



Estimación de emisiones de GEI y sus trayectorias en grandes incendios forestales en Cataluña, España

Estimation of GHG emissions and trajectories from large forest fires in Catalonia, Spain

Bountouraby Balde^{1*} y Cristina Vega-García¹

¹ Universidad de Lleida. Departamento de Ingeniería Agroforestal. Lleida, España. cvega@eagrof.udl.es

* Autora de bounbalde@hotmail.com correspondencia.

RESUMEN

A escala global, los incendios forestales son una fuente de emisiones significativas de gases y partículas a la atmósfera, emisiones que llegan a afectar grandes extensiones y pueden transportarse a distancias de escala continental. En este trabajo se han estimado las emisiones de los gases de efecto invernadero (GEI) procedentes de grandes incendios forestales ocurridos en los últimos 10 años en Cataluña, España, una región mediterránea muy afectada por la incidencia de fuegos de origen antrópico. Estas estimaciones se basan en la caracterización y cuantificación de la biomasa total de los combustibles forestales preexistentes en las áreas que se queman, la cuantificación de las pérdidas debidas a la combustión según la severidad del incendio y la aplicación de factores de emisión a la biomasa consumida. Los resultados obtenidos indican que los grandes incendios de la última década consumieron porcentajes variables entre 44,4% y 70,3% de la biomasa total disponible en las zonas incendiadas, con emisiones totales de carbono equivalente de entre 15 013 t y 387 335 t por incendio. Para determinar las trayectorias de los penachos de humo y concentraciones alcanzadas se utilizó el modelo *Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory*. Los penachos de humo de los incendios estudiados se desplazaron a grandes distancias, generalmente bajo situación anticiclónica, afectando al Mediterráneo y Norte de África.

PALABRAS CLAVE: emisiones, gases de efecto invernadero, incendios forestales, partículas atmosféricas, trayectorias.

ABSTRACT

At the global scale, forest fires are a source of significant emissions of gases and particles to the atmosphere that disperse over a large area and can be transported over great distances at the continental scale. Among these emissions, there are greenhouse gases, which are released in large quantities into the atmosphere after a forest fire. In this work, an attempt has been made to estimate greenhouse gas (GHG) emissions from large forest fires in recent years in Catalonia, Spain. These estimates are based on the characterization and quantification of the biomass that makes up the pre-existing forest fuels in the burned areas, the assessment of fire severity and consumption rates, and the application of published emission factors. The results obtained indicate that percentages between 44,4% and 70,3% of pre-fire biomass were consumed, corresponding respectively to total equivalent carbon emissions between 15 013 t and 387 335 t. A Lagrangian model (*Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory*) was used in order to determine the dispersion ranges and trajectories of the smoke plumes. The smoke plumes from the fires reached large distances, mainly affecting the Mediterranean region and North of Africa.

KEYWORDS: emissions, greenhouse gases, forest fires, atmospheric particles, trajectories.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales son una de las perturbaciones que más influyen sobre la estructura y funcionamiento de gran parte de los ecosistemas terrestres (Prentice, Heimann y Sitch, 2000). La combustión de biomasa sobre grandes extensiones puede llegar a suponer la emisión de una gran cantidad de gases y partículas a la atmósfera (Seiler y Crutzen, 1980). Estas emisiones incluyen gases de efecto invernadero en proporciones variables, pero por orden de magnitud están constituidas por: dióxido de carbono (CO_2), gas con el efecto invernadero de mayor impacto y responsable de más de la mitad de los efectos de calentamiento global, metano (CH_4) y óxido nitroso (N_2O) (Andreae *et al.*, 1996). La proporción liberada de cada uno dependerá de múltiples variables que pueden variar espacial y temporalmente, tales como la estructura de la vegetación, la cantidad de biomasa presente y las condiciones específicas de combustión (Pereira *et al.*, 2011).

Estos gases y aerosoles son transportados en la atmósfera desde su lugar de origen, conducidos por la dirección del viento y otras variables meteorológicas, produciendo impactos no solo sobre los ecosistemas, sino sobre la salud y seguridad de la población local (Wiedinmyer *et al.*, 2006). Sus efectos varían desde la irritación en ojos y piel y dificultades respiratorias, hasta daños directos en plantas, animales y personas (Galanter, M., Levy, & Carmichael, 2000). Diferentes estudios señalan crecientes niveles de concentración de material particulado en tramas urbanas (Hennigan, Bergin, Russell, Nenes y Weber, 2009; Merbitz, Fritz y Schneider, 2012). Gran parte de las fuentes generadoras de dichos contaminantes se localizan dentro del propio perímetro de las ciudades, pero hay estudios que evidencian el transporte de material particulado desde lugares muy distantes (especialmente de fracciones finas) que incide en los niveles de calidad del aire (Pongiatkul & Kim Oanh, 2007; Stefan, Necula, & Georgescu, 2010).

Estudios previos han demostrado que los datos obtenidos por sensores instalados en satélites (teledetección) permiten estimar la biomasa vegetal (Ortiz-Reyes *et al.*, 2015; Acevedo, Salinero y Palacios-Orueta,

2011) y las emisiones de gases efecto invernadero producidas por quema de dicha biomasa, en forma remota (Werf *et al.*, 2006). Una gran ventaja en la recolección de datos de emisiones con satélites es su cobertura global y su alta resolución temporal (Zúñiga-Vásquez, Cisneros-González, Pompa-García, Rodríguez-Trejo, & Pérez-Verdín, 2017). Es factible hacer mediciones de las emisiones mediante diferencias en reflectividad entre dos bandas ópticas con diferentes propiedades respecto a dispersión y transmisividad. También se pueden realizar observaciones simultáneas desde dos o más ángulos para determinar la profundidad atmosférica, y comparar la reflectividad de la misma cobertura desde diferentes ángulos de visión (Acevedo, *et al.*, 2011). Existen otros métodos a partir de imágenes NOAA recurriendo no solamente a las bandas visibles (1 y 2) sino también considerando las bandas térmicas (Gong *et al.*, 2006). Estas mediciones se fundamentan en las propiedades físicas de dispersión y absorción de los diferentes componentes de las plumas de humo (Acevedo *et al.*, 2011). Sin embargo, estos estudios generalmente proporcionan valores globales de emisión sin considerar el transporte de los contaminantes emitidos. Es de suma importancia estimar conjuntamente las emisiones de los gases de efecto invernadero y sus trayectorias, con el fin de determinar las poblaciones que pueden ser afectadas por los penachos de humo, a fin de tomar decisiones para prevenir los incendios, o una vez ocurridos, poder identificar las poblaciones que pueden estar expuestas a los daños y proceder a su evacuación.

La reconocida importancia de estudiar los procesos de transporte de contaminantes ha llevado al desarrollo de modelos de difusión atmosférica, una de las soluciones más extendidas al problema de conocer el comportamiento de los contaminantes en la atmósfera. Entre los modelos de trayectoria más empleados se encuentra HYSPLIT (Draxler & Rolph, 2014), HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory. Este modelo se ha utilizado para determinar el movimiento de las masas de aire en una escala sinóptica (Escudero *et al.*, 2011; Querol, 2008; Viana *et al.*, 2007), y también para modelar los penachos de humo



procedentes de incendios forestales en trabajos anteriores (Ceca, Ferreyra, Diez, & Scavuzzo, 2016; Mims et al., 2010).

El presente estudio analiza estos avances realizados en el conocimiento de emisiones generadas por incendios forestales, y los aplica a un caso de estudio en entorno mediterráneo, donde los incendios de origen antrópico presentan alta incidencia, y al mismo tiempo la elevada densidad poblacional supone un alto valor en riesgo. Hay escasos trabajos en entornos mediterráneos, que en los últimos años se han visto afectados por incendios de gran magnitud con enormes pérdidas (por ejemplo, en Pedrógão Grande, Portugal, junio 2017, en Ática, Grecia, julio 2018). Se ha demostrado que el abandono agrario y otros factores complejos han elevado la carga de combustible y su continuidad, creando nuevas condiciones de peligro (Brotons et al., 2012), pero las implicaciones desde el punto de vista de emisiones y cambio climático no se han explorado suficientemente, a pesar de ser una región en que se esperan impactos climáticos significativos (Jolly et al., 2015). Sí hay numerosos estudios en otros tipos de bosques y regiones climáticas, por ejemplo, más de 75% de los estudios de incendios y cambio climático publicados pertenecen a Norteamérica (Flannigan, Krawchuk B, De Groot, Mike Wotton, & Gowman, 2009).

Esta carencia ha llevado a seleccionar una región mediterránea representativa como área piloto para un estudio integrado de emisiones y transporte de contaminantes, bajo la hipótesis de que las emisiones mediterráneas por grandes incendios pueden alcanzar niveles elevados, comparables a otras formaciones más estudiadas (como sabanas o bosques tropicales o boreales), y pueden exportarse a grandes distancias. El objetivo de este trabajo es la cuantificación de dichas emisiones de

gases de efecto invernadero y el análisis de las trayectorias de los penachos de humo procedentes de los grandes incendios forestales (mayores de 300 ha) de los últimos 10 años en Cataluña, España.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se corresponde con las superficies de siete grandes incendios forestales ubicados en el noreste de la Península Ibérica, todos dentro de la Comunidad Autónoma de Cataluña, y ocurridos en los últimos 10 años con registros disponibles (2006 - 2015). Son todos mayores de 300 ha, de acuerdo con el criterio técnico que rige en Cataluña para la denominación de grandes incendios. En la tabla 1 se relacionan estos siete incendios, su fecha de ocurrencia, causa, área total afectada y área forestal. Las evaluaciones posteriores se restringieron a las áreas forestales afectadas por los incendios, con mayor potencial de emisión, también en la tabla 1.

La mayoría de estos incendios tuvieron lugar en zonas de interfase urbano-forestal, situación común en los grandes incendios de la última década en Cataluña (Alcasena, Evers y Vega-García, 2018). Las temperaturas máximas diarias superaron los 20 °C en todos (excepto el incendio otoñal de Vilopriu con máxima de 14 °C) y las humedades relativas oscilaron entre 19% y 56%. La velocidad máxima de viento se registró en el incendio de La Jonquera, 50 km h⁻¹. La vegetación preexistente estaba compuesta de formaciones de coníferas (principalmente *Pinus halepensis*), frondosas (principalmente *Quercus ilex*) y *Matorral*. La figura 1 muestra la localización de la zona de estudio, que corresponde a la Comunidad Autónoma de Cataluña, y la ubicación espacial de los siete incendios.

TABLA 1. Relación de incendios seleccionados para el estudio.

Municipio	Fecha de ocurrencia	Causa	Área total afectada (ha)	Área total forestal (ha)
Ódena	26/07/2015	Accidental	1263	1043
La Jonquera	22/07/2012	Negligencia	10 477	6188
Rasquera	15/05/2012	Intencionado	2788	1842
Tivissa	15/06/2014	Rayos	891	871
Vilopriu	11/11/2013	Intencionado	857	335
Horta de Sant Joan	20/07/2009	Hogueras	941	747
Ventalló	04/08/2006	Intencionado	959	768

Fuente: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

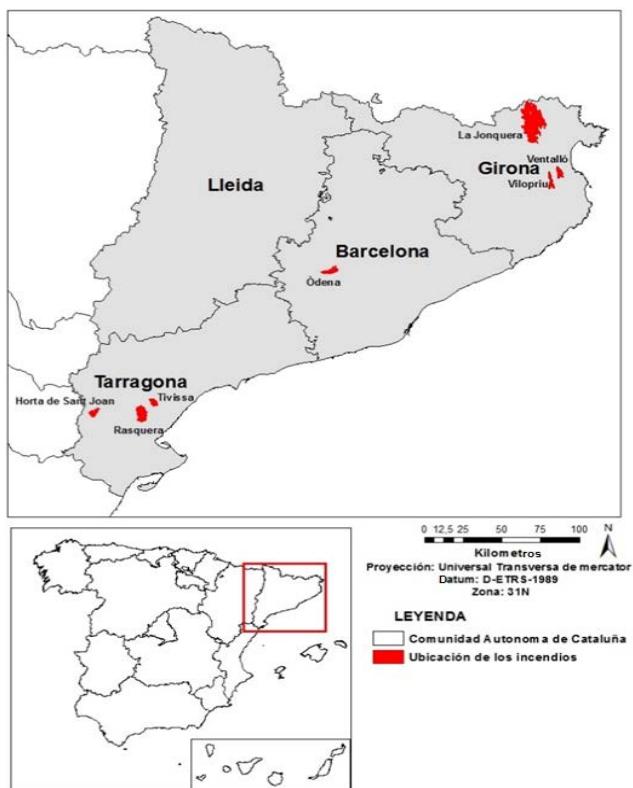


FIGURA 1. Localización general y ubicación de los siete incendios dentro de la zona de estudio.

La información estadística correspondiente a los incendios procede del Centro de Coordinación de la Información Nacional sobre Incendios Forestales (CCINIF), órgano del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (Mapama) responsable de coordinar la Estadística General de Incendios Forestales (EGIF). La cartografía de los perímetros de los incendios, para el periodo de estudio 2006 a 2015 procede de datos publicados por la Generalitat de Cataluña (agricultura.gencat.cat).

Vegetación y biomasa previas al incendio

Para obtener la información sobre la vegetación preexistente de las áreas incendiadas se descargaron del Centro Nacional de Información Geográfica mapas de la base de datos de ocupación del suelo en España a escala 1:25 000 de los años 2005 y 2011 del Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (Siose; ign.es/siose) con la proyección Universal Transversa de Mercador y datum ETRS89. Los mapas Siose (2005 y 2011)

proporcionaron los polígonos correspondientes a matorrales, frondosas y coníferas dentro de las áreas quemadas.

La biomasa preexistente en las zonas quemadas se obtuvo mediante la descarga y proceso de la capa de Biomasa Total disponible en ICGC (<http://www.icc.cat/vissir3>), una de las ocho variables biofísicas del arbolado calculadas a partir de datos LiDAR (*Light Detection and Ranging*) de Cataluña (LiDARCAT) y cartografiadas a 20 m de resolución (Carlón-Allende, Mendoza, Villanueva-Díaz y Pérez-Salicrup, 2015).

Se superpuso la cartografía de los perímetros de los incendios 2006-2015 (agricultura.gencat.cat) a los polígonos correspondientes a las clases de vegetación Siose y se procedió a sumar los valores de biomasa total de todos los píxeles dentro de cada clase de vegetación e incendio, utilizando un sistema de información geográfica (SIG), ArcGIS Desktop versión 10.5 (ESRI Inc., Redlands, CA, USA).

Estimación de pérdidas de biomasa por combustión mediante niveles de severidad

Operativamente, se denomina severidad a la mayor o menor pérdida o cambio de materia orgánica como consecuencia de un incendio (Keeley, 2009). A mayor intensidad en el frente, mayor consumo de combustibles y mayor pérdida de biomasa en el sistema forestal. Estas pérdidas pueden estimarse mediante inventario forestal antes y después del fuego, pero rara vez es posible disponer de dichos inventarios, por lo que es habitual recurrir a técnicas de detección de cambios por teledetección (Bella & Posse, 2008). En este estudio no se tenía acceso a datos de campo sobre materia orgánica consumida en cada píxel (20 m) de cada incendio, por lo que se tuvieron que obtener categorías de severidad por teledetección y posteriormente usar datos publicados por otros autores que relacionan nivel de severidad con el porcentaje de biomasa consumida para cada tipo de vegetación. Sabiendo el nivel de severidad que alcanzaron los incendios seleccionados, y la biomasa preexistente (en el apartado anterior), fue posible estimar



las pérdidas como porcentaje de dicha biomasa con base en el trabajo de (De Santis, Asner, Vaughan y Knapp, 2010) y totalizarlas de nuevo para cada clase de vegetación e incendio mediante superposición espacial y extracción de la suma de valores en cada recinto.

Para determinar la severidad en cada píxel de las zonas quemadas, se descargaron mapas del servidor Severicat (severicat.ctfc.cat) disponibles para Jonquera, Rasquera, Tivissa, Horta de Sant Joan, y Ventalló. Severicat es un servidor de mapas que proporciona cartografía de severidad de incendios (desde 1986) a partir de imágenes de satélite e índices de vegetación. Es la única fuente disponible para severidad de incendios en Cataluña, y la metodología que usan sus autores está avalada por publicaciones científicas (Pla, Duane, & Brotons, 2017). Los dos incendios más recientes no estaban disponibles en este sitio, por lo que se tuvo que realizar la cartografía de severidad de estos (Viloprius y Òdena) reproduciendo el mismo procedimiento SEVERICAT (Pla *et al.*, 2017) a partir de imágenes Landsat 8 (<http://earthexplorer.usgs.gov>). Los valores de severidad resultantes en toneladas de biomasa fueron clasificados en cuatro niveles, desde baja a muy alta severidad. La relación entre los niveles de severidad alcanzados y las pérdidas de biomasa, expresadas como porcentaje de biomasa consumida, se estableció siguiendo a (De Santis *et al.*, 2010) en función del tipo de vegetación existente, en tres clases: matorrales, frondosas y coníferas. Los porcentajes de consumo medios aplicados a cada nivel de severidad (4) y clase de vegetación (3) fueron elaborados para zonas de clima mediterráneo en California, siendo esta zona bioclimática la de condiciones más similares a las del sitio del presente estudio entre las disponibles en la bibliografía (De Santis *et al.*, 2010). Estas relaciones se presentan en la tabla 2.

Factores de emisión de la biomasa consumida por el fuego

Es habitual la estimación de emisiones de compuestos a partir de ratios entre dichos compuestos y la biomasa sujeta al proceso de combustión (Urbanski, Hao y Baker, 2009).

En el ámbito mediterráneo es extremadamente escasa la información acerca de factores de emisión de gases y partículas en incendios (Evtyugina *et al.*, 2014). Para este trabajo se utilizaron factores de emisión publicados en Portugal (Alves *et al.*, 2010; Evtyugina *et al.*, 2013), dada la carencia de datos directos del área de este estudio (Tabla 3).

Estimación de emisiones de GEIs

Para la estimación de las emisiones de GEIs se utilizó la ecuación de Wiedinmeyer *et al.* (2006).

$$Ex = A * B * FC * FEx$$

En donde:

Ex = toneladas de gas (CO₂, CH₄, N₂O)

A = área quemada en hectáreas (perímetros gencat)

B = biomasa previa al fuego en toneladas (mapa ICGC)

FC = fracción consumida en porcentaje (función de la severidad y vegetación, tabla 2)

FEx = factores de emisión de un gas dado en toneladas de gas liberado por tonelada de biomasa consumida (tabla 3).

Los parámetros de esta ecuación se procesaron utilizando (multiplicando) las capas ráster descritas en epígrafes anteriores a 20 m de resolución.

TABLA 2. Porcentajes de consumo de biomasa por clase de severidad y tipo de vegetación.

<i>Clase de severidad</i>	<i>Porcentaje biomasa consumida</i>		
	<i>Matorral</i>	<i>Coníferas</i>	<i>Frondosas</i>
Baja	0,71	0,25	0,25
Media	0,84	0,47	0,40
Alta	0,89	0,56	0,48
Muy alta	0,95	0,65	0,56

TABLA 3. Factores de emisión de gases

<i>Compuesto</i>	<i>Factores de emisión de gases</i>	
	<i>t/t biomasa seca</i>	<i>Procedencia</i>
CO ₂	1,377	Portugal verano 2010 (Evtyugina <i>et al.</i> , 2013)
CH ₄	0,0014	Monte Lousa (Alves <i>et al.</i> , 2010)
N ₂ O	0,00012	Monte Lousa (Alves <i>et al.</i> , 2010)

Transformación a emisiones de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq)

Una vez calculadas las emisiones, se normalizaron a toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq). Esta es la unidad de medida utilizada para indicar el potencial de calentamiento global de los gases de efecto invernadero (*Global Warming Potential, GWP*). Ha sido definida por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (*Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]*, 2007) como la capacidad de un gas de contribuir al apantallamiento radiativo durante un periodo estipulado respecto del CO₂ (gas de referencia), cuyo GWP será igual a 1. También es recomendada por el Grupo Intergubernamental sobre Cambio Climático en su publicación “Directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero”, versión revisada en 2013 conocida como (IPCC, 2013). Los otros gases considerados en este estudio son CH₄ con un GWP en un horizonte de 100 años igual a 21, y N₂O cuyo GWP a 100 años es igual a 298.

Para su cálculo se utilizó la siguiente formula.

$$\text{CO}_2\text{eq} = \text{Ex} * \text{GWP}$$

donde:

CO₂eq = dióxido de carbono equivalente en toneladas

Ex = valor en toneladas de la emisión por tipo de gas

GWP = potencial de calentamiento global (adimensional)

Comparación de las emisiones CO₂eq obtenidas con otras fuentes de emisión en distintos sectores en Cataluña y la capacidad de la fijación en sistemas forestales.

Una vez obtenidos los valores de emisiones de los GEIs producidos en los incendios forestales estudiados, se realizó una comparación de magnitudes con otras publicaciones en formaciones de estructura similar (principalmente chaparral) y con fuentes de emisión en distintos sectores en Cataluña que contribuyen GEIs y materia particulada. Esta información se obtuvo del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de España (GEIs), en la página web de

Mapama (<http://www.mapama.gob.es/es/>) para el periodo 1990 y 2015, publicado en la edición del 2017. Los valores de emisiones de CO₂eq producidos en los incendios en toneladas fueron convertidos a kilotoneladas de CO₂eq (kt CO₂eq) para su comparación, ya que los valores de Inventario Nacional de (GEIs) de España están en esta unidad.

También se compararon las emisiones con la capacidad de fijación de carbono en sistemas forestales en Cataluña según el cuarto Inventario Forestal Nacional de España (IFN4).

Calculo de las trayectorias de los penachos de humo

Para el cálculo de las trayectorias de las partículas de los penachos de humo generados durante los incendios seleccionados, se utilizó el modelo HYSPLIT, ejecutado on-line mediante el sistema READY en web (arl.noaa.gov). Se calcularon trayectorias isentrópicas (que consideran ascensos y descensos adiabáticos del aire, es decir sin intercambio de calor con su entorno) de cinco días de duración, a distintas alturas sobre el nivel del suelo (500 m, 1500 m, y 3000 m snm) a las 12 horas UTC (Tiempo Universal Coordinado). El análisis de las trayectorias se realizó utilizando datos meteorológicos archivados de REANALYSIS (*Global 1948-present*).

RESULTADOS

Vegetación y biomasa previas al incendio

Los valores obtenidos en tonelada por hectárea de biomasa preexistente de los siete incendios muestran mayor cantidad de biomasa de *Pinus sylvestris* y *Quercus ilex*, que osciló entre 323,6 t ha⁻¹ y 1998 t ha⁻¹ en Ódena y Ventalló respectivamente, mientras la menor cantidad de biomasa en t ha⁻¹ se obtuvo en Matorral y *Pinus halepensis* que osciló entre 5,7 t ha⁻¹ y 6,4 t ha⁻¹ respectivamente en La Jonquera, (Tabla 4). Los valores globales de biomasa, densidad y superficie ocupada por la vegetación afectada se presentan en la tabla 5.



TABLA 4. Biomasa preexistente por tipo de vegetación, su valor en porcentaje, superficie ocupada y densidad media de biomasa en las áreas incendiadas.

Tipo de vegetación	Biomasa preexistente			
	t (biomasa)	%	ha	t ha ⁻¹
Ódena				
<i>Pinus halepensis</i>	43 002	62,4	327,4	131,3
<i>Pinus sylvestris</i>	2223	2,2	6,9	323,6
Matorral	24 131	35,4	708,9	34,0
La Jonquera				
<i>Pinus halepensis</i>	22 659	32,0	847,6	6,4
<i>Quercus ilex</i>	37 978	53,7	3557	44,8
Matorral	10 181	14,4	1783,3	5,7
Rasquera				
<i>Pinus halepensis</i>	21 636	65,0	336,9	64,2
<i>Quercus ilex</i>	225	1,1	2,7	82,2
Matorral	11 448	33,9	1512,4	7,6
Tivissa				
<i>Pinus halepensis</i>	22 187	49,5	304,1	190,0
Matorral	22 602	50,5	566,8	42,6
Vilopriu				
<i>Pinus halepensis</i>	19 5466	37,5	149,7	130,6
<i>Pinus pinea</i>	213	1,7	4,5	47,9
<i>Quercus ilex</i>	30 683	58,8	171,8	178,6
<i>Pinus pinaster</i>	1069	2,0	9,4	114,2
Horta de Sant Joan				
<i>Pinus halepensis</i>	23 360	28,9	208,4	108,8
<i>Quercus ilex</i>	50 792	62,9	360,6	136,6
Matorral	6604	8,2	178,0	35,7
Ventalló				
<i>Pinus halepensis</i>	8574	92,7	714,0	12,0
<i>Quercus ilex</i>	49 271	6,2	24,7	1998
Matorral	6357	1,1	29,7	214,4

TABLA 5. Biomasa preexistente acumulada, biomasa media y superficie forestal por incendio.

Incendios	Biomasa (t)	Biomasa media (t ha ⁻¹)	ha
Ódena	69 356	66,5	1043
La Jonquera	708 174	114,4	6188
Rasquera	33 309	18,1	1842
Tivissa	81 902	94,0	871
Vilopriu	51 511	153,7	335
Horta de Sant Joan	78 296	104,8	747
Ventalló	64 202	83,6	768

Pérdidas de biomasa por combustión

La tabla 6 describe la biomasa consumida por el fuego, en valor absoluto y en porcentaje, para cada nivel de severidad

ocurrido en cada incendio. Los valores de la tabla 6 indican el predominio de niveles de alta severidad en estos grandes incendios. La tabla 7 proporciona valores globales de biomasa perdida, su valor ponderado por ha, y el porcentaje que supone sobre el total disponible antes del incendio.

Emisiones de GEIs

Las emisiones obtenidas para cada gas objetivo se presentan en las tablas 8, 9 y 10 desglosadas para cada tipo de vegetación e incendio, en valor absoluto. En conjunto, las mayores emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O (t ha⁻¹) se registraron en el incendio de La Jonquera, y las menores en Ventalló, de acuerdo con sus áreas quemadas (Tabla 11).

TABLA 6. Biomasa consumida, áreas y porcentajes de superficie afectadas por nivel de severidad

Incendios	Biomasa consumida por clase de severidad e incendio				
	Nivel	t (biomasa)	% biomasa	ha	% superficie
Ódena	Baja	1 482	2,1	17	1,3
	Media	6 844	9,9	96	7,6
	Alta	23 405	33,8	406	32,2
	Muy alta	37 625	54,3	744	58,9
La Jonquera	Baja	9 148	0,9	101	0,9
	Media	68 185	6,9	603	5,8
	Alta	866 333	87,5	7635	72,9
	Muy alta	44 525	4,5	2112	20,2
Rasquera	Baja	4 697	14,1	87	3,1
	Media	8 929	26,8	321	11,5
	Alta	17 198	51,6	1915	68,7
	Muy alta	2 484	7,5	430	15,4
Tivissa	Baja	6 575	8	103	11,6
	Media	15 248	18,6	215	24,1
	Alta	22 775	27,8	313	35,1
	Muy alta	37 304	45,6	234	26,2
Vilopriu	Baja	8 778	17	66	7,7
	Media	16 856	32,7	140	16,3
	Alta	24 006	46,6	204	23,8
	Muy alta	1 871	3,6	447	52,1
Horta de Sant Joan	Baja	2 359	2,6	34	3,6
	Media	16 838	18,2	183	19,4
	Alta	56 945	61,7	512	54,5
	Muy alta	2 154	2,3	152	16,1
Ventalló	Baja	3 241	4,9	43	4,5
	Media	16 337	24,9	133	13,8
	Alta	42 684	65,2	587	61,2
	Muy alta	3 241	4,9	175	18,3

TABLA 7. Pérdidas, consumo ponderado superficialmente y fracción de biomasa consumida sobre el total (%)

Incendios	Biomasa consumida (t)	Consumo medio (t ha ⁻¹)	% de consumo
Ódena	48 736	46,7	70,3
La Jonquera	396 391	64,1	56,0
Rasquera	20 5566	11,2	61,7
Tivissa	53 3976	61,3	65,0
Vilopriu	22 8496	68,2	44,4
Horta de Sant Joan	40 197	53,8	51,3
Ventalló	32 057	43,1	49,9

TABLA 8. Resultados de emisiones de dióxido de carbono por tipo de vegetación e incendio.

Incendios	Dióxido de carbono (CO ₂) emitido (t ha ⁻¹)					
	Pinus halepensis	Pinus sylvestris	Quercus ilex	Matorral	Pinus pinea	Pinus pinaster
Ódena	29 336	916	-	667	-	-
La Jonquera	97 891	-	239 882	32 061	-	-
Rasquera	16 071	-	3	7981	-	-
Tivissa	17 793	-	-	12 997	-	-
Vilopriu	13 200	-	174	-	31,7	957
Horta de Sant Joan	9589	-	39 342	1268	-	-
Ventalló	1654	-	654	29,9	-	-

TABLA 9. Resultados de emisiones de metano ($t\ ha^{-1}$) por tipo de vegetación por incendios.

Incendios	Metano (CH_4) emitido					
	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus ilex</i>	Matorral	<i>Pinus pinea</i>	<i>Pinus pinaster</i>
Ódena	29,8	9,3	-	6,8	-	-
La Jonquera	99,6	-	243,9	32,6	-	-
Rasquera	16,3	-	-	8,1	-	-
Tivissa	18,1	-	-	13,2	-	-
Vilopriu	13,4	-	0,2	-	-	1,0
Horta de Sant Joan	9,8	-	40,0	1,3	-	-
Ventalló	1,7	-	0,7	-	-	-

TABLA 10. Resultados de emisiones de dióxido nitroso ($t\ ha^{-1}$) por tipo de vegetación e incendio.

Incendios	Dióxido nitroso N_2O emitido					
	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus ilex</i>	Matorral	<i>Pinus pinea</i>	<i>Pinus pinaster</i>
Ódena	2,6	0,1	-	0,1	-	-
La Jonquera	8,5	-	20,9	2,8	-	-
Rasquera	1,4	-	0,003	0,7	-	-
Tivissa	0,2	-	-	1,1	-	-
Vilopriu	0,2	-	1,2	-	0,003	0,003
Horta de Sant Joan	0,1	-	3,4	0,1	-	-
Ventalló	0,1	-	0,1	0,003	-	-

TABLA 11. Resumen de emisiones totales ($t\ ha^{-1}$) por incendio.

Incendios	CO_2	CH_4	N_2O
Ódena	30 920	31,4	2,7
La Jonquera	369 835	376	32,2
Rasquera	24 055	24,5	2,1
Tivissa	30 790	31,3	2,9
Vilopriu	14 363	14,6	2,3
Horta de Sant Joan	50 199	51,0	4,4
Ventalló	2337	2,4	0,2

Emisiones de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq)

La tabla 12 refleja resultados absolutos desglosados por tipo de vegetación. La tabla 13 aporta valores ponderados superficialmente que señalan al incendio de Horta de Sant Joan como mayor emisor ($t\ ha^{-1}$) de CO_2eq , a pesar de no ser el de mayor carga combustible preincendio por ha (tabla 5).

Comparación de las emisiones obtenidas con otras fuentes de emisión en distintos sectores en Cataluña y la fijación de carbono en sistemas forestales

Los resultados de la comparación de los valores obtenidos de emisiones de los incendios estudiados con otras fuentes de emisión en distintos sectores en Cataluña se muestran en

la tabla 14. Es destacable, en relación con la hipótesis de este trabajo, la variabilidad que suponen las emisiones relativas de los incendios anualmente y en relación con sectores incluidos en informes oficiales; aunque con varios órdenes de magnitud inferiores, ocasionalmente las emisiones por incendios pueden llegar casi a 1% del total anual contabilizado, lo cual no es despreciable considerando que dichas emisiones proceden de una única ocurrencia en un periodo de tiempo de 1 y 2 días y se adicionan a concentraciones en tramas urbanas frecuentemente altas durante las situaciones anticlónicas estivales.

Según el cuarto Inventario Forestal Nacional de España (IFN4), Cataluña ha aumentado su superficie boscosa de 1 930 482 ha a 2 001 828 ha, lo que supone un incremento de 718 346 ha en los últimos 10 años, con estimaciones de fijación de carbono de $149,5\ t\ ha^{-1}$, que superan ampliamente las emisiones por incendios.

Cálculo de las trayectorias de los penachos de humo procedentes de los incendios

La figura 2 recoge gráficamente las trayectorias de las columnas de humo para los siete grandes incendios forestales en los últimos 10 años en Cataluña a 500 m, 1500

m, y 3000 m (distancias esperadas de ascenso). En la mayoría de los casos, los contaminantes son transportados desde el punto de inicio de los incendios forestales hacia el SE, afectando algunos municipios a nivel local dentro y cerca de los perímetros de los incendios, pero también a otras regiones en España, algunos países de Europa occidental (Francia, Italia) y países del norte de África (Argelia, Marruecos, Túnez). Las trayectorias en sentido del

reloj indican la influencia de situaciones sinópticas de altas presiones propias del verano que generan tiempo seco y cálido, a excepción de Vilopriu (f), ocurrido en noviembre bajo influencia ciclónica. Los gráficos longitudinales permiten apreciar descensos del penacho como consecuencia del enfriamiento de los gases generados y, ocasionalmente, ascensos por desarrollos convectivos.

TABLA 12. Resultados absolutos de emisiones de dióxido de carbono equivalente por tipo de vegetación e incendio.

Incendios	Emisiones CO ₂ eq por tipo de vegetación					
	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus ilex</i>	Matorral	<i>Pinus pinea</i>	<i>Pinus pinaster</i>
Ódena	30 724	960	-	699	-	-
La Jonquera	102 523	-	251 233	33 579	-	-
Rasquera	16 832	-	3	8360	-	-
Tivissa	18 635	-		13 612	-	-
Vilopriu	13 825	-	521		33	978
Horta de Sant Joan	10 042	-	41 204	1328	-	-
Ventalló	17 323	-	6850	303	-	-

TABLA 13. Resumen de emisiones de dióxido de carbono equivalente por incendio, ponderados superficialmente.

Incendios	t (CO ₂ eq)	ha	t ha ⁻¹
Ódena	32 383	1043	31,0
La Jonquera	387 335	6188	62,6
Rasquera	25 194	1842	13,6
Tivissa	32 247	871	37,0
Vilopriu	15 013	335	44,8
Horta de Sant Joan	52 574	747	70,4
Ventalló	24 476	768	31,0

TABLA 14. Resumen comparativo de emisiones de dióxido de carbono equivalente por incendio con respecto a otras fuentes emisoras, en los años de ocurrencia de grandes incendios (kt CO₂eq).

Año	Procesos energéticos	Procesos industriales	Agricultura	Tratamiento y eliminación de residuos	Total	Incendios	Emisiones relativas (%)
2006	42 006	9197	3625	2511	57 339	24	0,04
2007	42 335	9493	3759	2487	-	-	-
2008	40 373	8016	3610	2487	-	-	-
2009	36 920	7480	3674	2883	50 957	53	0,10
2010	36 492	7997	3490	2660	-	-	-
2011	33 905	7644	3696	2720	-	-	-
2012	32 544	7296	3693	2870	46 403	412	0,89
2013	30 515	6421	3527	2464	42 927	15	0,04
2014	29 699	7253	3785	2461	43 198	32	0,07
2015	30 869	6303	3939	2421	43 530	32	0,07

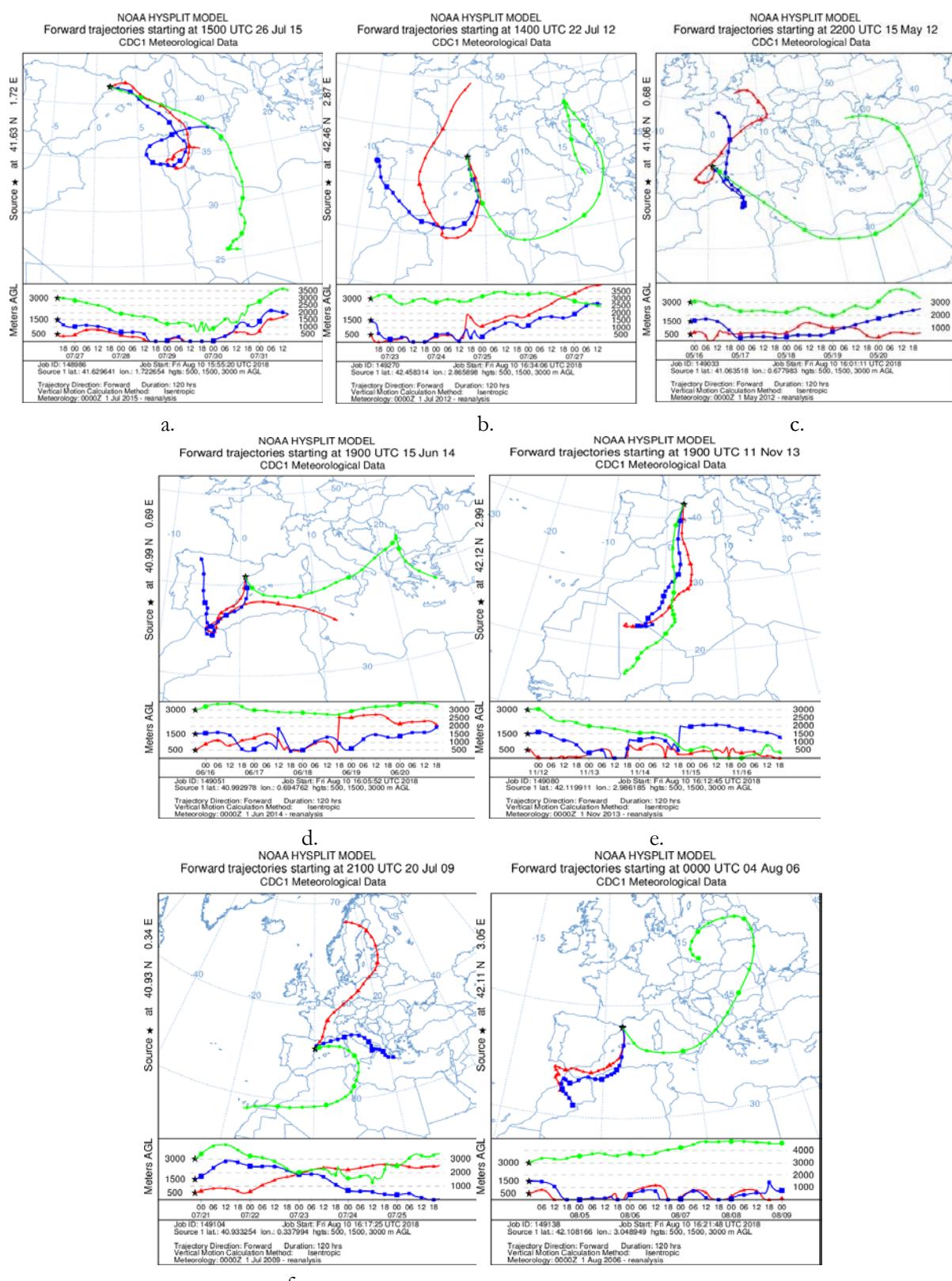


FIGURA 2. Trayectorias de las partículas del penacho de humo transportadas durante los incendios de Ódena (a), La Jonquera (b), Rasquera (c), Tivissa (d), Horta de Sant Joan (e), Vilopriu (f) y Ventalló (g).

DISCUSIÓN

Este trabajo ha permitido ponderar órdenes de magnitud en emisiones de carbono equivalente para grandes incendios en el entorno mediterráneo del sur de Europa, escasamente abordados hasta la fecha, y valorar sus consecuencias en términos de dispersión.

La imposibilidad de toma de datos de campo por la temporalidad del estudio ha llevado a que el proceso metodológico abordado sea sensible a tres factores principales: i. la determinación de biomasa previa el incendio, ii. su consumo durante el desarrollo del incendio, y iii. la aplicación de factores de emisión para traducir biomasa consumida a GEIs. Los resultados del presente estudio vienen condicionados por la adecuación de los valores de estudios previos aplicados a la zona de estudio (Alves *et al.*, 2010; Evtyugina *et al.*, 2013; De Santis *et al.*, 2010) que se consideran válidos por su similitud en condiciones ambientales y por los resultados obtenidos:

- i. Existen más publicaciones sobre estimación de biomasa arbórea (Montealegre, Lamelas, de la Riva, García-Martín y Escribano, 2015; Domingo, Lamelas, Montealegre, García-Martín y de la Riva, 2018; Montero, Ruiz-Peinado y Muñoz, 2005) que sobre matorrales (Alías, García, Valares, Sosa y Chaves, 2009), pero los valores de biomasa total estimada en matorrales en este estudio ($17,01 \text{ t ha}^{-1}$) son similares a los de (Alías *et al.*, 2009) y algo superiores a los de Fernández *et al.* (1995) para matorrales mixtos en la Sierra Norte de Sevilla ($8,1 \text{ t ha}^{-1}$ y $15,2 \text{ t ha}^{-1}$), explicable por diferencias de densidad causadas por mejores condiciones climáticas en Cataluña.

Las estimaciones para formaciones arbóreas también se asemejan a las publicadas por (Gracia *et al.*, 2015) y por el *Centre de Recerca Ecologica i Aplicacions Forestals* (CREAF) de Cataluña, en su página web (<http://www.creaf.uab.cat>), para *Quercus ilex* ($14,9 \text{ t ha}^{-1}$ y $167,1 \text{ t ha}^{-1}$), *Pinus halepensis* ($12,8 \text{ t ha}^{-1}$ y 109 t ha^{-1}), *Pinus sylvestris* ($21,2 \text{ t ha}^{-1}$ y $162,2 \text{ t ha}^{-1}$), *Pinus pinaster* (18 t ha^{-1} y $121,5 \text{ t ha}^{-1}$) y *Pinus pinea* (22 t ha^{-1} y $135,4 \text{ t ha}^{-1}$). Si ocasionalmente algún valor ha resultado

superior (*Pinus sylvestris* $323,64 \text{ t ha}^{-1}$ en Ódena), la diferencia es posible biológicamente debido a las variaciones en calidad de la estación típicas de los entornos mediterráneos, muy heterogéneos, aunque no debe descartarse que la sobreestimación se deba a desajustes locales en el proceso geo-estadístico de los datos LiDARCAT. Respecto a otras regiones mediterráneas, Bohlman, Underwood y Safford (2018) también sitúan las formaciones californianas (chaparral y matorral costero) entre $15,83 \text{ t ha}^{-1}$ y $34,61 \text{ t ha}^{-1}$ tras una revisión de 37 estudios previos.

- ii. La biomasa consumida depende del comportamiento del fuego en sus diferentes etapas de propagación, que puede causar grandes diferencias en esta variable (Conard y Solomon 2008; French *et al.*, 2011). El conocimiento de la sólida relación entre la severidad del fuego y la cantidad de biomasa consumida (Díaz-Delgado, Lloret y Pons, 2003; Rogan y Yool, 2001) ha sido calificada como esencial para mejorar las estimaciones de emisiones (Conard & Solomon, 2008; Kasischke *et al.*, 2008). La determinación de niveles de severidad mediante dNBR está avalada por numerosas publicaciones, sin embargo la conversión de dichos niveles a porcentajes de consumo depende de un solo trabajo (De Santis *et al.*, 2010) lo cual supone una limitación, común a la mayoría de trabajos en emisiones (French *et al.*, 2011).
- iii. Las emisiones procedentes de incendios en este estudio para las fracciones de CO_2 , CH_4 y N_2O coinciden con valores de trabajos previos (Andreatta y Merlet, 2001; Wiedinmyer *et al.*, 2006). Sin embargo, también debe considerarse como una limitación del estudio la disponibilidad de únicamente dos trabajos en Portugal para determinar factores de emisión, restringidos a tres categorías de vegetación (frondosa, conífera, matorral). La comparación de estos factores de emisión con los publicados en la revisión de Urbanski *et al.* (2009) para bosques y matorrales templados los pondera como conservadores; estos autores asignan factores de emisión más elevados a



CO₂, 1,619 t/t y 1,684 t/t frente a 1,377 t/t biomasa seca, a CH₄ con 0,00341 t/t y 0,00231 t/t frente a 0,0014 t/t, y a N₂O con 0,00016 t/t y 0,00032 t/t frente a 0,00012 t/t biomasa seca, obtenido en este estudio (Tabla 3). Los factores de emisión de Urbanski *et al.* (2009) para formaciones en sabanas y bosques tropicales y boreales para CO₂ son casi iguales a los de formaciones templadas (1,661t/t y 1,604 t/t), sin embargo, son más elevados en CH₄ (0,0027 t/t y 0,0067 t/t biomasa seca). Factores para chaparral en California a partir de 12 quemas prescritas publicados por Hardy *et al.* (1996) alcanzan también valores más elevados que los de este estudio para CO₂, 1,477 t/t frente a 1,377 t/t biomasa seca, y para CH₄ con 0,00258 t/t frente a 0,0014 t/t (tabla 3).

El análisis de los valores globales obtenidos de las emisiones en distintos sectores en Cataluña anualmente en relación con las emisiones producidas por incendios forestales arroja valores entre 0,04% y 0,89% para estos, que pueden calificarse de considerables, dado que estos se concentran en pocos días (a menudo solo un día) y pueden agravar puntualmente las condiciones de calidad del aire de tramas urbanas cercanas. Afortunadamente, los valores relativos de emisión en Cataluña respecto a los de fijación en sistemas forestales son poco relevantes, en correspondencia con la actual situación forestal que ha estado dominada por tendencias de expansión superficial en los últimos años y ahora se mantiene estable.

El mayor de los incendios ocurridos (La Jonquera, 6188 ha forestales) tuvo lugar en julio de 2012, bajo factores de riesgo elevados por las condiciones meteorológicas excepcionales (temperatura máxima en ola de calor y sequía por precipitaciones a 50% de la media mensual). La ocurrencia de situaciones de mayor riesgo, potencialmente resultantes en grandes incendios con alta severidad (> 65% de la superficie afectada) será más frecuente en el futuro si se cumplen las previsiones de cambio global establecidas en cada vez más numerosos informes y publicaciones (IPCC, 2007). Por ejemplo, ya se ha comprobado una extensión en la duración de la estación de peligro de incendios de varios

días en entorno mediterráneo, que podría seguir aumentando (Jolly *et al.*, 2015). Estos autores prevén que en el futuro la ocurrencia de incendios se verá favorecida por la coexistencia de vegetación inflamable y condiciones climáticas desecantes con altas temperaturas, baja humedad y sequía (Jolly *et al.*, 2015). Bajo los escenarios de cambio climático que se anticipan, las situaciones de altas temperaturas y alto número de días sin lluvia se harán más frecuentes, lo que inducirá una elevación de la desecación de los combustibles vivos y muertos y, por tanto, de su disponibilidad (Vázquez, Pérez, Fernández-González, & Moreno, 2002). Las expectativas de cambio global conducentes a una mayor recurrencia dentro de estaciones de peligro más extensas (Lloret, 2004) y con mayor severidad (Bodí, Cerdà, Mataix y Doerr, 2012), unidas a las altas incidencias de incendios de origen antrópico que afectan a los ecosistemas del Mediterráneo, escasamente estudiados desde la óptica de emisiones, hacen necesarios estudios ajustados a las condiciones locales, para anticipar y prevenir procesos de degradación y emisiones inasumibles en el futuro.

Los resultados obtenidos con la aplicación del modelo HYSPLIT proporcionan la evolución seguida espacialmente por los contaminantes emitidos e indican que las trayectorias de los penachos de humo procedentes de los incendios estudiados fueron transportados a grandes distancias, incluso de escala continental, de acuerdo con Álvarez, Echeverría, Álvarez y Palomera (2004). La dirección preferente de desplazamiento fue la SE, en correspondencia con el patrón sinóptico predominante en verano, dominado por núcleos de altas presiones (<http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>), permitiendo identificar poblaciones potencialmente afectadas por las emisiones (*Environmental Protection Agency*, EPA; <http://www.epa.gov/ttnchie1/trends/>), aunque el alcance de concentraciones peligrosas en términos de salud humana escapan los objetivos de este estudio, centrado en GEIs.

CONCLUSIONES

Este trabajo ha permitido obtener estimaciones de biomasa consumida según la severidad alcanzada por los grandes

incendios, y sus emisiones en dióxido de carbono equivalente (fracciones de CO₂, CH₄ y N₂O), ocurridos en la última década en formaciones mediterráneas de *Pinus halepensis* Mill., *Pinus sylvestris*, *Quercus ilex*, *matorral*, *Pinus pinea* y *Pinus pinaster*. Los grandes incendios de la última década en Cataluña consumieron porcentajes variables entre 44,4% y 70,3% de la biomasa total disponible en las zonas incendiadas, con emisiones totales de carbono equivalente de entre 15 013 t y 387 335 t por incendio (entre 13 t ha⁻¹ y 70 t ha⁻¹). La utilización de factores de emisión publicados en trabajos anteriores evita la utilización de metodologías costosas basadas en trabajo de campo y en un muestreo destructivo, aunque introduce un cierto margen de error debido a la heterogeneidad de condiciones mediterráneas que futuras investigaciones deberían ir ajustando. Las magnitudes estimadas de emisiones totales ponen de manifiesto la relevancia de los incendios forestales como fuente de emisión de gases de efecto invernadero en comparación con otras fuentes de emisión que han sido tradicionalmente consideradas en los inventarios nacionales de GEI y sobre las que se centran los acuerdos firmados en el Protocolo de Kioto para la reducción de emisiones procedentes de la actividad humana. Las emisiones de un solo incendio pueden suponer hasta 1% del total anual en Cataluña.

Las simulaciones de trayectoria de los penachos de incendios con un modelo Lagrangiano (HYSPPLIT) permitieron comprobar su potencial de alcance a largas distancias. Las emisiones se dispersaron en dirección preferente SE y a escala continental, alcanzando países como Francia o Italia y países del norte de África (Argelia, Marruecos, Túnez) desde su origen en España.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias a la concesión de una beca del Programa de ayudas de Master de la Unidad de Relaciones Internacionales (ORI) de la Universidad de Lleida a Bountouraby Balde. Los autores agradecen al Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (Mapama) la información proporcionada de

forma gratuita, así como las contribuciones de tres revisores anónimos de la revista y del Editor.

REFERENCIAS

- Acevedo, J. A. A., Salinero, E. C., & Palacios-Orueta, A. (2011). Método basado en teledetección para estimar la emisión de gases efecto invernadero por quema de biomasa. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(18), 13-18.
- Alves, C. A., Gonçalves, C., Pio, C. A., Mirante, F., Caseiro, A., Tarelho, L., Viegas, D. X. (2010). Smoke emissions from biomass burning in a Mediterranean shrubland. *Atmospheric Environment*, 44(25), 3024–3033. doi: 10.1016/j.atmosenv.2010.05.010
- Alías G., J. C., García R., M., Valares M., C., Sosa D., T., & Chaves L., N. (septiembre 2009). *El matorral como sumidero de carbono*. Documento presentado en el 5º Congreso Forestal Español. Ávila, España.
- Alcasena, F. J., Evers, C. R., & Vega-García, C. (2018). The wildland-urban interface raster dataset of Catalonia. *Data in brief*, 17, 124-128. doi: 10.1016/j.dib.2017.12.066
- Álvarez, H. B., Echeverría, R. S., Álvarez, P. S., & Palomera, M. J. (2004). *El impacto de los incendios forestales en la calidad del aire*. Sección de Contaminación Ambiental. Ciudad de México: Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM.
- Andreae, M. O., & Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(4), 955-966. doi: 10.1029/2000GB001382.
- Andreae, M. O., Atlas, E., Harris, G. W., Helas, G., de Kock, A., Koppmann, R., Welling, M. (1996). Methyl halide emissions from savanna fires in southern Africa. *Journal of Geophysical Research*, 101(D19), 23603. doi: 10.1029/95JD01733
- Di Bella, C. M., Posse, G., Beget, M. E., Fischer, M. A., Mari, N., & Verón, S. (2008). La teledetección como herramienta para la prevención, seguimiento y evaluación de incendios e inundaciones. *Ecosistemas*, 17(3), 39–52. doi: 10.7818/re.2014.17-3.00
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., & Doerr, S. H. (2012). Water repellency in forest soils affected by fires and agricultural soils with different agricultural management and abandonment. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 38(2), 53-74. doi: 10.18172/cig.1282
- Bohlman, G. N., Underwood, E. C., & Safford, H. D. (2018). Estimating biomass in California's chaparral and coastal sage scrub shrublands. *Madroño*, 65(1), 28-46. doi: 10.3120/0024-9637-65.1.28



- Brotons, L., Aquilué, N., De Cáceres, M., Fortin, M. J., & Fall, A. (2013). How fire history, fire suppression practices and climate change affect wildfire regimes in Mediterranean landscapes. *PLOS one*, 8(5), e62392. doi: 10.1371/journal.pone.0062392
- Carlón-Allende, T., Mendoza, M. E., Villanueva-Díaz, J., & Pérez-Salicerup, D. R. (2015). Análisis espacial del paisaje como base para muestreos dendrocronológicos: El caso de la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca, México. *Madera y Bosques*, 21(2), 11-22. doi: 10.21829/myb.2015.212442
- Conard, S. G., & Solomon, A. M. (2008). Chapter 5 Effects of wildland fire on regional and global carbon stocks in a changing environment. *Developments in Environmental Science*, 8, 109-138. doi: 10.1016/S1474-8177(08)00005-3
- De Santis, A., Asner, G. P., Vaughan, P. J., & Knapp, D. E. (2010). Mapping burn severity and burning efficiency in California using simulation models and Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114(7), 1535–1545. doi: 10.1016/j.rse.2010.02.008
- Díaz-Delgado, R., Lloret, F., & Pons, X. (2003). Influence of fire severity on plant regeneration by means of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1751-1763. doi: 10.1080/01431160210144732
- Domingo, D., Lamelas, M. T., Montealegre, A. L., García-Martín, A., & de la Riva, J. (2018). Estimation of Total Biomass in Aleppo Pine Forest Stands Applying Parametric and Nonparametric Methods to Low-Density Airborne Laser Scanning Data. *Forests*, 9(4), 158.
- Draxler, R. R., & Rolph, G. D. (2014). HYSPLIT (*HYbrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*) Model access via NOAA ARL READY. NOAA Air Resources Laboratory, College Park, MD. NOAA Air Resources Laboratory. Recuperado de <http://www.arl.noaa.gov/HYSPLIT.php>
- Escudero, M., Stein, A. F., Draxler, R. R., Querol, X., Alastuey, A., Castillo, S., & Avila, A. (2011). Source apportionment for African dust outbreaks over the Western Mediterranean using the HYSPLIT model. *Atmospheric Research*, 99(3–4), 518–527. doi: 10.1016/j.atmosres.2010.12.002
- Evtyugina, M., Alves, C., Calvo, A., Nunes, T., Tarelho, L., Duarte, M., Pio, C. (2014). VOC emissions from residential combustion of Southern and mid-European woods. *Atmospheric Environment*, 83, 90–98. doi: 10.1016/j.atmosenv.2013.10.050
- Evtyugina, M., Calvo, A. I., Nunes, T., Alves, C., Fernandes, A. P., Tarelho, L., Pio, C. (2013). VOC emissions of smouldering combustion from Mediterranean wildfires in central Portugal. *Atmospheric Environment*, 64, 339–348. doi: 10.1016/j.atmosenv.2012.10.001
- Flannigan, M. D., Krawchuk, M. A., de Groot, A. W. J., M. Wotton, B. A., & Gowman, A. L. M. (2009). Implications of changing climate for global wildland fire. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 483–507. doi: 10.1071/WF08187
- Fernández, R., Rodríguez, M., Martín, A., García, J. L., Infante, J. M., Leiva, M. J., Rodríguez, J. J., & Gallardo, A. (1995). Mediterranean oak forests: basis for appropriate protection strategy. (Reporte final EV5 V-CT92-0210). Commission of the European Communities.
- French, N. H., de Groot, W. J., Jenkins, L. K., Rogers, B. M., Alvarado, E., Amiro, B., & Keane, R. (2011). Model comparisons for estimating carbon emissions from North American wildland fire. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G4). doi: 10.1029/2010JG001469
- Galanter, M., Levy, H., & Carmichael, G. R. (2000). Impacts of biomass burning on tropospheric CO, NO_x, and O₃. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 105(D5), 6633–6653. doi: 10.1029/1999jd901113
- Gong, P., Pu, R., Li, Z., Scarborough, J., Clinton, N., & Levien, L. M. (2006). An integrated approach to wildland fire mapping of California, USA Using NOAA/AVHRR Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72(2), 139–150. doi: 10.14358/pers.72.2.13
- Hennigan, C. J., Bergin, M. H., Russell, A. G., Nenes, A., & Weber, R. J. (2009). Gas/particle partitioning of water-soluble organic aerosol in Atlanta. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 9, 635–671. doi: 10.5194/acpd-9-635-2009
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC] 2007. Climate Change 2007: The Scientific Basis, Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2013). Summary for Policymakers. En T. Stocker, D. Qin, K. P. Gillett, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P. M. Midgley (Eds.). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I. Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Reino Unido y Nueva York, NY, EUA: Cambridge University Press.
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J., & Bowman, D. M. J. S. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications*, 6, 7537. doi: 10.1038/ncomms8537
- Kasischke, E. S., Turetsky, M. R., Ottmar, R. D., French, N. H. F., Hoy, E. E., & Kane, E. S. (2008). Evaluation of the composite burn index for assessing fire severity in Alaskan

- black spruce forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 515–526. doi: 10.1071/WF08002
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116–126. doi: 10.1071/WF07049
- Lloret, F. (2004). Régimen de incendios y regeneración. En F. Valladares (Ed.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante* (pp. 101–126). Madrid, España: Organismo autónomo de parques nacionales.
- Merbitz, H., Fritz, S., & Schneider, C. (2012). Mobile measurements and regression modeling of the spatial particulate matter variability in an urban area. *Science of the Total Environment*, 438, 389–403. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.049
- Mims, S. R., Kahn, R. A., Moroney, C. M., Gaitley, B. J., Nelson, D. L., & Garay, M. J. (2010). MISR stereo heights of grassland fire smoke plumes in Australia. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 48(1), 25–35. doi: 10.1109/TGRS.2009.2027114
- Montealegre, A. L., Lamelas, M. T., de la Riva, J., García-Martín, A., & Escribano, F. (2015). Cartografía de la biomasa aérea total en masas de *Pinus halepensis* Mill. en el entorno de Zaragoza mediante datos LiDAR-PNOA y trabajo de campo. *Análisis Espacial y Representación Geográfica: Innovación y Aplicación Universidad de Zaragoza*, 769–776.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., & Muñoz, M. (2005). *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. España: INIA-Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria.
- Ortiz-Reyes, A. D., Valdez-Lazalde, J. R., de los Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., Paz-Pellat, F., & Martínez-Trinidad, T. (2015). Inventario y cartografía de variables del bosque con datos derivados de LiDAR: comparación de métodos. *Madera y Bosques*, 21(3), 111–128. doi: 10.21829/myb.2015.213461
- Pereira, G., Shimabukuro, Y. E., Moraes, E. C., Freitas, S. R., Cardozo, F. S., & Longo, K. M. (2011). Monitoring the transport of biomass burning emission in South America. *Atmospheric Pollution Research*, 2(3), 247–254. doi: 10.5094/APR.2011.031
- Pla, M., Duane, A., & Brotons, L. (2017, December). Potencial de las imágenes UAV como datos de verdad terreno para la clasificación de la severidad de quema de imágenes Landsat: aproximaciones a un producto útil para la gestión post incendio. *Revista de Teledetección*, 49, 91–102. doi: 10.4995/raet.2017.7140
- Pongkiatkul, P., & Kim O., N. T. (2007). Assessment of potential long-range transport of particulate air pollution using trajectory modeling and monitoring data. *Atmospheric Research*, 85(1), 3–17. doi: 10.1016/j.atmosres.2006.10.003
- Prentice, I. C., Heimann, M., & Sitch, S. (2000). The carbon balance of the terrestrial biosphere: Ecosystem models and atmospheric observations. *Ecological Applications*, 10(6), 1553–1573. doi: 10.1890/1051-0761(2000)010[1553:tc]
- Querol, X. (2008). Air quality, particles and metals. *Revista Española de Salud Pública*, 82(5), 447–454. doi: 10.1590/S1135-57272008000500001
- Rogan, J., & YooL, S. R. (2001). Mapping fire-induced vegetation depletion in the Peloncillo Mountains Arizona and New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 22(16), 3101–3121. doi: 10.1080/01431160152558279
- Seiler, W., & Crutzen, P. J. (1980). Estimates of gross and net fluxes of carbon between the biosphere and the atmosphere from biomass burning. *Climatic Change*, 2(3), 207–247. doi: 10.1007/BF00137988
- Stefan, S., Necula, C., & Georgescu, F. (2010). Analysis of long-range transport of particulate matters in connection with air circulation over Central and Eastern part of Europe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 35(9–12), 523–529. doi: 10.1016/j.pce.2009.12.008
- Urbanski, S. P., Hao, W. M., & Baker, S. (2009). Chemical composition of wildland fire emissions. *Developments in Environmental Science*, 8, 79–107. doi: 10.1016/S1474-8177(08)00004-1
- Van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Kasibhatla, P. S., & Arellano Jr, A. F. (2006). Interannual variability in global biomass burning emissions from 1997 to 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11), 3423–3441.
- Vázquez, A., Pérez, B., Fernández-González, F., & Moreno, J. M. (2002). Recent fire regime characteristics and potential natural vegetation relationships in Spain. *Journal of Vegetation Science*, 13(5), 663–676. doi: 10.1111/j.1654-1103.2002.tb02094.x
- Viana, M., Maenhaut, W., ten Brink, H. M., Chi, X., Weijers, E., Querol, X., & Večera, Z. (2007). Comparative analysis of organic and elemental carbon concentrations in carbonaceous aerosols in three European cities. *Atmospheric Environment*, 41(28), 5972–5983. doi: 10.1016/j.atmosenv.2007.03.035
- Wiedinmyer, C., Quayle, B., Geron, C., Belote, A., McKenzie, D., Zhang, X., & Wynne, K. K. (2006). Estimating emissions from fires in North America for air quality modeling.



Atmospheric Environment, 40(19), 3419-3432. doi:
10.1016/j.atmosenv.2006.02.010

Zúñiga-Vásquez, J. M., Cisneros-González, D., Pompa-García, M., Rodríguez-Trejo, D. A., & Pérez-Verdín, G. (2017). Modelación espacial de incendios forestales en México: una integración de dos bases de datos. *Bosque (Valdivia)*, 38(3), 563-574. doi: 10.4067/S0717-92002017000300014

Este documento se debe citar como:

Balde, B. & y Vega-García, C. (2019). Estimación de emisiones de GEI y sus trayectorias en grandes incendios forestales en Cataluña, España. *Madera y Bosques*, 25(2), e2521764. doi: 10.21829/myb.2019.2521764

Manuscrito recibido el 1 de mayo de 2018

Aceptado el 26 de septiembre de 2018

Publicado el 29 de julio de 2019



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional.