meteorológica de Valencia/Aeropuerto es representativa de la dirección del viento en cada punto del área de estudio, en particular del punto donde se origina el incendio. La orografía de la zona hace que haya poca variación en la dirección del viento. Se trata de una planicie con cierta distancia a las formaciones montañosas, donde la dirección del viento es

fundamentalmente este-oeste.

2. El área quemada se distribuye en círculo en torno al punto de detección.
3. En aquellos incendios donde faltan las coordenadas del foco, son representativas las coordenadas del municipio en el que se inicia (2 casos).

Tabla 4.2. Variables de incendio definidas.

VARIABLE	NOMBRE	TIPO	DEFINICIÓN
Ex	Exposición	Dicotómica	Días con o sin exposición a incendios (1= con exposición; 0= sin exposición).
n	Acumulación de incendios	Categorica	Número de incendios simultáneos.
dac	Duración acumulada	Continua	Días previos de exposición a 1 o más incendios.
aqd	Área quemada diaria	Continua	Área quemada total de cada incendio entre la duración en días del incendio.
aqdf	Área quemada diaria forestal	Continua	Área quemada forestal de cada incendio entre la duración en días del incendio.
aqdnf	Área quemada diaria no forestal	Continua	Área quemada no forestal de cada incendio entre la duración en días del incendio.
aqdist	Cercanía	Continua	Promedio del área quemada total (por día) ponderada por el inverso de la distancia al centroide de la zona de estudio.
aqfdist	Cercanía	Continua	Promedio del área quemada forestal (por día) ponderada por el inverso de la distancia al centroide de la zona de estudio.
aqnfdist	Cercanía	Continua	Promedio del área quemada no forestal (por día) ponderada por el inverso de la distancia al centroide de la zona de estudio.
aqdirv	Dirección del viento	Continua	Promedio del área quemada total (por día) ponderada por el inverso de la diferencia en grados con la dirección del viento.
aqfdirv	Dirección del viento	Continua	Promedio del área quemada forestal (por día) ponderada por el inverso de la diferencia en grados con la dirección del viento.
aqnfdirv	Dirección del viento	Continua	Promedio del área quemada no forestal (por día) ponderada por el inverso de la diferencia en grados con la dirección del viento.
Incendios 2012	Incendios 2012	Dicotómica	Días correspondientes a los grandes incendios de junio y julio de 2012 (1=con, 0= sin exposición)

4.2.4 VARIABLES DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

La Comunitat Valenciana cuenta con la RVVCCA, una red de estaciones que permite realizar un seguimiento de los niveles de los contaminantes atmosféricos más importantes y que dispone de datos desde el año 1994 (Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, 2015). Su distribución espacial cubre todo el territorio de la Comunitat, con una concentración mayor de estaciones en los núcleos urbanos más importantes.

Esta red de vigilancia cuenta con una serie de puntos fijos de medición, que se ubican en estaciones fijas y las unidades móviles, que se distribuyen en distintos emplazamientos a lo largo del año. La red permite la medición en continuo de los niveles de más de 20 contaminantes, así como de distintos parámetros meteorológicos.

Entre los contaminantes analizados a través de la red se incluyen: SO₂, NO, NO₂, NO_x, CO, O₃, C₆H₆, otros hidrocarburos como el tolueno y el xileno, material particulado (PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁) y metales como el As, Ni, Cd, Pb e hidrocarburos aromáticos policíclicos sobre la fracción PM₁₀.

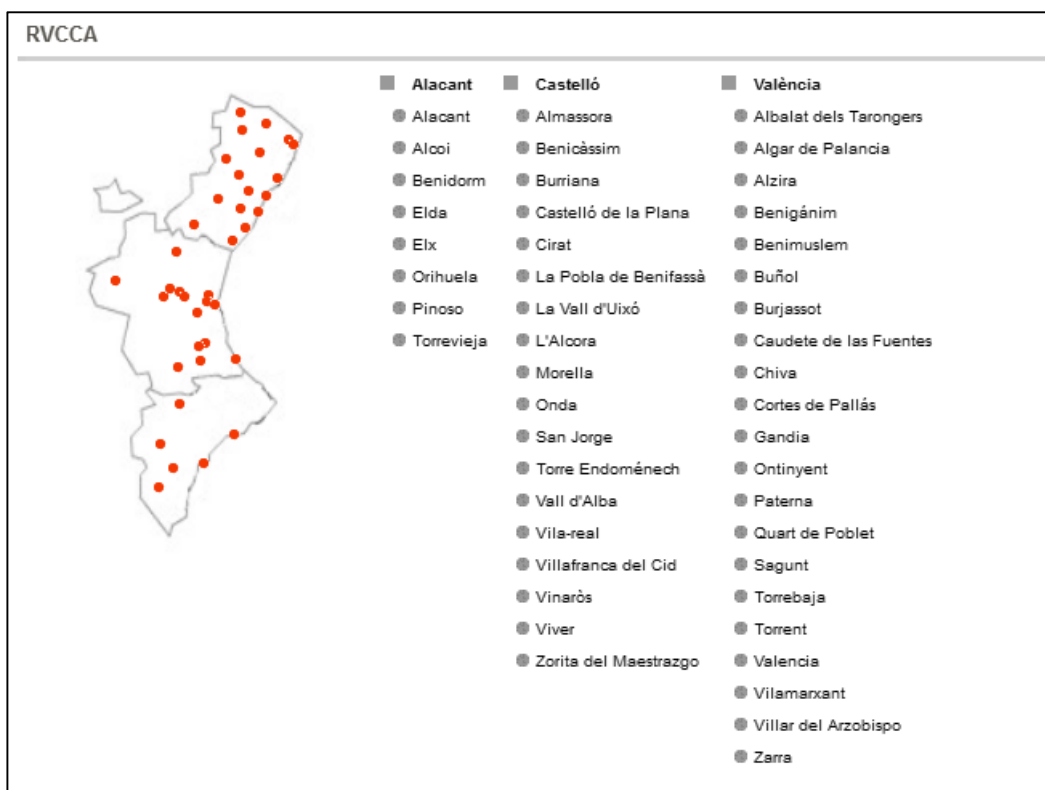


Figura 4.4 Ubicación de las estaciones de la RVVCCA Fuente: Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, 2017.

La información recogida a través de la RVVCCA se transmite a través del Sistema Español de Información, Vigilancia y Prevención de la Contaminación Atmosférica. Con esta información la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, da cumplimiento al deber de información a la Comisión Europea, en los términos y condiciones que esta establece.

4.2.4.1 Estaciones de la zona de estudio

La zona de estudio cuenta para el periodo definido con 6 estaciones que proporcionan información sobre los contaminantes de interés. Por su proximidad a la ciudad de Valencia y la calidad de sus datos se incluye en el estudio la estación ubicada en Burjassot (Tabla 4.3; Figura 4.5).

Tabla 4.3. Estaciones de calidad del aire ubicadas en la zona de estudio y sus proximidades.

CÓDIGO NACIONAL	NOMBRE	MUNICIPIO	ZONA
46250047	Valencia – Avda. Francia	Valencia	Urbana de tráfico
46250050	Valencia – Bulevard Sud	Valencia	Urbana de tráfico
46250048	Valencia – Molí del Sol	Valencia	Suburbana de tráfico
46250030	Valencia - Pista de Silla	Valencia	Residencial
46250046	Valencia – Politècnic	Valencia	Residencial
46250043	Valencia – Vivers	Valencia	Residencial
46078004	Burjassot - Facultats	Burjassot	Residencial

De las series de contaminantes disponibles, se ha seleccionado en base a la evidencia disponible y la bibliografía consultada, los datos de O₃, NO₂ y partículas en sus diferentes fracciones (PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁). Se ha trabajado a partir de las concentraciones medias diarias de cada contaminante.

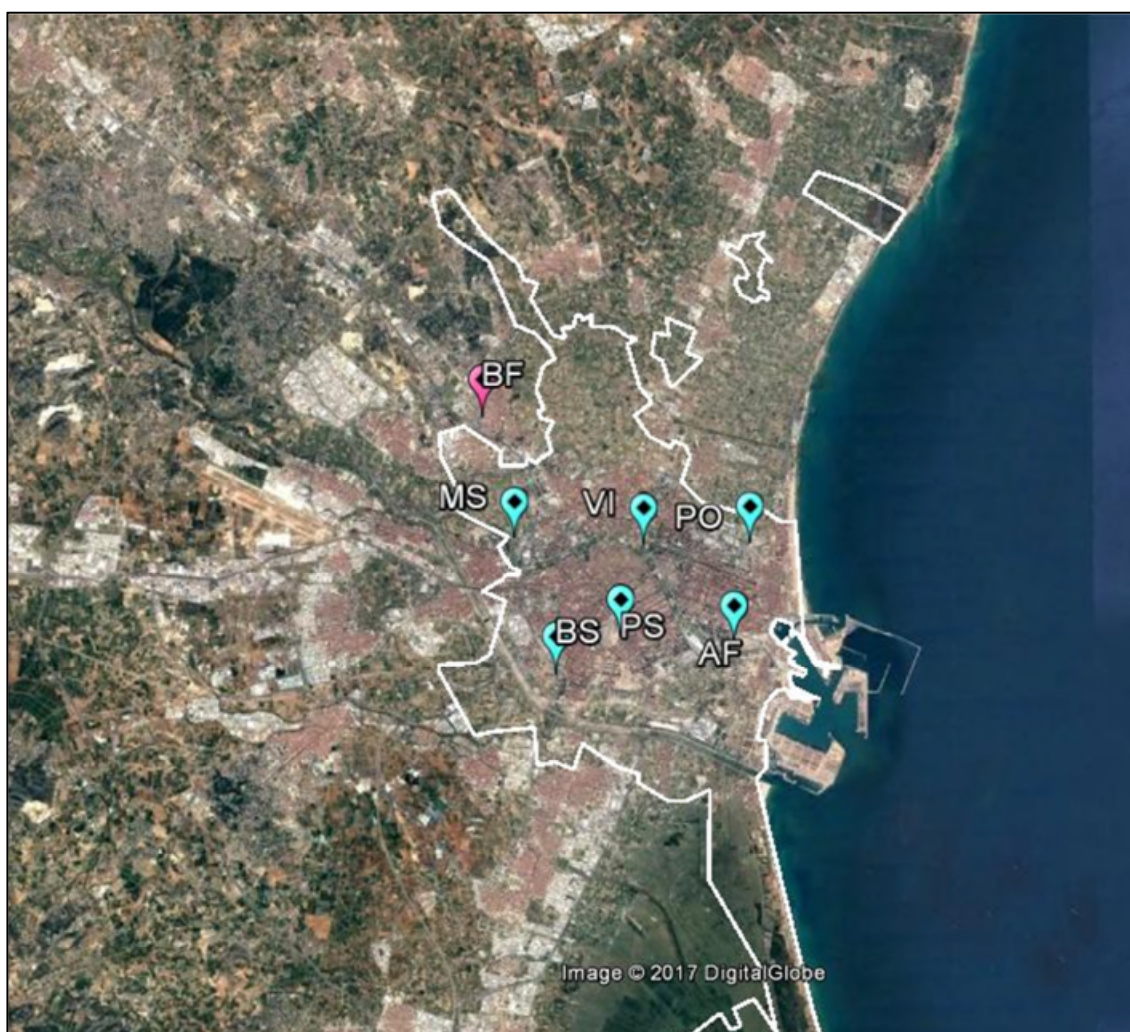


Figura 4.5. Ubicación de las estaciones de calidad del aire consideradas para el estudio. BF: Burjassot - Facultats. MS: Molí del Sol. VI: Viveros. PO: Politécnico. BS: Bulevar Sur. PS: Pista de Silla. AF: Avenida de Francia. En azul, las estaciones ubicadas en Valencia ciudad., en rosa la seleccionada por proximidad. Se marca el límite del término municipal de Valencia.

4.2.4.3 Metodología de medición de los contaminantes

La Directiva relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa (Dir. 2008/50/CE, de 21 de mayo de 2008) y la normativa nacional derivada (RD 102/2011, de 28 de enero; RD 39/2017, de 27 de enero) , establecen los métodos de referencia para la evaluación de la concentración de los distintos contaminantes regulados O_3 , NO_2 , PM_{10} y $PM_{2.5}$ (Tabla 4.4). Cabe señalar que las PM_1 no se contemplan en la normativa de aplicación, aunque distintas estaciones realizan mediciones de esta fracción, por lo que se incluyen en el estudio.

En las estaciones consideradas para el estudio, se emplean durante el total del periodo para el análisis de O_3 y el NO_2 los correspondientes métodos de referencia

establecidos en la normativa, fotometría ultravioleta, para el O_3 y quimioluminiscencia, para el NO_2 .

No obstante, en el caso de las partículas, la adaptación al método de referencia, el gravimétrico, (Figura 4.6) se encuentra en proceso, por lo que en algunas estaciones se dispone de otra metodología para el análisis de las diferentes fracciones de partículas, como GRIMM180 o GRIMM107 (Tablas 4.5, 4.6 y 4.7).

Figura 4.6. Equipo gravimétrico empleado en las estaciones de la RVVCCA: Fuente: BSG Ingenieros.



Tabla 4.4. Métodos de referencia para la evaluación de las concentraciones de contaminantes en el aire ambiente. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013.

El GRIMM180 constituye un método equivalente al de referencia y es aceptado oficialmente para PM_{10} . Este método se basa en la dispersión que experimenta un haz láser de baja potencia cuando incide sobre las partículas aspiradas. Se utiliza en algunas estaciones, permitiendo datos instantáneos y en tiempo real de este contaminante. Por su parte, el método GRIMM 107 utiliza un analizador también basado en la dispersión láser pero sin equivalencia con el método gravimétrico, por lo que en estos casos es necesario realizar ejercicios de intercomparación entre ambos métodos para obtener el factor de correlación que los equipare. Los datos que se ofrecen a través de la web de la conselleria competente en medio ambiente son datos oficiales, y llevan incorporado el factor de corrección. Como en el caso anterior ofrece datos instantáneos.

CONTAMINANTE	MÉTODO DE REFERENCIA	DESCRIPCIÓN
O ₃	UNE-En 14625:2013 “Aire ambiente. Método normalizado de medida de la concentración de ozono por fotometría ultravioleta”	Absorción UV: El O ³ absorbe parte de la radiación ultravioleta. Al pasar la corriente de aire muestreada por un detector electrónico normalizado, se puede estimar la concentración de ozono en función de la atenuación de la misma.
NO ₂	UNE-EN 14211:2013 “Aire ambiente. Método normalizado de medida para la concentración de dióxido de nitrógeno y monóxido de nitrógeno por quimioluminiscencia	Quimioluminiscencia: Se hace reaccionar monóxido de nitrógeno (NO) con O ₃ en una cámara para formar dióxido de nitrógeno NO ₂ en estado excitado, las moléculas de NO ₂ al volver a su estado fundamental emiten radiación que es proporcional a la concentración inicial de NO.
PM _{2.5}	UNE-EN 14907:2006 “Calidad del aire ambiente. Método gravimétrico de medida para la determinación de la fracción másica PM _{2.5} de la materia particulada en suspensión”	Gravimetría: El aire se hace atravesar por un filtro durante un tiempo dado a caudal fijo, lo que retiene las partículas presentes. Posteriormente, un cabezal de corte selecciona la fracción de material particulado que interese (PM _{2.5}). La concentración se obtiene como la diferencia entre el peso del filtro después de la toma de muestras y antes de la misma, dividiendo por el volumen total.
PM ₁₀	UNE-EN 12341:1999 “Calidad del aire. Determinación de la fracción de PM ₁₀ de la materia particulada en suspensión – método de referencia y procedimiento de ensayo de campo para demostrar la equivalencia de los métodos de medida al de referencia”	Gravimetría: El aire se hace atravesar por un filtro durante un tiempo dado a caudal fijo, lo que retiene las partículas presentes. Posteriormente, un cabezal de corte selecciona la fracción del material particulado que interese (PM ₁₀). La concentración se obtiene como la diferencia entre el peso del filtro después de la toma de muestras y antes de la misma, dividiendo por el volumen total.

Tabla 4.5. Método empleado para el análisis de PM₁₀ en las estaciones de estudio durante el periodo 2009-2013.

ESTACIÓN	2009	2010	2011	2012	2013
VIVEROS	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico
AVDA FRANCIA	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107
BULEVAR SUR	-	-	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico
MOLÍ DEL SOL	GRIMM 107	GRIMM 107*	GRIMM 107*	GRIMM 107*	GRIMM 107*
PISTA DE SILLA	-	GRIMM 107	GRIMM 107*	GRIMM 107*	GRIMM 107*
POLITÉCNIC	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180
BURJASSOT FACULTATS	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico

GRIMM 107*: Los resultados incorporan el factor de corrección correspondiente.

Tabla 4.6. Método empleado para el análisis de PM_{2.5} en las estaciones de estudio durante el periodo 2009-2013.

ESTACIÓN	2009	2010	2011	2012	2013
VIVEROS	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico	Gravimétrico
AVDA FRANCIA	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107
BULEVAR SUR	-	-	-	-	-
MOLÍ DEL SOL	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107
PISTA DE SILLA	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107
POLITÉCNIC	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180
BURJASSOT FACULTATS	-	-	-	-	-

Tabla 4.7. Método empleado para el análisis de PM₁ en las estaciones de estudio durante el periodo 2009-2013.

ESTACIÓN	2009	2010	2011	2012	2013
VIVEROS	-	-	-	-	-
AVDA FRANCIA	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107
BULEVAR SUR	-	-	-	-	-
MOLÍ DEL SOL	-	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107	GRIMM 107
PISTA DE SILLA	-	-	-	-	-
POLITÉCNIC	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180	GRIMM 180
BURJASSOT FACULTATS	-	-	-	-	-

4.2.4.4 Disponibilidad de datos para el análisis

Se han utilizado los datos proporcionados por la RVVCCA, que se encuentran disponibles a través de la página web de la conselleria competente en medio ambiente para las estaciones de interés y el periodo considerado.

Con el fin de disponer del mayor número de estaciones, se han seleccionado los datos diarios de contaminantes, para incluir las partículas de estaciones que emplean el método gravimétrico (pesada de filtros de 24 horas y por tanto solo disponen de datos diarios).

Además de los datos de partículas, dado que tanto el O₃ como el NO₂ se van a emplear como confusores, se ha estudiado igualmente la disponibilidad de los datos para estos contaminantes. Se han considerado como estaciones válidas para cada contaminante aquellas en las que las series presentan más del 75 % de datos diarios válidos para cada año de estudio. Las estaciones seleccionadas para cada contaminante se presentan en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Estaciones seleccionadas para el análisis de cada uno de los contaminantes.

CONTAMINANTE	ESTACIONES
O ₃	PO, VI, MS, PS, AF, BF
NO ₂	PO, VI, MS, PS, AF, BF
PM ₁₀	PO, VI PS, BF
PM _{2.5}	PO, VI
PM ₁	PO, AF

AF: Avenida de Francia. **BF:** Burjassot-Facultats. **MS:** Molí del Sol. **PO:** Politécnico. **PS:** Pista de Silla. **VI:** Viveros.

Cabe igualmente indicar, que los datos diarios proporcionados a través de la web se corresponden a días con al menos el 75 % de datos horarios válidos, para el O₃, NO₂ y partículas que no son determinadas por el método gravimétrico.

Una vez identificadas las estaciones válidas para cada contaminante se ha imputado con los datos del resto de las estaciones consideradas y se ha calculado el promedio de las concentraciones registradas por las estaciones seleccionadas para cada uno de los contaminantes.

4.2.5 INFORMACIÓN DE LAS VARIABLES METEOROLÓGICAS

Se ha contado con los datos diarios disponibles de diferentes variables meteorológicas para el periodo de estudio completo. Se ha empleado la información procedente de la estación meteorológica que la Agencia Estatal de Meteorología tiene ubicada en el Aeropuerto de Manises (Valencia), que se encuentra en el área metropolitana de la ciudad de Valencia, a unos 10 Km del centro de la capital (Figura 4.7).

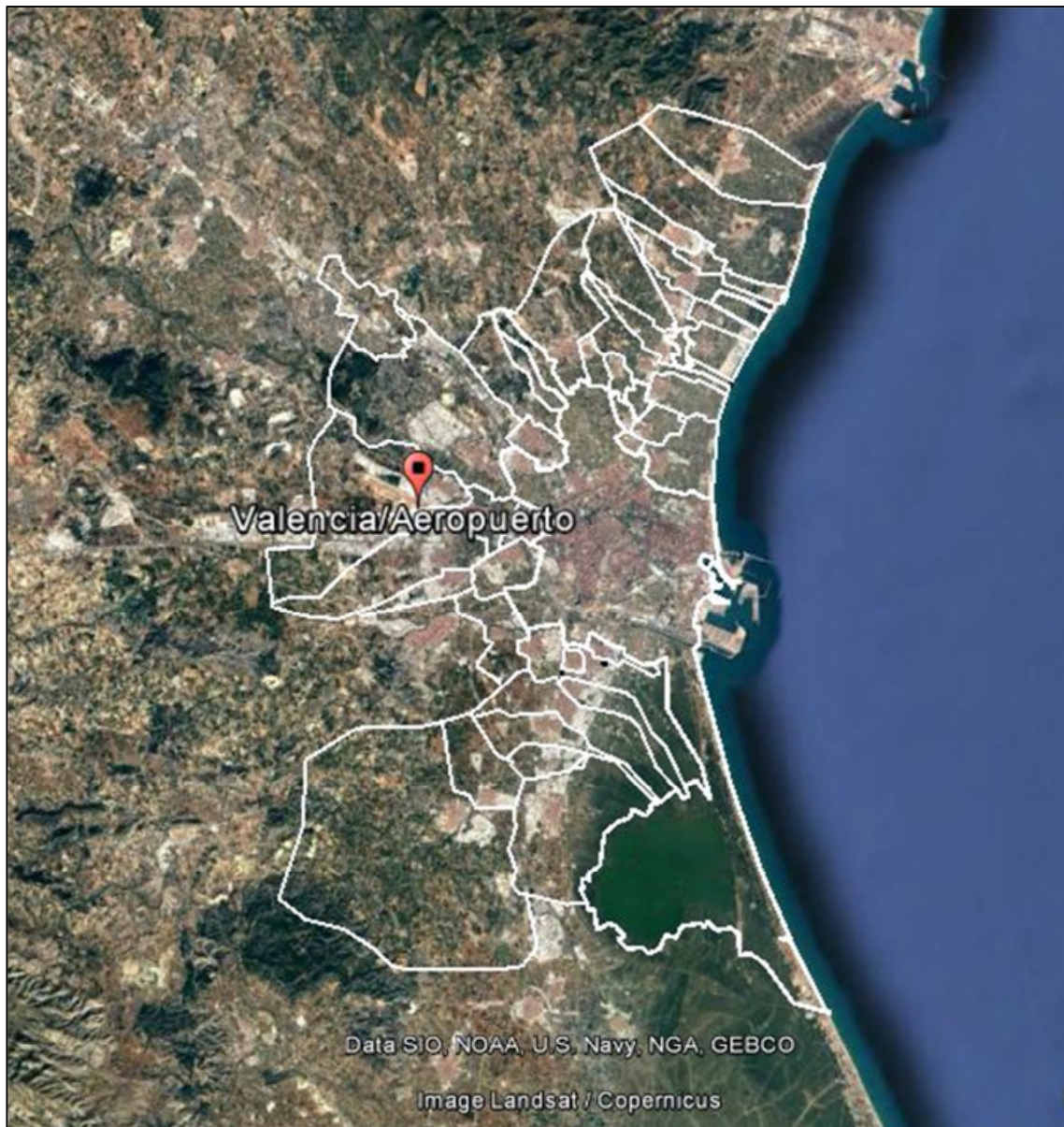


Figura 4.7. Ubicación de la Estación Meteorológica de Valencia/Aeropuerto en el área metropolitana de Valencia.

Se trata de una estación de tipo automático, localizada en las pistas de aterrizaje, encargada del muestreo diario de información meteorológica, que es enviada de forma

continua al Centro Meteorológico de Valencia, del parque de Viveros, para su procesado.

Los parámetros considerados han sido humedad relativa a las 0, 7, 13 y 18 horas, humedad máxima y mínima, presión a las 0, 7, 13 y 18 horas, presión máxima y mínima, temperatura máxima, mínima y media y dirección y velocidad del viento a las 0, 7, 13 y 18 horas. Las variables se corresponden con los promedios diarios calculados con la información a las 0, 7, 13 y 18 horas.

4.2.6 DATOS DE LOS CASOS DE GRIPE

La gripe es una de las enfermedades de declaración obligatoria incluida en el sistema de vigilancia epidemiológica español. La información sobre la incidencia semanal de casos de gripe para el total del periodo de estudio la ha proporcionado el Servicio de Vigilancia y Control Epidemiológico, de la Dirección General de Salud Pública. La variable diaria de gripe se ha calculado a partir del número semanal de casos declarados y se ha trabajado con el promedio de los retardos de 0 a 7 de la variable suavizada.

4.3 PROGRAMAS Y APLICACIONES EMPLEADAS

Se ha trabajado con SPSS versión 22, R versión 3.3.0, Microsoft Excel 2011, EpiDat 4.1.

4.4 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LAS SERIES

Se ha llevado a cabo un análisis descriptivo de los datos recogidos, tanto de la población de estudio, como de las series de mortalidad, de los datos de incendios, variables meteorológicas, contaminación atmosférica y gripe, en todos los casos para el periodo 2009-2013.

4.4.1 DESCRIPCIÓN DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO

Se ha descrito de forma general la estructura de la población, a través de la elaboración de la pirámide de población correspondiente. Se incluye información referente al número de habitantes por año con especificación de las mujeres y hombres con edad igual o superior a 70 años.

4.4.2 DESCRIPCIÓN DE LA MORTALIDAD

Se han realizado los gráficos de secuencia de las series de mortalidad para el periodo 2009-2013 y se han calculado los estadísticos descriptivos principales de la mortalidad total, respiratoria, circulatoria y en mayores. Se ha elaborado los gráficos de secuencia correspondientes para visualizar su evolución a lo largo del periodo de estudio. Además, se han calculado las tasas brutas y específicas de mortalidad de cada uno de los años de estudio para la mortalidad total, en mayores y para cada una de las causas específicas.

4.4.3 DESCRIPCIÓN DE LOS INCENDIOS

Se ha descrito el número total de días con y sin incendio, su distribución por meses, el número de incendios simultáneos, su duración acumulada, y las áreas diarias quemadas.

Se ha analizado las variaciones en los niveles de partículas en función de la exposición a incendios, para el periodo completo y el periodo con incendios (enero-septiembre). Se ha estudiado la variación de los niveles de partículas tanto para incendios que cumplen con los criterios de tamaño, distancia y dirección del viento, como para los que no cumplen con el requisito específico de dirección del viento.

4.4.4 DESCRIPCIÓN DE LAS SERIES DE VARIABLES METEOROLÓGICAS Y DE CONTAMINACIÓN

Se han estimado los estadísticos descriptivos básicos de cada variable y se han elaborado los gráficos de secuencia correspondientes. Se ha determinado el coeficiente de correlación de Pearson entre las concentraciones de contaminantes y las variables meteorológicas principales.

4.4.5 DESCRIPCIÓN DE LOS CASOS DE GRIPE

Se ha calculado los estadísticos descriptivos de los casos de gripe así como la tasa de incidencia por 100 000 habitantes para cada año epidemiológico de estudio. Asimismo se ha elaborado el gráfico de secuencia correspondiente al número de casos y se ha representado la tasa de incidencia semanal por temporada de gripe.

4.5 CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE EL ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para determinar el efecto de los incendios forestales en la mortalidad diaria se ha llevado a cabo un análisis de series temporales con modelos aditivos generalizados de retardos distribuidos no lineales con regresión de tipo quasi-Poisson.

4.5.1 ANÁLISIS DE SERIES TEMPORALES

Una serie temporal es una sucesión ordenada en el tiempo de valores de una variable (Murillo 1994). Los valores de una serie temporal van ligados a instantes de tiempo, de manera que el análisis de una serie implica el manejo conjunto de dos variables: la variable de estudio propiamente dicha y la variable tiempo. Las observaciones se suelen recoger en instantes de tiempo equiespaciados.

Se trata de un tipo de estudio ecológico, pues la unidad de análisis no es el individuo sino una agrupación de los mismos, basada habitualmente en áreas geográficas.

El estudio de una serie temporal puede tener distintas motivaciones. El tipo de análisis, así como los modelos en los que se base el estudio, dependerán en gran medida del tipo de preguntas que se pretende responder. Cuando las observaciones corresponden a una única variable, el análisis de series temporales suele tener como objetivo construir un modelo para explicar la estructura (descripción) y prever la evolución (predicción) de la variable de interés. Cuando se observa simultáneamente un grupo de variables, el objetivo que se persigue consiste generalmente en analizar las posibles relaciones entre las variables observadas y su evolución conjunta. En el campo de la epidemiología, el interés suele centrarse en el segundo de los enfoques, pues habitualmente se trata de construir un modelo explicativo de la evolución temporal de una variable, con el fin de cuantificar los efectos de factores de riesgo (Sáez et al. 1999).

El análisis preliminar de una serie constituye el punto de partida. Esta fase permite detectar las características más importantes de una serie, tales como su tendencia (creciente o decreciente), la existencia de ciclos, presencia de valores atípicos, etc. La forma más sencilla de comenzar el análisis de una serie temporal es mediante su representación gráfica por medio de gráficos de secuencia. Las componentes o fuentes de variación que se consideran habitualmente son las siguientes:

- Tendencia: Se puede definir como un cambio a largo plazo que se produce en relación al nivel medio, o el cambio a largo plazo de la media. La tendencia se identifica con un movimiento suave de la serie a largo plazo.
- Efecto estacional: Una serie es estacional cuando podemos observar en ella un patrón sistemático que se repite periódicamente (cada año, cada mes, etc., dependiendo de las unidades de tiempo en que vengan recogidos los datos)
- Comportamientos anómalos: Si una serie temporal tiene valores perdidos o valores raros, no pueden ignorarse. Los comportamientos anómalos pueden ser cambios de tendencia, subidas bruscas de nivel o aparición de valores extraños.

Una característica fundamental de las series temporales es que las observaciones sucesivas no son independientes entre sí, y el análisis debe llevarse a cabo teniendo en cuenta el orden temporal de las observaciones. Los métodos estadísticos basados en la independencia de las observaciones no son en general válidos para el análisis de series temporales porque las observaciones en un instante de tiempo dependen de los valores de la serie en el pasado, salvo que la autocorrelación sea tenida en consideración mediante el ajuste en el modelo por las variables responsables de la misma.

4.5.2 ANÁLISIS DE REGRESIÓN EN SERIES TEMPORALES: ANÁLISIS CON REGRESIÓN DE POISSON

El desarrollo de un modelo estadístico de regresión se dirige a investigar si la variación en la variable resultado puede ser explicada por cambios en la exposición. Un modelo de regresión aplicado a series temporales es adecuado para examinar efectos a corto plazo. Además, permite controlar posibles factores de confusión (Bhaskaran et al. 2013).

La distribución de Poisson fue derivada por Simeon Denis Poisson, quien en 1837 publicó un trabajo de investigación en el que se presentaba una nueva distribución para el cálculo de probabilidades aplicado al ámbito penal. Poisson encontró que cuando el tamaño de una muestra es grande y la probabilidad de ocurrencia de un evento es pequeña, el valor esperado $\mu = np$ tiende a una constante.

El Modelo de Regresión de Poisson es el modelo de referencia en el análisis de variables de recuento, que son las que definen un número de sucesos o eventos que

ocurren en una misma unidad de observación en un intervalo espacial o temporal definido. La regresión de Poisson se utiliza para modelizar una variable discreta que toma únicamente valores enteros positivos y cuyo rango, presumiblemente, no es muy amplio (Kleinbaum et al. 2008).

Como se ha indicado anteriormente, para el análisis de series temporales con regresión de Poisson (asume independencia entre las observaciones), resulta necesario el control de la tendencia y la estacionalidad, la autocorrelación y la sobredispersión (Bhaskaran et al. 2013).

- **Control de la tendencia y la estacionalidad**

En los datos de exposición y respuesta, la tendencia a largo plazo y las variaciones estacionales pueden dominar los datos e influir en la asociación, dificultando la detección de la relación de interés a corto plazo. Por ello, resulta necesario controlar la tendencia y la estacionalidad a largo plazo en el modelo de regresión para separarlas al estudiar la asociación de interés.

Las distintas aproximaciones dirigidas a aislar la estacionalidad y la tendencia tienen en común la incorporación de una función de tiempo como parte del modelo de regresión. Entre ellas cabe destacar el empleo de modelos estratificados en el tiempo, el uso de funciones periódicas (seno, coseno) o el empleo de funciones flexibles tipo *spline*, siendo estas últimas las funciones de suavizado más frecuentemente empleadas.

Un *spline* es una curva definida en porciones mediante un polinomio, frecuentemente cúbico cuyos coeficientes son estimados bajo la premisa de mantener un equilibrio entre la mejora del ajuste y la cantidad de curvatura. Las regiones que definen los trozos están separadas por una secuencia de nodos (*knots*) o puntos de flexión, que deben unirse de forma suave, sin mostrar picos ni discontinuidades (Hastie et al. 1990; Wood 2006).

En la práctica, para ajustar una función de *spline* hay que especificar el número de *knots* y su ubicación (normalmente percentiles) en el rango de valores de la variable, a mayor número de *knots* como es natural, mayor flexibilidad se le permite a la curva ajustada. Así, demasiados pocos nodos supondrá el fracaso en la captación de la tendencia a largo plazo y estacionalidad, mientras que si son demasiados estos

pueden competir con la variable de interés para explicar la variación observada a corto plazo, ampliando los intervalos de confianza de las estimaciones de riesgo relativo.

En el presente trabajo se emplean *splines* naturales (Wood 2006) en los que se especifica exactamente el número de *knots* (número máximo de grados de libertad) que tendrían la forma de la relación e internamente se estiman los que serán utilizados (grados de libertad efectivos).

- **Confusores**

En epidemiología general, los confusores comunes incluyen la edad, el sexo, si se es fumador o bebedor, etc., pero estos confusores estándar no son de aplicación en los estudios de series temporales porque a nivel poblacional la distribución de estos es muy improbable que cambie día a día, y no puede asociarse a fluctuaciones en las exposiciones ambientales.

En los análisis de series temporales la unidad de análisis son intervalos de tiempo y no individuos. Los confusores potenciales por tanto, son variables que puedan variar día a día y que pueden relacionarse con las fluctuaciones diarias en la exposición de interés y en el resultado. En este sentido se incluyen confusores como día de la semana, festivos o periodos de vacaciones. También suelen incluirse otros factores como datos meteorológicos o de contaminación.

No obstante, si resulta de interés el estudio de los efectos de una determinada exposición sobre distintos grupos de población, esto puede llevarse a cabo diferenciando en distintas categorías el recuento de la variable dependiente para evaluar de manera independiente el efecto de la exposición.

Como posibles variables de confusión, se ha considerado la presión atmosférica y la humedad relativa (factores meteorológicos), el número diario de casos de gripe, para controlar epidemias de gripe, y otras variables de estructura temporal como la estacionalidad anual, tendencias a largo plazo, fluctuaciones semanales, días festivos y periodos de vacaciones.

- **Autocorrelación**

Al trabajar con series temporales, en los datos en bruto se incumple una asunción de la regresión de Poisson, pues es improbable que las observaciones sean independientes, siendo los datos más próximos en el tiempo más similares que los más alejados; las observaciones próximas en el tiempo tienden a estar correlacionadas unas con otras.

La función de autocorrelación mide la relación lineal entre los valores de la serie distanciados un lapso de tiempo k . Esta función define el número de periodos durante los que una variable mantiene su influencia en la evolución del proceso y su misión es inferir los órdenes de retardos que son significativos en la serie temporal de estudio para su inclusión en el modelo (Peña 1993).

La función de autocorrelación es una herramienta de diagnóstico clave en este tipo de estudios ya que permite valorar si se han controlado adecuadamente las variables que producen la autocorrelación en los datos (principalmente tendencia y estacionalidad) y por tanto garantizar la validez de las estimaciones proporcionadas por el modelo Poisson. Algunos epidemiólogos ante la existencia de autocorrelación residual, han empleado un enfoque dirigido a incluir los retardos como covariables en los modelos (Brumback et al. 2000).

Relacionada con la función de autocorrelación nos encontramos con la función de autocorrelación parcial. En el coeficiente de autocorrelación parcial de orden k , se calcula la correlación entre parejas de valores separados esa distancia pero eliminando el efecto debido a la correlación producida por retardos anteriores a k .

No obstante, en ocasiones se considera que esta autocorrelación no es intrínseca de la serie de resultados, sino que es debida a la autocorrelación de las variables explicativas que son predictoras de los resultados. Tras controlar por estacionalidad, tendencia a largo plazo, la exposición de interés y otras variables explicativas, la autocorrelación residual tiende a ser menor que en los datos de resultado originales y no reviste mayor importancia. A pesar de ello, cuando se chequea el modelo se aconseja modelizar cualquier autocorrelación remanente.

- **Sobredispersión**

La equidispersión constituye un supuesto básico cuando se trabaja con datos de tipo Poisson, pues se asume que la varianza de la distribución residual es igual a la media ($V(Y) = \phi E(Y)$, donde el parámetro de dispersión $\phi = 1$).

Al aplicar la regresión de Poisson al análisis de series temporales, sobre todo si se trabaja con eventos de escasa ocurrencia, los datos tienden a la sobredispersión y la varianza supera a la media ($V(Y) = E(Y)$, es decir $\phi > 1$). Cuando existe exceso de variación en los datos, las estimaciones de los errores estándar pueden resultar sesgadas, pudiendo presentarse errores en las inferencias a partir de los parámetros del modelo de regresión (Krzanowski 1998). Por ello, es necesario realizar un ajuste para obtener los correspondientes errores estándar en el ajuste del modelo.

Una vez detectada la presencia de sobredispersión puede recurrirse a los modelos de quasi-Poisson, para la corrección de las estimaciones resultantes. Los modelos de quasi-Poisson consideran el exceso de varianza a través de la incorporación de un parámetro de sobredispersión ($Var(Y_i) = \phi \mu_i$), que se calcula sumando los residuos de Pearson y dividiendo por los grados de libertad residuales. Cuanto más próximo se encuentre este valor a 1, los datos presentarán una menor sobredispersión con el parámetro de sobredispersión estimado en base a los residuos del modelo.

- **Efecto retardado**

Por último, cabe considerar la opción de la existencia de un retardo (*lag*) en la asociación entre la exposición y la respuesta.

En ocasiones, un predictor (evento o exposición) tiene un efecto en el resultado estudiado más allá de la duración del propio evento, es decir, el resultado derivado se retrasa en el tiempo. En este sentido, varios estudios han concluido que la exposición a factores ambientales como niveles elevados de contaminación o temperaturas extremas puede afectar a la salud algunos días después de su ocurrencia.

En estos supuestos, la relación exposición-respuesta puede describirse desde dos perspectivas inversas: puede decirse que una exposición específica produce efectos en futuros resultados o que un resultado se explica por exposiciones pasadas.

En estos casos, mediante la creación de copias de la variable exposición desplazadas en el tiempo y su inclusión en el modelo, puede explorarse la asociación entre el resultado de un día dado y la exposición en días anteriores.

Cuando se trabaja con retardos, en ocasiones puede observarse una relación de riesgo elevada con retardos cortos, seguida de un efecto aparentemente protector con retardos más largos. Este es un fenómeno conocido como desplazamiento a corto plazo o "cosecha" (*harvesting*) (Zanobetti et al. 2008) y se observa cuando el efecto en salud no es recurrente, como la mortalidad. Este fenómeno sugiere que la disminución del efecto con el tiempo se debe a la mayor afección inicial como consecuencia de una exposición dada sobre el segmento de población que previsiblemente se vería afectado con el tiempo (Bhaskaran et al. 2013).

4.5.3 MODELOS ADITIVOS GENERALIZADOS

Desde una perspectiva matemática, el fundamento de gran parte de las pruebas estadísticas se encuentra en el Modelo Lineal General o Clásico. Su importancia radica en que su estructura refleja los elementos explicativos de un fenómeno por medio de relaciones funcionales probabilísticas entre variables. El Modelo Lineal Generalizado (GLM), es la extensión natural del Modelo Lineal Clásico, del que derivan los modelos aditivos generalizados (GAM).

Inicialmente expuesto por Nelder y Wedderburn (1972), el GLM se convierte en una solución especialmente adecuada para modelos de dependencia con datos no métricos. Asumen efectos lineales de los predictores en los distintos parámetros considerados, pero permite el empleo de distribuciones de los errores no normales (Poisson, binomial...) y varianzas no constantes.

Un modelo lineal generalizado tiene tres componentes básicos:

- Componente aleatoria: identifica la variable respuesta y su distribución de probabilidad. Consiste en una variable aleatoria con observaciones independientes.
- Componente sistemática: especifica las variables explicativas (independientes o predictoras) que entran en forma de efectos fijos en un modelo lineal utilizadas en la función predictora lineal.
- Función link: es una función del valor esperado de la componente aleatoria

como una combinación lineal de las variables predictoras.

En nuestro caso, la asunción de una distribución de Poisson para la variable respuesta (conteo) y por tanto, el uso de la regresión apropiada para este tipo de respuesta, la regresión de Poisson, convierte a nuestro modelo en un GLM con función de link o nexa el logaritmo, que se formula del siguiente modo: $\text{Log}(E(y)) = a+bx$.

Los GAM son un tipo de modelo de tipo regresión en los que los coeficientes β correspondientes a las variables explicativas son sustituidos por funciones f_x (funciones de suavizado). La consecuencia es que mientras las β implican una relación constante entre la variable respuesta y la explicativa, las funciones f_x permiten modelar una relación cambiante, curva.

$$(Y | X, U, V, W, Z, \dots) \sim \text{Distribucion } \in \text{ la familia exponencial}$$

$$\mu = E(Y | X, U, V, W, Z, \dots)$$

$$g(\mu) = X\beta + f_1(U) + f_2(V) + \dots$$

siendo:

- Y: variable respuesta
- X: matriz de diseño correspondiente a las covariables que definen las componentes paramétricas del modelo.
- β : vector de los coeficientes de regresión.
- U, V, W, Z...: covariables
- $f_j(.)$: funciones suaves de las covariables.

Estos modelos, se usan frecuentemente cuando no se tiene una hipótesis a priori para la forma de la relación entre la variable respuesta y las explicativas (lineal, cuadrática...) y se prefiere que sean los propios datos quienes la sugieran. De hecho, a veces se emplean de forma exploratoria, para sugerir una forma en esa relación que después se trata de modelar con las herramientas más cómodas de los GLM. Como el ajuste está basado en devianza (máximas verosimilitudes) los GAM y GLM se pueden comparar mediante tests basados en devianza o en el AIC (criterio de información de Akaike).

Los GAM son reconocidos como una técnica flexible y eficaz para llevar a cabo el análisis de regresión no lineal en estudios de series de salud y contaminación

atmosférica (Hastie et al. 1990). En nuestro caso, la decisión de utilizar *splines* para ajustar algunas variables, convierte a nuestro modelo en un GAM.

4.5.4 MODELOS NO LINEALES DE RETARDOS DISTRIBUIDOS

La forma directa de proceder para evaluar posibles efectos retardados se basa en introducir simultáneamente en el modelo retardos de la variable exposición. Sin embargo, en el caso de las exposiciones ambientales normalmente autocorreladas, no resulta lo más adecuado, pues si el número de retardos a considerar es elevado se produce una gran inestabilidad de los modelos a causa de la gran colinearidad inherente a la introducción en el modelo de muchas variables muy correlacionadas.

En estos casos, se precisa la definición de modelos más complejos para caracterizar la asociación. Estos requieren la consideración de una dimensión adicional que especifique la dependencia temporal entre la exposición y el resultado en la escala de retardos (*lags*), que representan el intervalo de tiempo entre la exposición y el resultado cuando se evalúa el retraso en el efecto. Así pues, la característica principal de los modelos estadísticos para los efectos retardados es su estructura bidimensional: la relación se describe simultáneamente tanto a lo largo del espacio habitual del predictor y adicionalmente en la dimensión de los retardos. El diseño del estudio de series temporales ofrece ventajas para tratar los efectos retardados, por la estructura temporal de los datos.

Los modelos de retardo distribuido (*distributed lag models*, DLM) constituyen una herramienta metodológica, que permite distribuir el efecto de una exposición sobre un periodo de tiempo específico, haciendo uso de diferentes parámetros para explicar su contribución a los diferentes retardos. Los DLM convencionales se basan en el supuesto de un efecto lineal entre la exposición y el resultado.

De manera reciente, se ha propuesto un enfoque general para describir simultáneamente efectos no lineales y retardados. Este paso ha llevado a la generación del nuevo marco de modelización de modelos no lineales de retardo distribuido (*distributed lag non-linear models*, DLNM), implementado en el paquete R *dlnm* (Gasparrini 2011).

Estos modelos, recientemente desarrollados, pueden describir relaciones no lineales y dependencias retardadas (típicamente encontradas para la relación entre temperatura

y mortalidad) mediante la combinación (*cross-basis*) de dos funciones no necesariamente lineales: una para definir la relación dosis-respuesta y la otra para definir la relación retardo-respuesta. El usuario deberá decidir el máximo retardo a evaluar, así como el tipo y la cantidad de suavizado para las dos funciones mencionadas. En nuestro caso y tras un previo análisis exploratorio, el máximo retardo considerado fue dos días antes de la ocurrencia del evento. La función integrante de la *cross-basis* destinada a evaluar la forma de la relación a lo largo de los retardos fue simplemente posibilitar un efecto distinto para cada retardo, la función de integrante de la *cross-basis* destinada a evaluar la forma de la relación respecto a la magnitud de la exposición dependió del carácter continuo (*spline*) o categórico (indicador) del indicador de incendio usado en cada caso como variable de exposición.

4.6 RELACIÓN DE LOS INCENDIOS Y LA CALIDAD DEL AIRE

A través de los modelos de regresión correspondientes se estudió la relación entre los niveles de las distintas fracciones de partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1) y las distintas variables de incendio, para comprobar si los niveles de partículas registrados en Valencia se asociaban con la ocurrencia, duración y concurrencia de incendios, así como con los distintos indicadores de áreas quemadas (Tabla 4.2).

Para el análisis se trabajó con el promedio de partículas, de cada fracción, correspondientes al día del incendio y al siguiente.

Se ha seguido una estrategia de ajuste en 2 pasos. En primer lugar, se ajustó un modelo basal y a continuación se introdujo en él la variable exposición, cada etapa se describe a continuación.

4.6.1.1 Paso 1: Construcción de los modelos de basales

Considerando la información anteriormente expuesta se procedió a la selección del modelo de regresión que explicase cada variable respuesta, buscando el equilibrio entre los principios de parsimonia y ajuste con objeto de que el modelo describiese de la forma más simple posible y con el mínimo error. Cabe indicar el carácter lineal de la regresión, dado que la variable respuesta es continua.

En primer lugar, se realizó una selección preliminar de los términos a incluir en el modelo. En base a la bibliografía consultada y la información disponible, se han introducido las siguientes variables en cada uno de los modelos iniciales para cada variable resultado:

- temperatura media (tmean)
- estacionalidad (tseason)
- tendencia (yy)
- humedad media (humean)
- presión atmosférica media (pamean)
- promedio semanal de gripe (p06infl)
- festivos fuera del fin de semana (hol: 0=no festivo; 1=festivo)
- día de la semana (wday: 0=jueves, 1=viernes...)
- vacaciones (vaca: vaca1= julio y agosto, vaca 2=segunda quincena de julio y agosto y vaca3=agosto)

En el modelo inicial, la temperatura se consideró como un término fijo en la ecuación y se incluyó como término de base cruzada (*cross-basis*).

La estacionalidad y la tendencia fueron ajustadas mediante el uso de dos variables, tseason y la variable categórica año de estudio (yy). Tseason, se refiere al orden de día dentro de un año. Esta variable está pensada para capturar la estacionalidad y por tanto se ajustó mediante un *spline* natural que permitió a la relación la existencia de ciclos estacionales, mientras que el factor yy está pensado para capturar cambios a más largo plazo. Dado que el periodo de estudio es lo suficientemente pequeño como para que la suposición de estabilidad a lo largo del tiempo sea razonable, se testeó en el modelo la permanencia de este factor, mientras que el *spline* de tseason fue forzado.

Respecto a este término, tan solo se seleccionaron los grados de libertad más adecuados entre las opciones: 1,6, 2, 4 y 6 grados de libertad (aproximadamente interpretable como el máximo número de *knots* en la curva por año). El criterio de selección en este caso fue elegir aquel que minimizase la suma de los valores absolutos de los 10 primeros retardos de la función de autocorrelación parcial.

Para la humedad y presión, se utilizaron también sendos *splines* con k=10 grados de libertad (especificación conservadora utilizada a menudo por defecto). Para estos

términos se contrastó la presencia en el modelo, así como la posible preferencia de uso de la variable en lineal. El criterio utilizado para la selección fue elegir el modelo de mínimo quasi-akaike.

Por último, se consideraron el indicador de día festivo (hol) y el de día de la semana (wday) y varios indicadores de periodos de vacaciones estivales (vaca1= julio y agosto, vaca 2=segunda quincena de julio y agosto y vaca3=agosto). Para estos términos se testó el mejor indicador de vacaciones y la permanencia de cada término mediante el criterio de mínimo Akaike.

El AIC constituye una medida de la calidad relativa de un modelo estadístico, para un conjunto de datos, por lo que resulta de utilidad para la selección del modelo. De manera general, $AIC=2k - 2 \ln(L)$, donde k es el número de parámetros del modelo estadístico y L es el máximo valor de la función de verosimilitud para el modelo estimado. Dado un conjunto de modelos candidatos para los datos, el modelo preferido es el que tiene el valor mínimo en el AIC. Por lo tanto AIC no solo recompensa la bondad de ajuste, sino también incluyó una penalidad, que es una función creciente del número de parámetros estimados. El quasi-AIC constituye una generalización apropiada para modelos de quasi-Poisson, que simplemente tiene en cuenta la corrección del parámetro de sobredispersión.

Finalmente, a través de los gráficos de autocorrelación parcial correspondientes, se determinó si había correlación entre los retardos de cada uno de los modelos, para en caso de encontrar correlación estadísticamente significativa, incluir en el modelo el término del retardo con correlación.

Así pues, se ha seleccionado para cada modelo, los términos que se incluyen en la Tabla 4.9, partiendo de la siguiente ecuación inicial:

$$\text{Log}(E[Y_i]) = \beta_0 + \text{cibtmean} + s(\text{tseason}) + \text{factor}(yy) + s(\text{humean}) + s(\text{pamean}) + \text{factor}(\text{hol}) + \text{wday} + \text{factor}(\text{vaca})$$

Tabla 4.9. Términos considerados para su incorporación en cada modelo de regresión para el análisis de la relación incendios/partículas. Se señala con una x los términos seleccionados para cada modelo.

TÉRMINOS	PM₁₀	PM_{2.5}	PM₁
Temperatura media (tmean)	X	X	X
Estacionalidad (tseason)	X	X	X
Tendencia (yy)	X	X	X
Humedad media (humean)	X	X	X
Presión media (pamean)	X	X	X
Gripe (p06infl)			
Festivos(hol)	X	X	X
Día de la semana (wday)	X		
Vacaciones (vaca)			X
Retardos			

4.6.1.2 Paso 2: introducción de las variables de exposición

El estudio del efecto de los incendios se ha llevado a cabo a través de las variables de incendio previamente definidas (Tabla 4.2). El indicador de días de incendio e incendios de 2012 tomaron los valores sí/no. Para la variable de duración se definieron 3 categorías: 0, 1-4 y 5 o más días y para la de concurrencia de incendios las categorías fueron 0, 1 y 2 o más incendios. Los indicadores de área quemada se utilizaron de forma continua.

4.7 ANÁLISIS DE LA RELACIÓN CON LA MORTALIDAD

Se ha llevado a cabo un análisis causa-específico para estudiar la asociación de los incendios forestales en la mortalidad: total (mtot), por causa respiratoria (mres), circulatoria (mcir) y en personas de edad igual o superior a 70 años (mm70), siguiendo los mismos pasos que en el análisis de la asociación de los incendios con la calidad del aire, una estrategia de ajuste en dos pasos. Primero se ajustó un modelo basal y a continuación se introdujo en él la variable de exposición.

Se ha estudiado la relación con la mortalidad durante los meses de enero a septiembre de cada uno de los años de estudio. Al no haberse registrado ningún incendio durante los meses de octubre, noviembre ni diciembre de los 5 años del periodo, estos se han excluido del análisis.

Las variables de incendio con las que se ha trabajado son las que se indican en la Tabla 4.2. y se han analizado mediante una *cross-basis* para poder evaluar el efecto retardado.

El carácter discontinuo de las series a analizar ha sido tenido en cuenta en la construcción de las *cross-basis* obteniendo las funciones correspondientes agrupadas por años y también en la evaluación de la autocorrelación.

4.7.1.1 Paso 1: Construcción de los modelos de basales

Se realizó una selección preliminar de los términos a incluir en el modelo. En base a la bibliografía consultada y la información disponible, se introdujeron las siguientes variables en cada uno de los modelos iniciales para cada variable resultado:

- temperatura media (tmean)
- estacionalidad (tseason)
- tendencia (yy)
- humedad media (humean)
- presión atmosférica media (pamean)
- promedio semanal de gripe (p06infl)
- festivos fuera del fin de semana (hol: 0=no festivo; 1=festivo)
- día de la semana (wday: 0=jueves, 1=viernes...)
- promedio de la concentración media de NO₂ con el día anterior (p01NO₂)
- promedio de la concentración media de O₃ con el día anterior (p01O₃)
- vacaciones (vaca: vaca1= julio y agosto, vaca 2=segunda quincena de julio y agosto y vaca3=agosto)

En el modelo inicial, la temperatura se consideró como un término fijo en la ecuación, por la evidencia disponible acerca de la relación de la temperatura con la mortalidad y se incluye como término de base cruzada (*crossbasis*), considerando que la duración máxima de los posibles efectos se extiende a 7 días tras la exposición, un *spline* natural para la forma de la relación dosis-respuesta con *knots* fijos en los percentiles

10, 75 y 90 y para la relación retardada, un *spline* natural con tres *knots* fijos en [0,7] equiespaciados en la escala logarítmica. Esta es la representación estándar para el efecto de temperatura que permite una forma de v para la curva dosis respuesta con el punto de confort ubicado en el rango del calor y un efecto retardado tendente a 0 a medida que se avanza en el orden del retardo, i.e. un efecto que tiende a desaparecer con el tiempo.

La estacionalidad, la tendencia, la humedad y presión se ajustaron de igual modo que para el modelo definido previamente para el análisis de la relación incendios/calidad del aire, así como los indicadores de día festivo (hol), el día de la semana (wday) y los correspondientes a los periodos de vacaciones estivales.

Para la gripe (promedio semanal de casos), se emplearon splines con $k=10$ grados de libertad (especificación conservadora utilizada a menudo por defecto). Para este término se contrastó la presencia en el modelo, así como la posible preferencia de uso de la variable en lineal. El criterio utilizado para la selección fue elegir el modelo de mínimo quasi-akaike.

El NO_2 y el O_3 se consideraron en continuo y se testó la posible forma no lineal (*spline* penalizado con $k=10$), el grado de retardo (indicador promedio 0-1 vs indicador promedio 0-7) y la posible eliminación. El criterio utilizado para la selección fue elegir el modelo de mínimo quasi-akaike.

A través de los gráficos de autocorrelación parcial correspondientes, se determinó si había correlación entre los retardos de cada uno de los modelos. Cuando se encontró correlación estadísticamente significativa se incluyó en el modelo el término del retardo con correlación.

Para cada modelo, se seleccionaron los términos que se incluyen en la Tabla 4.10. partiendo de la siguiente ecuación inicial:

$$\text{Log}(E[Y_i]) = \beta_0 + \text{c} \cdot \text{tmean} + \text{s}(\text{tseason}) + \text{factor}(\text{yy}) + \text{s}(\text{humean}) + \text{s}(\text{pamean}) + \text{s}(\text{p06inf} \\ \text{l}) + \text{factor}(\text{hol}) + \text{wday} + \text{p01NO}_2 + \text{p01O}_3 + \text{factor}(\text{vaca})$$

Tabla 4.10. Términos considerados para su incorporación en cada modelo de regresión para el análisis de los efectos sobre la mortalidad. Se señala con una x los términos seleccionados para cada modelo.

TÉRMINOS	mtot	mres	mcir	mm70
Temperatura media (tmean)	x	x	x	x
Estacionalidad (tseason)	x	x	x	x
Tendencia (yy)		x	x	x
Humedad media (humean)	x	x	x	x
Presión media (pamean)				
Gripe (p06infl)	x	x	x	x
Festivos(hol)	x			x
Día de la semana (wday)				
Concentración NO ₂ (p01NO ₂)				
Concentración O ₃ (p01O ₃)				
Vacaciones (vaca)		x	x	x
Retardos	x			

Mtot: mortalidad total; **mres:** mortalidad respiratoria; **mcir:** mortalidad circulatoria; **mm70:** mortalidad en mayores.

4.7.1.2 Paso 2: introducción de las variables de exposición a incendios

- **Estudio del efecto de los incendios en la mortalidad**

El estudio del efecto de los incendios se ha llevado a cabo a través de las variables definidas (Tabla 4.2), con sus respectivas categorías. A continuación se introdujo una *cross-basis* para cada término con las siguientes especificaciones:

- Máximo retardo explorado: 2
- Forma de los retardos: factor
- Forma dosis respuesta: según la variable. Las variables de áreas quemadas (continuas), natural *spline* en el rango de la variable con *knots* en los siguientes

percentiles: P10, P75 y P90 y las variables categóricas o dicotómicas, como factor, con estimación diferente para cada categoría de la exposición.

El efecto de los retardos se ha representado gráficamente. A continuación, una vez elegido el retardo de máximo efecto, se proporciona la magnitud del efecto y su intervalo de confianza al 95 % en ese retardo, para un cambio en la exposición del intervalo intercuartílico en las variables continuas (i.e. efecto en el P75 tomando como referencia el P25) y para cualquier categoría tomando como referencia el “no incendio”, en las categóricas.

- **Estudio del efecto de las partículas en la mortalidad**

Este análisis se realiza con el fin de disponer de información sobre los efectos de las partículas en la mortalidad, con independencia de los incendios.

Partiendo de los modelos de regresión anteriores, seleccionados para cada variable resultado, se ha estudiado únicamente el efecto de los niveles de partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1) en la mortalidad total, respiratoria y circulatoria y en mayores, sin tener en consideración los incendios.

Se ha introducido una cross-basis con las siguientes especificaciones:

- Máximo retardo explorado: 10
- Función retardo: indicador
- Forma dosis respuesta: lineal (Se asume la linealidad en base a estudios previos).

El resultado sugiere un efecto inmediato en los retardos 0 y 1, por lo que se proporciona el efecto promedio 01 de los 3 indicadores (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1).

El efecto de los retardos se ha representado gráficamente. A continuación, una vez elegido el retardo de máximo efecto, se proporciona la magnitud del efecto y su intervalo de confianza al 95 % en ese retardo, para un cambio en la exposición de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

- **Estudio exploratorio de la interacción incendios/partículas**

El objetivo de este análisis se dirige a estimar el efecto de los incendios en la asociación entre partículas y mortalidad y evaluar si los efectos de las partículas son más perjudiciales para la salud humana los días con incendio.

En cada uno de los modelos de regresión definidos para el análisis de las variables de incendio para la mortalidad total, respiratoria, circulatoria y la correspondiente a personas mayores, se ha introducido los términos correspondientes a las 3 fracciones de partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1). Se ha calculado el valor β correspondiente a cada fracción de partículas ($p01PM$), el referente a los incendios (retardo 0, retardo 1 y retardo 2) y el de la interacción incendios y partículas (retardo 0).

Cuando el retardo de mayor efecto de incendios obtenido ha sido el 2, el modelo para evaluar la interacción ha sido:

$$\text{core} + I2\text{inc} + I1\text{inc} + I0\text{inc} + p01PM * I0\text{inc}$$

Si en cambio el retardo de mayor efecto de incendios ha sido el 1, el modelo para evaluar la interacción ha sido:

$$\text{core} + I1\text{inc} + I0\text{inc} + p01PM * I0\text{inc}$$

En la siguiente figura se muestra un esquema con los distintos análisis que se plantean para el estudio (Figura 4.8).

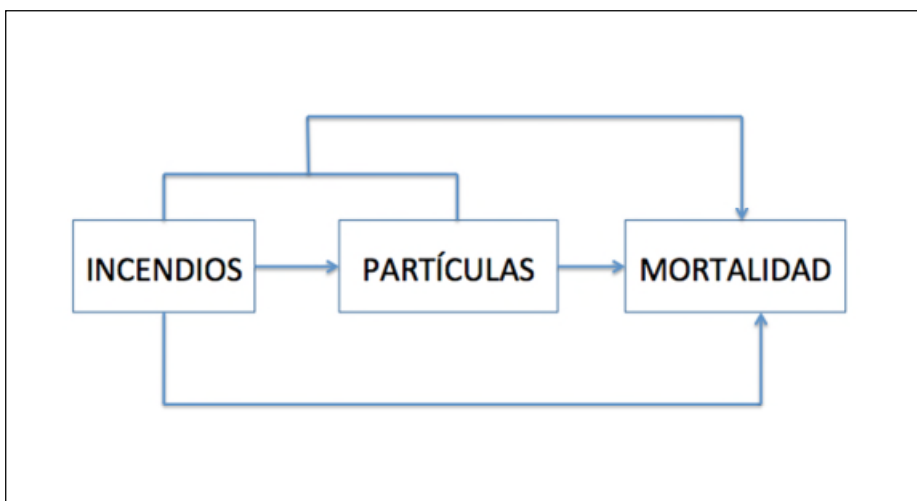


Figura 4.8. Esquema con los análisis que se plantean para el estudio de los efectos de los incendios forestales.

5. RESULTADOS

5.1 RESULTADOS DESCRIPTIVOS

5.1.1 ANÁLISIS DESCRIPTIVO GENERAL DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO

El área de estudio cuenta con 798 033 habitantes, con un 52 % de mujeres y un 48 % de hombres. El porcentaje de mujeres asciende al 60 % cuando se consideran las personas con edad igual o superior a 70 años, que suponen el 13,5 % de la población total. A lo largo del periodo de estudio se observa una disminución progresiva en el número de habitantes, del orden de 20000 personas, así como un aumento, para ambos sexos, en el número de habitantes con 70 años o más (Tabla 5.1).

La pirámide de población es de tipo regresivo, más ancha en los grupos superiores de edad que en la base, como consecuencia de la baja natalidad y el envejecimiento continuo de la población. Los grupos de edad de entre 30 y 39 años son los más numerosos, tanto para mujeres como para hombres. La estructura de la población es la característica de los países desarrollados (Figura 5.1).

Tabla 5.1. Características generales de la población de estudio por años. Fuente: Instituto Valenciano de Estadística.

AÑO	Total	Mujeres	Hombres	Total ≥70	Mujeres ≥70	Hombres ≥70
2009	814 208	421 908	392 300	105 512	65 795	39 717
2010	809 267	420 039	389 228	104 987	65 600	39 387
2011	798 033	415 621	382 412	107 657	67 163	40 494
2012	797 028	415 306	381 722	108 302	67 396	40 906
2013	792 303	413 596	378 707	109 276	67 890	41 386

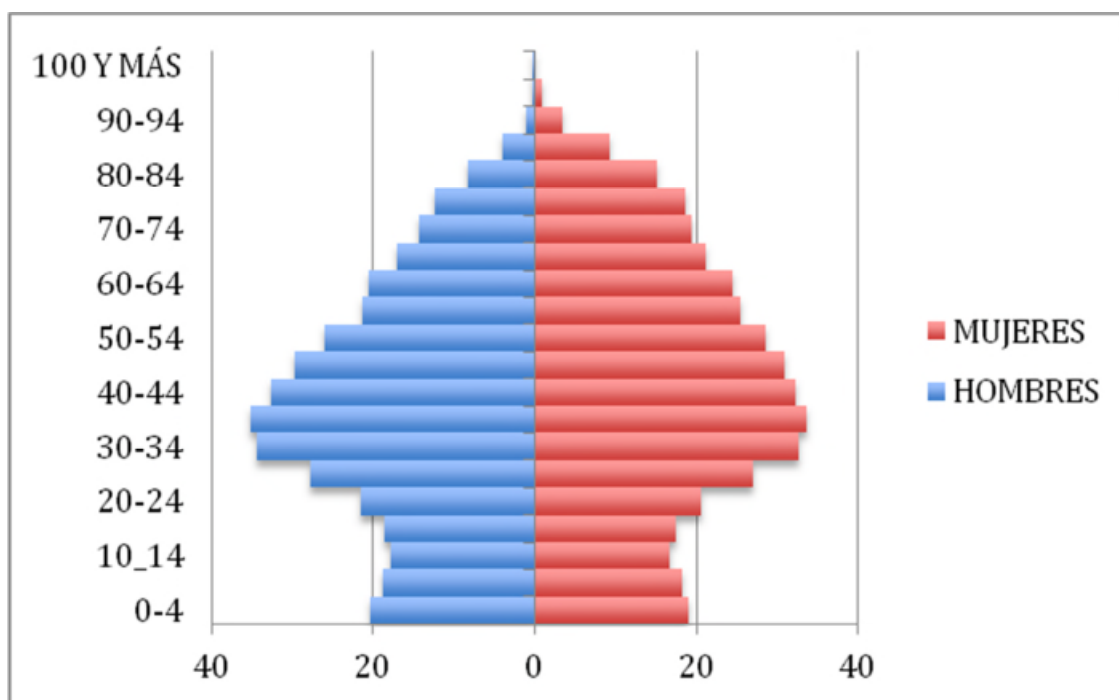


Figura 5.1. Pirámide de población del total del área de estudio (2011). Miles de hombres/mujeres según grupo de edad. Fuente: Instituto Valenciano de Estadística.

5.1.2 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA MORTALIDAD EN LA CIUDAD DE VALENCIA

Durante el periodo de estudio se han registrado 34385 muertes por todas las causas, excepto las accidentales en el municipio de Valencia. El número total de defunciones anuales se sitúa entre las 6715 ocurridas en 2009 y las 7018 registradas en 2011. Se han producido entorno a 18 muertes diarias durante cada año del periodo de estudio. El valor máximo de mortalidad diaria se sitúa en 41 defunciones y el mínimo en 7 (Tabla 5.2).

En cuanto a las causas específicas de mortalidad estudiadas, se observa que para el periodo completo el número de defunciones por causa respiratoria asciende a 3938, mientras que la suma de la mortalidad diaria por causa circulatoria se sitúa en 10768. En el caso de los mayores, esta cifra asciende hasta 27086 defunciones.

La media diaria de defunciones se sitúa en 2,2 y 5,9 por causa respiratoria y circulatoria respectivamente, para el periodo 2009-2013. El número medio de defunciones en personas de 70 años o más se sitúa en 14,8 muertes diarias en el total del área de estudio (Tabla 5.3).

Tabla 5.2. Estadísticos descriptivos por año de la mortalidad diaria total en Valencia, 2009-2013.

ESTADÍSTICO	2009	2010	2011	2012	2013
Suma	6 715	6 925	7 018	6 929	6 798
Media	18,5	19	19,2	18,9	18,6
Mediana	18	19	19	19	18
Desviación estándar	4,9	4,7	4,8	5,3	4,8
Mínimo	7	7	8	9	7
Máximo	34	34	35	41	33
P05	11	12	12	11,3	12
P95	27	27	28	28	27

Tabla 5.3. Estadísticos descriptivos de la mortalidad diaria total, respiratoria, circulatoria y en mayores en Valencia, 2009-2013.

ESTADÍSTICO	Mortalidad total	Mortalidad respiratoria	Mortalidad circulatoria	Mortalidad en mayores
Suma				
Media	18,8	2,2	5,9	14,8
Mediana	18	2	6	15
Desviación estándar	4,9	1,6	2,7	4,4
Mínimo	7	0	0	4
Máximo	41	10	17	35
P25	15	1	4	12
P75	22	3	8	18

La tasa bruta de mortalidad en el área de estudio presenta valores comprendidos entre el 8,25 ‰, correspondiente al año 2009 y el 8,79 ‰, alcanzado en 2011 (Tabla 5.4). Las tasas específicas de mortalidad respiratoria presentan valores menores que los correspondientes a la tasas de mortalidad circulatoria, con valores medios de 0,98 ‰ y 2,68 ‰ respectivamente durante los 5 años de estudio. En cuanto a la tasa específica de mortalidad en personas de 70 años o más, esta presenta valores comprendidos entre 48,91 ‰ y 51,83 ‰. Tanto la tasa específica de mortalidad respiratoria y la tasa específica de mortalidad en personas de 70 años o más, presentan los valores más bajos en 2013 (Tablas 5.5, 5.6 y 5.7).

Tabla 5.4 Tasas de mortalidad por todas las causas en Valencia, 2009-2013.

AÑO	TASA (‰)	IC 95 %
2009	8,25	(8,05-8,44)
2010	8,56	(8,36-8,76)
2011	8,79	(8,59-9,00)
2012	8,69	(8,49-8,90)
2013	8,58	(8,38-8,78)

Tabla 5.5 Tasas específicas de mortalidad respiratoria por año en Valencia, 2009-2013.

AÑO	TASA (‰)	IC 95 %
2009	1,01	(0,94-1,08)
2010	0,99	(0,92-1,05)
2011	0,98	(0,91-1,05)
2012	1,04	(0,97-1,11)
2013	0,89	(0,82-0,95)

Tabla 5.6. Tasas específicas de mortalidad circulatoria en Valencia, 2009-2013.

AÑO	TASA ESPECÍFICA MCIR(‰)	IC 95 %
2009	2,58	(2,47-2,69)
2010	2,75	(2,64-2,87)
2011	2,84	(2,72-2,96)
2012	2,65	(2,54-2,76)
2013	2,61	(2,49-2,72)

Tabla 5.7. Tasas específicas de mortalidad en personas de 70 años o más en Valencia, 2009-2013.

AÑO	TASA ESPECÍFICA MM70(‰)	IC 95 %
2009	49,83	(48,49-51,18)
2010	51,83	(50,46-53,21)
2011	51,26	(49,90-52,61)
2012	51,00	(49,65-52,34)
2013	48,91	(47,60-50,22)

Al considerar la evolución del número de defunciones a lo largo del periodo de estudio a través de los gráficos de secuencia correspondientes a la mortalidad total, respiratoria, circulatoria y en mayores, se observa su marcado carácter estacional, con mínimos durante los meses más cálidos y valores máximos en invierno (Figura 5.2).

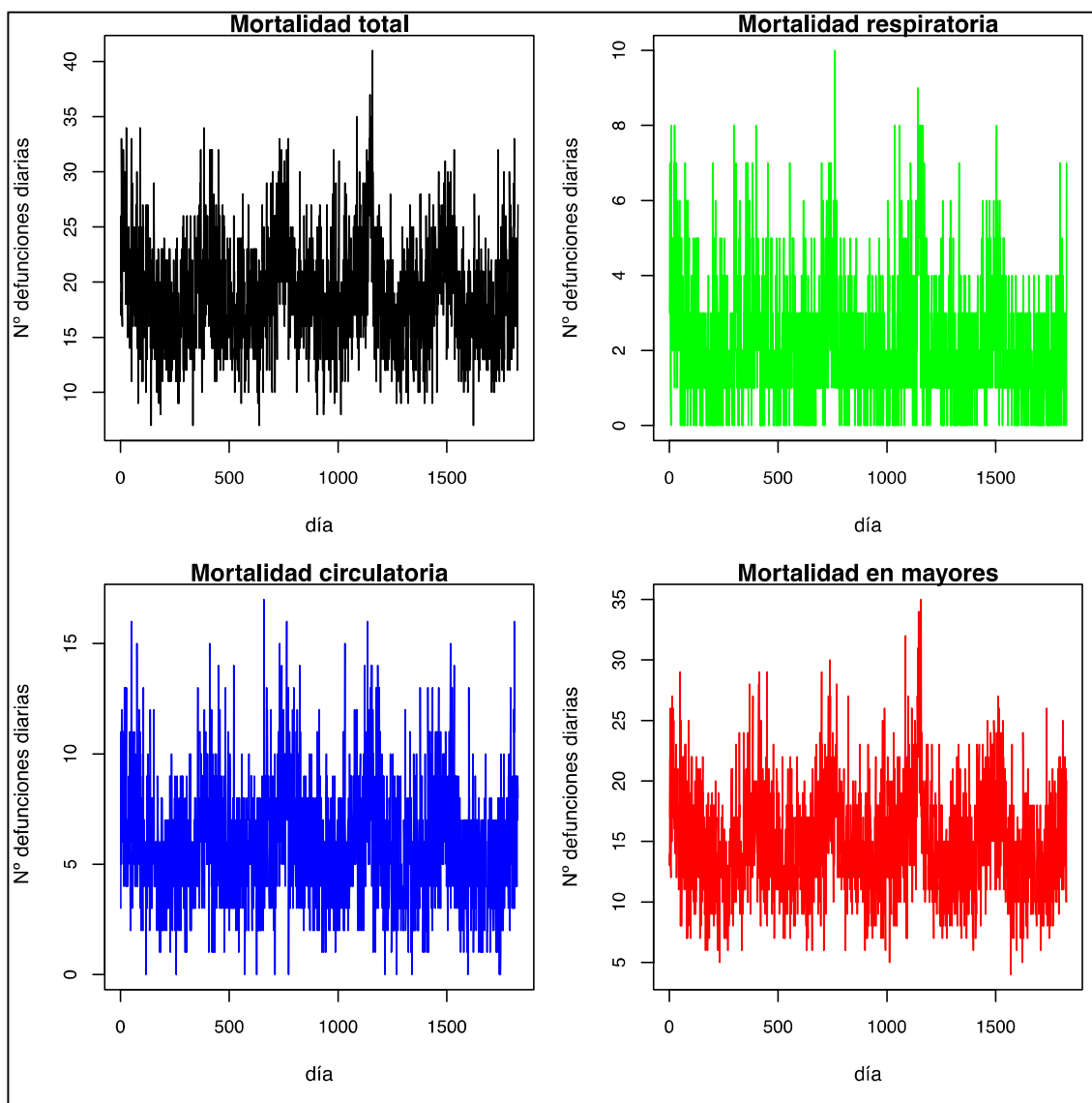


Figura 5.2. Evolución de la mortalidad total, respiratoria, circulatoria y en mayores en la ciudad de Valencia, 2009-2013.

5.1.3 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS INCENDIOS FORESTALES

5.1.3.1 DÍAS DE INCENDIO E INCENDIOS SIMULTÁNEOS

Durante el periodo completo de estudio se han definido 159 días con incendio que cumplen con el criterio 1 y 2 previamente establecido, es decir, que cumplen con los requisitos de tamaño y de distancia a la población de estudio. De ellos, hay 106 días con un incendio, 32 con 2 y 21 días con 3 incendios simultáneos. Si se exige adicionalmente el cumplimiento del criterio 3, es decir, cuando se incorpora el requisito de que la dirección del viento se dirija en algún momento del día hacia la población de estudio, se reducen a 71 días de incendio: 49 con exposición a un incendio, 19 a 2 y 3 días con 3 incendios simultáneos (Tabla 5.8).

Tabla 5.8. Días de exposición a incendio y número de incendios simultáneos según criterio de viento en Valencia, 2009-2013.

PERIODO	VIENTO	NÚMERO DÍAS	DÍAS SIN INCENDIO	Nº DE INCENDIOS DIARIOS			
				Total	1	2	3
2009-2013	NO	1826	1667	159	106	32	21
2009-2013	Sí	1826	1755	71	49	19	3

5.1.3.2 DISTRIBUCIÓN DE LOS DÍAS CON INCENDIO

Como puede observarse en las figuras 5.3. y 5.4, la totalidad de días con incendio se sitúa en el periodo enero-septiembre. Durante los 5 años del periodo de estudio, no hay ningún día de incendio en los meses de octubre, noviembre, ni diciembre. En los meses de verano (junio-septiembre) se concentra el 74,8 % (criterio 1 y 2 (sin consideración del requisito de viento)) y el 82,9 % (criterio 1, 2 y 3 (con requisito de viento)) de los días de incendio.

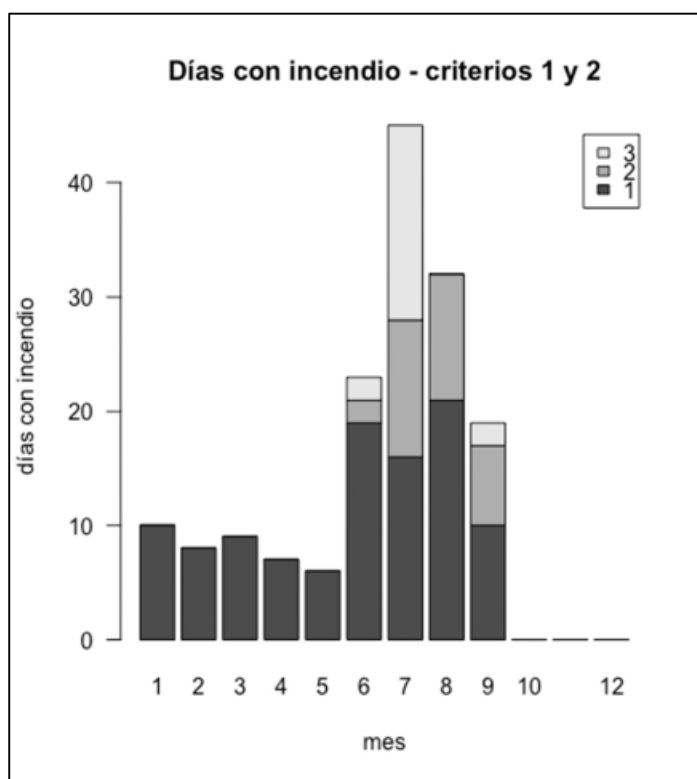


Figura 5.3. Distribución mensual de los días con incendio(1, 2 o 3) que cumplen los criterios 1 y 2 en Valencia. 2009-2013.

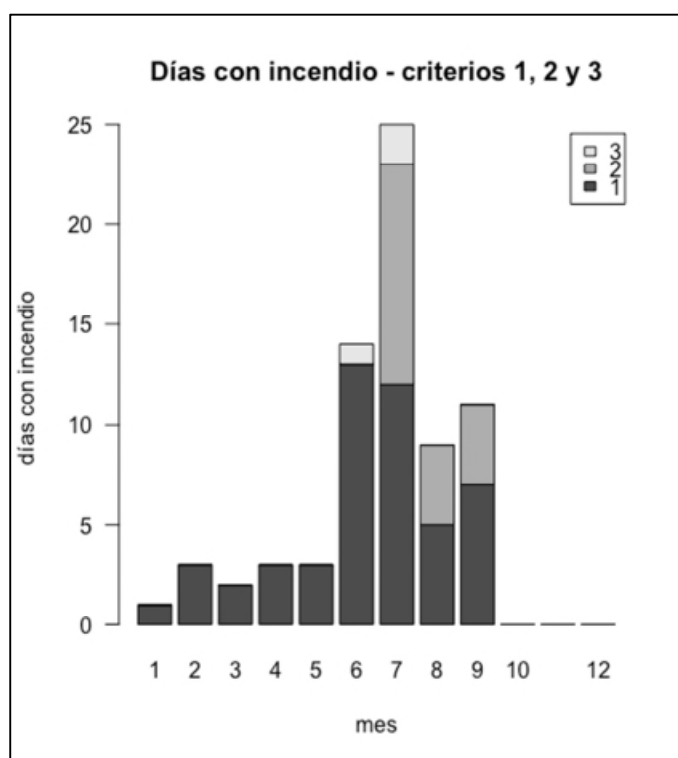


Figura 5.4. Distribución de los días con incendio (1, 2 o 3) que cumplen los criterios 1, 2 y 3 en Valencia, 2009-2013.

5.1.3.3 DURACIÓN ACUMULADA

En relación a los días previos de exposición a incendios, cuando se considera la dirección del viento, la duración acumulada máxima es de 9 días. Al estudiar la variable correspondiente que no incorpora el criterio de dirección del viento para la selección de incendios, la duración acumulada máxima se eleva hasta 37 días.

Cuando se considera la dirección del viento, del total de días con incendio (71 días), 59, presentan una duración acumulada de 1 a 4 días y durante 12 días la exposición acumulada es mayor o igual a 5 días. Cuando no se trabaja con el criterio de dirección del viento (159 días) durante 82 días la duración acumulada es de 1 a 4 días y durante 77 días es de 5 o más días.

Tabla 5.9. Días de incendio según su duración acumulada con consideración del criterio de viento, 2009-2013.

VIENTO	DÍAS CON INCENDIO	DURACIÓN ACUMULADA (días)	
		1-4	≥5
SÍ	71	59	12
NO	159	82	77

5.1.3.4 ÁREAS QUEMADAS DIARIAS

Al considerar los días con incendio que no cumplen con el criterio de viento, el área quemada total derivada de los mismos asciende a casi 11 0000 hectáreas durante el periodo de estudio. El área forestal total afectada por estos incendios asciende hasta 97 980,7 hectáreas y la no forestal a algo más de 11 000 hectáreas. Los estadísticos descriptivos principales de cada uno de los indicadores de área quemada se presentan en la Tabla 5.10.

Tabla 5.10. Estadísticos descriptivos de las áreas diarias quemadas durante los días sin consideración del criterio del viento, 2009-2013.

SIN VIENTO								
INDICADOR	Media	DT	Mín	Máx	Suma	Percentiles		
						5	50	90
Aqd	685,7	2578,6	4,7	30691,4	109022,5	7,0	66,6	2863,2
Aqdf	616,2	2408,2	4,7	28879,1	97980,7	7,0	59,3	2610,8
Aqdnf	69,4	193,0	0	1812,3	11041,9	0	3,3	252,4
Aqdist	15,7	57,9	0,1	685,9	2492,7	0,2	1,6	66,2
Aqfdist	14,0	54,1	0,1	645,4	2233,5	0,2	1,3	60,2
Aqnfdist	1,6	4,4	0	40,5	259,2	0	0,1	5,9
Aqdirv	70,9	233,1	0,1	1231,5	3759,0	0,1	2,5	155,9
Aqfdirv	60,0	197,7	0,1	1110,7	3182,0	0,1	1,9	138,2
Aqnfdirv	10,9	42,9	0	300,6	576,9	0	0	23,6

Aqd: Área quemada diaria; **Aqdf:** Área quemada diaria forestal; **Aqdnf:** Área quemada diaria no forestal; **Aqdist:** Área quemada diaria ponderada por la distancia; **Aqfdist:** Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; **Aqnfdist:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; **Aqdirv:** Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; **Aqfdirv:** Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; **Aqnfdirv:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

El área quemada total resultante de los incendios que cumplen el criterio de viento asciende hasta casi las 70 000 hectáreas durante el periodo de estudio. De esta superficie, alrededor de 62 000 hectáreas se corresponden a terreno forestal y algo más de 8 000 hectáreas a superficie no forestal. El área quemada diaria total alcanza un valor máximo de 30 691 hectáreas y un mínimo de 4,7 hectáreas.

A continuación se ofrece información descriptiva de cada uno de los indicadores de área quemada considerados (Tabla 5.11).

Tabla 5.11. Estadísticos descriptivos de las áreas diarias quemadas durante los días con incendio que cumplen con el criterio de viento, 2009-2013.

VIENTO								
INDICADOR	Media	SD	Mín	Máx	Suma	Percentiles		
						5	50	90
Aqd	982,7	3684,3	4,7	30691,4	69769,1	4,8	71,0	2468,8
Aqdf	869,4	3451,4	4,7	28879,1	61725,3	4,8	59,3	1866,7
Aqdnf	113,3	266,7	,0	1812,3	8043,8	,0	3,3	530,2
Aqdist	27,5	83,7	,1	685,9	1954,4	,1	1,8	66,2
Aqfdist	24,6	78,3	,1	645,4	1744,5	,1	1,5	60,2
Aqnfdist	3,0	6,2	,0	40,5	209,8	,0	,1	12,4
Aqdirv	70,9	233,1	,1	1231,5	3759,0	,1	2,5	155,9
Aqfdirv	60,0	197,7	,1	1110,7	3182,0	,1	1,9	138,2
Aqnfdirv	10,9	42,9	,0	300,6	576,9	,0	,0	23,6

Aqd: Área quemada diaria; **Aqdf:** Área quemada diaria forestal; **Aqdnf:** Área quemada diaria no forestal; **Aqdist:** Área quemada diaria ponderada por la distancia; **Aqfdist:** Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; **Aqnfdist:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; **Aqdirv:** Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; **Aqfdirv:** Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; **Aqnfdirv:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

5.1.4 DESCRIPCIÓN DE LAS VARIABLES DE CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA

A continuación se describen las series de contaminación atmosférica y se muestran los gráficos de secuencia para el O₃, el NO₂ y las PM en Valencia tras el proceso de imputación de los datos perdidos para el total del periodo de estudio y el cálculo del promedio de la zona.

Se observa una marcada tendencia estacional tanto para el O₃ como para el NO₂, con valores más altos en invierno que en verano, en el caso del primero, y al revés en el caso del segundo (Figura 5.5).

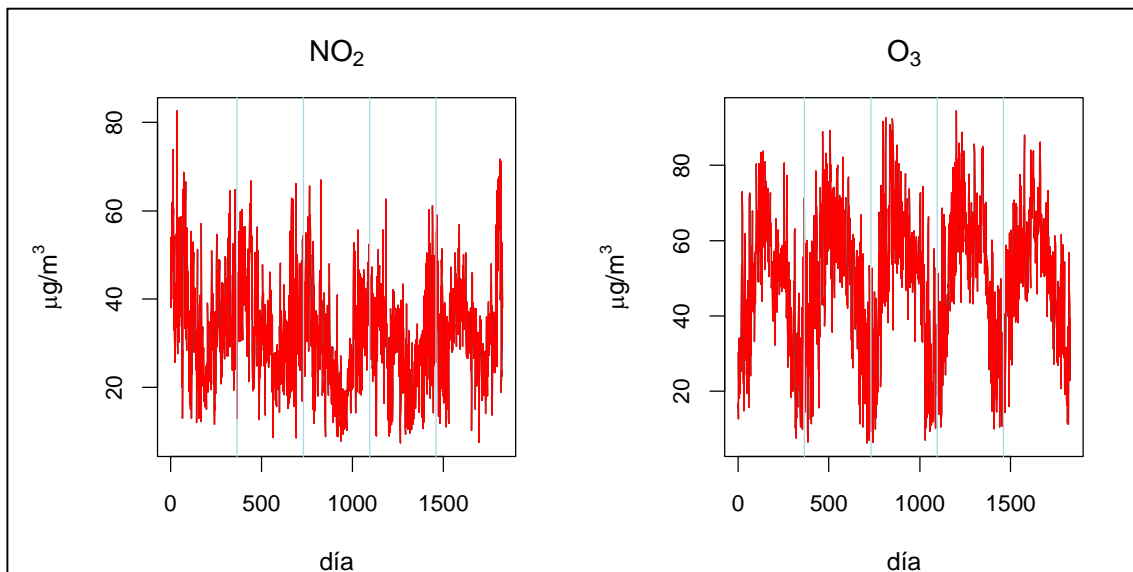


Figura 5.5. Gráficos de secuencia de los niveles medios diarios de dióxido de nitrógeno y ozono en Valencia, 2009-2013.

En el caso de las PM, sus niveles siguen una evolución temporal más irregular, con diferentes picos máximos aislados en las tres fracciones de estudio (Figura 5.6). En la Tabla 5.12. se presenta la información correspondiente a los principales estadísticos descriptivos de los contaminantes de estudio.

Al calcular el coeficiente de correlación de Pearson entre NO_2 , O_3 , PM y los parámetros meteorológicos (temperatura media, humedad relativa media y presión atmosférica media), destaca la correlación positiva entre el O_3 y la temperatura ($r=0,464$) y la negativa entre el NO_2 y la temperatura ($r=-0,454$). En relación a los contaminantes cabe mencionar la correlación positiva entre los distintos tamaños de PM y la negativa que se observa entre el O_3 y el NO_2 (Tabla 5.13). Cuando se restringe el análisis al periodo enero-septiembre de cada año de estudio se obtienen correlaciones en el mismo sentido que las observadas para el periodo completo (Tabla 5.14).

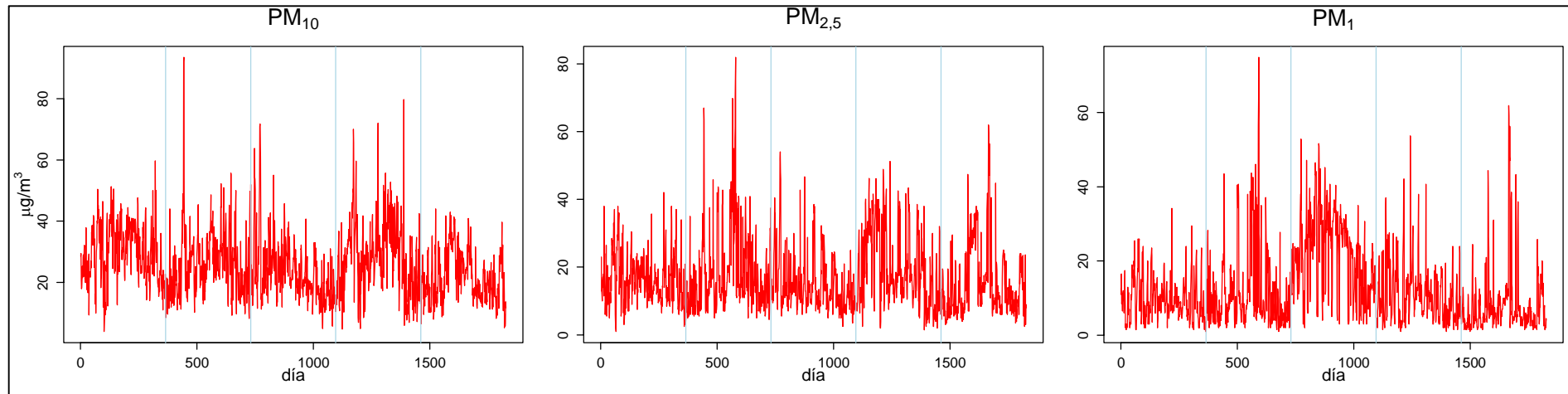


Figura 5.6. Gráficos de secuencia de los niveles medios diarios de partículas (PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁) en Valencia, 2009-2013.

Tabla 5.12. Estadísticos descriptivos de los valores medios diarios de contaminantes de las series de contaminación atmosférica de Valencia, 2009-2013.

	O ₃ (µg/m ³)	NO ₂ (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	PM _{2.5} (µg/m ³)	PM ₁ (µg/m ³)
Mínimo	6,2	7,3	4,0	1,0	1,0
P1	10,2	9,7	7,6	3,0	1,5
P5	16,5	14,1	11,3	5,5	2,0
P25	36,7	24,5	18,0	9,5	5,0
P50	51,6	31,8	24,3	14,5	9,0
Media	49,2	32,8	25,8	17,0	12,5
P75	61,8	40,0	32,0	21,0	16,7
P95	77,3	54,9	44,0	38,0	34,8
P99	86,0	64,7	54,8	48,0	45,1
Máximo	94,5	82,7	93,5	81,9	74,9

Tabla 5.13. Coeficiente de correlación de Pearson para los contaminantes y las variables meteorológicas principales, 2009-2013.

	O ₃	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	PM ₁	TMEAN	HUMEAN	PAMEAN
O₃	1							
NO₂	-,526	1						
PM₁₀	,051	,217	1					
PM_{2.5}	,063	,138	,655	1				
PM₁	,158	-,066	,363	,515	1			
Tª MEDIA	,464	-,454	,214	,147	,125	1		
HR MEDIA	-,308	,129	,149	,166	,216	-,085	1	
PA MEDIA	-,202	,275	,174	,144	,126	-,074	,044	1

Tabla 5.14. Coeficiente de correlación de Pearson para los contaminantes y las variables meteorológicas principales. Enero-septiembre, 2009-2013.

	O ₃	NO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	PM ₁	TMEAN	HUMEAN	PAMEAN
O₃	1							
NO₂	-,472	1						
PM₁₀	-,026	,247	1					
PM_{2.5}	,005	,151	,607	1				
PM₁	,104	-,077	,342	,500	1			
Tª MEDIA	,424	-,460	,181	,102	,090	1		
HR MEDIA	-,258	,076	,164	,160	,225	-,088	1	
PA MEDIA	-,211	,226	,211	,158	,100	-,072	,026	1

5.1.4.1 DESCRIPCIÓN EN EL PERIODO COMPLETO

Cuando se estudia los días de incendio que no cumplen con el criterio de viento que tienen lugar a lo largo de cada uno de los años de estudio y su relación con los niveles de contaminantes atmosféricos, se observa que los valores medios de O₃ son mayores los días con incendio, probablemente porque las mayores concentraciones de este contaminante se registran durante el periodo estival, que es cuando más incendios forestales se producen. Por el contrario, las concentraciones de NO₂ son mayores los días sin incendios, lo que podría ser explicado también por su carácter estacional, que alcanzan sus máximos durante el invierno.

En cuanto a las partículas, la concentración media de PM₁₀ es mayor durante los días de incendio (30,6 µg/m³) que durante los días sin incendios (25,3 µg/m³). Lo mismo ocurre con las PM_{2,5}, que presentan una concentración media de 18,5 y 16,9 µg/m³ los días con y sin incendio respectivamente, y para las PM₁, con valores de 13,9 y 12,4 µg/m³ de concentración media los días con y sin incendio. Como se observa en la tabla siguiente (Tabla 5.15), la diferencia en el valor medio entre los días con incendio y sin incendio es mayor para las PM₁₀ que para las fracciones menores.

Tabla 5.15. Concentración media de contaminantes los días con y sin incendio que cumplen con el criterio de viento en Valencia, 2009-2013.

SIN CRITERIO VIENTO	N (periodo completo)	O₃ (media) (mg/m³)	NO₂ (media) (mg/m³)	PM₁₀ (media) (µg/m³)	PM_{2,5} (media) (µg/m³)	PM₁ (media) (µg/m³)
Días con incendio	159	56,1	29,6	30,6	18,5	13,9
Días sin incendio	1667	48,6	33,1	25,3	16,9	12,4

Cuando se consideran los días con incendios que cumplen con el criterio de viento, se observa que las concentraciones medias de O₃ y NO₂ muestran el mismo comportamiento que cuando no se considera el requisito de viento: con concentraciones de O₃ más elevadas los días con incendio y concentraciones de NO₂ mayores los días sin incendio.

Del mismo modo, las concentraciones medias de partículas son más elevadas durante los días de incendios para todas las fracciones, presentando valores de 32,5, 22,5 y 16,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$ y PM_1 frente a las concentraciones de 25,5, 16,8 y 12,4 que se obtiene para estas mismas fracciones al estudiar los días sin incendio.

Las diferencias entre las concentraciones medias los días con y sin incendio son mayores, como en el caso anterior, para las PM_{10} , y en todos los casos, las diferencias son mayores que las observadas cuando no se considera el criterio de viento.

Tabla 5.16. Concentración media de contaminantes los días con incendio que cumplen con el criterio de viento en Valencia, 2009-2013.

CRITERIO VIENTO	N (periodo completo)	O₃ (media) (mg/m³)	NO₂ (media) (mg/m³)	PM₁₀ (media) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM_{2.5} (media) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM₁ (media) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Días con incendio	71	58,4	30,1	32,5	22,5	16,3
Días sin incendio	1751	48,9	32,9	25,5	16,8	12,4

5.1.4.2 PERIODO ENERO-SEPTIEMBRE

Cuando se considera únicamente el periodo comprendido entre enero y septiembre, se observa igualmente que los niveles medios de O_3 se mantienen más elevados durante los días con incendio y los de NO_2 son menores durante esos días. Cuando se considera el periodo enero-septiembre, las diferencias entre las concentraciones de O_3 y NO_2 los días con y sin incendios son menores que cuando se considera el periodo completo.

Al trabajar con el periodo con incendios, se sigue observando que las concentraciones medias de partículas son mayores durante los días con incendio que los días sin incendios cuando se consideran los distintos criterios. Estas concentraciones son mayores cuando se considera el criterio de la dirección del viento .

Tabla 5.17. Concentración media de contaminantes los días con incendio que no cumplen con el criterio de viento en Valencia. Periodo enero-septiembre 2009-2013.

SIN CRITERIO VIENTO	N (periodo enero- septiembre)	O ³ (media) (mg/m ³)	NO ₂ (media) (mg/m ³)	PM ₁₀ (media) (μg/m ³)	PM _{2.5} (media) (μg/m ³)	PM ₁ (media) (μg/m ³)
Días con incendio	159	56,1	29,6	30,6	18,5	13,9
Días sin incendio	1177	54,3	31,8	26,7	18,2	13,7

Tabla 5.18. Concentración media de contaminantes los días con incendio que cumplen con el criterio de viento en Valencia. Periodo enero-septiembre 2009-2013.

CRITERIO VIENTO	N (periodo enero- septiembre)	O ³ (media) (mg/m ³)	NO ₂ (media) (mg/m ³)	PM ₁₀ (media) (μg/m ³)	PM _{2.5} (media) (μg/m ³)	PM ₁ (media) (μg/m ³)
Días con incendio	71	58,4	30,1	32,5	22,5	16,3
Días sin incendio	1265	54,3	31,7	26,8	18	13,6

Al analizar en mayor profundidad los niveles de las diferentes fracciones de partículas y comparar las medias los días con y sin incendios durante el periodo enero-septiembre, se obtiene que la diferencia en las concentraciones de partículas los días con y sin incendio cuando no se considera la dirección del viento es de 3,9 ($p < 0,0001$, test U de Mann-Whitney) para PM₁₀, 0,4 ($p = 0,064$, test U de Mann-Whitney) para PM_{2.5} y 0,2 ($p = 0,042$, test U de Mann-Whitney) para PM₁. Cuando se considera el viento la diferencia se sitúa en 5,7 ($p < 0,0001$, test U de Mann-Whitney), 4,5 ($p < 0,0001$, test U de Mann-Whitney), y 2,7 ($p = 0,001$, test U de Mann-Whitney) para PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁. En las imágenes que se presentan a continuación se muestran las representaciones gráficas de los valores medios de partículas los días con y sin incendios, cuando no se considera el criterio de viento (Figura 5.7) y cuando se tiene en cuenta (Figura 5.8).

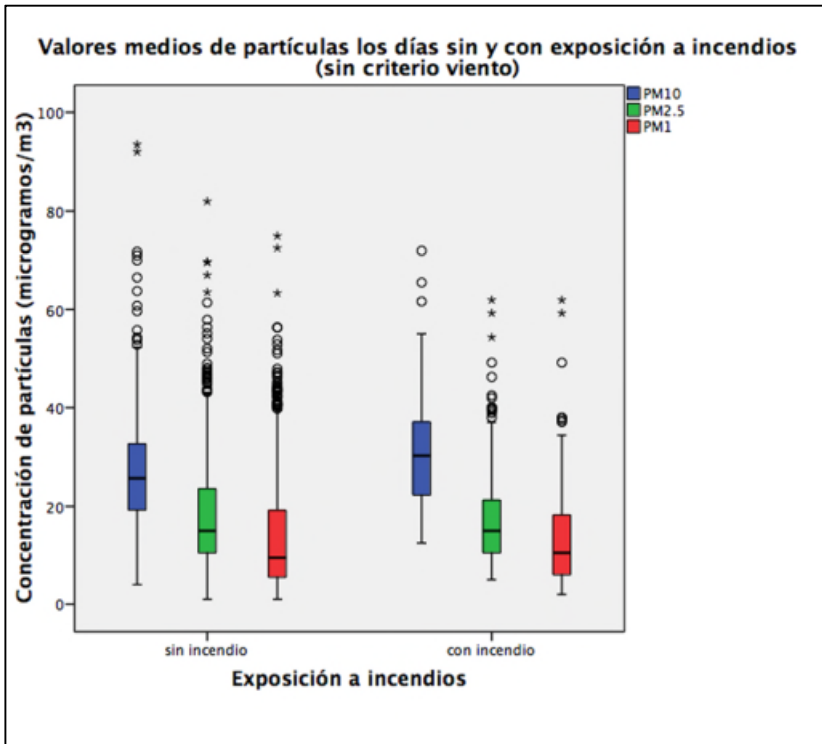


Figura 5.7. Gráfico con los valores medios de las distintas fracciones de partículas los días sin y con incendio cuando no se considera la dirección del viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

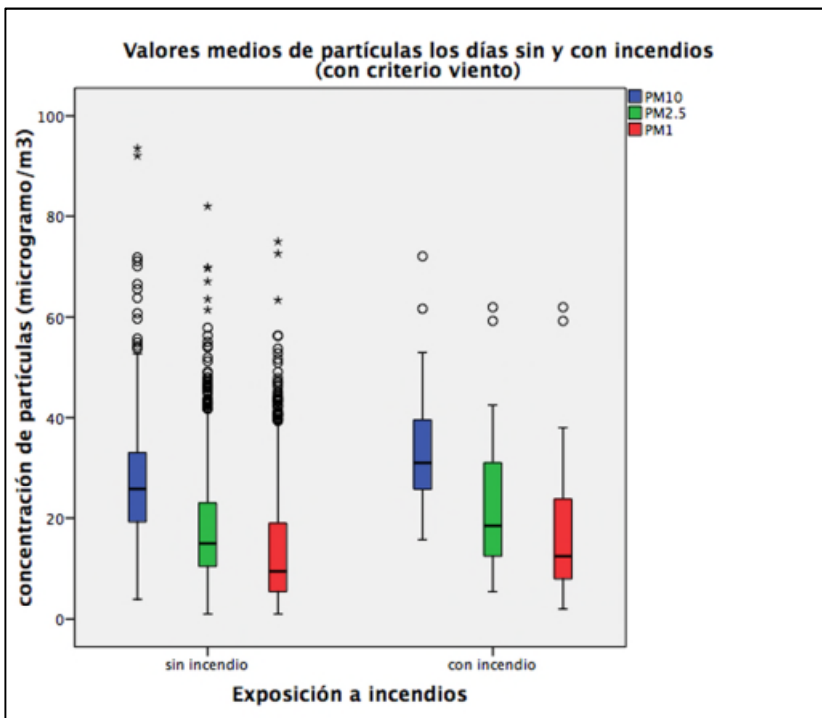


Figura 5.8. Gráfico con los valores medios de las distintas fracciones de partículas los días sin y con incendio cuando se considera la dirección del viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

5.1.5 ANÁLISIS DESCRIPTIVO GENERAL DE LA SERIE DE VARIABLES METEOROLÓGICAS

- Temperatura

El promedio de la temperatura media registrada en la estación de Valencia/Aeropuerto es de 17,5° C. Durante el periodo de estudio, el promedio de temperatura máxima se sitúa en 22,9° C y el de temperatura mínima en 12,1° C. La temperatura mínima diaria más baja es -5,1° C y la máxima más alta se sitúa próxima a los 43° C. Como puede observarse en la Figura 5.9, las temperaturas presentan una marcada variación estacional.

- Humedad relativa

En cuanto a la humedad relativa, la variación estacional es menos marcada que en el caso de la temperatura. Los valores mínimos de humedad coinciden con los registrados por la tarde y al medio día. La media de la humedad diaria máxima es de 80,1 % y la media de la humedad diaria mínima se sitúa en 36,6 %.

- Presión atmosférica

La presión atmosférica (PA) diaria es poco variable. Los valores de las series se sitúan entre 974 – 1032,3 hPa.

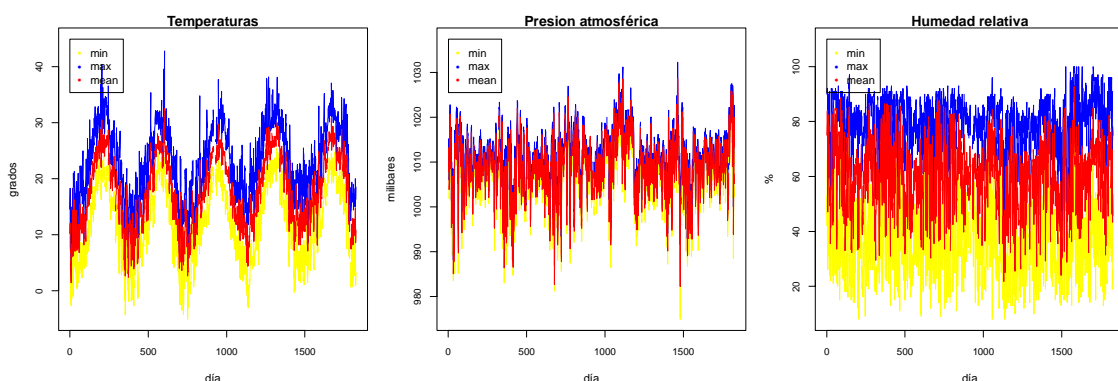


Figura 5.9. Gráficos de secuencia de las temperaturas, presiones atmosféricas y humedades relativas en la estación meteorológica de Valencia Aeropuerto, 2009-2013.

- Viento

Las velocidades medias diarias del viento más elevadas se corresponden con las registradas a las 13 horas, seguidas de las obtenidas a las 18 horas. En cuanto a la dirección del viento, tanto a medianoche como a las 7 horas, la dirección dominante de procedencia es oeste. La mayor frecuencia se obtiene en la dirección este a mediodía y noreste por la tarde.

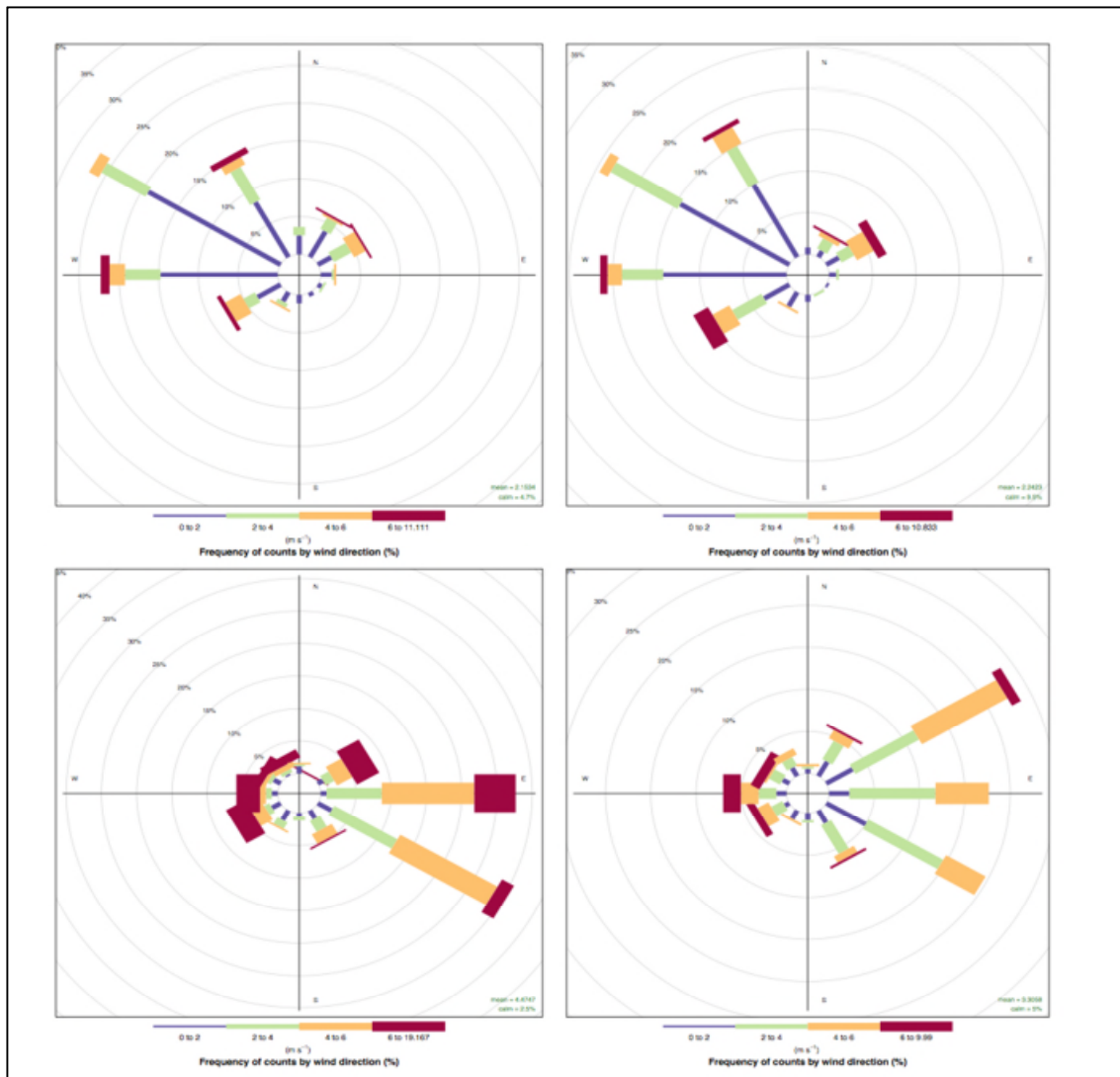


Figura 5.10. Rosas de los vientos a las 0 horas (arriba izquierda), a las 7 horas (arriba derecha), a las 13 horas (abajo izquierda) y a las 18 horas (abajo derecha) en la estación meteorológica de Valencia/Aeropuerto, 2011.

En la Tabla 5.19. se presentan los estadísticos descriptivos de las series de cada una de las variables meteorológicas consideradas en el estudio.

Tabla 5.19. Estadísticos descriptivos de las series meteorológicas de temperatura, presión atmosférica, humedad y velocidad del viento. Estación de Valencia/Aeropuerto, 2009-2013.

	Válido	Perdidos	MEDIA	MÍN	MÁX	P1	P5	P25	P50	P75	P95	P99
Tª MEDIA (°C)	1 797	29	17,5	1,4	32,5	4,3	7,4	12,2	17,2	23,2	26,8	28,8
Tª MÍNIMA (°C)	1 798	28	12,1	-5,1	25,5	-1,9	1,2	6,7	11,9	18,1	22,3	23,7
Tª MAXIMA (°C)	1 803	23	22,9	4,9	42,8	8,6	12,4	18,0	22,9	28,4	32,3	35,4
Presión atmosférica 0 h (hPa)	1 818	8	1 009,3	978,7	1 032,0	991,0	997,0	1 005,7	1 009,8	1 013,5	1 019,9	1 024,3
Presión atmosférica 7 h (hPa)	1 819	7	1 009,3	981,6	1 030,1	990,8	997,0	1 005,7	1 009,9	1 013,4	1 020,0	1 024,6
Presión atmosférica 13 h (hPa)	1 819	7	1 008,4	978,0	1 028,4	989,4	995,8	1 004,6	1 009,0	1 012,7	1 018,9	1 022,9
Presión atmosférica 18 h (hPa)	1 818	8	1 008,2	976,1	1 030,3	989,4	996,2	1 004,4	1 008,5	1 012,3	1 018,6	1 023,4
Presión atmosférica máxima (hPa)	1 802	24	1 011,4	986,9	1 032,3	995,4	1000,7	1 008,0	1 011,5	1 015,1	1 021,5	1 026,3
Presión atmosférica mínima (hPa)	1 801	25	1 006,5	974,9	1 026,9	986,5	993,3	1 002,6	1 007,3	1 011,0	1 017,1	1 021,7
Humedad relativa 0 h (%)	1 816	10	70,9	16,0	100,0	31,0	43,0	63,0	74,0	81,0	88,0	93,8
Humedad relativa 7 h (%)	1 815	11	66,9	22,0	100,0	31,0	41,0	57,0	68,0	78,0	88,0	92,0
Humedad relativa 13 h (%)	1 818	8	43,5	8,0	94,0	15,0	21,0	31,0	43,0	53,0	71,0	84,8
Humedad relativa 18 h (%)	1 817	9	57,5	10,0	100,0	20,0	29,0	47,0	59,0	69,0	81,1	88,0
Humedad relativa máxima(%)	1 793	33	80,1	32,0	100,0	49,0	61,0	75,0	82,0	87,0	92,0	97,1
Humedad relativa mínima(%)	1 795	31	36,6	8,0	87,0	12,0	17,0	27,0	36,0	46,0	60,0	74,0
Velocidad 0 h (Km/h)	1 818	8	9,2	,0	53	,0	2	5	7	12	24	34
Velocidad 7h (Km/h)	1 818	8	9,4	,0	55	,0	0	4	8	13	24	34
Velocidad 13 h (Km/h)	1 818	8	17,5	,0	69	,0	3	12	17	22	35	45,81
Velocidad 18 h (Km/h)	1 816	10	13,5	,0	55	,0	2	8	13	18	28	37,8

5.1.6 ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS CASOS DE GRIPE EN LA CIUDAD DE VALENCIA

Durante el periodo de estudio, se han registrado semanalmente un total de 52188 casos de gripe, alcanzándose un valor máximo de 4557 casos de gripe semanales., correspondiente a la semana 46 del año 2009. Los valores medios alcanzados se sitúan entre los 435 casos registrados en 2009 y los 47 de 2010.

Tabla 5.20. Estadísticos descriptivos de los casos declarados de gripe en Valencia, 2009-2013.

	2009	2010	2011	2012	2013
Suma	22 661	2 484	6843	7 571	12 629
Media	435,8	47,8	131,6	145,6	242,9
Mediana	89,5	21,0	32,0	20,0	22,0
Mínimo	7	1	0	0	1
Máximo	4 557	552	1 004	1 432	1 989
Suma	22 661	2 484	6843	7 571	12 629

Las tasas de incidencia anual, se sitúan entre los más de 2700 casos por 100000 habitantes registrado en 2009 y los 306 correspondientes a 2010. La tasa de incidencia de 2011 es de 857,5 y la de 2012 y 2013 de 950 y 1594 respectivamente.

Tabla 5.21. Tasa de incidencia de gripe por año en la ciudad de Valencia, 2009-2013.

AÑO	TASA DE INCIDENCIA POR 100 000 HABITANTES
2009	2 783,2
2010	306,9
2011	857,5
2012	949,9
2013	1 594,0

En la representación gráfica de la evolución de los casos declarados de gripe durante el periodo de estudio, se observa el carácter estacional de la misma, con picos en los meses fríos, sin prácticamente ningún caso en verano. Además, se observa el importante pico registrado a final del año 2009, correspondiente a la denominada gripe “pandémica” en el que la tasa de incidencia alcanza un valor superior a 500.

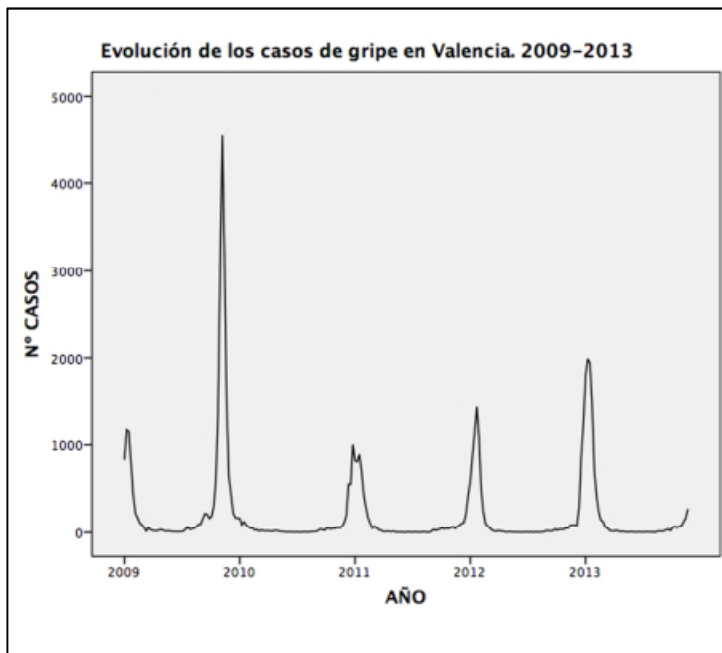


Figura 5.11. Evolución del número de casos de gripe en Valencia, 2009-2013.

Al restringir la representación a la temporada de gripe (de la semana 40 a la semana 20 del año siguiente) y representar conjuntamente la tasa de incidencia de las distintas temporadas, se observa como el pico de mortalidad de la temporada 2009/2010 se sitúa en noviembre, en lugar de en los meses de enero-febrero, como resulta habitual.

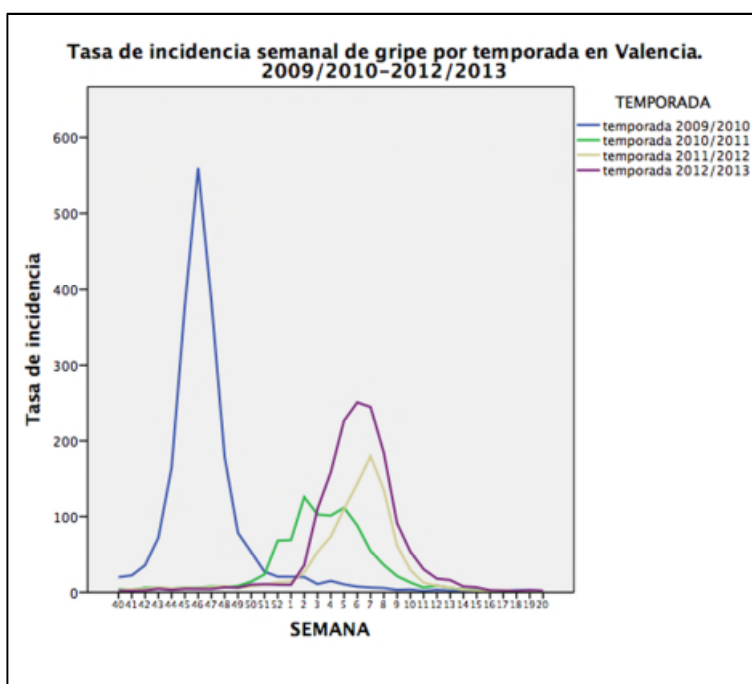


Figura 5.12. Representación de la tasa de incidencia semanal de gripe por temporada en Valencia. Temporada 2009/2010 – 2012/2013.

5.2 RELACIÓN DE LOS INCENDIOS Y LA CALIDAD DEL AIRE

A continuación (Tablas 5.24. - 5.35.) se incluyen los resultados derivados del estudio de la asociación entre los distintos indicadores de incendio definidos y los niveles de partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1), considerando la exposición de hoy sobre el promedio de partículas de hoy y mañana.

- **RELACIÓN PM_{10} - INCENDIOS**

Los resultados mostraron una asociación significativa entre los niveles de PM_{10} registrados y la ocurrencia, duración y concurrencia de incendios, el área quemada no forestal y el indicador correspondiente al área quemada no forestal ponderado por la distancia. La asociación se observó tanto para el indicador que cumplía con el criterio de viento, y por tanto la pluma se desplazó hacia la población, como para los que se calcularon sin considerar este requisito. En ambos casos, se estimó un aumento de PM_{10} de aproximadamente $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, los días de incendio. El coeficiente resultó escasamente más elevado y más impreciso cuando se utilizó el indicador cumpliendo el criterio de viento ($\beta = 3,528$, $ES = 1,152$) que cuando no se utilizó este indicador: ($\beta = 3,229$, $ES = 0,803$).

El indicador de duración de los incendios se asoció de manera significativa con las PM_{10} con la categoría de 1 incendio tanto cuando se trabajó con el criterio de viento como cuando no. Por su parte, la categoría de 2 o más días de duración acumulada solo se asoció de manera significativa cuando no se trabajó con el criterio de viento ($\beta = 3,432$, $ES = 1,117$) mostró una mayor asociación con las PM_{10} .

Al estudiar la relación de las PM_{10} con el número de incendios simultáneos, solo se encontró efecto significativo con la categoría correspondiente a 1 incendio cuando se trabajó con el criterio de viento. El indicador que no consideró el viento, mostró la misma magnitud de efecto independientemente de la duración evaluada. La estimación del aumento en PM_{10} asociada con la ocurrencia de incendio se mantiene en torno a $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

En relación al estudio de la asociación con los distintos indicadores correspondientes a las áreas afectadas, cabe indicar el signo positivo de los coeficientes, que apunta que a mayor área quemada mayor fue el nivel de partículas. No obstante, solo se encontró significación estadística de forma esporádica para el área quemada no forestal y para este mismo área ponderada por la distancia.

Tabla 5.22. Relación entre los niveles de PM₁₀ y los distintos indicadores de incendio.

VARIABLE INCENDIO	VIENTO		SÍ			NO		
	Exposición	Referencia	Beta	ES	p	Beta	ES	p
Incendio(sí/no)	sí	no	3,528	1,152	0,002	3,299	0,803	0,000
Duración	1-4 días	0	3,916	1,250	0,002	3,182	1,061	0,003
	5+días	0	1,781	2,463	0,470	3,432	1,117	0,002
Incendios simultáneos	1 incendio	0(no)	3,402	1,344	0,012	3,223	0,946	0,001
	2+incendio	0(no)	3,819	1,969	0,053	3,459	1,316	0,009
Aqd	Q3	Q1	0,708	0,496	0,153	1,021	0,678	0,132
Aqdf	Q3	Q1	0,616	0,456	0,177	0,936	0,658	0,155
Aqdnf	Q3	Q1	1,166	0,518	0,025	1,977	0,832	0,018
Aqdist	Q3	Q1	0,976	0,671	0,146	1,126	0,730	0,123
Aqfdist	Q3	Q1	0,861	0,625	0,168	1,006	0,691	0,146
Aqnfdist	Q3	Q1	1,887	0,850	0,027	2,068	0,850	0,015
Aqdirv	Q3	Q1	0,981	0,603	0,104	0,725	0,610	0,235
Aqfdirv	Q3	Q1	0,980	0,616	0,112	0,709	0,612	0,247
Aqnfdirv	Q3	Q1	1,040	0,685	0,129	0,922	0,817	0,260

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$). Aqd: Área quemada diaria; Aqdf: Área quemada diaria forestal; Aqdnf: Área quemada diaria no forestal; Aqdist: Área quemada diaria ponderada por la distancia; Aqfdist: Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; Aqnfdist: Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; Aqdirv: Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; Aqfdirv: Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; Aqnfdirv: Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

• RELACIÓN PM_{2,5} - INCENDIOS

Las PM_{2,5} se asociaron de manera significativa únicamente con la variable correspondiente a la concurrencia de incendios, con el indicador de 1 incendio. En este caso, la consideración o no del criterio de viento cambió ligeramente los resultados, indicando tal vez unas categorías no muy consistentes en una posible discriminación del efecto. Las PM_{2,5} no se asociaron de manera significativa con ninguna de las categorías del indicador correspondiente a la duración de incendios (Tabla 5.23).

Tabla 5.23. Relación entre los niveles de PM_{2.5} y los distintos indicadores de incendio.

VARIABLE INCENDIO	VIENTO			SÍ			NO		
	Exposición	Referencia	Beta	ES	p	Beta	ES	p	
Incendio(sí/no)	sí	no	1,985	1,268	0,118	0,474	0,892	0,596	
Duración	1-4 días	0	0	1,396	1,375	0,310	1,718	1,177	
	5+días	0	0	4,668	2,738	0,089	-0,918	1,244	
Incendios simultáneos	1 incendio	0(no)	3,099	1,484	0,037	1,834	1,053	0,082	
	2+incendio	0(no)	-0,622	2,206	0,778	1,459	0,114	1,459	
Aqd	Q3	Q1	-0,206	0,546	0,706	-0,075	0,748	0,920	
Aqdf	Q3	Q1	-0,187	0,502	0,710	-0,071	0,726	0,922	
Aqdnf	Q3	Q1	-0,224	0,570	0,694	-0,101	0,918	0,912	
Aqdist	Q3	Q1	-0,086	0,740	0,908	-0,067	0,806	0,933	
Aqfdist	Q3	Q1	-0,072	0,689	0,917	-0,062	0,763	0,935	
Aqnfdist	Q3	Q1	-0,222	0,937	0,813	-0,097	0,938	0,918	
Aqdirv	Q3	Q1	-0,390	0,663	0,557	-0,521	0,680	0,444	
Aqfdirv	Q3	Q1	-0,404	0,678	0,551	-0,530	0,682	0,437	
Aqnfdirv	Q3	Q1	-0,339	0,754	0,653	-0,534	0,912	0,558	

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$). Aqd: Área quemada diaria; Aqdf: Área quemada diaria forestal; Aqdnf: Área quemada diaria no forestal; Aqdist: Área quemada diaria ponderada por la distancia; Aqfdist: Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; Aqnfdist: Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; Aqdirv: Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; Aqfdirv: Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; Aqnfdirv: Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

• RELACIÓN PM₁ - INCENDIOS

En la Tabla 5.24. se observa como las partículas de menor tamaño se asociaron con la ocurrencia de incendio de manera significativa ($p=0,005$) cuando se consideró el criterio de viento ($\beta = 3,373$, $ES=1,119$). La asociación resultó próxima a la significación ($p=0,089$) cuando se trabajó con los incendios que no cumplían con la premisa del viento ($\beta = 1,432$, $ES=,842$).

Los resultados derivados del estudio de la asociación PM₁ y la duración de los incendios muestran que la relación resultó significativa únicamente con la duración de 1 a 4 días, con independencia de la consideración del criterio de viento. El incremento

en la concentración de partículas resultó algo superior cuando se trabajó con el criterio de viento.

En relación a la variable correspondiente al número de incendios simultáneos, cuando se trabajó con el criterio de viento, solo se encontró efecto significativo con la categoría correspondiente a 1 incendio. El indicador que no consideró el viento, mostró asociación significativa con ambas categorías, resultando la magnitud de efecto mayor en el caso de la categoría correspondiente a 1 incendio, con una estimación en el aumento de PM_1 del orden de $3,5 \mu g/m^3$.

Tabla 5.24. Relación entre los niveles de PM_1 y los distintos indicadores de incendio.

VARIABLE INCENDIO	VIENTO		SÍ			NO		
	Exposición	Referencia	Beta	ES	p	Beta	ES	p
Incendio(sí/no)	sí	no	3,373	1,199	0,005	1,432	0,842	0,089
Duración	1-4 días	0	3,046	1,295	0,019	2,544	1,120	0,023
	5+días	0	4,931	2,604	0,059	0,200	1,176	0,865
Incendios simultáneos	1 incendio	0(no)	4,995	1,409	0,000	3,514	0,989	0,000
	2+incendio	0(no)	-0,316	2,071	0,879	-2,913	1,384	0,036
Aqd	Q3	Q1	0,320	0,516	0,535	0,252	0,709	0,722
Aqdf	Q3	Q1	0,304	0,474	0,521	0,260	0,688	0,706
Aqdnf	Q3	Q1	0,147	0,540	0,786	0,029	0,871	0,974
Aqdist	Q3	Q1	0,209	0,702	0,766	0,253	0,764	0,740
Aqfdist	Q3	Q1	0,210	0,653	0,748	0,257	0,723	0,723
Aqnfdist	Q3	Q1	-0,025	0,888	0,978	-0,002	0,890	0,998
Aqdirv	Q3	Q1	0,116	0,625	0,853	0,141	0,643	0,827
Aqfdirv	Q3	Q1	0,171	0,639	0,789	0,199	0,646	0,758
Aqnfdirv	Q3	Q1	-0,159	0,708	0,823	-0,197	0,860	0,819

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$). Aqd: Área quemada diaria; Aqdf: Área quemada diaria forestal; Aqdnf: Área quemada diaria no forestal; Aqdist: Área quemada diaria ponderada por la distancia; Aqfdist: Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; Aqnfdist: Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; Aqdirv: Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; Aqfdirv: Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; Aqnfdirv: Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

Ninguno de los indicadores que consideraron las áreas quemadas se asoció de manera significativa con los niveles de PM_1 . Los valores de los coeficiente β fueron generalmente positivos, lo que indica un incremento en las partículas a mayor área quemada.

5.3 ANÁLISIS DE LA RELACIÓN CON LA MORTALIDAD

5.3.1 ESTUDIO DE LA ASOCIACIÓN ENTRE LOS INCENDIOS Y LA MORTALIDAD

A continuación se presentan los resultados de la asociación entre los incendios y cada una de las variables resultado: mortalidad total, mortalidad respiratoria, mortalidad circulatoria y mortalidad en mayores. Para cada una de ellas se muestran los gráficos correspondientes a la relación entre la mortalidad y cada una de las variables de incendio con las que se ha trabajado: días de incendio (ocurrencia), duración acumulada (duración), número de incendios simultáneos (conurrencia) y áreas quemadas. Se estudió la relación de cada uno de estos indicadores con la mortalidad tanto cuando incorporaron el requisito de viento, y por tanto incluyeron los incendios que se dirigían hacia la población, como cuando no se consideró este criterio. En cada gráfico se muestra el valor del riesgo relativo obtenido con los distintos retardos considerados (retardo 0, 1 y 2).

En las tablas que se presentan se muestra para cada variable resultado el valor del riesgo relativo correspondiente, de manera general, al mejor de los retardos (aquel con un estimador de mayor magnitud). El indicador de días de incendio, toma los valores sí/no, mientras que para las variables de duración de incendios e incendios simultáneos se definieron 3 categorías: 0, 1-4 y 5 o más días, para la duración, y 0, 1 y 2 o más incendios, para el número de incendios simultáneos. Se tomó el 0 (no incendio) como la categoría de referencia. Los indicadores de área quemada se utilizaron de forma continua y se calculó el riesgo relativo para un incremento en la exposición del rango intercuartílico. Para las variables de área quemada se presentan gráficos con la forma dosis-respuesta para el mejor de los retardos.

- **MORTALIDAD TOTAL**

Cuando se trabajó con los indicadores que incluían el criterio de viento, la ocurrencia de incendio, al menos 5 días de incendio, así como dos o más incendios simultáneos, mostraron la mayor asociación con la mortalidad total el día siguiente a la exposición (Figura 5.13).

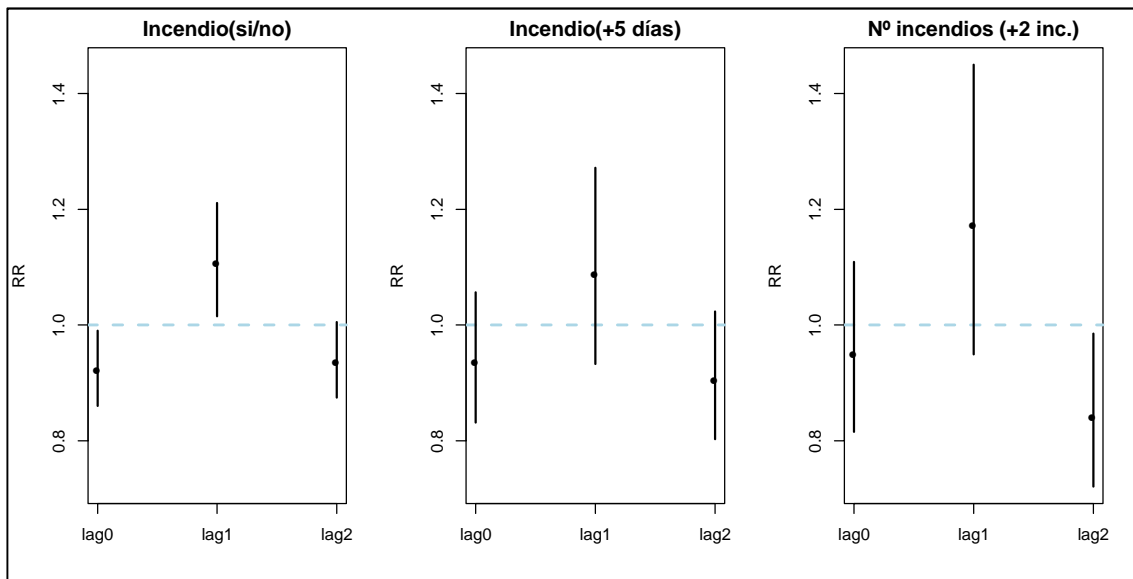


Figura 5.13. Riesgo relativo(RR) de mortalidad total asociado con la exposición a: incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

Al estudiar la asociación con los indicadores que incorporaron el criterio de viento, las variables ocurrencia de incendio y al menos 5 días de incendio, mostraron la mayor asociación el día siguiente de la exposición. La variable correspondiente a número de incendios simultáneos (al menos 2) presentó en este caso la mayor relación con la mortalidad total el mismo día de la exposición (Figura 5.14).

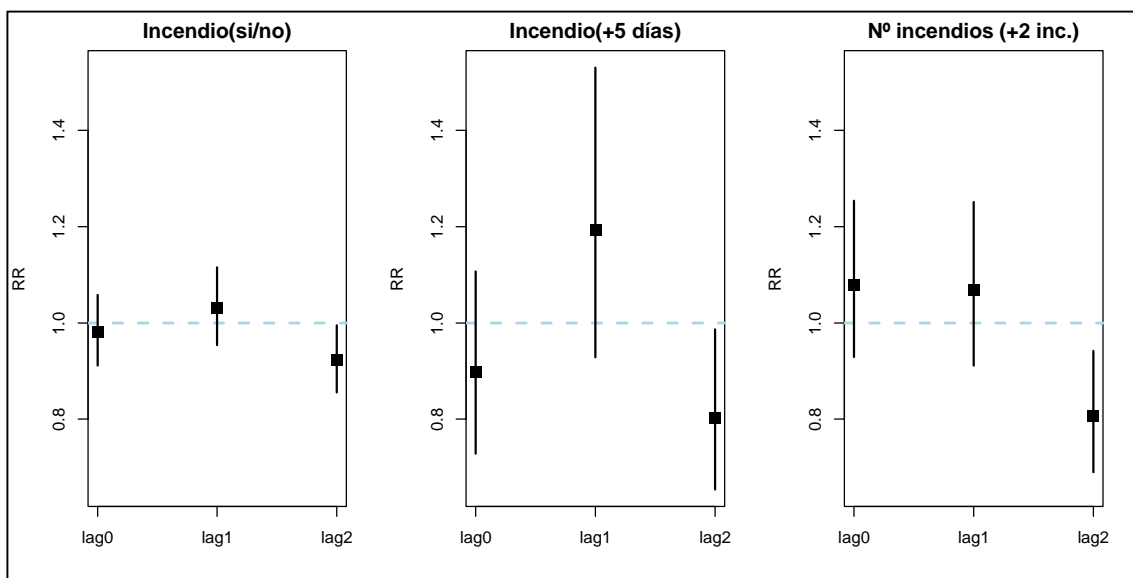


Figura 5.14. Riesgo relativo(RR) de mortalidad total asociado con la exposición a: incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

En la Figuras 5.15. puede observarse como los indicadores de incendio que trabajaron con el área quemada total y con la forestal, y no consideraron la dirección del viento, presentaron un comportamiento similar. Para el área quemada total, la forestal y estas

mismas áreas ponderadas por la distancia, el estimador resultó positivo el día de la exposición y el día siguiente.

En el análisis de la relación entre la mortalidad total y los indicadores correspondientes al área no forestal, se observó que la magnitud de la asociación fue mayor al día siguiente de la exposición aunque no significativa. El valor del RR fue menor que el correspondiente a las variables de área quemada total y forestal consideradas de manera independiente y ponderadas por la distancia, y ligeramente superior al obtenido para las áreas total y forestal cuando se trabajó con los indicadores de área quemada ponderados por la dirección del viento.

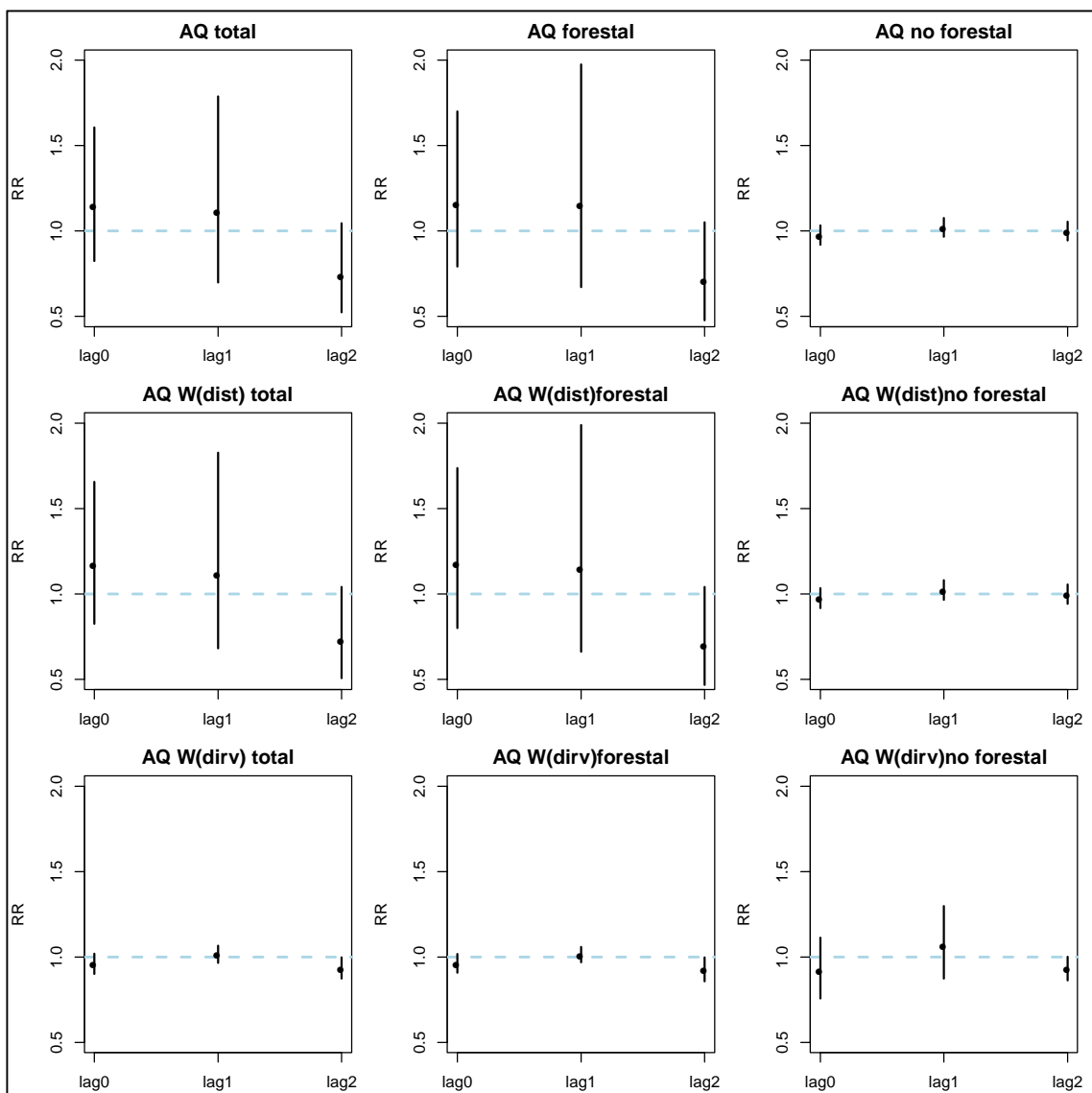


Figura 5.15. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad total, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

Cuando se trabajó con los indicadores de área quemada que incluyeron el criterio de viento, se observó como la asociación con la mortalidad total se presentó para todas las variables el día siguiente de la exposición (Figura 5.16).

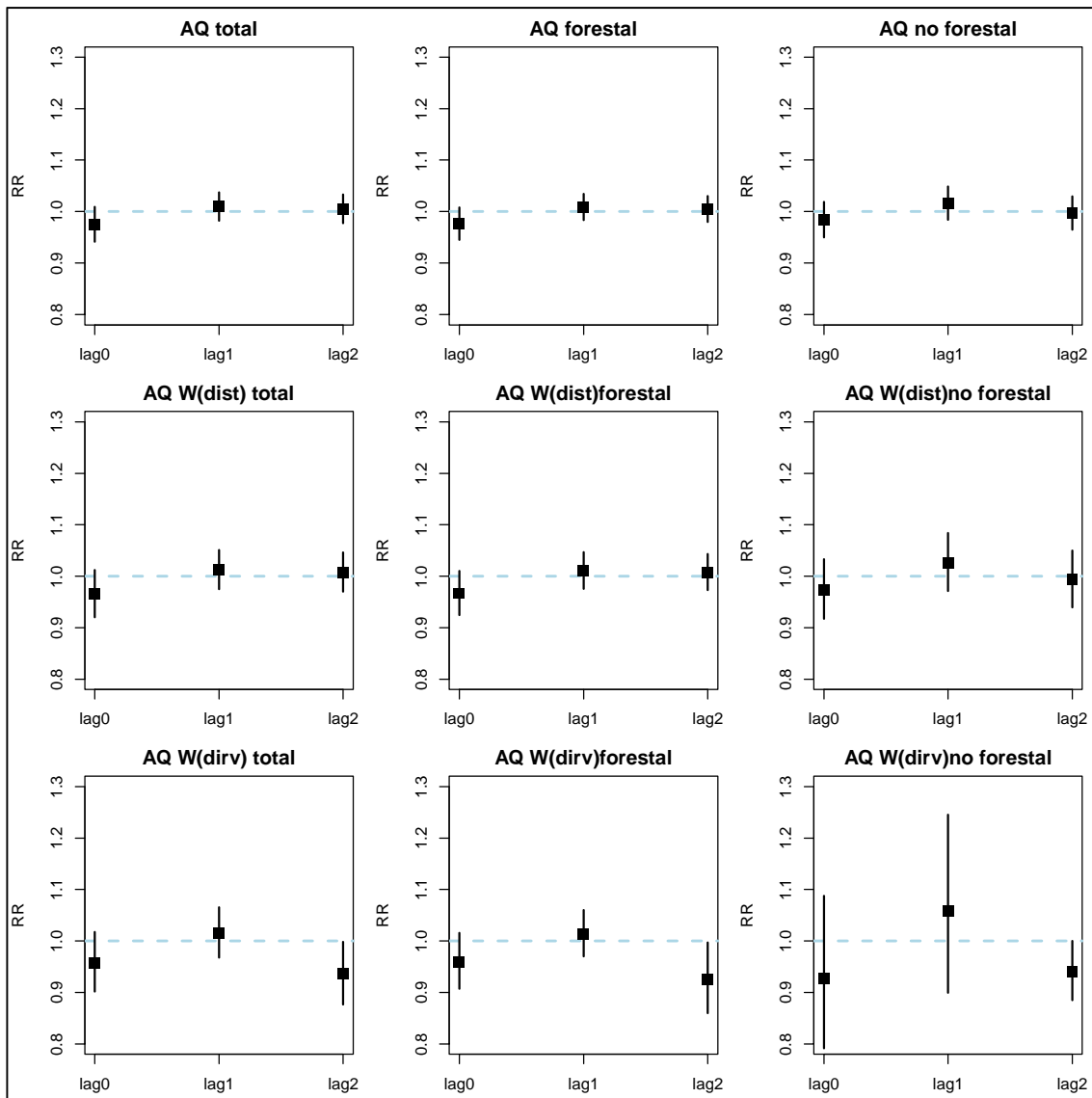


Figura 5.16. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad total, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

Los riesgos relativos estimados para cada variable de incendio se presentan en la Tabla 5.25. para el mejor de los retardos. La ocurrencia de incendio se asoció de manera significativa ($p=0,021$) con la mortalidad total el día siguiente de la exposición, siendo el riesgo relativo 1,109 (IC95%: 1,015-1,211), obtenido cuando no se consideró para el cálculo de la variable el criterio de dirección del viento. Por tanto, los días después de la ocurrencia de incendios, el riesgo en la mortalidad total aumentó un 10,9 % en relación a los días sin incendio.

Tabla 5.25. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad total por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.

VARIABLE INCENDIO	VIENTO			SÍ			NO		
	Exposición	Referencia	Lag	RR	p	Lag	RR	p	
Incendio (sí/no)	1(si)	no	1	1,031 (0,954-1,115)	0,439	1	1,109 (1,015-1,211)	0,021	
Duración incendio	1-4días	0	1	1,027 (0,948-1,113)	0,514	1	1,115 (1,015-1,224)	0,023	
	5+días			1,192 (0,929-1,530)	0,168		1,089 (0,933-1,272)	0,280	
Incendios simultáneos	1inc	0	1	1,020 (0,938-1,110)	0,640	1	1,107 (1,013-1,209)	0,025	
	+2inc			1,068 (0,912-1,251)	0,415		1,173 (0,949-1,450)	0,139	
Aqd	Q3	Q1	1	1,010 (0,982-1,038)	0,490	1	1,116 (0,697-1,787)	0,647	
Aqdf	Q3	Q1	1	1,009 (0,984-1,034)	0,504	1	1,151 (0,671-1,974)	0,609	
Aqdnf	Q3	Q1	1	1,016 (0,984-1,049)	0,327	1	1,020 (0,966-1,076)	0,483	
Aqdist	Q3	Q1	1	1,012 (0,975-1,051)	0,531	1	1,117 (0,683-1,828)	0,660	
Aqfdist	Q3	Q1	1	1,011 (0,976-1,047)	0,546	1	1,147 (0,662-1,988)	0,624	
Aqnfdist	Q3	Q1	1	1,026 (0,971-1,084)	0,359	1	1,020 (0,965-1,080)	0,481	
Aqdirv	Q3	Q1	1	1,015 (0,968-1,065)	0,537	1	1,014 (0,965-1,066)	0,581	
Aqfdirv	Q3	Q1	1	1,014 (0,970-1,060)	0,542	1	1,013 (0,968-1,059)	0,586	
Aqnfdirv	Q3	Q1	1	1,058 (0,899-1,245)	0,496	1	1,065 (0,874-1,299)	0,533	

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$). **Aqd:** Área quemada diaria; **Aqdf:** Área quemada diaria forestal; **Aqdnf:** Área quemada diaria no forestal; **Aqdist:** Área quemada diaria ponderada por la distancia; **Aqfdist:** Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; **Aqnfdist:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; **Aqdirv:** Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; **Aqfdirv:** Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; **Aqnfdirv:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

Cuando se estudió el efecto en la mortalidad total de los incendios a través de la variable correspondiente a la duración acumulada, se encontró una asociación estadísticamente significativa ($p=0,023$) tras 1-4 días consecutivos de exposición, cuando no se consideró la dirección del viento para el cálculo de la variable y el día siguiente de la exposición. El riesgo relativo obtenido en este caso fue de 1,115 (IC 95%: 1,005-1,224). La asociación obtenida cuando la duración acumulada fue igual o mayor a 5 días no presentó significación estadística, lo que puede atribuirse al menor número de días con una duración acumulada de esa magnitud.

La variable correspondiente al número de incendios simultáneos se asoció de manera significativa con la mortalidad total, cuando no se consideró el criterio de viento y al día

siguiente de la exposición, con la categoría correspondiente a 1 incendio [RR=1,107 (IC95 %:1,013-1,209)]. Como en el caso de la duración acumulada, la asociación no se mantuvo con las categorías superiores.

En relación a los indicadores que trabajaron con las áreas quemadas, no se obtuvo asociación entre ninguno de ellos y la mortalidad total.

De manera general, los mayores valores del riesgo relativo se obtuvieron cuando no se trabajó con el criterio de dirección del viento. El indicador de área quemada ponderada por la dirección del viento, alcanzó los valores más altos de riesgo relativo cuando se trabajó con las áreas no forestales, tanto con los indicadores de viento como con los que no lo consideraron.

La relación dosis respuesta de los indicadores correspondientes al área quemada total y al área quemada forestal presentaron un comportamiento similar. Cuando se trabajó con el criterio de viento, el área quemada total, el área quemada forestal y estas mismas áreas ponderadas por la distancia, mostraron un incremento del riesgo a los niveles más bajos, para luego disminuir de manera progresiva hasta dejar de mostrar asociación con los valores más altos. Para el resto de indicadores la asociación fue directa, aunque como en los casos anteriores, no resultó estadísticamente significativa (Figura 5.17).

Cuando se consideró el criterio de viento, todas las variables correspondientes a las áreas quemadas, presentaron una asociación directa. Al igual que con los indicadores que no consideraron el viento, la pendiente más pronunciada se encontró para los indicadores de área quemada no forestal ponderada por la dirección del viento (Figura 5.18).

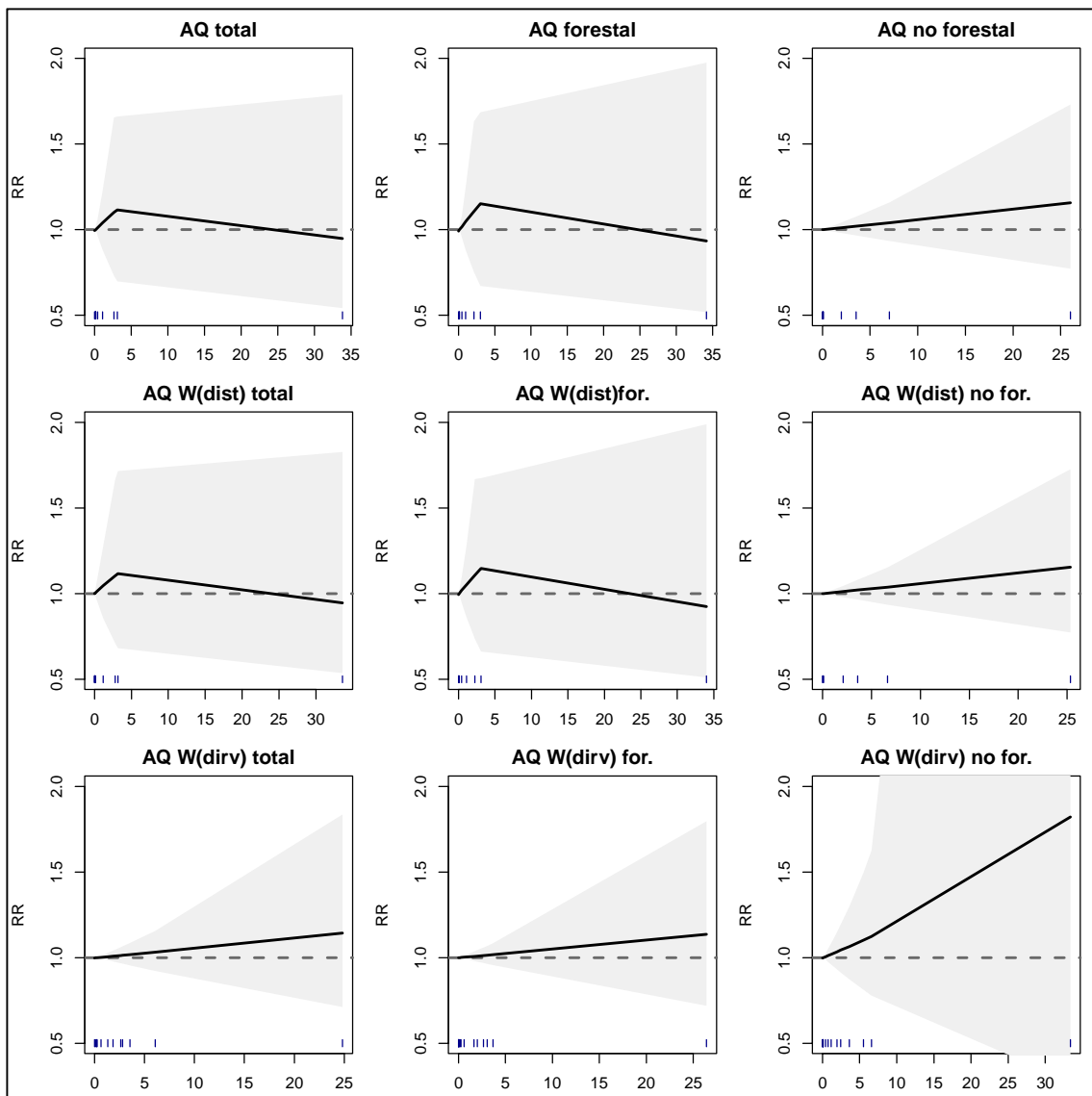


Figura 5.17. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad total y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

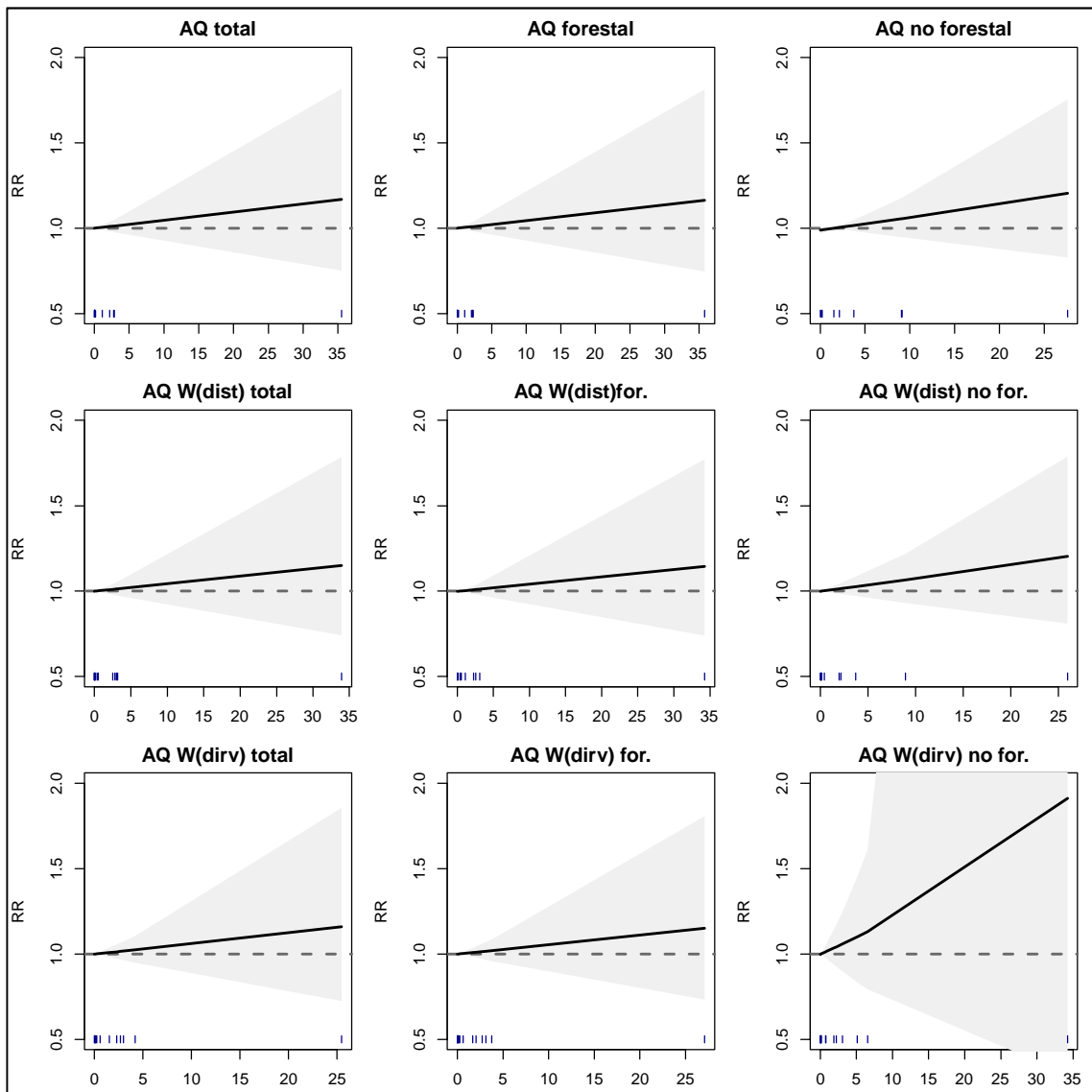


Figura 5.18. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad total y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

- **MORTALIDAD RESPIRATORIA**

Quando no se consideró el criterio de viento, la ocurrencia y concurrencia de incendios mostraron la mayor asociación con la mortalidad respiratoria a los 2 días de la exposición. La asociación se mostró más inmediata cuando se consideró el viento como criterio adicional para la selección de días con incendio, donde se encontró la mayor asociación el mismo día de la exposición. La mayor asociación con el número de incendios simultáneos se observó el mismo día de la exposición, cuando no se consideró el criterio de viento y el día siguiente cuando se trabajó con el requisito de viento (Figura 5.19. y 5.20).

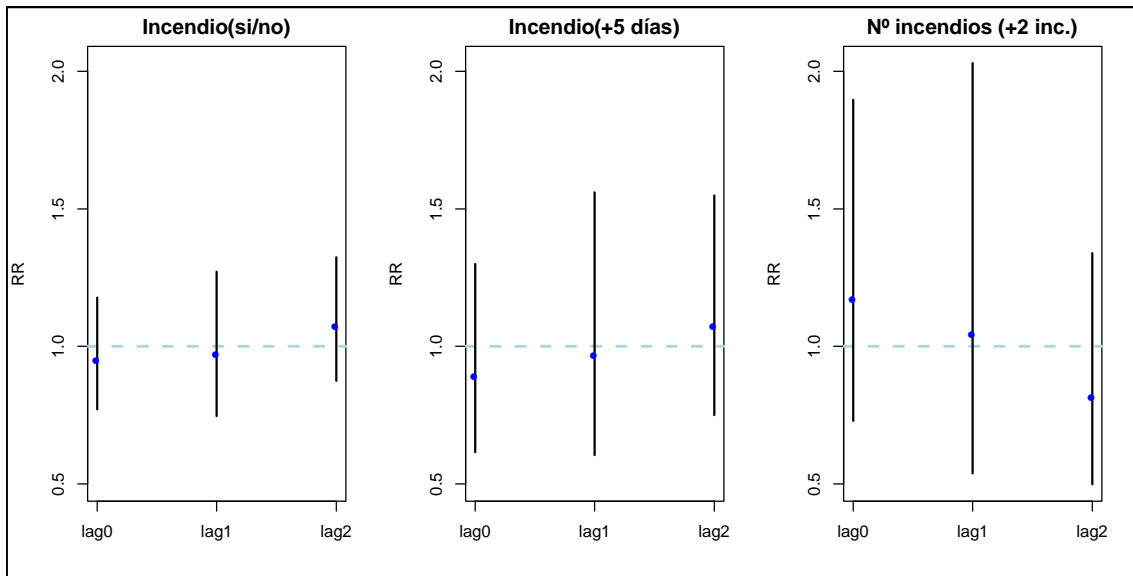


Figura 5.19. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad respiratoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

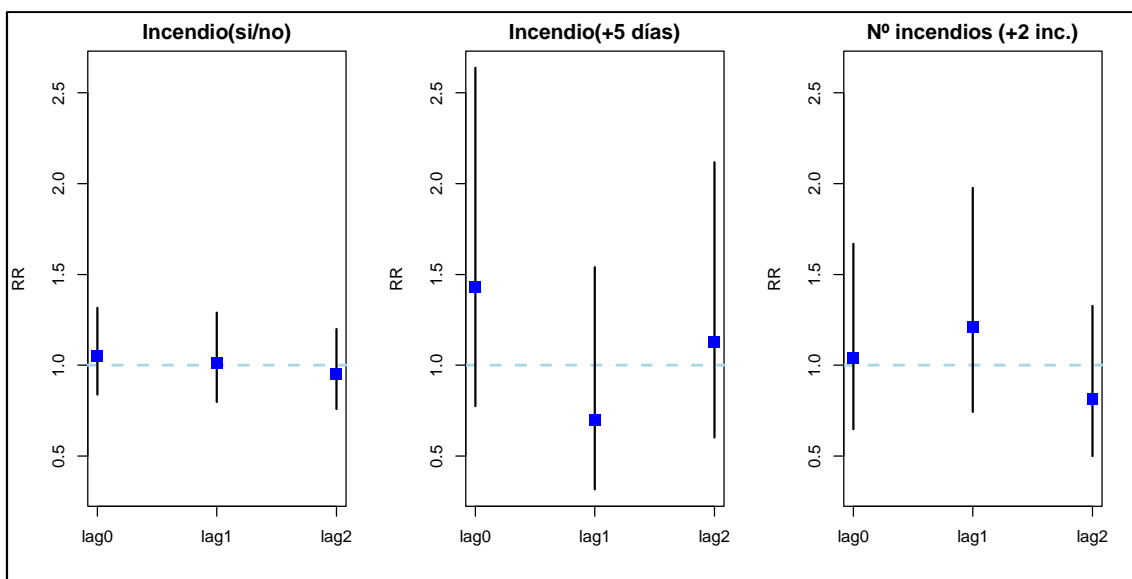


Figura 5.20. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad respiratoria, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

La mayor asociación entre la mortalidad respiratoria y los indicadores correspondientes a los 3 tipos de áreas quemadas y a estas áreas ponderadas por la distancia, se observó a los 2 días de la exposición, mientras que la mayor relación entre las distintas áreas ponderadas por la dirección del viento, se observó el día siguiente de la exposición, tanto cuando se consideró el criterio de viento como cuando no (Figuras 5.21. y 5.22).

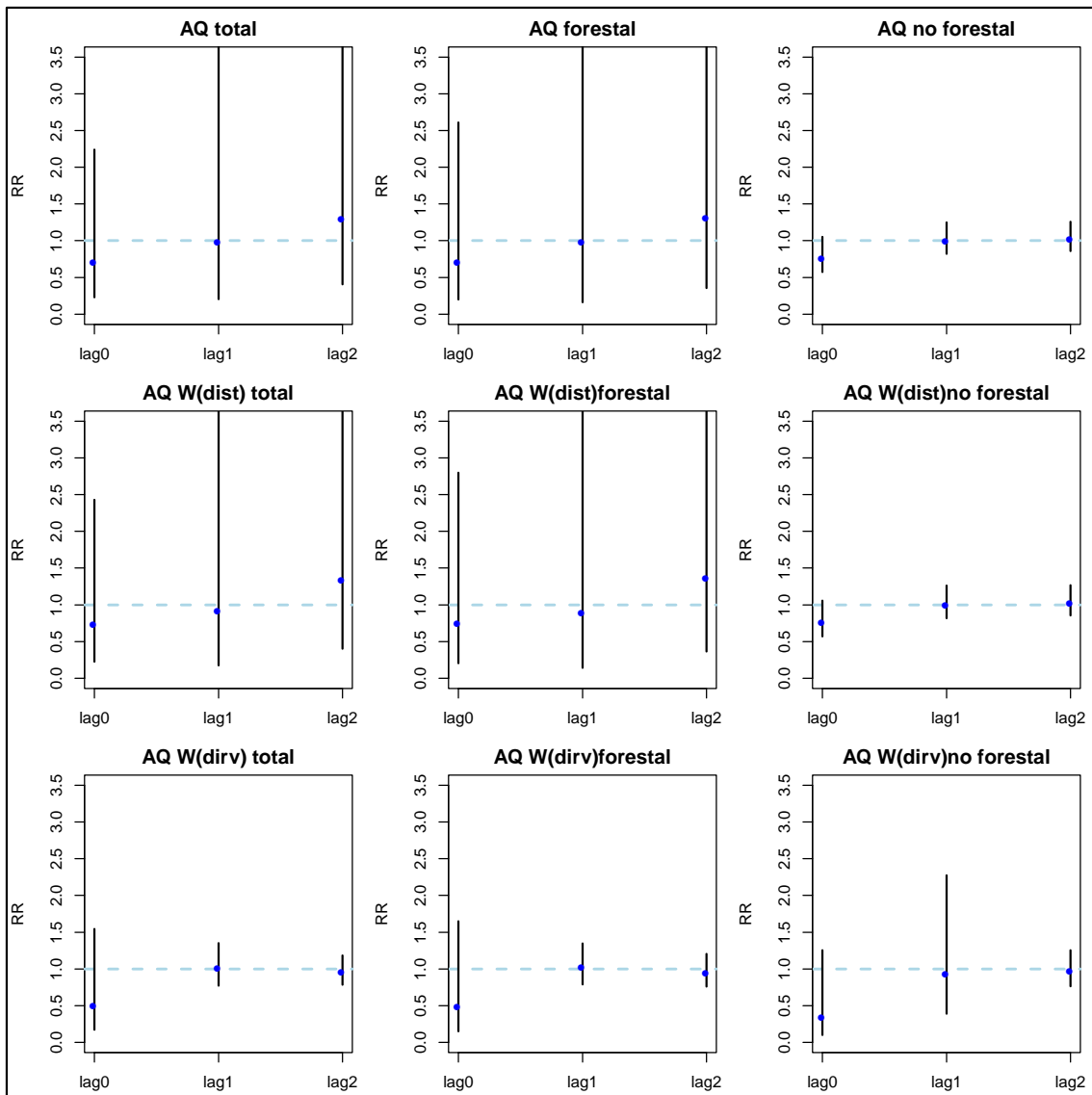


Figura 5.21. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad respiratoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

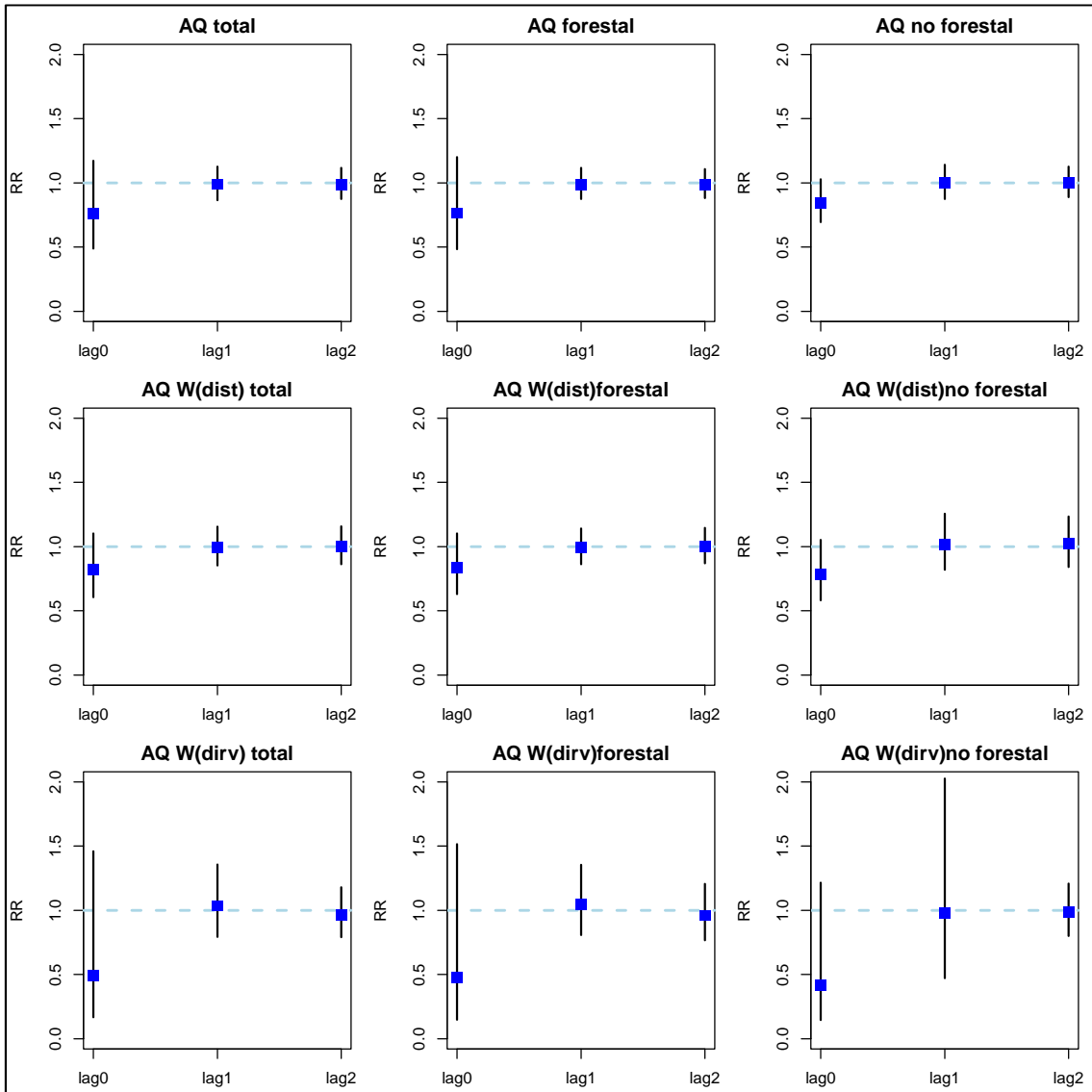


Figura 5.22. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad total, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

Ninguna de las variables de incendio presentaron asociación significativa con la mortalidad respiratoria (Tabla 5.26).

Tabla 5.26. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad respiratoria por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.

VIENTO				SÍ			NO		
VARIABLE INCENDIO	Exposición	Referencia	Lag	RR	p	Lag	RR	p	
Incendio (sí/no)	sí	no	0	1,051 (0,839-1,316)	0,667	2	1,076 (0,875-1,324)	0,487	
Duración incendio	1-4días	0	0	1,025 (0,810-1,296)	0,839	2	1,113 (0,883-1,402)	0,365	
	5+días			1,430 (0,775-2,638)			1,078 (0,750-1,549)		0,684
Incendios simultáneos	1inc	0	1	0,976 (0,751-1,270)	0,858	0	0,935 (0,749-1,166)	0,550	
	+2inc			1,212 (0,743-1,977)			0,441		1,175 (0,728-1,897)
Aqd	Q3	Q1	2	0,988 (0,874-1,116)	0,846	2	1,308 (0,406-4,216)	0,653	
Aqdf	Q3	Q1	2	0,989 (0,882-1,108)	0,844	2	1,329 (0,355-4,976)	0,673	
Aqdnf	Q3	Q1	2	1,001 (0,889-1,127)	0,990	2	1,037 (0,857-1,256)	0,708	
Aqdist	Q3	Q1	2	0,999 (0,862-1,157)	0,989	2	1,350 (0,401-4,547)	0,628	
Aqfdist	Q3	Q1	2	0,998 (0,870-1,144)	0,976	2	1,379 (0,364-5,227)	0,637	
Aqnfdist	Q3	Q1	2	1,019 (0,841-1,235)	0,847	2	1,040 (0,853-1,267)	0,701	
Aqdirv	Q3	Q1	1	1,038 (0,793-1,358)	0,786	1	1,021 (0,773-1,349)	0,885	
Aqfdirv	Q3	Q1	1	1,046 (0,808-1,354)	0,734	1	1,030 (0,788-1,344)	0,831	
Aqnfdirv	Q3	Q1	1	0,976 (0,471-2,025)	0,949	1	0,943 (0,391-2,272)	0,896	

Aqd: Área quemada diaria; **Aqdf:** Área quemada diaria forestal; **Aqdnf:** Área quemada diaria no forestal; **Aqdist:** Área quemada diaria ponderada por la distancia; **Aqfdist:** Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; **Aqnfdist:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; **Aqdirv:** Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; **Aqfdirv:** Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; **Aqnfdirv:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

Cuando no se consideró el criterio de viento, se observó el sentido positivo de la asociación entre el RR y los indicadores de área quemada no forestal, área quemada no forestal ponderada por la distancia y con las áreas quemadas total y forestal ponderadas por la dirección del viento. El sentido positivo de la asociación dejó de observarse para el área quemada forestal cuando se trabajó con los indicadores que incluyeron el criterio de viento (Figuras 5.23. y 5.24).

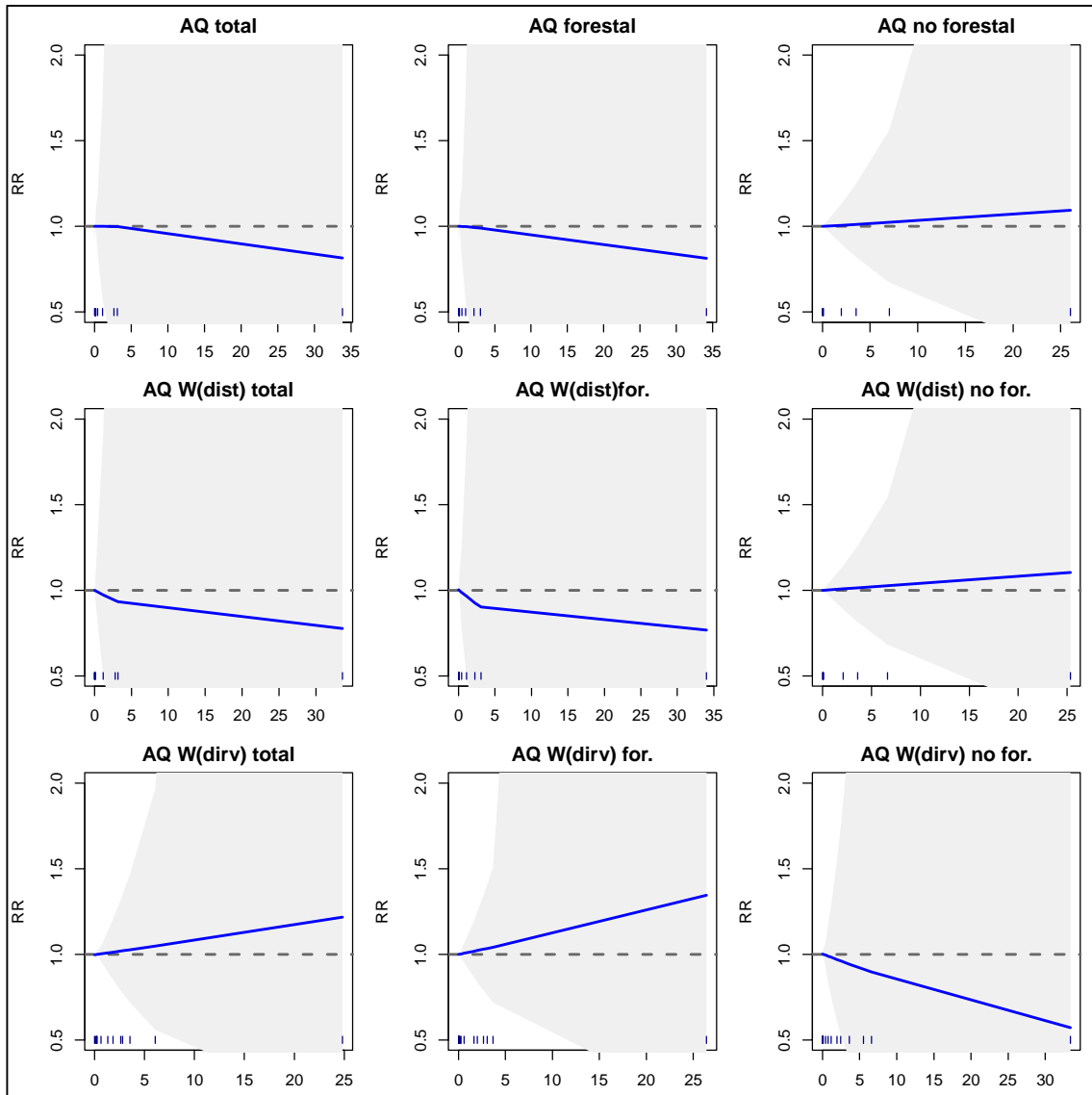


Figura 5.23. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad respiratoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

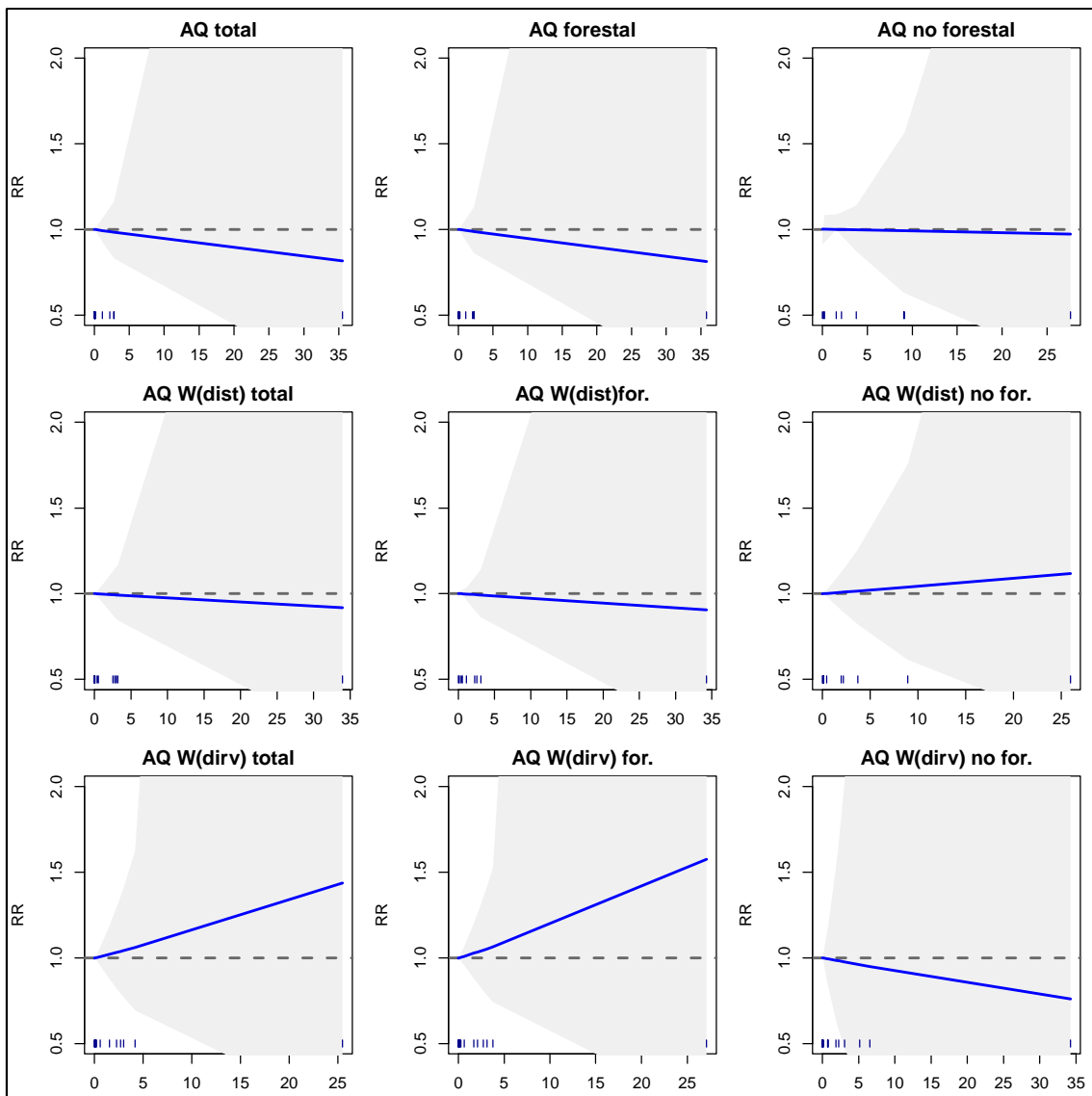


Figura 5.24. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad respiratoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

- **MORTALIDAD CIRCULATORIA**

La asociación entre los indicadores de ocurrencia, duración y concurrencia de incendios y la mortalidad circulatoria se observó a distintos retardos, según el indicador y en función de que se considerara o no el criterio de viento, aunque para ninguno de los indicadores se encontró asociación estadísticamente significativa (Tabla 5.27).

La variable de duración de los incendios, cuando no se consideró el viento, y la de ocurrencia y concurrencia de incendios, al considerarse el requisito de viento, se asociaron con la mortalidad circulatoria el mismo día de la exposición.

Por su parte, la ocurrencia de incendios y los incendios simultáneos, cuando no se considera el viento, así como su duración, cuando se seleccionan los incendios cuya pluma se dirige a la población, se asociaron con la mortalidad el día siguiente de la exposición al humo, tal y como puede observarse en las figuras 5.25 y 5.26.

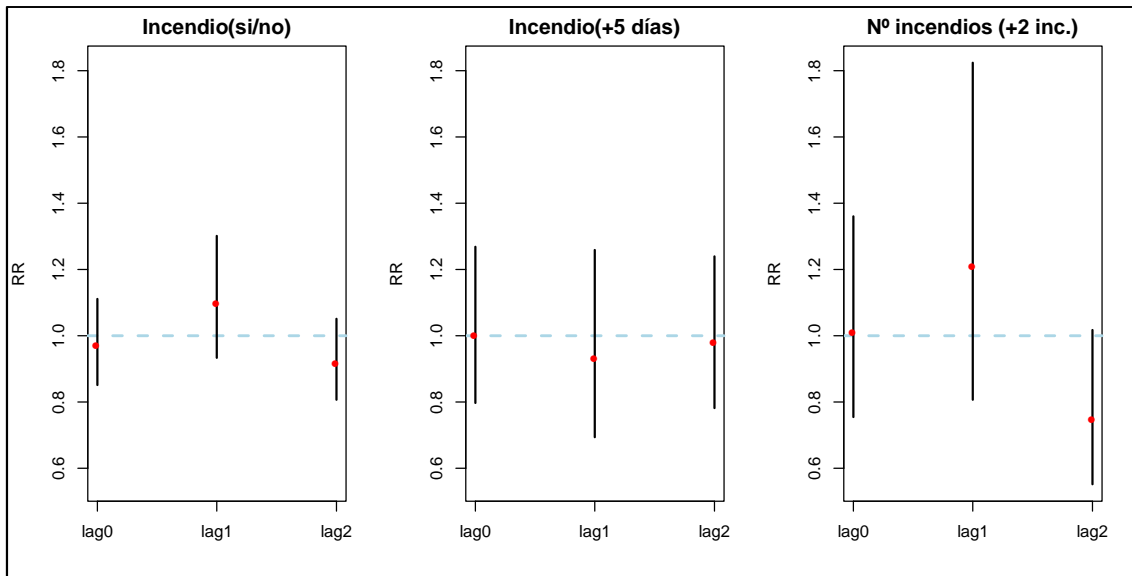


Figura 5.25. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad circulatoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

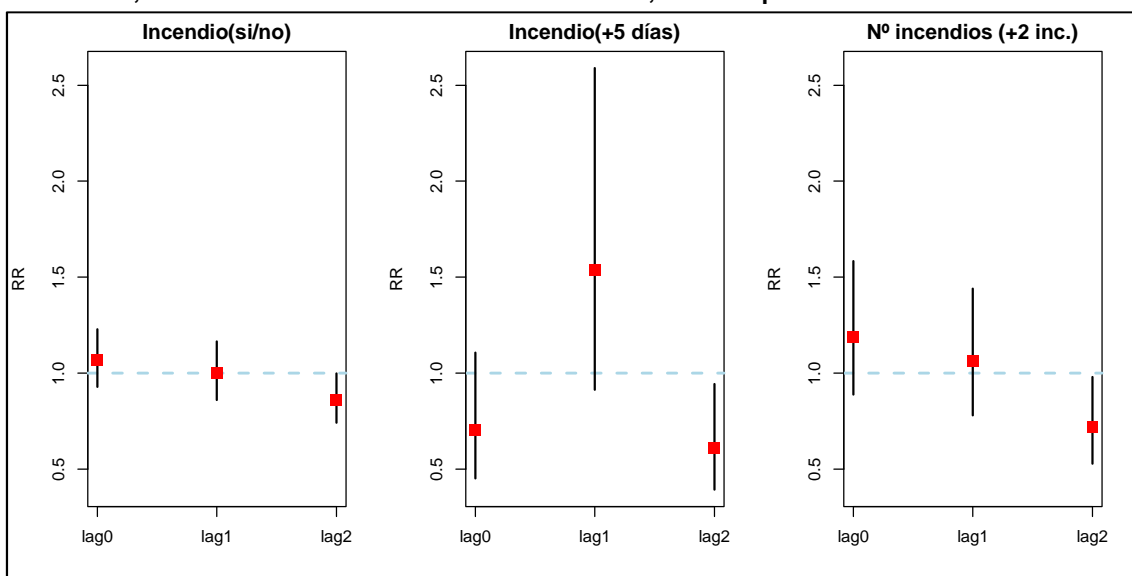


Figura 5.26. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad circulatoria, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

La asociación entre los indicadores correspondientes al área quemada total, forestal y no forestal ponderadas por la dirección del viento se observó en mayor medida el día siguiente de la exposición, tanto cuando se trabajó con el criterio de viento como cuando este no se consideró.

El momento en el que se observó la mayor asociación con los restantes indicadores de área quemada, varió según se consideró o no el criterio de viento. Cuando este se tuvo en cuenta, el mayor RR se observó a los 2 días de la exposición, mientras que cuando no se consideró, la mayor asociación se produjo el mismo día de la exposición (Figuras 5.27. y 5.28).

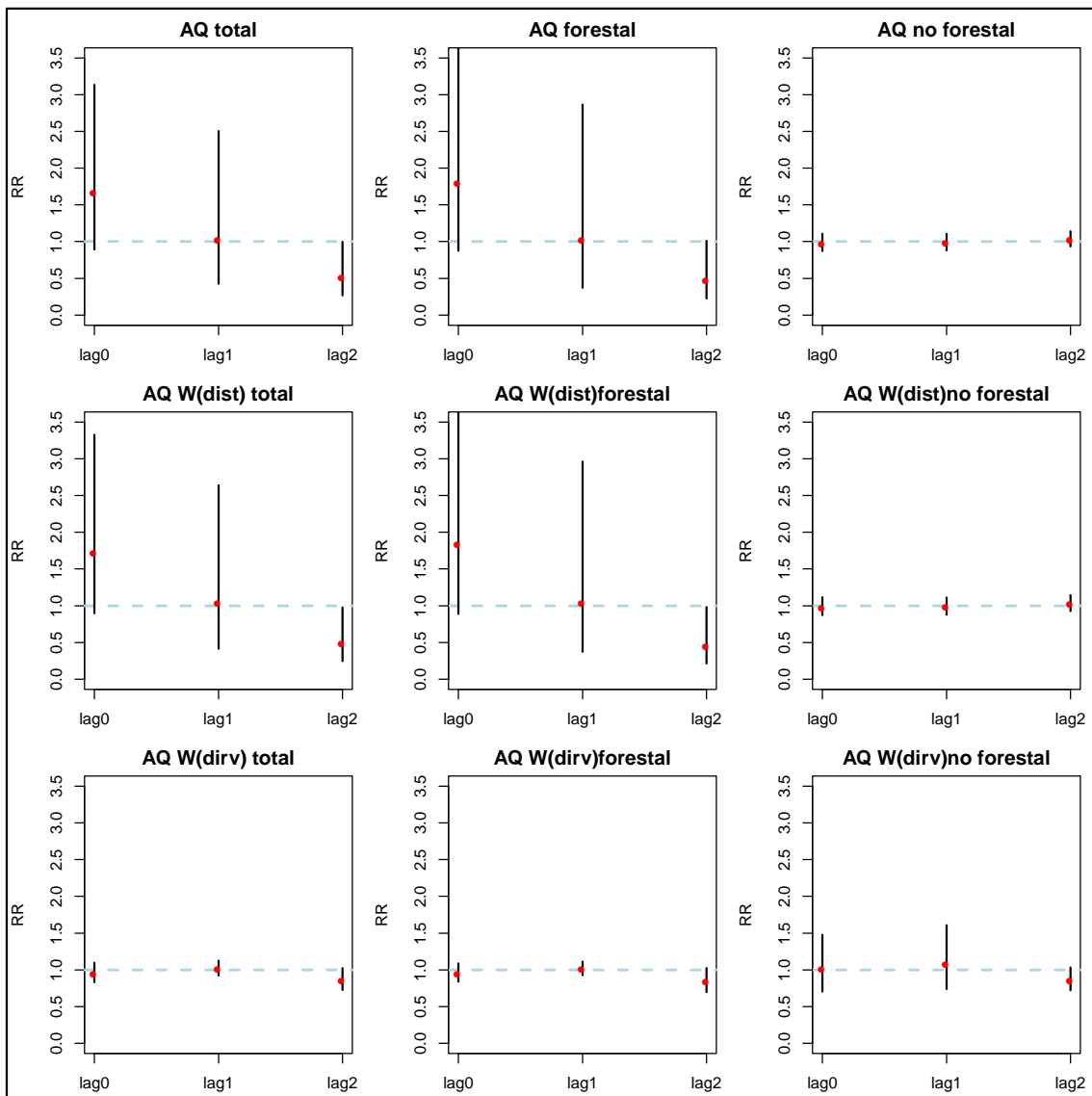


Figura 5.27. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad circulatoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

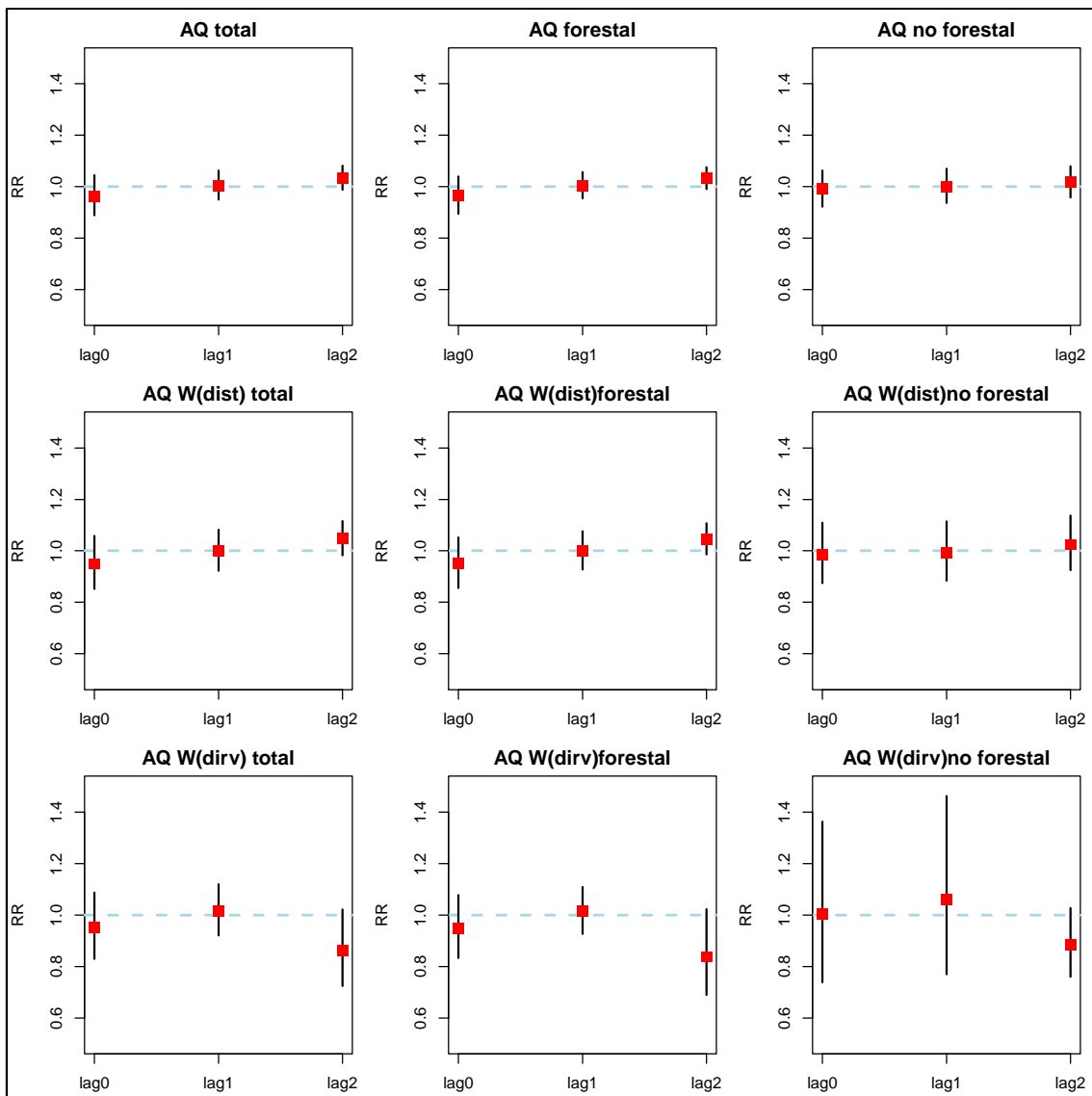


Figura 5.28. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad circulatoria, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

En la tabla que se muestra a continuación (Tabla 5.27) se presentan los valores de los RR obtenidos para el mejor de los retardos y puede comprobarse como ninguna de las variables presentó una asociación significativa con la mortalidad circulatoria.

En las curvas dosis respuesta elaboradas para los indicadores de áreas quemadas, se observó el sentido positivo de la asociación en el caso de los indicadores correspondientes a las áreas quemadas total, forestal y no forestal ponderadas por la dirección del viento (Figuras 5.29. y 5.30), cuando se trabajó con el criterio de viento y cuando no. En ambos casos, la mayor pendiente se obtuvo para el área quemada no forestal ponderada por la dirección del viento.

Tabla 5.27. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad circulatoria por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.

VIENTO				SÍ			NO		
VARIABLE INCENDIO	Exposición	Referencia	Lag	RR	p	Lag	RR	p	
Incendio (sí/no)	sí	no	0	1,068 (0,928-1,229)	0,359	1	1,102 (0,933-1,301)	0,254	
Duración incendio	1-4días	0	1	1,001 (0,857-1,168)	0,993	0	0,970 (0,839-1,121)	0,679	
	5+días			1,538 (0,913-2,589)	0,105		1,005 (0,797-1,268)	0,964	
Incendios simultáneos	1inc	0	0	1,050 (0,900-1,225)	0,855	1	1,101 (0,932-1,301)	0,257	
	+2inc			1,186 (0,888-1,584)	0,708		1,213 (0,807-1,824)	0,354	
Aqd	Q3	Q1	2	1,034 (0,988-1,081)	0,151	0	1,672 (0,892-3,134)	0,109	
Aqdf	Q3	Q1	2	1,032 (0,990-1,075)	0,137	0	1,801 (0,875-3,705)	0,110	
Aqdnf	Q3	Q1	2	1,017 (0,958-1,080)	0,582	0	0,983 (0,873-1,107)	0,772	
Aqdist	Q3	Q1	2	1,047 (0,982-1,115)	0,158	0	1,728 (0,897-3,327)	0,102	
Aqfdist	Q3	Q1	2	1,045 (0,986-1,107)	0,141	0	1,845 (0,887-3,837)	0,101	
Aqnfdist	Q3	Q1	2	1,025 (0,925-1,137)	0,634	0	0,985 (0,872-1,113)	0,810	
Aqdirv	Q3	Q1	1	1,015 (0,921-1,119)	0,763	1	1,019 (0,922-1,126)	0,714	
Aqfdirv	Q3	Q1	1	1,014 (0,926-1,109)	0,771	1	1,017 (0,928-1,113)	0,722	
Aqnfdirv	Q3	Q1	1	1,061 (0,769-1,463)	0,719	1	1,089 (0,739-1,605)	0,666	

Aqd: Área quemada diaria; **Aqdf:** Área quemada diaria forestal; **Aqdnf:** Área quemada diaria no forestal; **Aqdist:** Área quemada diaria ponderada por la distancia; **Aqfdist:** Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; **Aqnfdist:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; **Aqdirv:** Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; **Aqfdirv:** Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; **Aqnfdirv:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

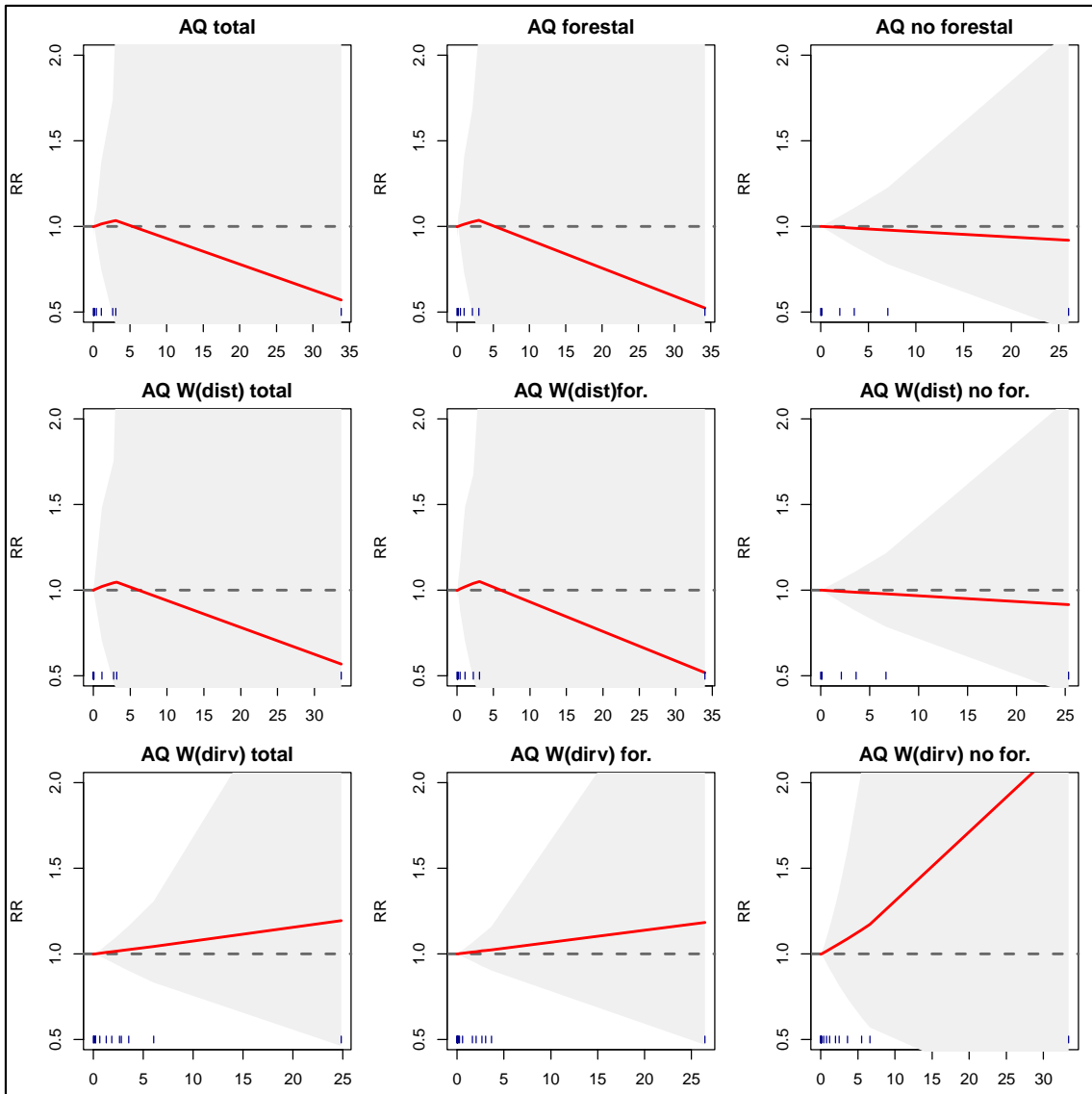


Figura 5.29. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad circulatoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

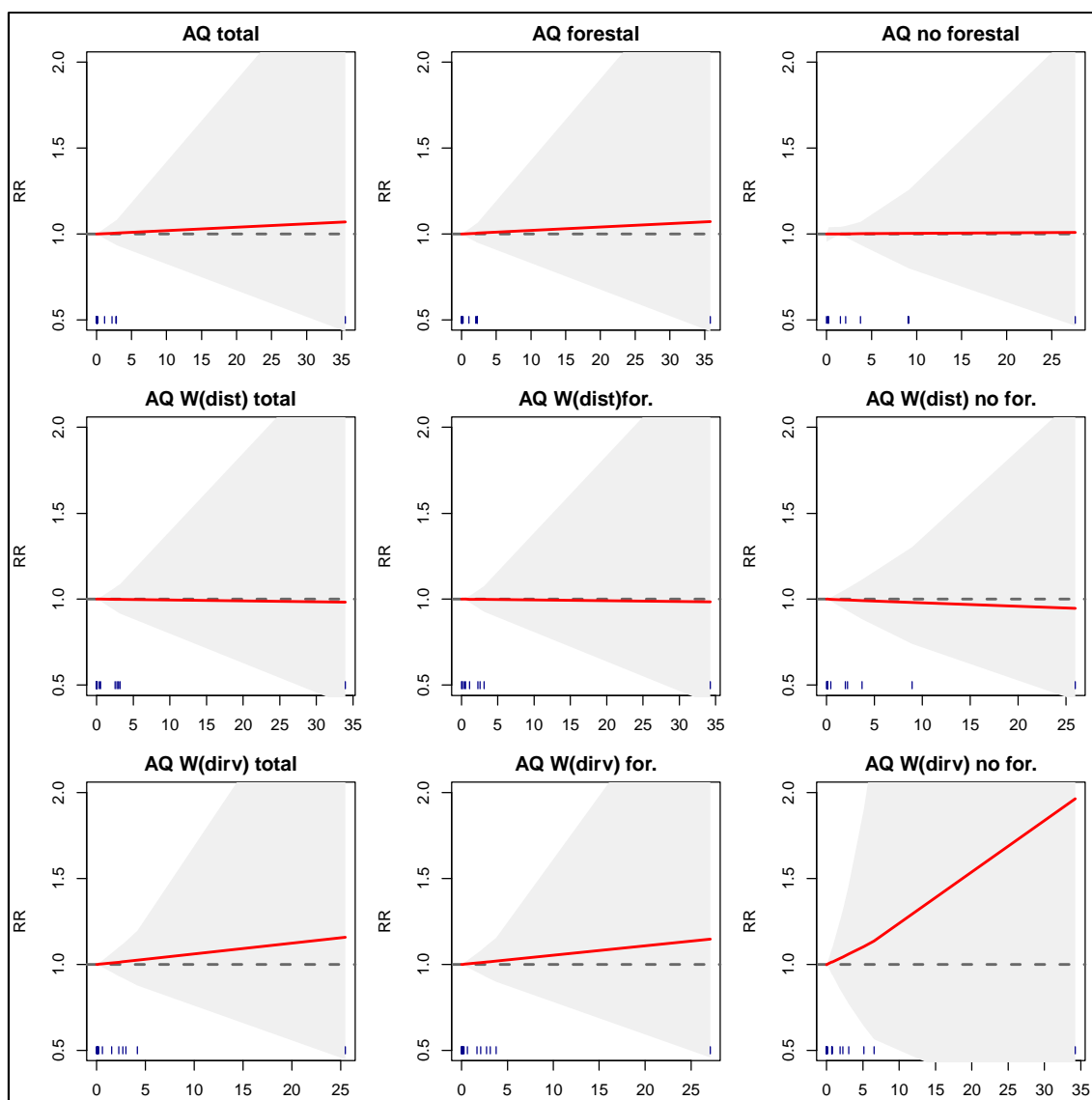


Figura 5.30. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad circulatoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

- **MORTALIDAD EN MAYORES**

Las variables de incendio correspondientes a la ocurrencia, duración y concurrencia de incendios se asociaron con la mortalidad en personas mayores el día siguiente de la exposición. Además, la concurrencia de incendios (2 o más) mostró una relación con la mortalidad en las personas de 70 años o más el mismo día de la exposición, cuando no se incorporó el requisito de viento, aunque su magnitud fue ligeramente inferior a la correspondiente al retardo 1 (Figuras 5.31. y 5.32).

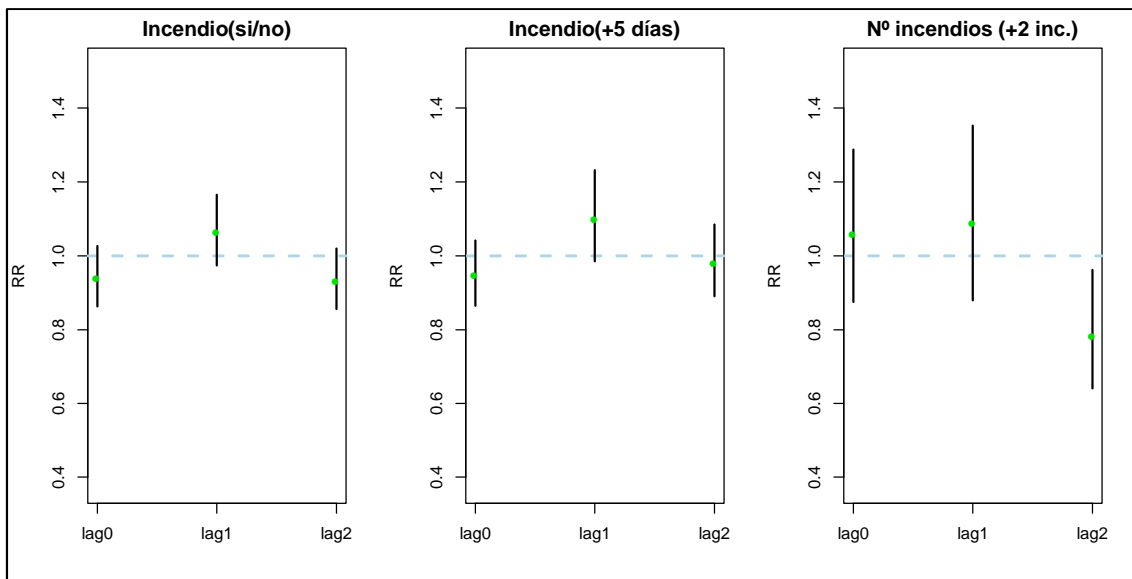


Figura 5.31. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad en mayores, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

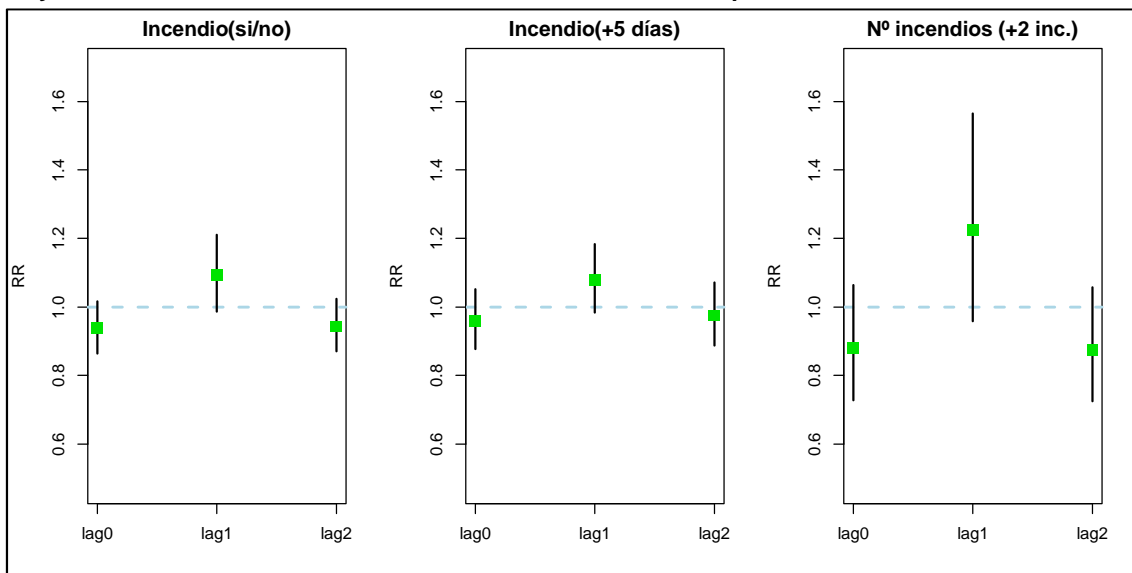


Figura 5.32. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad en mayores, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

Los indicadores correspondientes a las áreas quemadas se asociaron igualmente con la mortalidad en mayores el día siguiente de la exposición (Figuras 5.33. y 5.34). En los gráficos se observa como la mayor asociación se obtuvo cuando no se trabajó con el criterio de viento. Como se observa en la Tabla 5.39. ninguna de estas variables se asoció de manera significativa con la mortalidad en mayores.

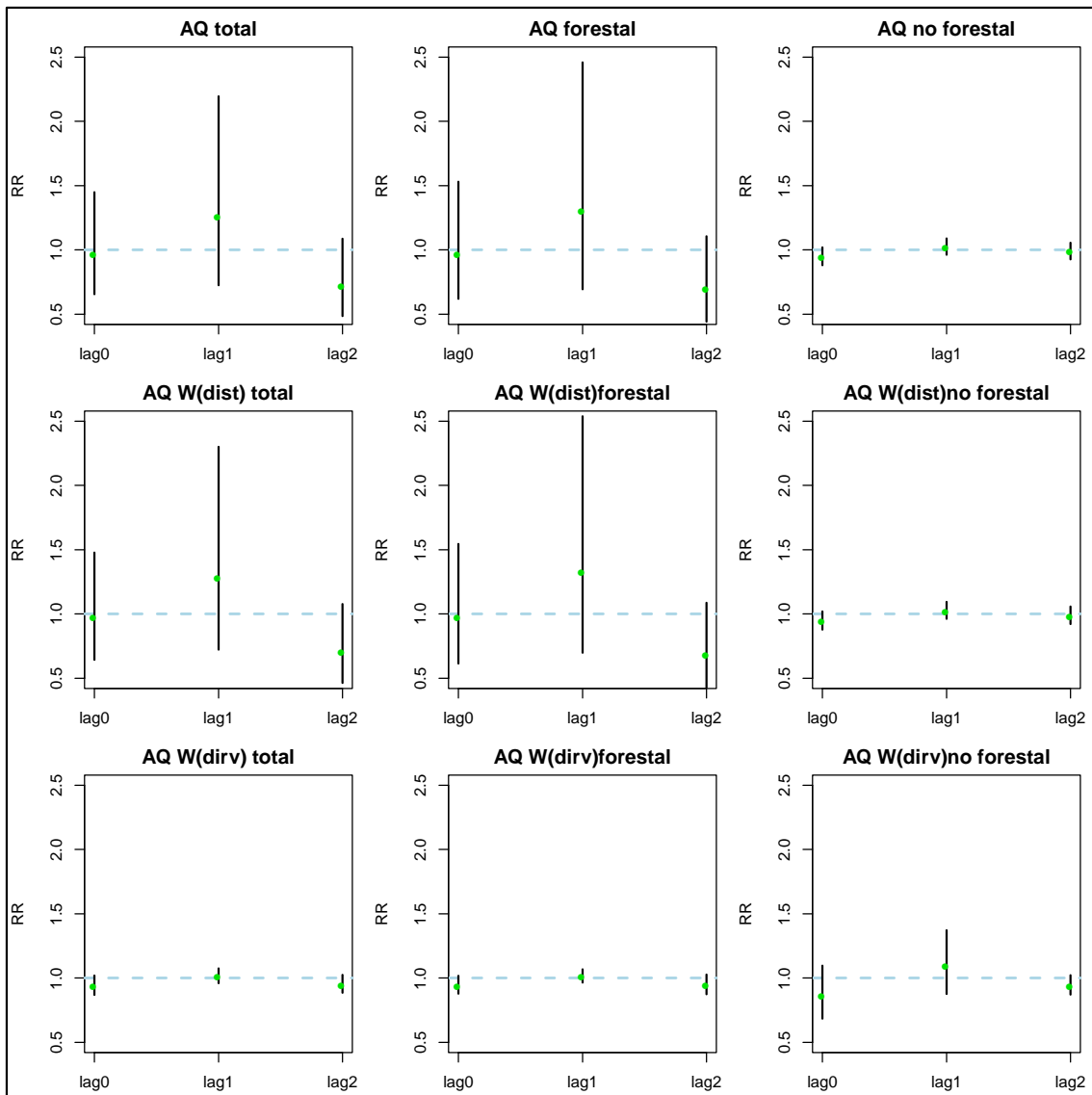


Figura 5.33. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad en mayores, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

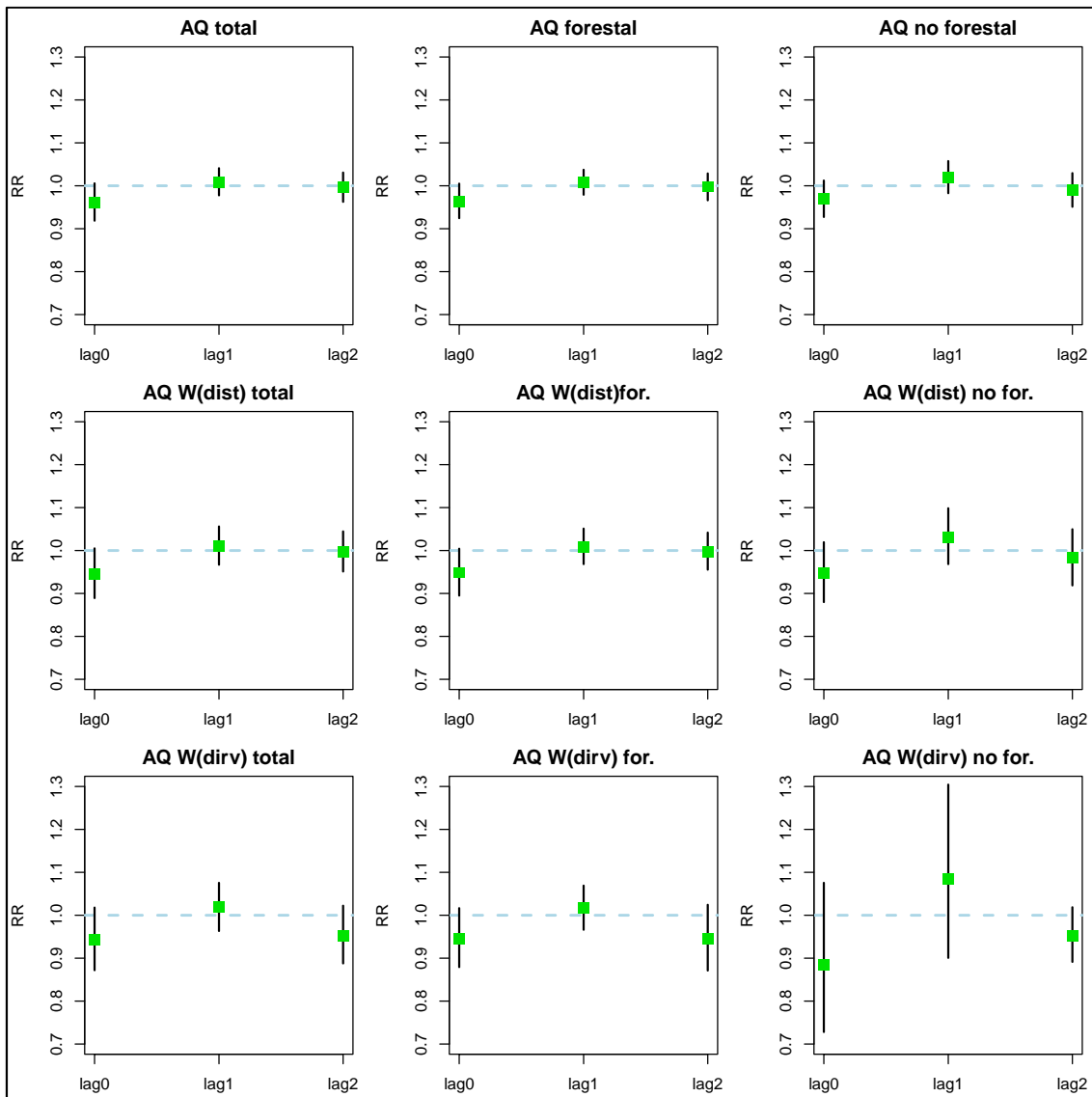


Figura 5.34. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad en mayores, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

En la tabla siguiente se muestran los valores del riesgo relativo correspondientes a cada indicador de incendio junto con su significación estadística, que únicamente resultó marginal para algunos indicadores. Así, la ocurrencia de incendios se asoció marginalmente ($p=0,091$) con la mortalidad en mayores cuando no se consideró el criterio de viento, siendo el riesgo relativo resultante de 1,092 (IC95%:0,986-1,211), con una magnitud algo inferior y menor significación que la obtenida para la mortalidad total para este mismo indicador.

El número de incendios simultáneos (1 incendio), se asoció marginalmente ($p=0,083$) con la mortalidad respiratoria, cuando no se consideró el viento [RR=1,093

(IC95%:0,987-1,212)], aunque el efecto dejó de ser significativo con la categoría superior, correspondiente a 2 o más incendios, probablemente por el menor número de días con 2 o más incendios simultáneos.

Tabla 5.28. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad en mayores por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.

VIENTO		SÍ			NO			
VARIABLE INCENDIO	Exposición	Referencia	Lag	RR	p	Lag	RR	p
Incendio (sí/no)	sí	No	1	1,065 (0,974-1,166)	0,166	1	1,092 (0,986-1,211)	0,091
Duración incendio	1-4días	0	1	1,068 (0,974-1,171)	0,162	1	1,088 (0,976-1,213)	0,127
	5+días			1,222 (0,914-1,635)	0,176		1,114 (0,931-1,332)	0,239
Incendios simultáneos	1inc	0	1	1,063 (0,965-1,171)	0,215	1	1,093 (0,987-1,212)	0,089
	+2inc			1,087 (0,907-1,303)	0,366		1,204 (0,941-1,540)	0,141
Aqd	Q3	Q1	1	1,009 (0,977-1,041)	0,585	1	1,262 (0,726-2,195)	0,410
Aqdf	Q3	Q1	1	1,008 (0,979-1,037)	0,603	1	1,306 (0,694-2,459)	0,408
Aqdnf	Q3	Q1	1	1,019 (0,982-1,057)	0,316	1	1,024 (0,962-1,090)	0,456
Aqdist	Q3	Q1	1	1,010 (0,967-1,056)	0,646	1	1,289 (0,722-2,300)	0,391
Aqfdist	Q3	Q1	1	1,009 (0,969-1,051)	0,668	1	1,332 (0,699-2,538)	0,384
Aqnfdist	Q3	Q1	1	1,031 (0,968-1,099)	0,340	1	1,026 (0,961-1,095)	0,443
Aqdirv	Q3	Q1	1	1,018 (0,964-1,076)	0,521	1	1,017 (0,961-1,076)	0,568
Aqfdirv	Q3	Q1	1	1,016 (0,966-1,069)	0,532	1	1,015 (0,964-1,068)	0,580
Aqnfdirv	Q3	Q1	1	1,084 (0,900-1,304)	0,395	1	1,097 (0,877-1,373)	0,418

Aqd: Área quemada diaria; **Aqdf:** Área quemada diaria forestal; **Aqdnf:** Área quemada diaria no forestal; **Aqdist:** Área quemada diaria ponderada por la distancia; **Aqfdist:** Área quemada diaria forestal ponderada por la distancia; **Aqnfdist:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la distancia; **Aqdirv:** Área quemada diaria ponderada por la dirección del viento; **Aqfdirv:** Área quemada diaria forestal ponderada por la dirección del viento; **Aqnfdirv:** Área quemada diaria no forestal ponderada por la dirección del viento.

Las curvas dosis respuesta para las distintas variables mostraron un comportamiento similar a las correspondientes a la mortalidad total. Cuando se trabajó con el criterio de viento, se encontró para todas las variables una asociación positiva, que se mantuvo

para los indicadores que emplearon el área quemada no forestal y para los correspondientes al área quemada total y forestal en ausencia del criterio de viento (Figuras 5.35. y 5.36).

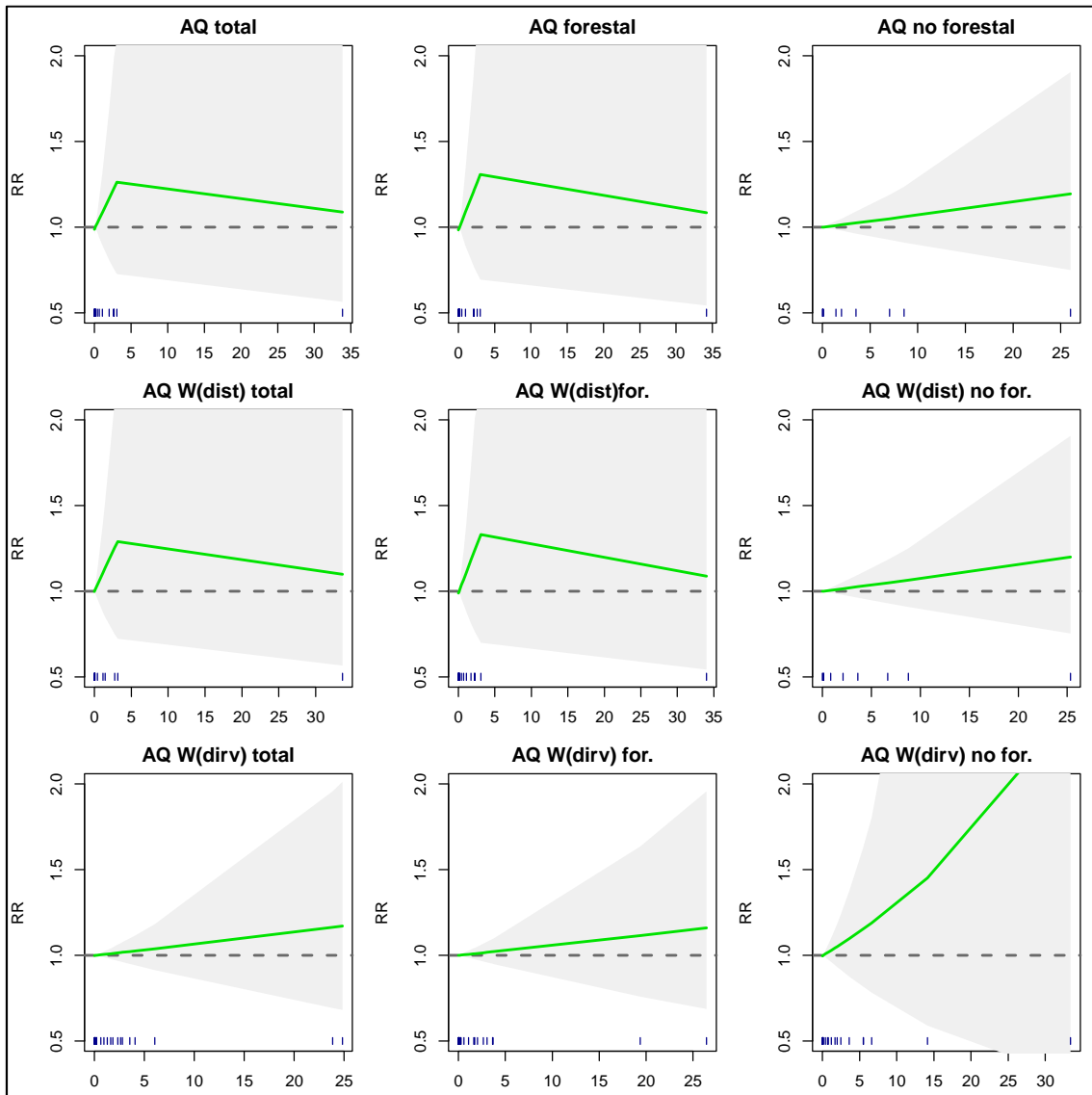


Figura 5.35. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad en mayores y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

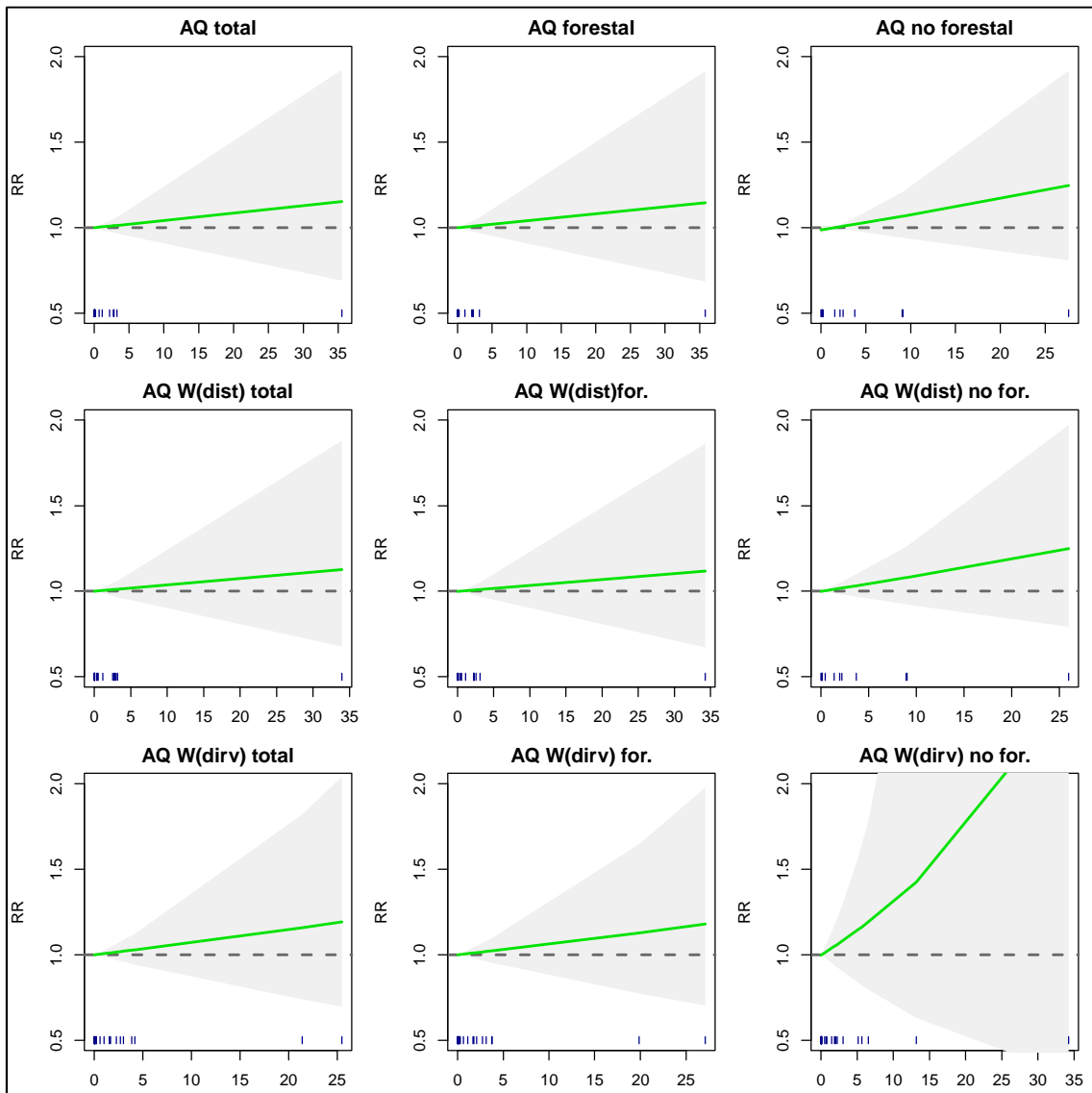


Figura 5.36. Representación gráfica de la relación entre la mortalidad en mayores y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

5.3.2 ESTUDIO DE LA ASOCIACIÓN ENTRE LAS PARTÍCULAS Y LA MORTALIDAD

Los resultados derivados del análisis de la relación entre los niveles de partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1) y la mortalidad se presentan a continuación. Se muestra el riesgo relativo, junto con el intervalo de confianza del 95 %, asociado con un aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para cada fracción de partículas y para cada variable resultado incluida en el estudio. Se trabajó con el retardo correspondiente al promedio de partículas del día de la defunción y el anterior.

- **MORTALIDAD TOTAL**

En la tabla 5.38. se muestran los resultados de la asociación entre las distintas fracciones de partículas y la mortalidad no accidental. Únicamente se encontró asociación estadísticamente significativa con las partículas de mayor tamaño.

Tabla 5.29. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad total por incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.

CONTAMINANTE	LAG	RR	p
PM_{10}	P01	1,022 (1,007-1,036)	0,003
$PM_{2.5}$	P01	1,010 (0,997-1,024)	0,141
PM_1	P01	1,005 (0,992-1,018)	0,495

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$)

- **MORTALIDAD RESPIRATORIA**

En el caso de la mortalidad respiratoria, se observó una asociación positiva y estadísticamente significativa tanto con las PM_{10} como con las $PM_{2.5}$, siendo el riesgo relativo para esta última fracción ligeramente superior, como puede observarse en la Tabla 5.30.

Tabla 5.30. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad respiratoria por incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.

CONTAMINANTE	LAG	RR	p
PM_{10}	P01	1,055 (1,008-1,104)	0,022
$PM_{2.5}$	P01	1,074 (1,028-1,121)	0,001
PM_1	P01	1,038 (0,988-1,092)	0,140

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$)

• MORTALIDAD CIRCULATORIA

Cuando se estudió la asociación de las partículas con la mortalidad circulatoria, no se obtuvieron asociaciones estadísticamente significativas con ninguna de las fracciones de partículas de estudio, tal y como puede observarse en la Tabla 5.40.

Tabla 5.31. Riesgos relativos (RR) (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad circulatoria por incremento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.

CONTAMINANTE	LAG	RR	p
PM ₁₀	P01	1,017 (0,987-1,048)	0,261
PM _{2,5}	P01	1,017 (0,988-1,047)	0,249
PM ₁	P01	1,012 (0,980-1,044)	0,471

• MORTALIDAD EN MAYORES

La exposición a PM₁₀ se mostró como un factor de riesgo para la mortalidad en personas mayores estadísticamente significativo, mientras que no se obtuvo asociación significativa con las partículas de menor tamaño (Tabla 5.41).

Tabla 5.32. Riesgo relativo (RR) (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad en mayores por incremento de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.

CONTAMINANTE	LAG	RR	p
PM ₁₀	P01	1,020 (1,001-1,038)	0,036
PM _{2,5}	P01	1,012 (0,995-1,030)	0,180
PM ₁	P01	1,005 (0,986-1,024)	0,622

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$)

5.3.3 MODIFICACIÓN DEL EFECTO DE LOS INCENDIOS EN LA MORTALIDAD

En las tablas siguientes se ofrece información sobre la asociación encontrada para cada fracción de partículas y para el indicador correspondiente a la ocurrencia de incendio (para el que los resultados mostraron relación significativa con la mortalidad total) con las distintas variables resultado, cuando se incluyeron las partículas en el modelo de regresión. También se incluyen los resultados de la interacción incendios/partículas sobre la mortalidad. Para cada caso se presentan los valores del

RR e intervalo de confianza del 95 %, junto con la significación estadística correspondiente.

Se ofrecen los resultados para los retardos 0 y 1 de la variable de ocurrencia de incendio, para la mortalidad total, circulatoria y en mayores, y se añade el retardo 2 para la mortalidad por causa respiratoria, en base a los resultados del apartado 5.3.1. Las partículas se presentan como promedio de las concentraciones de 2 días consecutivos (hoy y mañana) y se examina la interacción con el retardo 0 de la variable de incendio considerada.

- **MORTALIDAD TOTAL**

Al introducir las partículas en el modelo de regresión definido para el análisis de la asociación de los efectos de los incendios en la mortalidad por todas las causas menos las externas, desaparece la asociación con la variable de ocurrencia de incendio, que no se observó al trabajar con ninguna de las tres fracciones de partículas.

La asociación entre la mortalidad y las partículas de mayor tamaño se mostró significativa, tanto cuando se consideró el criterio de viento ($p=0,002$) como cuando no ($p=0,001$), siendo el valor del RR obtenido de 1,002 (con viento) y 1,003 (sin viento)(Tabla 5.33).

La asociación del promedio de $PM_{2.5}$ con la mortalidad total presentó una significación estadística menor que en el caso de las PM_{10} ($p=0,085$ (con viento) y $p=0,082$ (sin viento)), siendo los valores del RR resultantes 1,001 para ambos casos (Tabla 5.45).

No se observó asociación significativa con la mortalidad total para la interacción entre los incendios y las PM_{10} y $PM_{2.5}$.

Tabla 5.33. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad total.

VIENTO	SÍ		NO	
	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 1 incendio(sí/no)	0,998 (0,927-1,074)	0,946	1,054 (0,984-1,129)	0,131
lag 0 Incendio (sí/no)	0,976 (0,765-1,247)	0,848	0,983 (0,840-1,151)	0,834
p01 PM_{10}	1,002 (1,001-1,004)	0,002	1,003 (1,001-1,004)	0,001
lag0 interacción	1,000 (0,993-1,006)	0,894	0,998 (0,993-1,002)	0,319

En negrita los resultados significativos ($p<0,05$).

Tabla 5.34. Relación de los días de incendio, las PM_{2.5} y su interacción con la mortalidad total.

VIENTO	SÍ		NO	
	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
Exposición				
lag 1 incendio(sí/no)	1,004 (0,933-1,081)	0,909	1,054 (0,984-1,129)	0,134
lag 0 Incendio (sí/no)	1,044 (0,893-1,221)	0,589	0,964 (0,866-1,072)	0,497
p01PM _{2.5}	1,001 (1,000-1,003)	0,085	1,001 (1,000-1,003)	0,082
lag0 interacción	0,997 (0,991-1,003)	0,277	0,998 (0,994-1,002)	0,313

En relación a las partículas de menor tamaño, en la Tabla 5.35. puede comprobarse como no se encontró relación significativa entre las mismas y la mortalidad total. Con respecto a la interacción incendios/PM₁, los resultados mostraron una asociación estadísticamente significativa con la mortalidad total, en presencia del criterio de viento, aunque el valor del RR fue inferior a la unidad.

Tabla 5.35. Relación de los días de incendio, las PM₁ y su interacción con la mortalidad total.

VIENTO	SÍ		NO	
	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
Exposición				
lag 1 incendio(sí/no)	1,003 (0,932-1,080)	0,933	1,053 (0,983-1,128)	0,140
lag 0 Incendio (sí/no)	1,074 (0,948-1,216)	0,262	0,951 (0,869-1,042)	0,284
p01PM ₁	1,001 (0,999-1,002)	0,239	1,001 (0,999-1,002)	0,326
lag0 interacción	0,994 (0,987-1,000)	0,045	0,998 (0,994-1,002)	0,340

En negrita los resultados significativos (p<0,05).

• MORTALIDAD RESPIRATORIA

En el caso de la mortalidad respiratoria, los resultados mostraron una asociación significativa con las partículas, tanto con las PM₁₀ como con las PM_{2.5}, en ausencia y en presencia del criterio de viento. Con las partículas de menor tamaño se encontró una asociación más débil (p=0,071) con la mortalidad respiratoria, solo cuando se trabajó con el criterio de viento (Tablas 5.36.-5.38).

No se encontró asociación significativa entre la mortalidad respiratoria y la interacción incendios/partículas, para ninguna de las fracciones de estudio.

Tabla 5.36. Relación de los días de incendio, las PM₁₀ y su interacción con la mortalidad respiratoria.

VIENTO	SÍ		NO	
Exposición	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 2 incendio(sí/no)	0,960 (0,763-1,206)	0,725	1,090 (0,887-1,340)	0,414
lag 1 incendio(sí/no)	1,003 (0,789-1,276)	0,978	0,972 (0,746-1,266)	0,833
lag 0 Incendio (sí/no)	0,891 (0,418-1,896)	0,764	0,784 (0,486-1,266)	0,320
p01PM ₁₀	1,006 (1,001-1,010)	0,009	1,006 (1,001-1,010)	0,012
lag0 interacción	1,004 (0,983-1,026)	0,686	1,005 (0,992-1,019)	0,441

En negrita los resultados significativos (p<0,05).

Tabla 5.37. Relación de los días de incendio, las PM_{2.5} y su interacción con la mortalidad respiratoria.

VIENTO	SÍ		NO	
Exposición	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 2 incendio(sí/no)	0,959 (0,763-1,204)	0,717	1,093 (0,890-1,342)	0,396
lag 1 incendio(sí/no)	1,002 (0,788-1,276)	0,984	0,969 (0,745-1,262)	0,818
lag 0 Incendio (sí/no)	1,036 (0,641-1,674)	0,886	0,832 (0,601-1,151)	0,266
p01PM _{2.5}	1,008 (1,004-1,012)	0,000	1,007 (1,003-1,012)	0,001
lag0 interacción	1,000 (0,982-1,018)	0,986	1,006 (0,994-1,018)	0,311

En negrita los resultados significativos (p<0,05).

Tabla 5.38. Relación de los días de incendio, las PM₁ y su interacción con la mortalidad respiratoria.

VIENTO	SÍ		NO	
Exposición	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 2 incendio(sí/no)	0,948 (0,754-1,192)	0,649	1,071 (0,871-1,317)	0,516
lag 1 incendio(sí/no)	1,014 (0,798-1,289)	0,910	0,974 (0,747-1,270)	0,843
lag 0 Incendio (sí/no)	1,282 (0,871-1,887)	0,209	0,984 (0,745-1,301)	0,912
p01PM ₁	1,004 (1,000-1,009)	0,071	1,004 (0,999-1,009)	0,107
lag0 interacción	0,987 (0,968-1,007)	0,214	0,998 (0,985-1,011)	0,714

• MORTALIDAD CIRCULATORIA

En las tablas 5.39. - 5.41. se muestran los RR para la mortalidad circulatoria para la variable de ocurrencia de incendios, las partículas y su interacción. No se observó ninguna asociación significativa para ninguna de las tres fracciones de partículas de incendio ni para ninguno de los indicadores considerados.

Tabla 5.39. Relación de los días de incendio, las PM₁₀ y su interacción con la mortalidad circulatoria.

VIENTO	SÍ		NO	
	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
Exposición				
lag 1 incendio(sí/no)	0,941 (0,815-1,086)	0,406	1,035 (0,908-1,180)	0,606
lag 0 Incendio (sí/no)	0,825 (0,518-1,315)	0,420	0,990 (0,737-1,329)	0,944
p01PM ₁₀	1,002 (0,999-1,005)	0,202	1,002 (0,999-1,005)	0,140
lag0 interacción	1,007 (0,994-1,020)	0,310	0,999 (0,991-1,008)	0,861

Tabla 5.40. Relación de los días de incendio, las PM_{2.5} y su interacción con la mortalidad circulatoria.

VIENTO	SÍ		NO	
	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
Exposición				
lag 1 incendio(sí/no)	0,936 (0,810-1,081)	0,367	1,035 (0,908-1,180)	0,609
lag 0 Incendio (sí/no)	0,873 (0,647-1,179)	0,376	0,895 (0,730-1,096)	0,284
p01PM _{2.5}	1,001 (0,998-1,004)	0,482	1,001 (0,998-1,004)	0,499
lag0 interacción	1,008 (0,996-1,019)	0,185	1,004 (0,997-1,012)	0,282

Tabla 5.41. Relación de los días de incendio, las PM₁ y su interacción con la mortalidad circulatoria.

VIENTO	SÍ		NO	
	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
Exposición				
lag 1 incendio(sí/no)	0,949 (0,822-1,095)	0,476	1,033 (0,905-1,178)	0,634
lag 0 Incendio (sí/no)	1,072 (0,844-1,360)	0,569	0,944 (0,794-1,124)	0,519
p01PM ₁	1,001 (0,998-1,004)	0,694	1,000 (0,997-1,003)	0,883
lag0 interacción	0,998 (0,987-1,00)	0,789	1,002 (0,994-1,010)	0,581

- **MORTALIDAD EN MAYORES**

En el caso de la mortalidad en mayores, únicamente se encontró una asociación significativa con las partículas de mayor tamaño, tanto cuando se trabajó con el criterio de viento como cuando este no se consideró, siendo el RR obtenido de 1,003 para ambos casos (Tabla 5.42).

Tabla 5.42. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad en mayores.

VIENTO	SÍ		NO	
Exposición	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 1 incendio(sí/no)	1,038 (0,954-1,129)	0,389	1,047 (0,966-1,134)	0,263
lag 0 Incendio (sí/no)	0,940 (0,708-1,250)	0,672	0,974 (0,812-1,167)	0,772
p01 PM_{10}	1,003 (1,001-1,004)	0,005	1,003 (1,001-1,004)	0,004
lag0 interacción	1,000 (0,992-1,008)	0,905	0,999 (0,993-1,004)	0,576

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$).

Tabla 5.43. Relación de los días de incendio, las $PM_{2.5}$ y su interacción con la mortalidad en mayores.

VIENTO	SÍ		NO	
Exposición	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 1 incendio(sí/no)	1,039 (0,955-1,132)	0,375	1,046 (0,965-1,133)	0,277
lag 0 Incendio (sí/no)	0,936 (0,779-1,124)	0,478	0,932 (0,823-1,055)	0,268
p01 $PM_{2.5}$	1,001 (1,000-1,003)	0,119	1,001 (1,000-1,003)	0,140
lag0 interacción	1,000 (0,993-1,007)	0,938	1,000 (0,996-1,005)	0,902

Tabla 5.44. Relación de los días de incendio, las PM_1 y su interacción con la mortalidad en mayores.

VIENTO	SÍ		NO	
Exposición	RR (IC 95 %)	p	RR (IC 95 %)	p
lag 1 incendio(sí/no)	1,039 (0,955-1,131)	0,375	1,043 (0,963-1,131)	0,302
lag 0 Incendio (sí/no)	0,950 (0,822-1,099)	0,491	0,924 (0,831-1,028)	0,147
p01 PM_1	1,001 (0,999-1,002)	0,481	1,000 (0,999-1,002)	0,653
lag0 interacción	0,999 (0,991-1,006)	0,720	1,001 (0,996-1,006)	0,653

5.4 EFECTOS DE LOS GRANDES INCENDIOS DE 2012 EN LA MORTALIDAD Y EN LAS PARTÍCULAS

Al estudiar la asociación de los incendios de 2012 con los niveles de partículas, se observó la relación significativa con las PM_{10} , siendo el valor de β obtenido de 5,197 ($p=0,016$) (Tabla 5.45).

El estimador relativo al efecto el día después de la exposición fue el de mayor magnitud para todas las causas de mortalidad excepto las respiratorias (2 días después de la exposición). Solo en el caso de la mortalidad en mayores, la asociación fue marginalmente significativa ($p < 0,1$) (Figura 5.37 – 5.40).

Tabla 5.45. Efecto de los incendios de 2012 en las distintas fracciones de partículas.

VARIABLE RESULTADO	VARIABLE INCENDIO	Beta	ES	p
PM ₁₀	Incendios 2012	5,197	2,164	0,016
PM _{2,5}	Incendios 2012	2,042	2,298	0,374
PM ₁	Incendios 2012	1,102	2,237	0,622

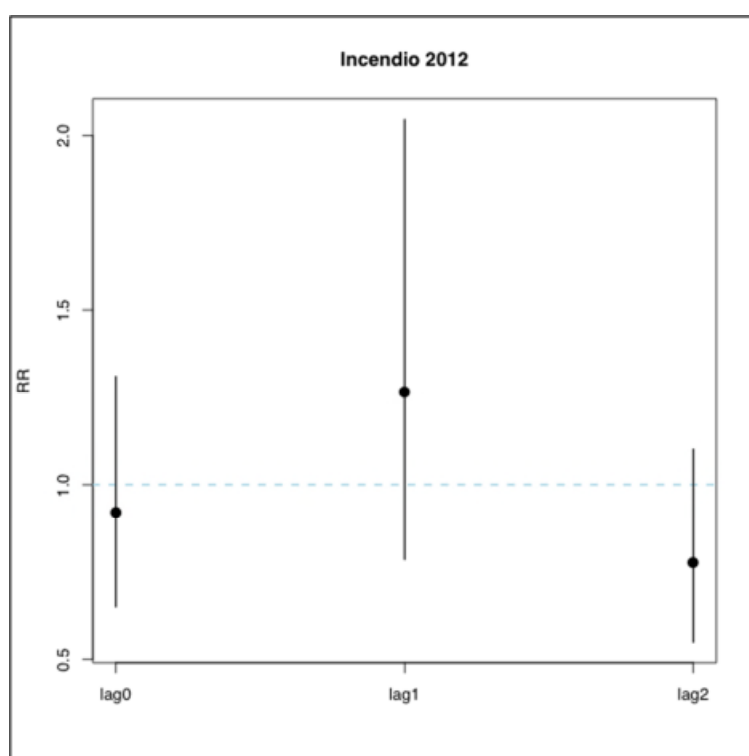


Figura 5.37. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad total.

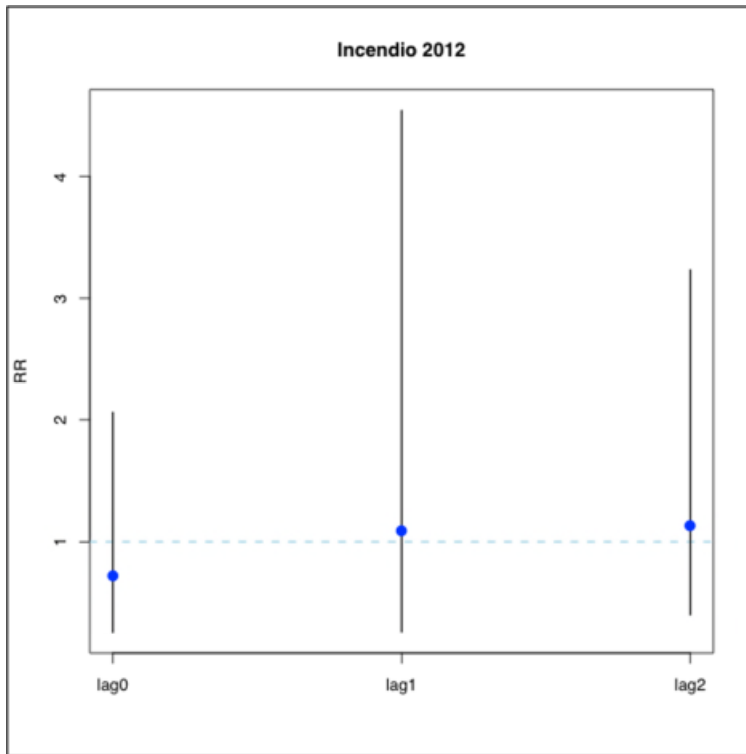


Figura 5.38. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad respiratoria.

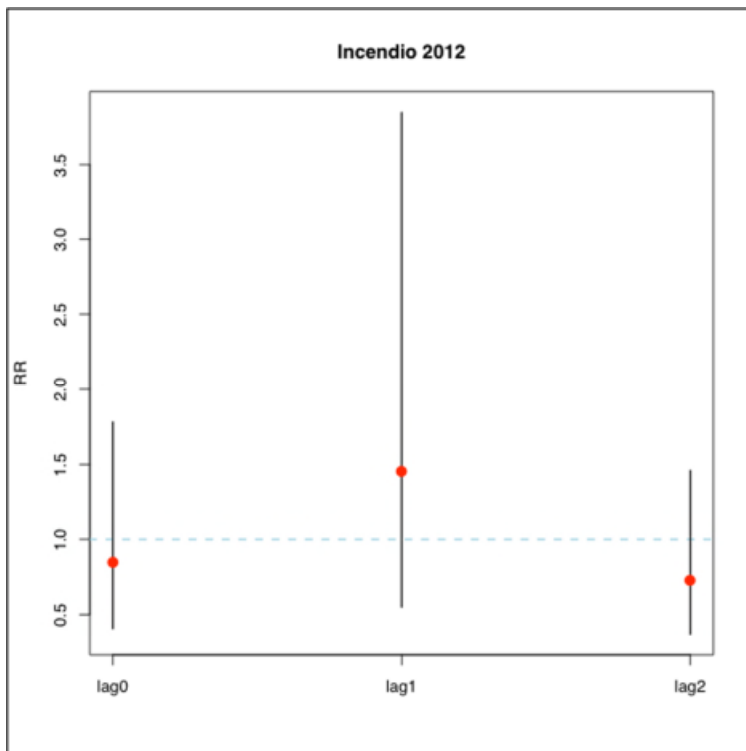


Figura 5.39. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad circulatoria.

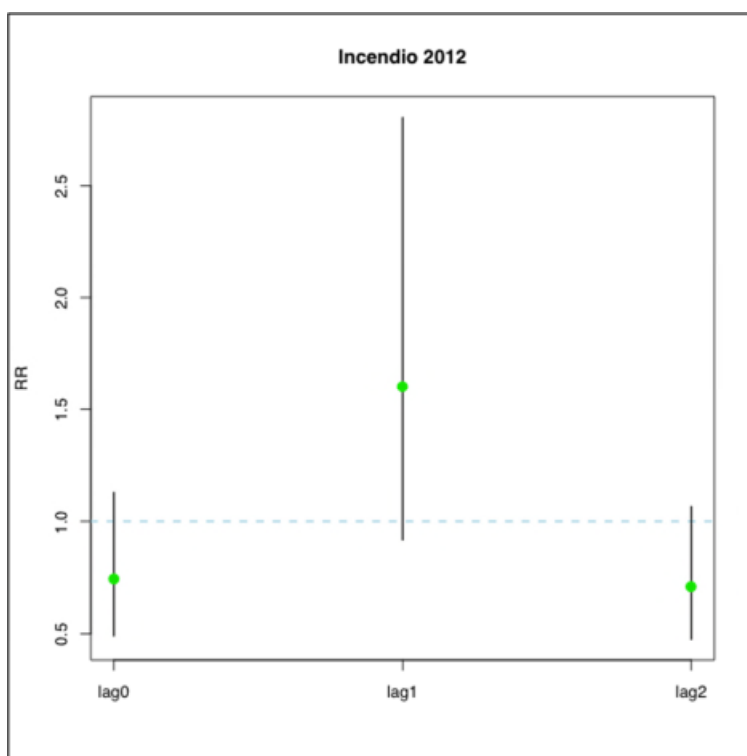


Figura 5.40. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad circulatoria.

En la Tabla 5.46. se presentan los valores del RR correspondiente a los días de los grandes incendios sobre las distintas variables resultado. No se observó ninguna asociación estadísticamente significativa entre esta variable y las distintas causas de mortalidad estudiadas. El RR presentó valores comprendidos entre 1,142 (IC 95 %: 0,404-3,233) para la mortalidad respiratoria y 1,604 (IC 95 %: 0,918-2,804) para la mortalidad en mayores, siendo el valor de p obtenido en este último caso el más próximo a la significación estadística (0,097).

Tabla 5.46. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad los días con grandes incendios de verano de 2012.

CAUSA	LAG	RR	p
Mortalidad total	1	1,268 (0,786-2,046)	0,330
Mortalidad respiratoria	2	1,142 (0,404-3,233)	0,802
Mortalidad circulatoria	1	1,455 (0,550-3,850)	0,450
Mortalidad en mayores	1	1,604 (0,918-2,804)	0,097

En las tablas que se muestran a continuación se presentan los resultados de la modificación del efecto del indicador de los días de incendio de 2012 cuando se

trabajó conjuntamente con las partículas, así como los RR obtenidos para las partículas y la interacción incendios/partículas.

En el caso de la mortalidad total, las PM_{10} se asociaron de manera significativa ($p=0,001$) con la mortalidad total (RR 1,003). La asociación resultante entre las $PM_{2,5}$ y las defunciones por todas las causas fue más débil ($p=0,082$) y el RR obtenido fue 1,001. Con las PM_1 no se observó ninguna asociación significativa (Tabla 5.47). Los RR obtenidos para el indicador de días de incendio de 2012 fueron menores que el determinado en el modelo inicial que no incluyó las partículas.

Tabla 5.47. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad total.

Exposición	RR (IC 95 %)	p
lag 1 incendios 2012	1,054 (0,984-1,129)	0,131
lag 0 incendios 2012	0,983 (0,840-1,151)	0,834
p01 PM_{10}	1,003 (1,001-1,004)	0,001
lag 0 interacción	0,998 (0,993-1,002)	0,319
lag 1 incendios 2012	1,054 (0,984-1,129)	0,134
lag 0 incendios 2012	0,964 (0,866-1,072)	0,497
p01 $PM_{2,5}$	1,001 (0,707-1,417)	0,082
lag 0 interacción	0,998 (0,994-1,002)	0,313
lag 1 incendios 2012	1,001 (0,707-1,417)	0,995
lag 0 incendios 2012	0,923 (0,594-1,435)	0,722
p01 PM_1	1,001 (0,999-1,002)	0,494
lag 0 interacción	1,001 (0,983-1,019)	0,960

En negrita los resultados significativos ($p<0,05$).

En cuanto a la mortalidad respiratoria, esta se asoció con las PM_{10} y las $PM_{2,5}$ de manera significativa cuando se incluyeron en el modelo de regresión junto con los incendios. Se determinó un RR de 1,006 y 1,008 para las PM_{10} y $PM_{2,5}$ respectivamente. En el caso de las PM_1 el RR obtenido fue de 1,004 aunque la asociación fue marginal ($p=0,095$). No se encontró asociación significativa con la interacción incendios/partículas (Tabla 5.48).

En relación a la mortalidad circulatoria, no se encontró asociación significativa con ninguna de las variables consideradas (Tabla 5.49).

La mortalidad en las personas mayores se asoció de manera significativa solo con las partículas de mayor tamaño (RR 1,002, $p=0,005$) (Tabla 5.50).

Tabla 5.48. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad respiratoria.

Exposición	RR (IC 95 %)	p
lag 2 inc	1,052 (0,351-3,149)	0,928
lag 1 incendios 2012	1,218 (0,280-5,306)	0,793
lag 0 incendios 2012	1,661 (0,325-8,497)	0,542
p01PM ₁₀	1,006 (1,002-1,010)	0,004
lag 0 interacción	0,976 (0,940-1,014)	0,210
lag 2 incendios 2012	1,227 (0,411-3,658)	0,714
lag 1 incendios 2012	1,070 (0,236-4,854)	0,930
lag 0 incendios 2012	0,627 (0,111-3,535)	0,597
p01PM _{2,5}	1,008 (1,004-1,012)	0,000
lag 0 interacción	1,005 (0,953-1,059)	0,866
lag2 incendios 2012	1,118 (0,375-3,336)	0,841
lag 1 incendios 2012	1,162 (0,268-5,037)	0,841
lag 0 incendios 2012	1,218 (0,301-4,923)	0,782
p01PM ₁	1,004 (0,999-1,009)	0,095
lag 0 interacción	0,965 (0,903-1,030)	0,287

En negrita los resultados significativos (p<0,05).

Tabla 5.49. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad circulatoria.

Exposición	RR (IC 95 %)	p
lag 1 incendios 2012	1,067 (0,510-2,232)	0,864
lag 0 incendios 2012	0,644 (0,235-1,763)	0,392
p01PM ₁₀	1,002 (0,999-1,005)	0,175
interacción	1,008 (0,989-1,027)	0,400
lag 1 incendios 2012	1,100 (0,523-2,316)	0,801
lag 0 incendios 2012	0,870 (0,294-2,574)	0,802
p01PM _{2,5}	1,001 (0,999-1,004)	0,315
interacción	0,999 (0,967-1,033)	0,965
lag 1 incendios 2012	1,064 (0,510-2,222)	0,869
lag 0 incendios 2012	0,617 (0,250-1,524)	0,296
p01PM ₁	1,000 (0,997-1,003)	0,855
interacción	1,022 (0,989-1,055)	0,198

En negrita los resultados significativos (p<0,05).

Tabla 5.50. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad en mayores.

Exposición	RR (IC 95 %)	P
lag 1 incendios 2012	1,169 (0,778-1,759)	0,452
lag 0 incendios 2012	0,843 (0,468-1,520)	0,571
p01PM ₁₀	1,002 (1,001-1,004)	0,005
lag 0 interacción	0,997 (0,985-1,009)	0,597
lag 1 incendios 2012	1,207 (0,800-1,819)	0,370
lag 0 incendios 2012	0,895 (0,481-1,668)	0,728
p01PM _{2,5}	1,001 (1,000-1,003)	0,101
lag 0 interacción	0,993 (0,974-1,012)	0,457
lag 1 incendios 2012	1,168 (0,777-1,757)	0,454
lag 0 incendios 2012	0,762 (0,452-1,284)	0,308
p01PM ₁	1,001 (0,999-1,002)	0,549
lag 0 interacción	0,999 (0,979-1,020)	0,946

En negrita los resultados significativos ($p < 0,05$).

6. DISCUSIÓN

6.1 RESULTADOS PRINCIPALES

En el presente trabajo se ha estudiado la relación entre los incendios, las partículas y la mortalidad en Valencia. Los resultados muestran una asociación de los incendios forestales y la mortalidad total y, en menor medida, en la mortalidad en mayores. No se obtuvieron efectos significativos en la mortalidad respiratoria ni en la circulatoria derivada de la exposición a incendios.

Los días de incendio tuvieron un efecto en las defunciones diarias por causas naturales, el día siguiente de la exposición, independientemente de la dirección del viento. Conforme aumentó el número de incendios simultáneos se observó una tendencia creciente en los efectos sobre la mortalidad total, aunque sin significación estadística, probablemente por la falta de potencia, pues a lo largo del periodo de estudio son relativamente pocos los días con exposición a dos o más incendios simultáneos (22 días cuando se considera el criterio de viento y 53 días cuando no). Los resultados obtenidos al analizar la mortalidad en personas mayores muestran una asociación más débil con estos mismos indicadores, aunque los resultados sugieren un mayor efecto en la mortalidad de los grandes incendios de 2012 para este grupo de población, con una asociación marginalmente significativa.

Los indicadores relacionados con la duración acumulada de los incendios y los que consideran las distintas áreas quemadas, de manera independiente o bien en relación con la distancia o la dirección del viento, no parecen tener efecto en la mortalidad. Las categorías con las que ha sido posible trabajar no parecen discriminar más allá de la ocurrencia o no de incendio; dan consistencia al efecto de incendio pero no aportan información adicional.

El estudio de los niveles de partículas sobre la mortalidad muestra que las concentraciones promedio del mismo día y el día anterior de PM_{10} registradas a lo largo del periodo de estudio presentaron efectos consistentes en la mortalidad total y en la mortalidad en personas mayores. Por su parte, la mortalidad respiratoria se vió afectada por los niveles de PM_{10} y además, por los de $PM_{2.5}$. No se encontró relación significativa entre la mortalidad circulatoria y las partículas.

Los resultados obtenidos al estudiar el efecto combinado de los incendios y las partículas en la mortalidad total y en mayores sugieren que el efecto de los incendios sobre la mortalidad se ejerció a través de las partículas (PM_{10} y $PM_{2.5}$).

Los niveles medios diarios de partículas fueron más elevados los días con incendios forestales. La fracción PM_{10} es la que experimentó un incremento mayor. Al estudiar los días de incendio en relación al nivel promedio de partículas sobre el mismo día de la exposición y el siguiente, el número de incendios simultáneos, la duración acumulada, así como el área quemada no forestal y este mismo área ponderada por la distancia, ejercieron un efecto en la concentración promedio de PM_{10} el día de la exposición y el siguiente. En cuanto a las PM_1 los resultados indican su relación significativa con los días de incendio y su duración acumulada. No se encontró asociación significativa entre los indicadores de incendio y las $PM_{2.5}$, en contra de lo esperado.

Se ha estudiado de manera independiente el efecto de los incendios cuya pluma se dirigió hacia la población y los que no, tanto sobre las partículas como sobre la mortalidad. Como cabría esperar, las concentraciones medias diarias más altas de partículas se observaron cuando se consideraron los incendios cuya pluma se desplazó hacia la zona de estudio. Los efectos de los distintos indicadores de incendios sobre las partículas se observaron con independencia de la consideración de la dirección del viento, aunque especialmente en el caso de las PM_1 , se observó un efecto mayor cuando se trabajó con los incendios que se desplazaron hacia la población. Los efectos de los incendios en la mortalidad total y en mayores, sin embargo, se observaron cuando no se consideró la dirección del viento. Una posible justificación para esto, podría relacionarse con el equilibrio entre una mejor asignación de la exposición en el caso de los indicadores considerando el viento y la pérdida de potencia debida a la reducción de casos bajo este criterio.

En cuanto a las características de las áreas quemadas, aunque los resultados no son significativos, de manera general se observó un incremento en el riesgo de mortalidad a medida que aumentó el área quemada. Este incremento presentó una pendiente más pronunciada cuando se trabajó con el área no forestal, aunque por la baja potencia fue menos significativa. Los resultados indican un patrón del área quemada total y la forestal, ponderadas en ambos casos por la distancia, sobre la mortalidad circulatoria, aunque sin significación estadística, así como un efecto de las PM_{10} sobre

del área quemada no forestal, no encontrándose ningún efecto para el área forestal ni para la total.

La asociación de los incendios con la mortalidad fue en general algo retardada. El retardo con mayor riesgo fue 1 para la mortalidad total y en mayores y algo mayor en el caso de las defunciones por causa circulatoria y respiratoria.

Por último, los incendios ocurridos durante el verano de 2012, sugieren un patrón, aunque no significativo, en la mortalidad en personas mayores, así como un efecto en los niveles de PM_{10} .

6.2 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS Y COMPARACIÓN CON LAS EVIDENCIAS PUBLICADAS

El presente estudio es el primero que analiza el efecto en la mortalidad de la exposición al humo de los incendios forestales en la población de Valencia y uno de los primeros realizados en España al respecto. El trabajo incluye el análisis del efecto de los incendios sobre las concentraciones diarias de partículas, la relación de estas con la mortalidad, así como el efecto de la combinación de ambas variables (incendios y partículas) en las defunciones.

Aunque estudios anteriores han mostrado el impacto de las partículas sobre la mortalidad en la ciudad de Valencia, este trabajo incorpora información sobre las partículas de menor tamaño, que han comenzado a ser determinadas a partir de las estaciones de vigilancia y control de la calidad del aire de manera reciente. Las concentraciones de PM_{10} se incorporaron a la legislación europea sobre calidad del aire en 1999 (Dir. 1999/30/CE, de 22 de abril) y hasta 2008 no se incorporaron las $PM_{2.5}$ (Dir. 2008/50/CE, de 21 de mayo), permaneciendo las PM_1 sin regular.

A continuación se discuten los resultados obtenidos y se comparan con la evidencia disponible.

6.2.1 DESCRIPCIÓN DE LA POBLACIÓN DE ESTUDIO

Se ha trabajado con la población de la ciudad de Valencia que cuenta con un total de 798 000 habitantes. Distintos estudios que han encontrado algún efecto del humo de los incendios forestales en la mortalidad han partido de una población mayor, que

llega a superar los 3 millones de habitantes (Analitis et al 2012, Johnston et al 2011, Hänninen et al 2009, Linares et al 2014) o incluso los 14 millones en conjunto, en el metaanálisis llevado a cabo sobre 10 ciudades europeas (Faustini et al 2015). Distintos estudios han trabajado con los datos de una o varias áreas metropolitanas (Analitis et al 2012, Faustini et al 2015) o de varias provincias (Hänninen et al 2009), lo que ha contribuido a aumentar el tamaño de la muestra.

Los mayores representaron alrededor de un 13,5 % de la población de la ciudad de Valencia, lo que es indicativo del envejecimiento de la población y de la longevidad de la población española. A lo largo del periodo de estudio se observó un incremento del porcentaje de población mayor, que pasó de suponer un 12,9 % del total de habitantes en 2009 a un 13,7 % en 2013, que se tradujo en un aumento de más de 3 000 personas con edad igual o superior a 70 años. A pesar del aumento de la población de mayor edad, durante los 5 años de estudio se apreció una disminución en el número total de habitantes. Este descenso de la población también se observó para este periodo para el conjunto de España y se atribuye en parte a la disminución del número de extranjeros en nuestro país motivado por la crisis económica (INE 2013).

En cuanto al número de fallecimientos diarios, algunos estudios trabajan hasta con 300 defunciones diarias, como el realizado sobre la población de Moscú que se dirigió a estudiar los efectos sobre la mortalidad de la interacción de los incendios y las olas de calor del verano de 2010 (Shaposnikov et al 2014). En el sentido opuesto, en el estudio realizado por Sastry y cols. a propósito de los grandes incendios del sudeste asiático de finales de los 90, la mortalidad diaria media es algo inferior a la obtenida en el presente trabajo, a pesar del mayor tamaño de la población de origen, debido a su mayor juventud (Sastry et al 2002). Los datos al respecto de los estudios realizados en nuestro país, muestran una media de 59,9 defunciones diarias en Madrid y 41,7 para Barcelona, que suponen más del doble del total de defunciones medias diarias registradas en Valencia durante el periodo de estudio (18,8).

El número medio de defunciones en personas de 70 años o más alcanzó las 14,8 muertes diarias en el total del área de estudio, que supuso un 78,7 % de la mortalidad total. En el estudio llevado a cabo sobre la población de Madrid (Linares et al. 2014) el número de defunciones diarias en personas de más de 75 años alcanzó un valor inferior al 70 %.

6.2.2 DÍAS DE INCENDIO

Los trabajos existentes dirigidos a estimar el impacto de los incendios forestales en la salud a lo largo de un periodo de tiempo han empleado distintas aproximaciones para identificar los días con incendio, como el uso de datos de satélite (Faustini et al. 2015) o el empleo de la información sobre los días con advección de partículas de incendio (Linares et al. 2014). Otros autores han empleado la información proporcionada por las redes de vigilancia de contaminación atmosférica, como el estudio llevado a cabo por Johnston y cols. sobre la población de Sydney, donde se definieron los días de incendio como aquellos en los que los niveles de partículas superaban el percentil 99 de las series, comprobando posteriormente los registros de incendios e intrusiones de polvo del desierto (Johnston et al. 2011).

Jayachandran, en un estudio en Indonesia, consideró a partir de información de satélite, la suma de todos los incendios ocurridos en un radio de 50 km al centro de cada subdistrito de estudio, teniendo en cuenta cómo sopló el viento (Jayachandran 2009) para la definición de los días de incendio. En el presente trabajo, se ha ampliado la distancia hasta a 70 km (descontando el radio), para trabajar con un número mayor de incendios, pues la ciudad de Valencia no cuenta con formaciones montañosas próximas, sino que estas se sitúan a una cierta distancia de la costa, que es donde se ubica la capital. Además del criterio de distancia, se ha considerado otro basado en el tamaño para la sección de incendios, considerándose para el estudio aquellos cuya área quemada total es de al menos 10 hectáreas, con el objetivo de centrar el estudio sobre aquellos para los que cabría esperar un mayor efecto. Estudios anteriores, que han trabajado con el área quemada como indicadores de la exposición a incendios, no han obtenido efectos en la mortalidad para los incendios de baja superficie afectada (de entre 1 y 100 hectáreas) (Analitis et al. 2012). Los incendios considerados para el cálculo de los distintos indicadores se han seleccionado en base a estos dos indicadores y además, se ha considerado cómo sopló el viento para la definición de las mismas variables.

Algunos estudios han caracterizado los días con incendio con aspectos relacionados con su intensidad (Faustini et al. 2015), el tamaño del área afectada (Analitis et al. 2012) o su duración (Faustini et al. 2015). En este estudio se ha intentado considerar estos aspectos de una manera rigurosa, considerando el número de incendios simultáneos, la duración acumulada, tamaño y tipo del área quemada, diferenciando entre el terreno forestal y el no forestal afectado cada uno de los días con incendio,

para evaluar las posibles diferencias en los efectos en la mortalidad por la distinta composición de las partículas emitidas, aún siendo conscientes de la dificultad de obtener indicadores completamente informativos.

En el presente estudio cada uno de los indicadores se ha calculado doblemente, considerando por una parte los días con incendio en base a criterios de distancia y tamaño, y por otra parte, añadiendo el criterio de viento y considerando los días de incendio cuando el humo se dirigió a la población.

En la provincia de Valencia, como territorio mediterráneo, los incendios son una constatación histórica. Durante el total del periodo se han identificado un total de 159 días con incendio, cuando no se consideró el criterio de viento, y de 79 cuando se restringió la definición de incendio a aquellos días en los que la pluma del incendio se dirigió hacia la población, viéndose reducido en casi un 50% el número de días cuando pasó a considerarse el criterio de viento. En algunos de los estudios realizados con anterioridad, el número de días definidos como de exposición a incendios es menor, como los 48 días identificados en Sydney durante un periodo de 13,5 años (Johnston et al. 2011), los 56 días de advección de biomasa resultantes del estudio realizado en Madrid durante el periodo 2004-2009 (Linares et al. 2014) o las 2 semanas correspondientes a un gran incendio que afectó a varias provincias finlandesas (Hänninen et al 2009). El proyecto MEDPARTICLES identificó en el conjunto de ciudades participantes un total de 355 días de incendio, que oscilaron entre los 3 días de la Región de Emilia Romagna (2008-2010) y los 64 de Thesalonika (2007-2009), registrándose en Barcelona un total de 47 incendios para el periodo 2003-2009. En sentido opuesto, Analitis et al. identificaron un mayor número de días de exposición a incendios: 252 días con incendio pequeño y 42 y 7 días con incendios medianos y grandes, respectivamente, durante los 7 años de estudio (Analitis et al. 2012). Así pues, en el presente estudio se parte de un número relativamente importante de días de incendio en comparación con otros trabajos.

El estudio de la distribución de los incendios refleja el hecho de que a lo largo del periodo de estudio no se produjo ningún incendio forestal durante los meses de octubre, noviembre y diciembre, lo que ha llevado a definir el periodo de incendios como el comprendido entre enero y septiembre. A pesar de la mayor concentración de días con incendio en los meses más cálidos, se ha optado por trabajar con todos los meses con algún día de exposición, con objeto de contar con el mayor número de días posibles. Por su parte, Analitis y cols. (2012) consideraron como periodo de incendios

el comprendido entre mayo y septiembre, en el que se registraron el 70% de los fuegos. El proyecto llevado a cabo sobre varias ciudades del Mediterráneo encontró que un 83% de los días de incendio se situaron en el periodo comprendido entre abril y septiembre de cada uno de los años de estudio, excepto para el caso de Barcelona, donde la distribución de días con incendio por mes va más en la línea del presente trabajo y no resulta tan evidente la concentración de incendios durante el periodo cálido, siendo importante el número de días con incendio durante el periodo frío (octubre-marzo).

6.2.3 VARIABLES AMBIENTALES

- **Variables meteorológicas**

Los datos sobre los distintos parámetros meteorológicos se han obtenido de la estación que la Agencia Estatal de Meteorología dispone en el Aeropuerto de Manises. A pesar de que no se ubica en la propia ciudad de Valencia, se encuentra próxima a la misma, a 10 Km del centro del municipio. Dada la inexistencia de formaciones montañosas en la zona, así como la ausencia de edificios próximos a la estación, la información obtenida sobre la dirección del viento puede considerarse representativa del área de estudio. Además, el empleo de estaciones ubicadas en aeropuertos es una práctica habitual, lo que favorece la comparación con otros trabajos. Conviene igualmente señalar, que las series de datos presentan una continuidad adecuada, mayor para los casos de presión y humedad que la derivada de la estación que la Agencia Estatal de Meteorología dispone en Viveros, por lo que se ha optado por trabajar con los datos del aeropuerto.

Las variables meteorológicas consideradas se corresponden de manera general con las empleadas en otros estudios, aunque a pesar de considerar la dirección del viento, no se ha trabajado con su velocidad, que con intensidades importantes podría contribuir a la limpieza de las capas de aire. No obstante, en general, el régimen de vientos de Valencia no presenta velocidades elevadas, aunque sí que existe un mecanismo de brisas marítimas que hace que la ciudad cuente de manera habitual con ciclos de viento según las horas del día. Se considera que las características de la ciudad hacen que en general haya una buena dispersión de los contaminantes (Ajuntament de València, 2013). No obstante, estudios futuros podrían estudiar específicamente los días de calma, por sus mayores efectos en la concentración de contaminantes.

Los valores de las variables meteorológicas determinados fueron representativos de la zona de estudio. En cuanto a las temperaturas, cabe indicar que tanto el valor medio de la temperatura media, como los correspondientes a las temperaturas máximas y mínimas fueron similares a las registradas en esta misma estación durante el periodo 1981-2010. La temperatura media fue 0,1^o C superior durante el periodo 2009-2013, mientras que el incremento en la temperatura mínima media fue de 0,4^o C (AEMET 2012). Los valores de presión atmosférica, humedad relativa y procedencia del viento, fueron en la línea de los datos climáticos característicos de la zona (Ajuntament de València 2013).

- **Variables de contaminación atmosférica**

Se han considerado para el estudio los datos de contaminación de 6 estaciones de la RVVCCA ubicadas en Valencia y se ha incluido la estación de Burjassot-Facultats, próxima al municipio, a menos de 10 km del centro de Valencia. Esta estación ofrece información para la zona noroeste de la ciudad, donde no se cuenta con estaciones que ofrezcan datos de calidad para las partículas. Las 7 estaciones consideradas proporcionaron información sobre el O₃ y NO₂, mientras que para PM₁₀ se trabajó con los datos de 4 estaciones y para las PM_{2.5} y PM₁ con los datos de solo 2. Las estaciones seleccionadas se distribuyen a lo largo de la ciudad de Valencia. A pesar del gran número de estaciones empleadas para evaluar la calidad del aire en el estudio realizado en Madrid (27 estaciones), en el proyecto MEDPARTICLES, las distintas ciudades participantes, varias de ellas con mayor extensión y población, emplearon un número de estaciones en ocasiones inferior.

- **Partículas**

Gran parte de los estudios sobre incendios forestales hacen referencia al incremento de los niveles de contaminación atmosférica durante los mismos, centrándose principalmente en el material particulado, sobre todo en las PM₁₀, cuyos niveles resultan ser de 1,2 a 10 veces más elevados que durante los periodos sin incendios y/o en relación a las zonas no expuestas (Liu et al. 2015). En el presente trabajo las concentraciones de las tres fracciones de partículas estudiadas (PM₁₀, PM_{2.5} y PM₁) fueron 1,2 veces más elevadas los días con incendio, cuando se consideró la dirección del viento, que los días sin incendio, lo que sigue la línea de los estudios anteriores.

En trabajos que han evaluado la relación entre los incendios forestales y distintos resultados en salud, han llegado a registrarse valores medios diarios de PM_{10} por encima de los $1800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Kunii et al. 2002) y mayores a $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para las $PM_{2.5}$ (Moore et al. 2006), superándose de manera importante las concentraciones medias de 24 horas correspondientes a los niveles guía establecidos por la OMS, fijados en $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para las PM_{10} y de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para las $PM_{2.5}$ (WHO 2006).

El valor máximo de las medias diarias los días con incendio se situó para las PM_{10} en $71,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y en $61,92 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el caso de las $PM_{2.5}$, siendo ambos superiores al valor guía correspondiente establecido por la OMS, aunque lejos de los picos reportados en algunos estudios. No obstante, aunque se observó como los días con incendios aumentó la concentración media de todas las fracciones de partículas en la zona de estudio, los valores máximos diarios registrados se alcanzaron en días sin incendios ($93,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $81,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y $74,94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1 , respectivamente), lo que pone de manifiesto la importancia de la contribución de otras fuentes a la contaminación por partículas en Valencia.

En base a los informes anuales elaborados por la conselleria competente en medio ambiente, para el total del periodo para la ciudad de Valencia, que se enmarca a efectos del estudio de la calidad del aire en la aglomeración de L'Horta, en relación a las partículas, no se produjo ningún incumplimiento en los valores normativos, pues la legislación no marca un valor límite diario para las $PM_{2.5}$ y para las PM_{10} el nivel de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puede ser superado hasta en 35 ocasiones sin suponer un incumplimiento.

El mayor aumento en el valor de la media registrada en los niveles de partículas los días con incendios, en relación a los días sin incendios, se correspondió con las PM_{10} , cuyos niveles aumentaron en promedio $5,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mientras que el aumento en las concentraciones medias de $PM_{2.5}$ y PM_1 son de $4,5$ y $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente. Según la bibliografía consultada, la quema de biomasa produce habitualmente $PM_{2.5}$ (WHO 2006) con un pico en la distribución de tamaños de entre $0,15$ y $0,4 \mu\text{m}$ (Naeher et al. 2007). Los resultados obtenidos al respecto en el estudio realizado en Madrid, coinciden con los del presente estudio, en tanto que la mayor variación en los niveles de partículas se observa en las PM_{10} y no en las $PM_{2.5}$, como en principio cabría esperar. No obstante, cabe indicar que las diferencias en el tamaño de las partículas derivadas de los incendios depende del tipo de combustible, la fase de combustión y la "edad" del humo, produciéndose un incremento en el tamaño de partículas con el

tiempo y la distancia a la fuente (Eck et al. 2003). En el presente estudio, cabe resaltar la lejanía entre la población del área de estudio y las zonas forestales, que hace que la distancia media a los incendios sea de 50 km, aproximadamente. No obstante, dado que no se trabajó con las partículas específicas de incendios, no puede descartarse que la contribución de partículas de otro origen afectase a las diferencias detectadas los días con incendio.

- Otros contaminantes

Se observó el incremento en los niveles de ozono los días con incendio, lo que se atribuye a las condiciones de insolación y las altas temperaturas presentes en la mayoría de incendios, que son necesarios para la formación de O₃ a través de sus precursores. Las menores concentraciones de NO₂ registradas durante los días con incendio, se atribuye a su carácter estacional, con menores concentraciones durante los meses más cálidos.

En base a los informes anuales elaborados por la conselleria competente en medio ambiente, para el total del periodo y la ciudad de Valencia, en relación al ozono, no se alcanzaron ni los umbrales de información ni de alerta que contempla la normativa. A partir de 2012 y 2013 se comenzó a calcular, en base a los requisitos normativos, el valor objetivo de protección de la salud humana (120 µg/m³ como máximo octohorario diario, que no deberá superarse en más de 25 días por año civil de promedio, en un promedio de 3 años, empezando en 2010). Durante estos años no se superó este valor objetivo fijado en ninguna de las estaciones de la zona de estudio, según la información proporcionada por la conselleria competente.

En cuanto al NO₂, a lo largo del periodo de estudio no se superó el valor límite horario, aunque sí el anual en 2009, 2010 y 2013, en distintas estaciones de la ciudad de Valencia (Valencia-Pista de Silla, Valencia-Bulevar Sud y Valencia-Linares).

6.2.4 EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN

La evaluación de la exposición a incendios se señala como uno de los principales retos en los estudios epidemiológicos llevados a cabo en la materia y varía entre los distintos estudios identificados.

Esta variación es debida a las diferencias en la identificación de días de incendio, a la que se hace referencia con anterioridad, así como a la medida de la exposición, que frecuentemente se refiere a partículas (Sastry et al. 2002, Shaposnikov et al. 2014) aunque también a aerosoles (Jayachandran 2009), número de focos (de Castro et al. 2009) o tamaño del área quemada (Analitis et al. 2012).

En la misma línea que el estudio de Analitis y cols. (2012), que empleó el área quemada como indicador de la exposición a incendios, el presente trabajo ha definido y calculado una serie de indicadores, a partir de la definición de día de incendio, para evaluar la exposición al humo de incendios forestales. Esto han sido: día de incendio, número de incendios simultáneos, duración acumulada así como los correspondientes al tipo y tamaño de cada área quemada y su relación con la dirección del viento y la distancia. Estos indicadores se han calculado considerando los incendios cuya pluma se dirigió hacia la población y los que solo cumplieron con los criterios de tamaño y distancia.

Los indicadores han sido considerados como medida indirecta para evaluar la exposición y se ha completado el trabajo estudiando los efectos de las partículas determinadas en las estaciones de monitoreo de la ciudad. Estas estaciones aunque no ofrecen información exclusiva de la contaminación derivada de los incendios, suponen una oportunidad para explorar las concentraciones a nivel del suelo y observar su variación los días con incendio.

6.2.5 ANÁLISIS LLEVADO A CABO

Los estudios de regresión de series temporales han sido ampliamente empleados en epidemiología ambiental, en particular en el estudio de las asociaciones a corto plazo entre exposiciones ambientales, como contaminación atmosférica, variables meteorológicas o polen, y resultados en salud, como la mortalidad. Por lo general, tanto los datos de exposición como los de la variable respuesta se encuentran disponibles para intervalos de tiempo regulares (por ejemplo, niveles diarios de contaminación y muertes diarias) y el objetivo reside en explorar las asociaciones a corto plazo entre ellos (Bhaskaran et al. 2013).

La principal desventaja de los métodos de series temporales, al igual que otros estudios ecológicos basados en datos agregados, radica en la posibilidad de incurrir

en la conocida falacia ecológica y suponer que todos los miembros del grupo presentan las mismas características. Sin embargo, la posibilidad de confusión es menor que en los estudios geográficos (agregados). De hecho, gran parte de los confusores potenciales pueden suponerse más o menos constantes en el tiempo y, en todo caso, muy poco correlacionados con la exposición. Pero además, la gran ventaja de los métodos de series temporales respecto a otros diseños ecológicos, se centra en la posibilidad de controlar la confusión tiempo-dependiente, incluso la altamente correlacionada con la exposición, introduciendo tendencias u otras variaciones sistemáticas en las relaciones causales (Sáez 1999).

Como ventaja respecto a los análisis de base individual, los métodos de series temporales permiten considerar las variaciones temporales de la exposición, que no siempre son observables en estudios de índole individual. Por otra parte, y a diferencia de los análisis individuales, los métodos de series temporales suelen utilizar gran cantidad de datos, lo que permite aumentar la potencia estadística y, por tanto, detectar débiles asociaciones entre respuesta y exposición. Los métodos de series temporales suelen ser bastante baratos al utilizar medidas de exposición y de respuesta comunes a toda la población (Sáez 1999).

6.2.6 DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS DERIVADOS DE LOS ANÁLISIS DE RELACIÓN CON MORTALIDAD

- **Relación entre los incendios y las partículas**

Los resultados derivados del análisis de la relación entre las partículas y los distintos indicadores de incendio muestran que las PM_{10} son las que en mayor medida se vieron afectadas por los incendios forestales, lo que va en la línea de las mayores variaciones en las concentraciones de este contaminante determinadas los días con incendio en relación con los días sin incendio que se ha expuesto con anterioridad. Esta asociación se observó para los indicadores correspondientes a los días de incendio, el número de incendios simultáneos y la duración acumulada, con independencia de la consideración de la dirección del viento, aunque como cabe esperar la mayor asociación se obtuvo cuando las plumas de los incendios se dirigieron hacia la zona de estudio.

-

- **Asociación de los incendios y la mortalidad**

En el presente trabajo se encontró un efecto significativo de los incendios en la mortalidad total. Más de la mitad de los estudios publicados que evalúan la mortalidad han encontrado una asociación significativa con el humo de los incendios forestales (Jayachandran 2009, Analitis et al. 2012, de Castro et al. 2009, Johnston et al. 2011, Nunes et al. 2013, Sastry et al. 2002, Shaposhnikov et al. 2014, Faustini et al. 2015, Linares et al. 2014).

Los resultados obtenidos mostraron que los días de incendio se produjo un incremento del 10,9 % en la mortalidad diaria por todas las causas y de un 9,2% en la mortalidad en las personas mayores. El incremento en la mortalidad respiratoria es del orden del 10,2 % y la circulatoria del 7,6 %, aunque sin significación estadística.

La magnitud de los efectos varió según el estudio, desde la ausencia de relación con la mortalidad hasta un efecto sobre la mortalidad respiratoria de casi el doble, determinado en Atenas como consecuencia de un gran incendio (Analitis et al. 2012). En relación a los efectos en la mortalidad total, el estudio llevado a cabo sobre la población de Sydney estimó un incremento del 5% en la mortalidad total (Johnston et al. 2011), el de Linares, del 3,5 % (Linares et al. 2014).

El mayor riesgo en la mortalidad circulatoria sobre la respiratoria se ha encontrado en otros estudios, como en los llevados a cabo por Johnston y Faustini (Johnston et al. 2011, Faustini et al. 2015). En sentido opuesto, el estudio llevado a cabo en Atenas obtuvo un mayor riesgo para la mortalidad respiratoria, tanto los días con incendio mediano como grande (Analitis et al. 2012). Reid y cols. consideran en su reciente revisión que los resultados de los incendios sobre la mortalidad específica no son consistentes y que se precisan más estudios al respecto (Reid et al. 2016).

Aunque los resultados mostraron el efecto de las partículas en la mortalidad respiratoria, no se ha obtenido asociación significativa entre los incendios y la mortalidad respiratoria, lo que podría ser debido al bajo número de defunciones diarias por esta causa.

El efecto correspondiente a los días de incendio en la mortalidad en el grupo de población con edad igual o superior a 70 años, fue consistente con otros estudios publicados, que igualmente ponen de relieve la afección de la población mayor. Tal es

el caso del estudio llevado a cabo en una zona del Amazonas durante el periodo 1998-2005, que mostró una correlación positiva y significativa entre el número de focos y las tasas de mortalidad respiratoria entre las personas de más de 65 años (de Castro et al. 2009). En el presente trabajo se ha estudiado el efecto de los incendios en la mortalidad en mayores en su conjunto y no por causas específicas, como en los estudios realizados por Sastry y Analitis, que encontraron que los efectos en la mortalidad cardiovascular eran mayores en los menores de 75 años, mientras que las personas con edad igual o superior se veían más afectadas por la mortalidad respiratoria (Sastry et al. 2002; Analitis et al. 2012).

De entre los distintos retardos considerados, el efecto de los incendios en la mortalidad se asoció significativamente con la mortalidad al día siguiente de la exposición (retardo 1). Con este mismo retardo Johnston y cols. definieron la asociación entre la mortalidad no accidental y los días de incendio. Faustini y cols. determinaron como el mejor retardo para el análisis, el promedio 0-1 para la mortalidad total y el promedio de cinco días (retardo 0-5) para la mortalidad cardiovascular y respiratoria. Aunque sin alcanzar la asociación significativa, en el presente trabajo también se encontró un patrón de relación más retardado de los incendios con la mortalidad respiratoria, al igual que en el estudio de Analitis y cols. (Analitis et al. 2012).

- **Asociación de las partículas con la mortalidad**

El estudio de los efectos de las partículas sobre la mortalidad se ha llevado a cabo considerando, además de las PM_{10} , las partículas de menor tamaño ($PM_{2.5}$ y PM_1), incorporadas de manera más reciente a las redes de vigilancia de la calidad del aire.

Los resultados indicaron la asociación significativa entre las partículas más grandes y la mortalidad total, en mayores y en las defunciones respiratorias, mientras que los resultados solo fueron significativos en el caso de las $PM_{2.5}$ cuando se estudiaron sus efectos en la mortalidad respiratoria. No se encontró significación estadística cuando se trabajó con las PM_1 .

En relación a las PM_{10} , se estimó un incremento del orden del 2,2 % para la mortalidad total, del 2 % en la mortalidad en mayores y del 5,5 % para la mortalidad respiratoria, por cada incremento en la concentración de $10 \mu g/m^3$ en el promedio de partículas el

día de las defunciones y el anterior. Al analizar los efectos de las $PM_{2.5}$ se obtuvo un incremento en la mortalidad respiratoria del orden del 7,4 % por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en el promedio de esta fracción. Distintos estudios han encontrado un efecto de las partículas en la mortalidad respiratoria del orden de 2 veces superior al correspondiente a la mortalidad total (Goodman et al. 2004; Zanobetti et al. 2009; Zeka et al. 2006; Atkinson RW et al. 2014), lo que se muestra en la línea de los resultados obtenidos.

En la revisión llevada a cabo por Pope y Dockery se indica que los efectos a corto plazo de las PM_{10} sobre la mortalidad diaria se estiman en el rango comprendido entre el 0,3 y el 1,5 %, por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} (Pope and Dockery 2006; Atkinson et al. 2014). El incremento en la mortalidad diaria observado en el presente trabajo (alrededor del 2 %) es ligeramente mayor y supera el rango previamente definido. El proyecto APHEA2, llevado a cabo sobre distintas ciudades europeas, mostró un riesgo en la mortalidad total por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de PM_{10} del orden del 0,6 % y en esta misma línea, el más reciente proyecto MEDPARTICLES, en el que se incluyeron distintas ciudades mediterráneas, indicó un incremento en la mortalidad del 0,53 %. En el caso de los estudios realizados en nuestro entorno, el proyecto EMECAM estimó para la ciudad de Valencia (1994-1996) un riesgo en la mortalidad total por cada incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ del 1,3 %, aunque en este caso, referido a humos negros (Tenías et al. 1999; Ballester et al. 2009a; Ballester et al. 2009b). El estudio realizado por Ortiz y cols. sobre el total de provincias españolas, señala para el caso concreto de Valencia (2000-2009) un incremento del 0,5% en la mortalidad total por cada $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ortiz et al. 2017) en la concentración de PM_{10} .

En relación a los efectos a corto plazo de las partículas en las causas específicas de mortalidad, cabe indicar que un gran número de estudios epidemiológicos han encontrado evidencias sobre los efectos de las mismas en la salud (Pope et al. 2006; Atkinson et al. 2014). Distintos trabajos que han estudiado el efecto a corto plazo de las partículas en la mortalidad, han reportado un mayor incremento de las defunciones por causa respiratoria que en la total o en la cardiovascular (Samoli et al. 2013; Ortiz et al. 2017; Zanobetti et al. 2003), lo que sigue la línea de los resultados derivados del presente estudio.

A pesar del cumplimiento normativo en las concentraciones registradas a lo largo del periodo de estudio (Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural 2009-2013), se observa un efecto de las partículas en la mortalidad,

lo que apunta hacia el hecho de que la normativa actual no es lo suficientemente estricta para proteger adecuadamente la salud humana (Brunekreef et al 2015; Brunekreef et al. 2012; Annesi-Maesano et al. 2007). La OMS establece que el objetivo debe ser alcanzar las concentraciones más bajas posibles, pues no se ha identificado un umbral por debajo del cual no se hayan observado efectos en la salud. En este sentido, remarca la necesidad de fijar niveles adicionales para la protección de la salud durante periodos más cortos, pues las evidencias de asociación entre exposiciones en 24 horas a $PM_{2.5}$ y los efectos en salud han aumentado de manera considerable durante los últimos años (WHO 2013). Con esta orientación, el presente estudio encuentra un incremento en la mortalidad respiratoria derivado de las concentraciones diarias de $PM_{2.5}$. En base a lo anteriormente expuesto, desde la OMS, se aboga para que los estados adopten valores normativos para las $PM_{2.5}$ para la exposición a corto plazo.

En relación al estudio de los efectos de las partículas a distintos retardos, cabe señalar que el criterio adoptado con mayor frecuencia consiste en trabajar con el promedio del retardo 0-1 días (Faustini et al. 2011), por lo que considerar este valor, elegido en base a los efectos en la mortalidad total y cardiovascular, facilita la comparación de los resultados con los de otros estudios.

- **Interacción incendios/partículas**

La evidencia es insuficiente para afirmar que las partículas del humo de incendios son de manera significativa más o menos dañinas para la salud que las partículas generales del mismo tamaño (Naeher et al. 2007).

Mientras que estudios experimentales y toxicológicos han señalado una mayor toxicidad de las partículas derivadas de los incendios (Naeher et al. 2007) los estudios epidemiológicos han reportado resultados contradictorios. Unos sugieren un efecto en la mortalidad similar al de las PM en medio urbano (Hänninen et al. 2009, Johnston et al. 2011) y otros van en sentido contrario, como el realizado por Faustini et al que encuentran que las PM_{10} de incendios forestales incrementan la mortalidad más que las partículas procedentes de otras fuentes (Faustini et al. 2015).

Los resultados obtenidos en este trabajo no indican, en general, un efecto más dañino de las partículas los días con incendio, pues no se aprecia la interacción de los

incendios y las partículas sobre la mortalidad. Sin embargo, los resultados sugieren que el efecto de las partículas procedentes de la quema de zonas no forestales es mayor que el de las partículas que provienen de los incendios en zonas forestales.

- **Efecto de los incendios de 2012**

En relación a la exposición a los grandes incendios de 2012, la corta duración del episodio (23 días), el incremento relativamente bajo en los niveles de partículas (de 26,8 a 35,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) y la limitada población considerada (próxima a 800 000 habitantes), hace difícil alcanzar la significación estadística. En el estudio realizado por Hänninen y cols. que evaluó los efectos de 14 días de incendio sobre la población de Finlandia (Hänninen et al. 2009) aunque se encontró un efecto positivo (incremento de 0,8% en la mortalidad diaria por incremento de 10 de $\text{PM}_{2,5}$), tampoco resultó significativo. El trabajo de Vedal y cols. tampoco encontró significación estadística con la mortalidad durante los dos días de máxima contaminación estudiados (Vedal et al. 2006). No obstante, el trabajo llevado a cabo sobre la población de Atenas los días con un gran incendio, se asoció con incrementos en la mortalidad diaria, del orden del 49,7 % para la población total y del 55,9 % para la población mayor (Analitis et al. 2012). Los resultados obtenidos en el presente trabajo mostraron un incremento, aunque no significativo, en la mortalidad total del 26,8 % y del 60,4 % en la población mayor, en este último caso, con un valor de p próximo a la significación.

6.3 PLAUSIBILIDAD BIOLÓGICA

Los estudios toxicológicos de los efectos del humo de incendios forestales habitualmente se centran en el daño pulmonar y han reportado de manera consistente daños en las células traqueo-bronquiales, cambios en la morfología de las células inmunes de los pulmones y una disminución en la respuesta ventilatoria (Naeher et al. 2007).

Las respuestas sistémicas son las principales vías a través de las cuales se piensa que las PM influyen en la salud cardiovascular. Se plantea la hipótesis de que se inducen directamente por el movimiento de los componentes pro-inflamatorios, pro-coagulantes y pro-oxidantes de las PM a la circulación, como consecuencia de los

cambios pulmonares inducidos por las partículas, o a través de los cambios mediados por las mismas en el sistema nervioso autónomo (Brook et al. 2010).

La mayoría de los estudios toxicológicos que han investigado los mecanismos implicados en los efectos de la exposición a partículas del humo de madera se centran en el estrés oxidativo, la inflamación y la toxicidad celular. Algunos indican que los efectos se deben en gran parte a la generación endógena de especies reactivas de oxígeno y otros señalan que la inhalación del humo puede inducir efectos adversos a través de sus componentes en las células del sistema nervioso autónomo (Adetona et al. 2016). Los esquemas de las vías implicadas en los efectos pulmonares y sistémicos de la exposición al humo de incendios forestales se muestran en las siguientes figuras, en donde las flechas continuas representan vías conocidas con mayor nivel de certidumbre, mientras que las flechas discontinuas representan vías conocidas con menor certeza (Figura 6.1 y 6.2)

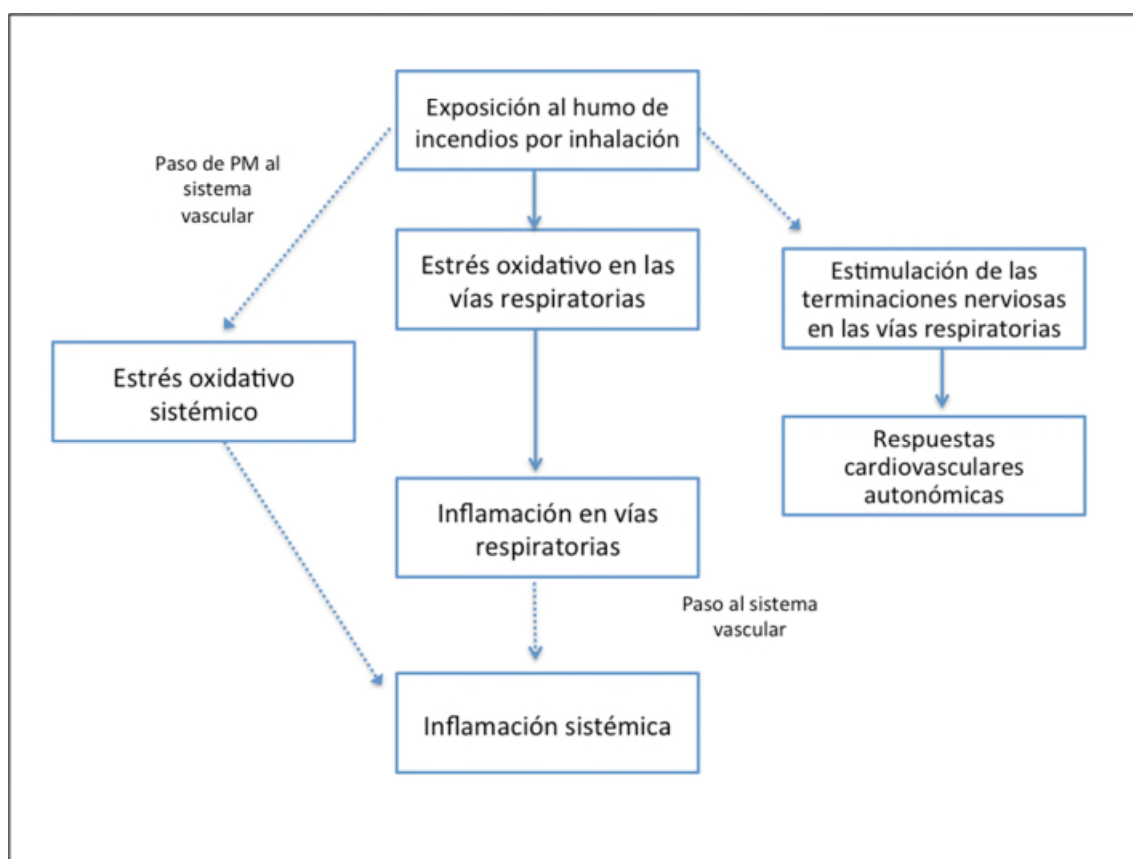


Figura 6.1. Representación esquemática de los mecanismos de acción de los efectos de la exposición al humo de incendio forestal por inhalación en el sistema respiratorio. Fuente: Adetona et al 2016. Abreviaturas: TRPA-1: potencial transitorio del receptor ankirina-1; MAPK: proteína quinasa activada por mitógenos; NF - kB: factor nuclear kB; GSH: glutatión; ROS: reactive oxygen species.

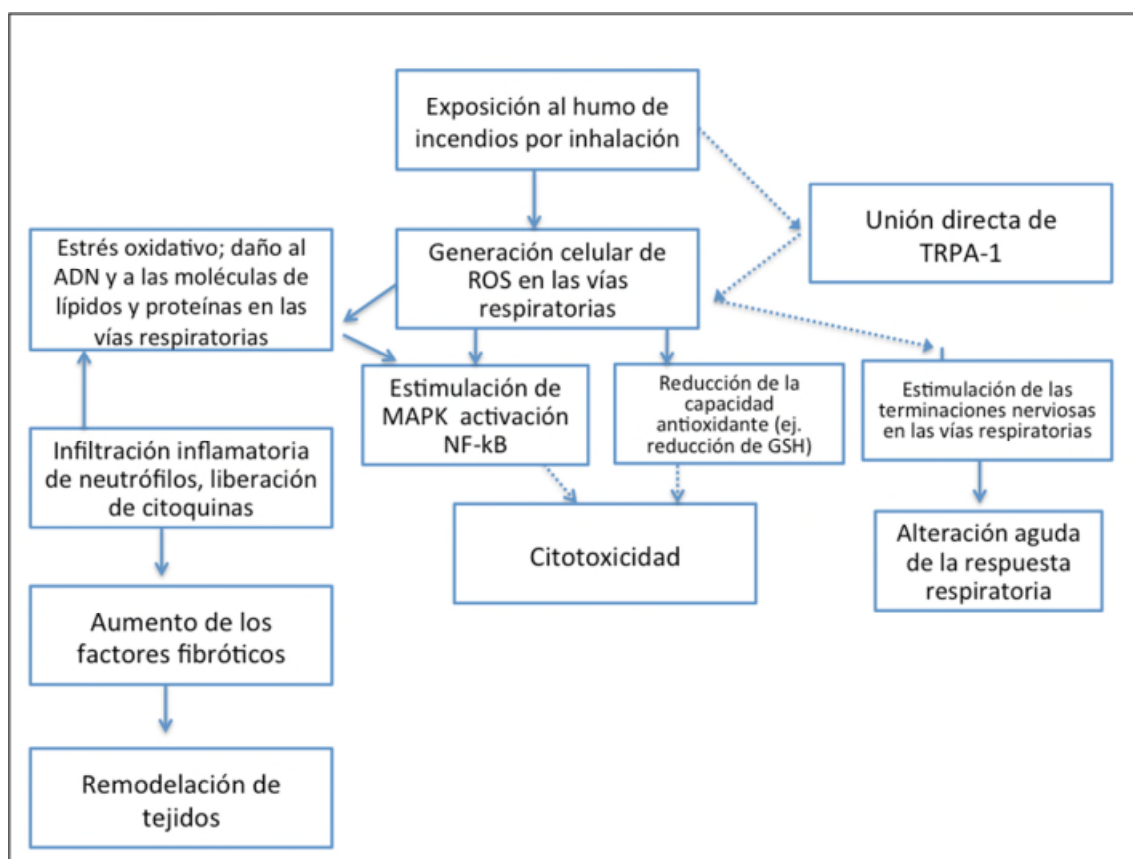


Figura 6.2. Representación esquemática de las vías para el efecto sistémico de la exposición al humo de incendio forestal por inhalación. Las flechas negras continuas representan caminos conocidos con mayor nivel de certidumbre, mientras que las flechas grises discontinuas representan caminos conocidos con menos certeza.

La evidencia toxicológica existente apoya los potenciales efectos respiratorios y de salud cardiovascular derivados de la exposición al humo de incendios forestales. No obstante, el conjunto de pruebas es relativamente pequeño en comparación con los estudios toxicológicos de PM generales (Reid et al. 2016).

6.4 LIMITACIONES Y FORTALEZAS

Limitaciones

- Una limitación reconocida de los estudios de datos ambientales es que los datos procedentes de las estaciones de monitoreo pueden no representar la variación en la exposición individual. No obstante, las medidas ambientales resultan a menudo la forma más factible de determinar la exposición, por aspectos relacionados con el coste y la carga para los participantes. En este sentido, cabe igualmente señalar que no se ha realizado ninguna validación para evaluar la variabilidad espacial de los contaminantes.
- Se ha trabajado con los datos de partículas proporcionados por estaciones dirigidas a evaluar los efectos de las partículas urbanas y, por tanto, no se dispone de información de las partículas específicas derivadas de los incendios forestales.
- La potencia estadística de los estudios epidemiológicos de los efectos de los incendios en la salud pública, suele ser más débil que en los estudios de contaminación atmosférica, principalmente por la duración limitada de los periodos de exposición.
- En la evaluación de los efectos en salud de la exposición al humo de los incendios forestales existen un número importante de factores implicados y las evidencias sobre los mismos y su interacción son limitadas.

Fortalezas

- La definición de distintos indicadores de incendio ha permitido una caracterización amplia de los incendios forestales en nuestro territorio y una evaluación de la asociación de cada uno de ellos en la mortalidad y sobre los niveles de partículas. Si bien algunos de los estudios identificados incluyen indicadores de incendio para evaluar la exposición, el presente trabajo define y trabaja con la información derivada de un número importante de ellos de fácil interpretación y construcción, que incluyen aspectos no considerados previamente, como las características de las áreas quemadas (forestal/no forestal).
- Los datos empleados provienen de registros oficiales que han proporcionado información de calidad, al aportar datos que se consideran adecuados en cuanto a fiabilidad y continuidad.
- Al provenir la información de contaminación atmosférica de la Red Valenciana de Vigilancia y Control de la Contaminación Atmosférica puede establecerse la estimación sobre la mortalidad con los datos que manejan las autoridades

responsables de medio ambiente. Esto permite una evaluación del impacto de uso por los responsables, así como el establecimiento de medidas preventivas en las que se puede utilizar directamente los resultados de la investigación (alerta ante incendios, acciones para reducir los niveles de contaminación).

- En el estudio de los efectos de las partículas sobre la mortalidad y su relación con los incendios se ha incluido, además de a las partículas de mayor tamaño, las $PM_{2.5}$ y las PM_{10} , incorporadas de manera más reciente a las redes de vigilancia y control de la contaminación atmosférica en nuestro entorno.
- Con este diseño se ha obtenido estimadores de la asociación de las exposiciones (incendios, partículas) con la mortalidad en la población de Valencia. Esto permite evaluar el impacto de las exposiciones a nivel poblacional.

6.5 LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS

Los resultados derivados de los trabajos que analizan el impacto de los incendios forestales en la salud de la población son limitados y aunque de manera general se encuentra una asociación positiva con la mortalidad, son necesarias más evidencias para definir las causas específicas y los grupos de población que se ven más afectados. Igualmente, resulta importante avanzar en los aspectos relacionados con la evaluación de la exposición, para determinar la mejor manera de identificar los niveles de partículas derivados de los incendios. El estudio de los efectos de los incendios en la salud es un tema relativamente reciente que requiere de evidencias concluyentes.

En relación al presente trabajo, resultaría de interés ampliar el periodo y el ámbito del estudio al total del área metropolitana de Valencia, con objeto de aumentar el tamaño de la muestra y con ello la potencia, incluir el análisis de los efectos del humo de los incendios en los ingresos y evaluar el efecto en distintos subgrupos de población.

La diferente metodología empleada en la evaluación de la exposición, dificulta la comparación de los resultados obtenidos en los distintos estudios. En este sentido, resulta interesante la realización de nuevos estudios, con largas series temporales en distintas zonas, con diseños y metodologías de análisis similares, que permitan realizar comparaciones con garantías y ofrezcan evidencias más concluyentes. Asimismo, resultaría de interés el empleo de información procedente de sistemas de información geográfica para mejorar la medida de la exposición.

6.6 APLICACIÓN EN EL ÁMBITO DE LA SALUD PÚBLICA

La caracterización de los efectos de la exposición al humo de incendios forestales y a las partículas resulta de gran interés para el desarrollo de políticas y la puesta en marcha de intervenciones dirigidas a la protección de la salud de la población general y la de los grupos más sensibles frente a las consecuencias derivadas de la pérdida de calidad del aire, bien por los incendios o por otras fuentes de emisión de partículas.

Los resultados del presente trabajo apoyan la evidencia derivada de los estudios sobre los efectos de las partículas urbanas en la mortalidad, que por el impacto sanitario y el coste económico justifican la puesta en marcha de medidas sólidas para la reducción de la contaminación atmosférica. A pesar de la existencia de estudios previos en la materia, los resultados obtenidos para la ciudad de Valencia en el presente estudio, refuerzan la evidencia de que los efectos sobre la salud se producen aun cumpliéndose los valores normativos, por lo que resultan necesarias intervenciones que comporten una mejora de la calidad del aire.

En relación a la adaptación al cambio climático, entendida como los ajustes en los sistemas humanos o naturales como respuesta a estímulos climáticos o sus efectos para moderar el daño o aprovechar sus efectos beneficiosos, igualmente resulta de interés disponer de un mayor conocimiento de los efectos del humo de los incendios forestales sobre la salud de la población, pues dado que se prevé un mayor número de días con riesgo alto de incendio en el futuro, resulta interesante aumentar las evidencias al respecto, para la definición de actuaciones dirigidas a disminuir el impacto en salud derivado.

A continuación, de una manera más concreta y para el ámbito de la Comunitat Valenciana, se exponen una serie de líneas de actuación, en el contexto sanitario, para las que pueden resultar de utilidad los resultados obtenidos del presente trabajo.

- **Definición de las recomendaciones sanitarias del Índice Nacional de Calidad del Aire**

La normativa recientemente publicada (RD 39/2017, de 27 de enero) por la que se modifica el Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad

del aire, establece que el ministerio competente en medio ambiente aprobará un Índice Nacional de Calidad del Aire, basado en el Índice de Calidad del Aire Europeo. Este permitirá informar al público sobre la calidad del aire y ofrecerá recomendaciones generales, en función de los diferentes valores alcanzados y de sus potenciales efectos sobre la salud, que serán elaboradas por el ministerio competente en sanidad en coordinación con las autoridades sanitarias autonómicas. El análisis de los efectos en la mortalidad de la población valenciana derivado de la exposición a partículas que se presenta en este trabajo, contribuye a proporcionar información de base para el desarrollo de las recomendaciones indicadas. Junto con el resto de estudios publicados en la materia puede contribuir a la elaboración de las recomendaciones más oportunas según los niveles de partículas definidos y los distintos grupos de población. Los resultados del presente trabajo pueden aportar información a las autoridades sanitarias autonómicas sobre los efectos de las partículas en la salud de la población valenciana, en sus tres fracciones, para un periodo reciente y para la población mayor.

- **Desarrollo del sistema de vigilancia sanitario de los riesgos ambientales de la Comunitat Valenciana**

La información específica sobre los efectos de las partículas en la mortalidad en la ciudad de Valencia contribuye al conocimiento sobre los efectos de la contaminación atmosférica en nuestro ámbito territorial y puede resultar de utilidad para el desarrollo del sistema de vigilancia sanitario de riesgos ambientales, contemplado en el Decreto 95/2009, del Consell. Este sistema se define como el conjunto de normas, procedimientos, sistemas, protocolos, instrumentos y recursos que permiten una evaluación continuada de la exposición potencial de la población a los riesgos ambientales, incluida la calidad del aire, posibilitando la adopción de las medidas sanitarias conducentes a su desaparición o minimización. Junto con el resto de evidencia disponible, constituye un punto de partida para el desarrollo de la vigilancia sanitaria de la calidad del aire en nuestra Comunitat.

- **Redacción del Plan Valenciano de Salud y Medio Ambiente, con inclusión de medidas dirigidas a la mejora de la calidad del aire y disminución de su impacto en la salud**

Los resultados del presente proyecto de investigación refuerzan la evidencia de los efectos de las partículas en suspensión en la salud de la población valenciana, lo que contribuye a reforzar la necesidad de abordar el problema de manera integral junto con la conselleria competente en materia de medio ambiente y el resto de organismos de la Generalitat y entidades con implicación. Un escenario adecuado para ello, sería en el contexto de la Comisión de Salud y Medio Ambiente de la Comunitat Valenciana (Orden 1/2011, de 25 de noviembre). Tal y como se define en la legislación, la función final de la citada Comisión es la elaboración del Plan Valenciano de Salud y Medio Ambiente en el que se definan las actuaciones a desarrollar para evitar o minimizar aquellos riesgos para la salud de las personas que sean debidos a factores de exposición ambiental, en este caso, la contaminación atmosférica.

- **Desarrollo de protocolos de actuación en salud pública frente a contaminación atmosférica e incendios forestales**

El IV Plan de Salud de la Comunitat Valenciana (2016-2020) (Generalitat Valenciana, 2016), incluye en su objetivo dirigido a apostar por un entorno medioambiental favorecedor para la salud, una serie de acciones, entre las que se encuentra la elaboración de protocolos de actuación ante eventos extremos, señalando específicamente los incendios forestales y la contaminación atmosférica. La información derivada del presente trabajo puede contribuir a la justificación y definición de las actuaciones que se contemplen en los mismos.

- **Definición de medidas de adaptación frente al cambio climático en el sector salud**

La Estrategia Valenciana ante el Cambio Climático (2013-2020) (Generalitat Valenciana 2013), incluye medidas de mitigación y adaptación a realizar desde distintos ámbitos, incluido el sector salud. Actualmente, se encuentra en fase de revisión y actualización. Entre las actuaciones propuestas para su inclusión destaca la elaboración de un informe sobre salud y cambio climático en la Comunitat, para el cual pueden resultar de utilidad los resultados del presente trabajo.

- **Consideración de la calidad del aire en el marco de la Alianza de Ciudades por el Desarrollo Sostenible**

En el marco de la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible, acordada en septiembre de 2015 por la Asamblea General de las Naciones Unidas, se definieron los Objetivos de Desarrollo Sostenible, que abarcan tanto aspectos económicos como sociales y ambientales.

Entre los objetivos definidos se encuentra el dirigido a “garantizar una vida sana y promover el bienestar de todos a todas las edades” y el orientado a “hacer que las ciudades y los asentamientos urbanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles”.

En la Comunitat Valenciana, la Alianza de Ciudades por el Desarrollo Sostenible es una iniciativa del Consell, cuya finalidad es implicar a los ayuntamientos en la sensibilización de la sociedad valenciana sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Con la finalidad de garantizar la coherencia de las políticas y la armonización de los programas de acción emanados desde los distintos niveles y sectores desde la Conselleria de Sanitat Universal y Salud Pública se pretende proporcionar herramientas para apoyar el despliegue de acciones de promoción de la salud en el ámbito local. Así pues, las acciones dirigidas a proporcionar una adecuada calidad ambiental y las orientadas al urbanismo saludable, deberían hacer referencia a la mejora de la calidad del aire, pues la evidencia disponible bien lo justifica.

7. CONCLUSIONES

- Los incendios forestales afectaron a la calidad del aire de la zona de estudio. Los días con incendio forestal las concentraciones medias diarias de partículas fueron mayores que los días sin incendio. Los incendios afectaron principalmente a la fracción PM₁₀.
- En la ciudad de Valencia en el periodo 2009-2013 los incendios forestales ejercieron un efecto en la salud de la población. La ocurrencia de incendios supuso un incremento del riesgo del 10,9 % en la mortalidad no accidental.
- En el grupo de población de 70 años o más, los días con incendio se incrementó el riesgo en la mortalidad no accidental en un 9,2 %, aunque la significación resultó marginal.
- La mortalidad respiratoria y la circulatoria no se asociaron con los incendios forestales.
- Las concentraciones de PM₁₀ registradas en Valencia a lo largo del periodo de estudio supusieron un incremento del riesgo en la mortalidad total, respiratoria y en mayores (2,2 %, 5,5 % y 2 % por cada aumento de 10 µg/m³, respectivamente). Las PM_{2.5} se asociaron con un incremento del riesgo en la mortalidad respiratoria.
- La mortalidad cardiovascular no se asoció significativamente con los niveles de partículas.
- La asociación con la mortalidad los días con incendio es mediado por el efecto de las partículas. No se encontró interacción entre los incendios y las partículas.
- Los días de los grandes incendios del verano de 2012 no se detectó una asociación con la mortalidad total, ni con la respiratoria y circulatoria. Únicamente se observó un incremento del riesgo en la mortalidad en los mayores, con una significación marginal. Estos días la calidad del aire se vio especialmente afectada por las partículas.

- Las áreas quemadas no forestales fueron las únicas que se relacionaron de manera significativa con los niveles de partículas. Se sugiere una mayor repercusión en la mortalidad por la quema de las zonas no forestales, aunque no se alcanzó la significación estadística.
- Los niveles de partículas en Valencia se vieron afectados en mayor medida por los incendios cuando se consideraron aquellos en los que el humo se dirigió hacia la población. No obstante, la asociación significativa con la mortalidad total se observó cuando no se incluyó el requisito de viento, lo que puede ser atribuido a la mayor potencia.
- Los días con incendio afectaron a la mortalidad el día siguiente de la exposición. La relación entre los incendios y la mortalidad respiratoria apareció con un mayor retardo, aunque sin significación estadística.
- Los efectos de las partículas en la mortalidad se observaron para el promedio de partículas del día de la defunción y el anterior.
- Resultan necesarias nuevas investigaciones que aporten evidencias que permitan avanzar en el conocimiento de los efectos de los incendios forestales en la salud de la población general y en distintos subgrupos que puedan resultar especialmente sensibles. Con ello, podrán reforzarse las propuestas para la puesta en marcha de actuaciones de prevención de los efectos en salud derivados de la contaminación atmosférica.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Adetona O, Reinhardt TE, Domitrovich J, Broyles G, Adetona AM, Kleinman MT et al. Review of the health effects of wildland fire smoke on wildland firefighters and the public. *Inahl Toxicol.* 2016; 28(3): 95-139.
- AEMET. Guía resumida del clima en España 1981-2010. [internet]. Madrid: Agencia Estatal de Meteorología; 2012 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.aemet.es/es/conocermas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/detalles/guia_resumida_2010
- Ajuntament de València, Generalitat Valenciana, VAERSA, CEAM. Planes para la mejora de la calidad del aire de la aglomeración ES10106: L'Horta (Valencia y entorno metropolitano) [internet]. 2013 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.agroambient.gva.es/documents/20549779/92789116/PLAN_VALENCIA+definitivo11/7b7f5ad7-ee7c-4181-a8ed-41f16242f004?version=1.0
- Akagi SK, Yokelson RJ, Wiedinmyer C, Alvarado MJ, Reid JS, Karl T, et al. Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models. *Atmospheric Chemistry and Physics.* 2011;11(9):4039-72.
- Analitis A, Georgiadis I, Katsouyanni K. Forest fires are associated with elevated mortality in a dense urban setting. *Occup Environ Med.* 2012; 69:158–62.
- Annesi-Maesano I, Forastiere F, Kunzli N, Brunekref B; Environment and Health Committee of the European Respiratory Society. Particulate matter, science and EU policy. *Eur Respir J.* 2007 Mar;29(3):428-31.
- Atkinson RW, Kang S, Anderson HR, Mills IC, Walton HA. Epidemiological time series studies of PM_{2.5} and daily mortality and hospital admissions: a systematic review and meta-analysis. *Thorax.* 2014 Jul;69(7):660-5.
- Ballester F, Boldo E, Bellido JB. Efectos de la contaminación atmosférica en la salud, con especial referencia a PM. En: Querol X, Viana M, Moreno T, Alastuey A. coordinadores. Bases científico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire. Madrid: CSIC; 2012. pp:48-75.
- Ballester F, Sáez M, Pérez-Hoyos S, Daponte A, Bellido J, Cañada A et al. El proyecto EMECAM: Discusión de los resultados de las ciudades participantes. *Rev Esp Salud Pública.* 1999; 73: 303-14.

- Ballester F, Sáez M, Alonso ME, Taracido M, Ordóñez JM, Aguinaga I et al. El proyecto EMECAM: Estudio multicéntrico español sobre la relación entre contaminación atmosférica y mortalidad. Antecedentes, participantes, objetivos y metodología. *Rev Esp Salud Publica*. 1999 Mar-Apr;73(2):165-75.
- Bassi S. Forest Fires: causes and contributing factors in Europe [internet]. Unión Europea; 2008 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: [http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2008/401003/IPOL-ENVI_ET\(2008\)401003_EN.pdf](http://www.europarl.europa.eu/RegData/etudes/etudes/join/2008/401003/IPOL-ENVI_ET(2008)401003_EN.pdf)
- Bhaskaran K, Gasparrini A, Hajat S, Smeeth L, Armstrong B. Time series regression studies in environmental epidemiology. *Int J Epidemiol*. 2013; 42:1187–95.
- Bowman DM, Balch JK, Artaxo P, Bond WJ, Carlson JM, Cochrane MA et al. Fire in the Earth system. *Science*. 2009 Apr; 324:481-4.
- Brook RD, Rajagopalan S, Pope CA, Brook JR, Bhatnagar 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 Jun 1; 121(21): 2331-78.
- Brumback BA, Ryan LM, Schwartz JD, Neas LM, Stark PC, Burge HA. Transitional regression models, with application to environmental time series. *JASA*. 2000; 95:16–27.
- Brunekreef B, Künzli N, Pekkanen J, Annesi-Maesano I, Forsberg B, Sigsgaard T et al. Clean air in Europe: beyond the horizon? *Eur Respir J*. 2015 Jan;45(1):7-10.
- Brunekreef B, Annesi-Maesano I, Ayres JG, Forastiere F, Forsberg B, Künzli N et al. Ten principles for clean air. *Eur Respir J*. 2012 Mar;39(3):525-8.
- Caamaño-Isorna F, Figueiras A, Sastre I, Montes-Martinez A, Taracido M, Pineiro-Lamas M. Respiratory and mental health effects of wildfires: An ecological study in Galician municipalities (north-west Spain). *Environ Health*. 2011 May; 10:48.
- Clifford A, Lang L, Chen R, Anstey KJ, Seaton A. Exposure to air pollution and cognitive functioning across the life course-A systematic literature review. *Environ Res*. 2016 May;147:383-98.
- Camia A, Liberta G, San-Miguel-Ayanz J. Modeling the impacts of climate change on forest fire danger in Europe [internet]. Luxemburgo: Unión Europea; 2017 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en:

<http://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC105684/jrc105684.pdf>

- Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Informe urgente de los incendios de Andilla y Cortes de Pallás de finales de junio de 2012. Valencia: Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo; 2012.
- Comisión de la Comunidades Europeas (2005). Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo. Estrategia temática sobre la contaminación atmosférica. SEC(2005)1132, Bruselas, 21.9.2005 COM(2005) 446 final.
- Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural [sede web]. Valencia: Generalitat Valenciana; 2015 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.agroambient.gva.es/web/medio-natural/montes>
- Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural. Evaluación de la calidad del aire. Informes anuales [internet]. Valencia: Generalitat Valenciana; 2015 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.habitatge.gva.es/web/calidad-ambiental/evaluacion-de-lacalidad-del-aire-informes-anuales>
- De Castro HA, dos Santos-Gonçalves K, de Souza-Hacon S. Trend of mortality from respiratory disease in elderly and the forest fires in the state of Rondônia/Brazil - period between 1998 and 2005. Cien Saude Colet. 2009 Nov-Dec;14(6):2083-90.
- Delfino RJ, Brummel S, Wu J, Stern H, Ostro B, Lipsett M et al. The relationship of respiratory and cardiovascular hospital admissions to the southern California wildfires of 2003. Occup Environ Med. 2009 Mar; 66(3): 189-97.
- Dennekamp M, Straney LD, Erbas B, Abramson MJ, Keywood M, Smith K et al. Forest fire smoke exposures and out-of-hospital cardiac arrests in Melbourne, Australia: A case- crossover study. Environ Health Perspect. 2015 Oct; 123(10): 959-64.
- Department of Health and EPA Victoria. Bushfire Smoke, Air Quality and Health. [internet]. 2014 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://hazelwoodinquiry.vic.gov.au/wpcontent/uploads/2014/08/DOH.0005.01.0115.pdf>
- Díez S. Human health effects of methylmercury exposure. Rev Environ Contam Toxicol. 2009;198:111-32.

- Duclos P, Sanderson LM, Lipsett M. The 1987 forest fire disaster in California: assessment of emergency room visits. Arch Environ Health. 1990 Jan-Feb;45(1):53-8.
- Durán S. Evidence Review: wildfire smoke and public health risk [internet]. Vancouver: BC CDCM; 2014 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.bccdc.ca/resourcegallery/Documents/Guidelines%20and%20Forms/Guidelines%20and%20Manuals/HealthEnvironment/WFSG_BC_guidance_2014_09_03trs.pdf
- Eck TF, Holben BN, Reid JS, O'Neill NT, Schafer JS, Dubovik O et al.: A comparison of optical properties for different source regions. Geophys Res Lett. 2003;30(20):2035.
- European Environment Agency. Air quality in Europe – 2016 report. [internet]. Luxemburgo: European Environment Agency; 2016 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2016>
- Faustini A, Alessandrini ER, Pey J, Perez N, Samoli E, Querol X et al. Short-term effects of particulate matter on mortality during forest fires in southern Europe: Results of the MED-PARTICLES project. 2015 May; 72(5): 323-9.
- Faustini MA, Stafoggia M, Berti G, Bisanti L, Chiusolo M, Cernigliari A et al. The relationship between ambient particulate matter and respiratory mortality: a multi-city study in Italy. Eur Respir J. 2011; 38:538-47.
- Gasparrini A. Distributed Lag Linear and Non-Linear Models in R: The Package dlnm. J Stat Softw. 2011; 43(8): 1–20.
- Generalitat Valenciana. IV Plan de Salud. 2016-2020. Comunitat Valenciana. [internet]. Valencia: Generalitat Valenciana; 2013. [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.san.gva.es/documents/157385/6431837/IV_PLAN+DE+SALUD+CV_2016_Castellano_web.pdf
- Generalitat Valenciana. Decreto 95/2009, de 10 de julio, del Consell, por el que se crea el sistema de vigilancia sanitaria de riesgos ambientales. Diari Oficial de la Generalitat Valenciana, 14 de julio de 2009, núm. 6056, pp. 27889-95.
- Generalitat Valenciana. Estrategia Valenciana ante el Cambio Climático 2013-2020. Mitigación y Adaptación [internet]. Valencia: Generalitat Valenciana; 2013. [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.agroambient.gva.es/web/calidad-ambiental/estrategiavalenciana-ante-el-cambio-climatico-83502>

- Generalitat Valenciana. Orden conjunta 1/2011, de 25 de noviembre, de la Conselleria de Sanidad, la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente y la Conselleria de Agricultura, Pesca, Alimentación y Agua, por la que se regula la Comisión de Salud y Medio Ambiente de la Comunitat Valenciana. Diari Oficial de la Generalitat Valenciana, de 17 de enero de 2012, núm. 6693, pp.1501-1502.
- Generalitat Valenciana. Plan especial frente al riesgo de incendios forestales. Revisión 3 de abril de 2017 [internet]. Valencia: Generalitat Valenciana; 2017. [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.112cv.gva.es/documents/163565706/163566493/PE_Incendios.pdf/d615af2c-8655-4e39-9b0c-2ca4c251c1cf
- Generalitat Valenciana. Portal Estadístico de la Generalitat Valenciana. [base de datos en internet]. Valencia: Generalitat Valenciana; 2016 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.pegv.gva.es>
- Giglio L, Randerson JT, Van der Werf GR, Kasibhatla PS, Collatz GJ, Morton DC et al. Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products. *Biogeosciences*. 2010; 7:1171-86.
- Goodman PG, Dockery DW, Clancy L. Cause-specific mortality and the extended effects of particulate pollution and temperature exposure. *Environ Health Perspect* 2004; 112: 179–85.
- Haikerwal A, Akram M, Del Monaco A, Smith K, Sim MR, Meyer M, et al. Impact of fine particulate matter (PM_{2.5}) exposure during wildfires on cardiovascular health outcomes. *J Am Heart Assoc*. 2015; 4:e001653
- Hanigan IC, Johnston FH, Morgan GG. Vegetation fire smoke, indigenous status and cardio-respiratory hospital admissions in Darwin, Australia, 1996–2005: a time-series study. *Environ Health*. 2008 Aug; 7: 42.
- Hänninen OO, Salonen RO, Koistinen K, Lanki T, Barregard L, Jantunen M. Population exposure to fine particules and stimated excess mortality in Finland from an East European wildfire episode. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2009; 19(4): 414-22.
- Hastie T, Tibshirani RJ. *Generalized additive models*. Chapman & Hall, New York; 1990.
- Henderson SB, Brauer M, Macnab YC, Kennedy SM. Three measures of forest fire smoke exposure and their associations with respiratory and cardiovascular health outcomes in a population-based cohort. *Environ Health Perspect*. 2011 Sep; 119(9): 1266-71.

- Holstius DM, Reid CE, Jesdale BM, Morello-Frosch R. Birth weight following pregnancy during the 2003 Southern California wildfires. *Environ Health Perspect.* 2012 Sep;120(9):1340-5.
- Huttunen K, et al. Low-level exposure to ambient particulate matter is associated with systemic inflammation in ischemic heart disease patients. *Environ Res.* 2012; 116:44–51.
- IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. *Outdoor Air Pollution*. Volumen 109 [internet]. Geneva: World Health Organization; 2013 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol109/mono109.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística. Cifras de población a 1 de julio de 2013 [internet]. 2013 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.ine.es/prensa/np822.pdf>
- IPCC. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [internet]. Ginebra: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático; 2015 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: https://www.ipcc.ch/pdf/assessmentreport/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_es.pdf
- Jacob D, Petersen J, Eggert B, Alias A, Christensen O, Bouwer L et al. *Reg Environ Change.* 2014; 14:563.
- Jayachandran S. Air Quality and Early-Life Mortality Evidence from Indonesia's Wildfires. *J Hum Resour.* 2009; 44:916-54.
- Johnston F, Hanigan I, Henderson S, Morgan G, Bowman D. Extreme air pollution events from bushfires and dust storms and their association with mortality in Sydney, Australia 1994–2007. *Environ Res.* 2011 Aug; 111(6): 811-16.
- Johnston FH, Henderson SB, Chen Y, Randerson JT, Marlier M, Defries RS et al. Estimated global mortality attributable to smoke from landscape fires. *Environ Health Perspect.* 2012 May; 120(5): 695-701.
- Kleinbaum DG, Kupper LL, Nizam A, Muller KE. *Applied regression analysis and other multivariable methods*. Brooks/Cole, Australia; Belmont, CA; 2008.
- Kunii O, et al. The 1997 haze disaster in Indonesia: Its air quality and health effects. *Archives of environmental health.* 2002; 57:16–22.
- Krzanowski, W.J. *An Introduction to Statistical Modelling*. Arnold, London; 1998.

- Linares C, Carmona R, Tobias A, Miron IJ, Diaz J. 2014. 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 May; 22(9): 7012-9.
- Liu JC, Pereira G, Uhl SA, Bravo MA, Bell ML. A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. *Environ Res*. 2015; 136: 120-32.
- Manitoba Health. Smoke Exposure from Wildland Fires: Interim Guidelines for Protecting Community Health and Wellbeing [internet]. 2012. [Acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <https://www.gov.mb.ca/health/publichealth/environmentalhealth/docs/wildlandfiresmokeexposure.pdf>
- Martí Boscà JV director. Cambio global España 2020-2050: Cambio climático y salud [internet]. Asturias: Centro Complutense de Estudios e Investigación Medioambiental, Sociedad Española de Sanidad Ambiental, Instituto Sindical de Trabajo, Ambiente y Salud; 2012 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://sanidadambiental.com/wp-content/uploads/vari0s/Informe%20Salud%20y%20Cambio%20Climatico.pdf>
- Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Tercer Inventario Forestal Nacional 1997-2007 [internet]. Madrid: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente; 2007 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datosnaturaleza/informacion-disponible/ifn3.aspx>
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. La calidad del aire en Europa – Informe 2012 [internet]. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente; 2013 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Calidad_Aire_en_Europa_tcm7-317018.pdf
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Los incendios forestales en España. Decenio 2001-2010 [internet]. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente; 2012 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/incendiosforestales2001-2010finalmod1_tcm7-349255.pdf

- Ministerio de Medio Ambiente. Universidad de Castilla La Mancha. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente; 2005.
- Ministerio de Medio Ambiente. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático [internet]. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente; 2008 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/pna_v3_tcm7-12445_tcm7-197092.pdf
- Moore D, Copes R, Fisk R, Joy R, Chan K, Brauer M. Population health effects of air quality changes due to forest fires in British Columbia in 2003: estimates from physician-visit billing data. *Can J Public Health* 2006; 97:105–108.
- Moreno JM, editor. Forest fires under climate, social and economic changes in Europe, the Mediterranean and other fire-affected areas of the world. Fume. Lessons learned and outlook [internet]. UE, 2014. [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-08/010065139.pdf
- Morgan G, Sheppeard V, Khalaj B, Ayyar A, Lincoln D, Jalaludin B et al. Effects of bushfire smoke on daily mortality and hospital admissions in Sydney, Australia. *Epidemiology*. 2010 Jan; 21(1): 47-55.
- Moutillot F, Field CB . Fire history and the global carbon Budget: a 1^o x 1^ofire history reconstruction for the 20th century. *Global Change Biology*. 2005; 11: 398-420.
- Murillo C. Métodos Estadísticos de Series Temporales. Barcelona: SG Editores, 1994.
- Naeher LP, Brauer M, Lipsett M, Zelikoff JT, Simpson CD, Koenig JQ et al. Woodsmoke health effects: a review. *Inhal Toxicol*. 2007Jan; 19(1): 67-106.
- Nunes KV, Ignotti E, de Sousa-Hacon S. Circulatory disease mortality rates in the elderly and exposure to PM_{2.5} generated by biomass burning in the Brazilian Amazon in 2005. *Cad Saude Publica*. 2013;589-98.
- Olaya VG. Madrid activa la fase 3 de contaminación y prohíbe el acceso a la mitad de los coches [internet]. *El País*. 29 de diciembre de 2016; Política [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://politica.elpais.com/politica/2016/12/28/actualidad/1482916395_713621.html

- Ortiz C, Linares C, Carmona R, Díaz J. Evaluation of short-term mortality attributable to particulate matter pollution in Spain. *Environ Pollut*. 2017 May;224:541-51.
- Peña Sánchez de Rivera D. 1993. *Estadística: modelos y métodos*. Alianza, Madrid; 1993.
- Pehsu. Pediatric Environmental Health Specialty Units [sede web]. [actualización 2017; acceso 21 de julio de 2017]. Disponible en: <http://www.pehsu.net>
- Pope CA, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 2006;56:709-42.
- Querol X, Viana M, Moreno T, Alastuey A. coordinadores. *Bases científico-técnicas para un Plan Nacional de Mejora de la Calidad del Aire*. Madrid: CSIC; 2012.
- Rappold AG, Cascio WE, Kilaru VJ, Stone SL, Neas LM, Devlin RB, et al. Cardio-respiratory outcomes associated with exposure to wildfire smoke are modified by measures of community health. *Environ Health*. 2012; 11: 71.
- Raub J. *Carbon monoxide*. Geneva, Switzerland: World Health Organization; 1999.
- Reid CE, Brauer M, Johnston FH, Jerrett M, Balmes JR, Elliott CT. Critical Review of Health Impacts of Wildfire Smoke Exposure. *Environ Health Perspect*. 2016 Sep; 124(9): 1334-43.
- Reino de España. Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. *Boletín Oficial del Estado*, de 29 de enero de 2011, núm. 25, pp. 9574-626.
- Reino de España. Real Decreto 39/2017, de 27 de enero por el que se modifica el Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire. *Boletín Oficial del Estado*, de 28 de enero de 2017, núm.24, pp. 6918-6930.
- Royal College of Physicians. *Every breath we take: the lifelong impact of air pollution*. Report of a working party [internet]. Suffolk: Royal College of Physicians; 2016 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <https://www.rcplondon.ac.uk/projects/outputs/every-breath-we-take-lifelong-impact-air-pollution>
- Saez M, Pérez-Hoyos S, Tobias A, Saurina C, Barceló MA, Ballester F. Métodos de series temporales en los estudios epidemiológicos sobre contaminación atmosférica. *Rev. Esp. Salud Publica*. 1999; 73 (2): 133-43.
- Samoli E, Stafoggia M, Rodopoulou S, Ostro B, Declercq C, Alessandrini, et al. Associations between Fine and Coarse Particles and Mortality in

- Mediterranean Cities: Results from the MED-PARTICLES Project. *Environ Health Perspect.* 2013; 121:932-8.
- Sastry N et al. Forest fires, air pollution, and mortality in southeast Asia. *Demography.* 2002 Feb; 39(1):1-23.
- Shah PS, Balkhair T; Knowledge Synthesis Group on Determinants of Preterm/LBW births. Air pollution and birth outcomes: a systematic review. *Environ Int.* 2011Feb;37(2):498-516.
- Shaposhnikov D, Revich B, Bellander T, Bedada GB, Bottai M, Kharkova T et al. Mortality related to air pollution with the moscow heat wave and wildfire of 2010. *Epidemiology.* 2014 May; 25(3): 359-64.
- Stafoggia M, Schwartz J, Forastiere F, et al. Does temperature modify the association between air pollution and mortality? A multicity case-crossover analysis in Italy. *Am J Epidemiol* 2008; 167: 1476–85.
- Suárez J. La prevención de incendios forestales en la Comunidad Valenciana [internet]. Valencia: Real Sociedad Económica de Amigos del País; 2000 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.uv.es/rseapv/Anales/01_02/A_La_preencion_de_los_incendios.pdf
- Tenías JM, Tenías Burillo JM, Ballester F. Evidencias sobre la relación entre la contaminación atmosférica y las enfermedades del sistema circulatorio. *Gac Sanit.* 2002;16(Supl 2):12-28
- Tenías JM, Pérez-Hoyos S, Molina R, González-Aracil J, Ballester F. Efectos a corto plazo de la contaminación atmosférica, Resultados del proyecto MECAM en la ciudad de Valencia, 1994-96. *Rev Esp Salud Pública.* 1999; 73 : 267-74.
- Thelen B, French NH, Koziol BW, Billmire M, Owen RC, Johnson J. Modeling acute respiratory illness during the 2007 San Diego wildland fires using a coupled emissions-transport system and generalized additive modeling. *Environ Health.* 2013 Nov; 12: 94.
- U.S. Environmental Protection Agency. Particulate Matter Pollution [sede web]. Washington: EPA; [actualización 12 de septiembre de 2016; acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-basics>
- U.S. Environmental Protection Agency, U.S. Forest Service, U.S. Centers for Disease Control and Prevention, California Air Resources Board. Wildfire Smoke. A Guide for Public Health Officials [internet]. 2016 [acceso 23 de

- abril de 2017]. Disponible en:
https://www3.epa.gov/airnow/wildfire_may2016.pdf
- Unión Europea. Comunicación de la Comisión al Consejo y al Parlamento Europeo, de 21 de septiembre de 2005. Estrategia europea sobre la contaminación atmosférica.
- Unión Europea. Directiva 1999/30/CE del Consejo, de 22 de abril, relativa a los valores límite de dióxido de azufre, dióxido de nitrógeno y óxidos de nitrógeno, partículas y plomo en el aire ambiente
- Unión Europea. Directiva 2004/107/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de diciembre de 2004, relativa al arsénico, el cadmio, el mercurio, el níquel y los hidrocarburos aromáticos policíclicos en el aire ambiente. Diario Oficial de la Unión Europea, de 26 de enero de 2005, núm 23, pp. 3-16.
- Unión Europea. Directiva 2008/50/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de mayo de 2008, relativa a la calidad del aire ambiente y a una atmósfera más limpia en Europa. Diario Oficial de la Unión Europea, de 11 de junio de 2011, núm 152, pp. 1-44.
- Unión Europea. Directiva 2016/2284/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de diciembre de 2016, relativa a la reducción de las emisiones nacionales de determinados contaminantes atmosféricos. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, de 17 de diciembre de 2016, núm. 344, pp. 1-30.
- Urbanski SP, Hao WM, Baker S. Chapter 4 Chemical Composition of Wildland Fire Emissions. In: Andrzej Bytnerowicz MJAARR, Christian A, editors. *Developments in Environmental Science*: Elsevier; 2008. p. 79-107.
- Van der Werf G, Randerson J, Giglio L, Gobron N, Dolman A. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Global Biogeochem Cycles*. 2008; 22(3):GB3028.
- Vedal S, Dutton SJ. Wildfire air pollution and daily mortality in a large urban area. *Environ Res*. 2006;102:29–35.
- Vélez R. Los incendios forestales en el Mediterráneo: perspectiva regional. *Unasyva*. 1990; 41.
- Vicedo-Cabrera AM, Esplugues A, Íñiguez C, Estarlich M, Ballester F. Health effects of the 2012 Valencia (Spain) wildfires on children in a cohort study. *Environ Geochem Health*. 2016 Jun;38(3):703-12.
- Wood SN. 2006. *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL.

- World Health Organization. Ambient air pollution 2016. A global assessment of exposure and burden of disease [internet]. Geneva: World Health Organization; 2016 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/250141/1/9789241511353-eng.pdf>
- World Health Organization. Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012. Summary of results [internet]. 2014 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/AAP_BoD_results_March2014.pdf
- World Health Organization. Health guidelines for vegetation fire events [internet]. Geneva: World Health Organization; 1999 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: <http://www.fire.uni-freiburg.de/vfe/WHO%20Health%20Guidelines%20Vegetation%20Fires-Complete.pdf>
- World Health Organization. Preventing disease through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks [internet]. Geneva: World Health Organization; 2016 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/204585/1/9789241565196_eng.pdf
- World Health Organization. Review of evidence on health aspects of air pollution — REVIHAAP Project. Technical Report [internet]. Copenhagen: World Health Organization; 2013 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf?ua=1
- World Health Organization. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005 [internet]. Geneva: World Health Organization; 2006 [acceso 23 de abril de 2017]. Disponible en: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06_02_eng.pdf
- Yao J, Eyamie J, Henderson SB. Evaluation of a spatially resolved forest fire smoke model for population-based epidemiologic exposure assessment. *J Expo Sci Environ Epidemiol*. 2016 May-Jun; 26(3): 233-40.
- Youssef H, Liousse C, Roblou L, Assamoi EM, Salonen RO, Maesano C, et al. Non-accidental health impacts of wildfire smoke. *Int J Environ Res Public Health*. 2014; 11: 11772-804.

- Zanobetti A, Schwartz J, Samoli E, Gryparis A, Touloumi G, Peacock J et al. The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ Health Perspect*. 2003 Jul; 111(19):1188-93.
- Zanobetti A, Schwartz J. Mortality displacement in the association of ozone with mortality: an analysis of 48 cities in the United States. *Am J Respir Crit Care Med*. 2008; 177:184–89.
- Zeka A, Zanobetti A, Schwartz J. Individual-level modifiers of the effects of particulate matter on daily mortality. *Am J Epidemiol*. 2006; 163: 849–59.

9. LISTADO DE FIGURAS

- Figura 1.1. Suelo forestal de la Comunitat Valenciana. Fuente: Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, 2015.
- Figura 1.2. Mapas con indicación del riesgo de incendio forestal en Europa para el periodo 1961-1990 (a la izquierda) y 2014-2070 (a la derecha), basada en modelos climáticos regionales de alta resolución y el Informe Especial de Escenarios de Emisión, para el escenario A1B. Fuente: Lung et al. 2013
- Figura 1.3. Representación de los diferentes efectos en la salud de la contaminación atmosférica. Fuente: Tenías y Ballester 2009.
- Figura 1.4. Comparación del tamaño de las partículas. Fuente: U.S. EPA website.
- Figura 1.5. Posibles mecanismos fisiopatológicos implicados en la relación de la contaminación por partículas y las enfermedades cardíacas Fuente: Adaptado Tenías y Ballester 2009, en Querol 2012.
- Figura 1.6. Información proporcionada a la población dirigida a la protección de la salud ante la presencia de humo. Fuente: Victoria Health.
- Figura 1.7. Imagen con información sobre los incendios activos y la calidad del aire registrada en las distintas estaciones en el oeste de Estados Unidos. Fuente: AirNow website, EPA.
- Figura 4.1. Ubicación del área de estudio. Fuente: Google Earth.
- Figura 4.2. Fotografía de la ciudad de Valencia cubierta por el humo durante los grandes incendios de 2012. Fuente: El Mundo.
- Figura 4.3. Representación gráfica del criterio correspondiente a la selección de incendios según la dirección del viento, en dos situaciones concretas.
- Figura 4.4. Ubicación de las estaciones de la RVVCCA (marzo 2017). Fuente: Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural, 2017.
- Figura 4.5. Ubicación de las estaciones de calidad del aire consideradas para el estudio.
- Figura 4.6. Equipo gravimétrico empleado en las estaciones de la RVVCCA: Fuente: BSG Ingenieros.
- Figura 4.7. Ubicación de la Estación Meteorológica de Valencia/Aeropuerto en el área metropolitana de Valencia.

- Figura 4.8. Esquema con los análisis que se plantean para el estudio de los efectos de los incendios forestales.
- Figura 5.1. Pirámide de población del total del área de estudio (2011). Miles de hombres/mujeres según grupo de edad. Fuente: Instituto Valenciano de Estadística.
- Figura 5.2. Evolución de la mortalidad total, respiratoria, circulatoria y en mayores en Valencia. 2009-2013.
- Figura 5.3. Distribución mensual de los días con incendio (1, 2 o 3) que cumplen los criterios 1 y 2 en Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.4. Distribución mensual de los días con incendio (1, 2 o 3) que cumplen los criterios 1, 2 y 3 en Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.5. Gráficos de secuencia de los niveles medios diarios de dióxido de nitrógeno y ozono en Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.6. Gráficos de secuencia de los niveles medios diarios de partículas (PM_{10} , $PM_{2.5}$ y PM_1) en Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.7. Gráfico con los valores medios de las distintas fracciones de partículas los días sin y con incendio cuando no se considera la dirección del viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.8. Gráfico con los valores medios de las distintas fracciones de partículas los días sin y con incendio cuando se considera la dirección del viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.9. Gráficos de secuencia de las temperaturas, presiones atmosféricas y humedades relativas en la estación meteorológica de Valencia/Aeropuerto, 2009-2013.
- Figura 5.10. Rosas de los vientos a las 0 horas (arriba izquierda), a las 7 horas (arriba derecha), a las 13 horas (abajo izquierda) y a las 18 horas (abajo derecha) en la estación meteorológica de Valencia/Aeropuerto, 2011.
- Figura 5.11. Evolución del número de casos de gripe en Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.12. Representación de la tasa de incidencia semanal de gripe por temporada en Valencia. Temporada 2009/2010 – 2012/2013.
- Figura 5.13. Riesgo relativo(RR) de mortalidad total asociado con la exposición a: incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

- Figura 5.14. Riesgo relativo(RR) de mortalidad total asociado con la exposición a: incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.15. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad total, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.16. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad total, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.17. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad total y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.18. Representación gráfica de asociación entre la mortalidad total y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.19. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad respiratoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.20. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad respiratoria, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.21. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad respiratoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.22. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad total, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.23. Representación gráfica de la relación entre el riesgo relativo para la mortalidad respiratoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.

- Figura 5.24. Representación gráfica de la relación entre el riesgo relativo para la mortalidad respiratoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.25. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad circulatoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.26. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad circulatoria, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.27. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad circulatoria, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.28. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad circulatoria, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.29. Representación gráfica de la relación entre el riesgo relativo para la mortalidad circulatoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, sin considerar el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.30. Representación gráfica de la relación entre el riesgo relativo para la mortalidad circulatoria y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.31. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad en mayores, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.32. Riesgo relativo (RR) de los indicadores correspondientes a días con incendio (sí/no), días con incendio (duración acumulada) y número de incendios simultáneos en la mortalidad en mayores, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.

- Figura 5.33. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad en mayores, sin considerar el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.34. Riesgo relativo (RR) de los indicadores de incendio correspondientes a las áreas quemadas en la mortalidad en mayores, considerando el criterio de viento. Valencia, enero-septiembre 2009-2013.
- Figura 5.35. Representación gráfica de la relación entre el riesgo relativo y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas para la mortalidad en mayores, sin considerar el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.36. Representación gráfica de la relación entre el riesgo relativo y el valor de los distintos indicadores correspondientes a las áreas quemadas para la mortalidad en mayores, considerando el criterio de viento. Valencia, 2009-2013.
- Figura 5.37. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad total.
- Figura 5.38. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad respiratoria.
- Figura 5.39. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad circulatoria.
- Figura 5.40. Riesgo relativo del indicador de los grandes incendios de 2012 en la mortalidad circulatoria.
- Figura 6.1. Representación esquemática de los mecanismos de acción de los efectos de la exposición al humo de incendio forestal por inhalación en el sistema respiratorio. Fuente: Adetona et al. 2016.
- Figura 6.2. Representación esquemática de las vías para el efecto sistémico de la exposición al humo de incendio forestal por inhalación. Fuente: Adetona et al. 2016.

10. LISTADO DE TABLAS

- Tabla 1.1. Principales contaminantes y sus efectos en salud. Fuente: Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente 2013.
- Tabla 1.2. Valor límite, objetivo y umbrales de alerta para la protección de la salud. Fuente: UE 2004, UE 2008, OMS 2005.
- Tabla 1.3. Porcentaje de población urbana en Europa (EU-28) expuesta a concentraciones de contaminantes superiores a los niveles de referencia de la Unión Europea y la OMS (2012-2014). Fuente: Adaptado EEA 2016.
- Tabla 1.4. Resultados sobre el impacto en salud de los incendios forestales, con indicación de los estudios que han encontrado asociación significativa. Fuente: Adaptado Liu et al. 2015.
- Tabla 1.5. Población sensible a los efectos del humo de incendios forestales. Fuente: Manitoba Health 2012.
- Tabla 1.6. Población vulnerable a los efectos del humo de incendios forestales. Fuente: Manitoba Health 2012.
- Tabla 1.7. Principales herramientas para la evaluación de la exposición a incendios forestales: fortalezas y debilidades. Fuente: Adaptado Durán 2014.
- Tabla 1.8. Acciones de protección recomendadas frente al humo de incendios forestales según la calidad del aire. Fuente: US EPA 2016.
- Tabla 4.1. Datos empleados, origen de los mismos y organismo que gestiona cada registro.
- Tabla 4.2. Variables de incendio definidas.
- Tabla 4.3. Estaciones de calidad del aire ubicadas en la zona de estudio y sus proximidades.
- Tabla 4.4. Métodos de referencia para la evaluación de la concentración de contaminantes en el aire ambiente. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente 2013.
- Tabla 4.5. Método empleado para el análisis de PM_{10} en las estaciones de estudio durante el periodo 2009-2013.
- Tabla 4.6. Método empleado para el análisis de $PM_{2.5}$ en las estaciones de estudio durante el periodo 2009-2013.

- Tabla 4.7. Método empleado para el análisis de PM_1 en las estaciones de estudio durante el periodo 2009-2013.
- Tabla 4.8. Estaciones seleccionadas para el análisis de cada uno de los contaminantes.
- Tabla 4.9. Términos considerados para su incorporación en cada modelo de regresión para el análisis de los efectos sobre la mortalidad. Se señala con una x los términos seleccionados para cada modelo.
- Tabla 4.10. Términos considerados para su incorporación en cada modelo de regresión para el análisis de la relación incendios/partículas. Se señala con una x los términos seleccionados para cada modelo.
- Tabla 5.1. Características generales de la población de estudio por años. Fuente: Instituto Valenciano de Estadística.
- Tabla 5.2. Estadísticos descriptivos por año de la mortalidad diaria total en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.3. Estadísticos descriptivos de la mortalidad diaria total, respiratoria, circulatoria y en mayores en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.4. Tasas brutas de mortalidad en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.5. Tasas específicas de mortalidad respiratoria por año en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.6. Tasas específicas de mortalidad circulatoria por año en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.7. Tasas específicas de mortalidad en personas de 70 años o más por año en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.8. Días de exposición a incendio y número de incendios simultáneos según criterio de viento en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.9. Días de incendio según su duración acumulada con consideración del criterio de viento, 2009-2013.
- Tabla 5.10. Estadísticos descriptivos de las áreas diarias quemadas durante los días sin consideración del criterio del viento, 2009-2013.
- Tabla 5.11. Estadísticos descriptivos de las áreas diarias quemadas durante los días con incendio que cumplen con el criterio de viento, 2009-2013.
- Tabla 5.12. Estadísticos descriptivos de los valores medios diarios de contaminantes de las series de contaminación atmosférica de Valencia, 2009-2013.

- Tabla 5.13. Coeficiente de correlación de Pearson para los contaminantes y las variables meteorológicas principales, 2009-2013.
- Tabla 5.14. Coeficiente de correlación de Pearson para los contaminantes y las variables meteorológicas principales. Enero-septiembre, 2009-2013.
- Tabla 5.15. Concentración media de contaminantes los días con y sin incendio que cumplen con el criterio de viento en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.16. Concentración media de contaminantes los días con incendio que cumplen con el criterio de viento en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.17. Concentración media de contaminantes los días con incendio que no cumplen con el criterio de viento en Valencia. Periodo enero-septiembre 2009-2013.
- Tabla 5.18. Concentración media de contaminantes los días con incendio que cumplen con el criterio de viento en Valencia. Periodo enero-septiembre 2009-2013.
- Tabla 5.19. Estadísticos descriptivos de las series meteorológicas de temperatura, presión atmosférica, humedad y velocidad del viento. Estación de Valencia/Aeropuerto, 2009-2013.
- Tabla 5.20. Estadísticos descriptivos de los casos declarados de gripe en Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.21. Tasa de incidencia de gripe por año en la ciudad de Valencia, 2009-2013.
- Tabla 5.22. Relación entre los niveles de PM_{10} y los distintos indicadores de incendio.
- Tabla 5.23. Relación entre los niveles de PM_{10} y los distintos indicadores de incendio.
- Tabla 5.24. Relación entre los niveles de PM_{10} y los distintos indicadores de incendio.
- Tabla 5.25. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad total por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.
- Tabla 5.26. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad respiratoria por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.

- Tabla 5.27. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad circulatoria por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.
- Tabla 5.28. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad en mayores por las variables de incendio, considerando el criterio de viento y sin contemplarlo. Valencia, enero – septiembre 2009-2013.
- Tabla 5.29. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad total por incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.
- Tabla 5.31. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad respiratoria por incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.
- Tabla 5.32. Riesgos relativos (RR) (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad en mayores por incremento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de cada fracción de partículas.
- Tabla 5.33. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad total.
- Tabla 5.34. Relación de los días de incendio, las $\text{PM}_{2.5}$ y su interacción con la mortalidad total.
- Tabla 5.35. Relación de los días de incendio, las PM_1 y su interacción con la mortalidad total.
- Tabla 5.36. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad respiratoria.
- Tabla 5.37. Relación de los días de incendio, las $\text{PM}_{2.5}$ y su interacción con la mortalidad respiratoria.
- Tabla 5.38. Relación de los días de incendio, las PM_1 y su interacción con la mortalidad respiratoria.
- Tabla 5.39. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad circulatoria.
- Tabla 5.40. Relación de los días de incendio, las $\text{PM}_{2.5}$ y su interacción con la mortalidad circulatoria.
- Tabla 5.41. Relación de los días de incendio, las PM_1 y su interacción con la mortalidad circulatoria.
- Tabla 5.42. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad en mayores.
- Tabla 5.43. Relación de los días de incendio, las $\text{PM}_{2.5}$ y su interacción con la mortalidad en mayores.

- Tabla 5.44. Relación de los días de incendio, las PM_{10} y su interacción con la mortalidad en mayores.
- Tabla 5.45. Efecto de los incendios de 2012 en las distintas fracciones de partículas.
- Tabla 5.46. Riesgos relativos (e intervalos de confianza 95 %) de la mortalidad los días con grandes incendios de verano de 2012.
- Tabla 5.47. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad total.
- Tabla 5.48. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad respiratoria.
- Tabla 5.49. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad respiratoria.
- Tabla 5.50. Relación de los días de incendio, las partículas y su interacción con la mortalidad en mayores.

11. ANEXO. EFECTOS EN SALUD ESPERADOS, ADVERTENCIAS Y RECOMENDACIONES SEGÚN LA CALIDAD DEL AIRE DETERMINADA DURANTE INCENDIOS FORESTALES DEL WILDLAND FIRE AIR QUALITY RESPONSE PROGRAME

CATEGORÍA DEL AQI*	EFECTOS EN SALUD	ADVERTENCIAS
Bueno	Ninguno esperado	Ninguna
Moderado	Posible agravación de enfermedad cardíaca o pulmonar	Las personas especialmente sensibles deberían considerar limitar los esfuerzos prolongados o intensos. Las personas con enfermedad cardíaca o pulmonar deberían prestar atención a posibles síntomas. Aquellos con síntomas de enfermedad cardíaca o pulmonar, incluyendo tos repetida, dificultad respiratoria, sibilancias, opresión en el pecho o palpitaciones, náuseas, fatiga inusual o aturdimiento, deben contactar con un profesional sanitario.
Perjudicial para grupos sensibles	Mayor probabilidad de síntomas respiratorios o cardíacos en individuos sensibles, agravación de enfermedades cardíacas y pulmonares y mortalidad prematura en personas con enfermedad cardiopulmonar y en mayores.	Personas sensibles: Las personas con enfermedad cardíaca o pulmonar, los mayores, los niños, embarazadas deben evitar esfuerzos intensos o prolongados. - Limitar el tiempo en el exterior. - Evitar los esfuerzos físicos. - Los asmáticos deben seguir las recomendaciones de su médico. -Aquellos con síntomas de enfermedad cardíaca o pulmonar, incluyendo tos repetida, dificultad respiratoria, sibilancias, opresión en el pecho o palpitaciones, náuseas, fatiga inusual o aturdimiento, deben contactar con un profesional sanitario.
Perjudicial	Mayor agravación de enfermedades cardíacas y pulmonares y mortalidad prematura en personas con enfermedad cardiopulmonar y en mayores, aumento de los efectos respiratorios en la población general.	Grupos sensibles: Deben evitar esfuerzos intensos prolongados. Población general: Debe evitar esfuerzos intensos o prolongados. - Limitar el tiempo en el exterior. -Aquellos con síntomas de enfermedad cardíaca o pulmonar, incluyendo tos repetida, dificultad respiratoria, sibilancias, opresión en el pecho o palpitaciones, náuseas, fatiga inusual o aturdimiento, deben contactar con un profesional sanitario.

CATEGORÍA DEL AQI*	EFFECTOS EN SALUD	ADVERTENCIAS
Muy perjudicial	Agravación significativa de enfermedades cardíacas y pulmonares, mortalidad prematura en personas con enfermedad cardiopulmonar y en mayores, aumento significativo en los efectos respiratorios en la población general.	Toda la población: Debe evitar los esfuerzos prolongados o intensos. -Permanecer en el interior y evitar esfuerzos.
Peligroso	Agravación seria de enfermedades cardíacas o pulmonares, mortalidad prematura en personas con enfermedad cardiopulmonar y en mayores, riesgo serio de afecciones respiratorias a la población general.	Toda la población: Debe evitarse cualquier actividad en el exterior.

* Air Quality Index.

