

2. LA RECURRENCIA DE INCENDIOS EN EL MONTE MEDITERRÁNEO

Pausas, J.G.

Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM)

2.1. EVALUACIÓN DE LA FRECUENCIA DE INCENDIOS

Parece ser que el fuego fue utilizado ya en el paleolítico para facilitar la caza y la recolección de vegetales, y hay claras evidencias del uso del fuego en la cuenca mediterránea durante el neolítico (Naveh 1975). A partir de estas fechas, en el mediterráneo han vivido diversas culturas, con diversas densidades de población, y variados usos del suelo. Estos cambios han modificado la frecuencia y el grado de recurrencia de los incendios.

En la Península Ibérica existen datos cuantitativos fiables sobre el número de incendios y la superficie quemada cada año a partir, principalmente, de los años 60, lo que permite explorar las tendencias de los cambios del régimen de incendios. Por ejemplo, tanto para el conjunto de España, como para la región levantina, el número de incendios ha aumentado de manera exponencial en las últimas décadas (Figura 1; ver también: Moreno et al. 1998, Piñol et al. 1998, Pausas & Vallejo 1999, Pausas 2004). La superficie quemada también ha mostrado un incremento, especialmente ha partir de mediados de los años 70 (Figura 2). Entre 1960 y 1973 la superficie media anual quemada en España era de 50.000 ha (y el número de incendios < 2.000), mientras que a partir de 1974, la superficie media anual quemada fue de 215.000 ha (8.550 incendios) y en algunos años (1978, 1985, 1989, 1994) la superficie afectada por incendios superó las 400.000 ha (1,5% del total de monte). Este incremento se ha observado a pesar del aumento paralelo que se ha realizado en el esfuerzo de extinción. Sin embargo, la superficie afectada por incendios varía notablemente entre años y se observa una cierta tendencia a la disminución en los últimos años (Figura 2). La gran variabilidad interanual de la superficie quemada se relaciona principalmente con las características climáticas del año. Es decir, se observa que en

las últimas décadas, cada año hay más incendios, pero sólo en los años secos los incendios afectan a grandes superficies (Figura 3).

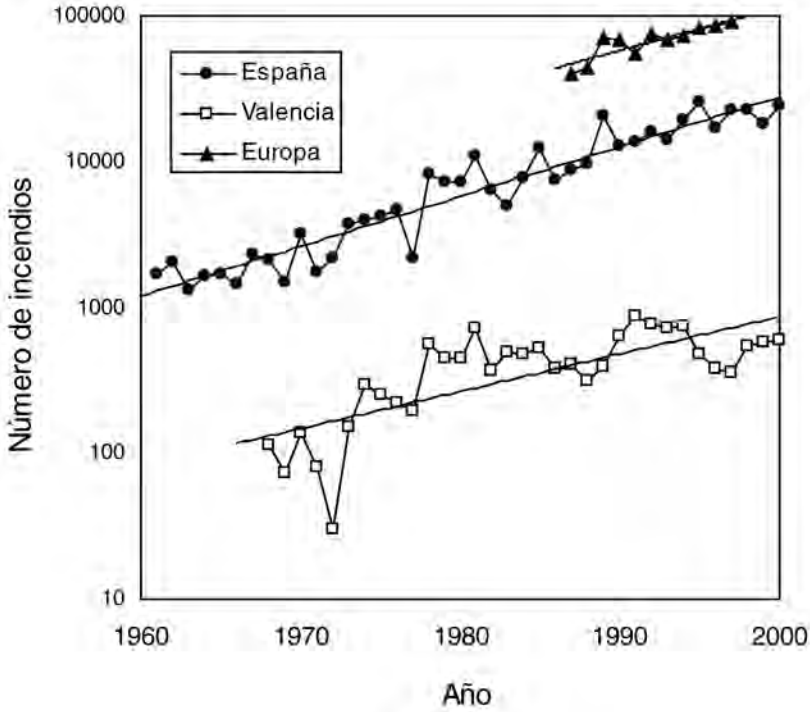


Figura 1. Número de incendios forestales anuales (escala logarítmica) en la Comunidad Valenciana, España y Europa en las últimas décadas (Pausas 2004).

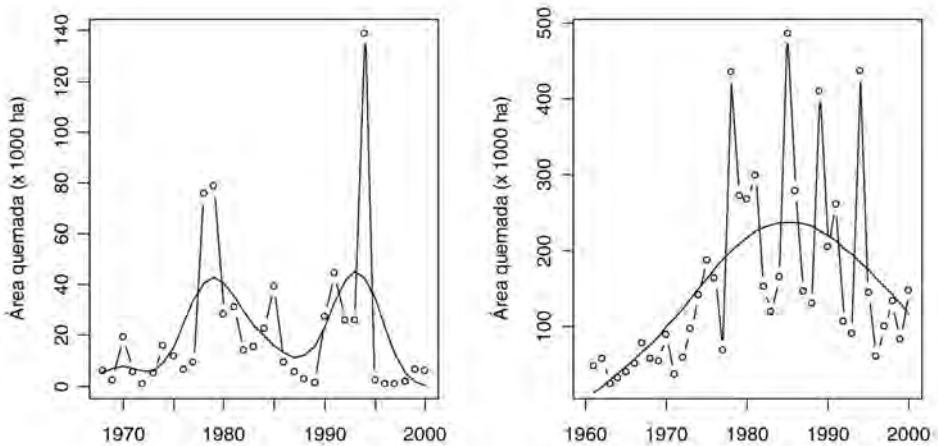


Figura 2. Superficie afectada por incendios forestales en la Comunidad Valenciana (izquierda) y en el total de España (derecha) durante las últimas décadas (en miles de hectáreas). La curva representa el suavizado de los datos.

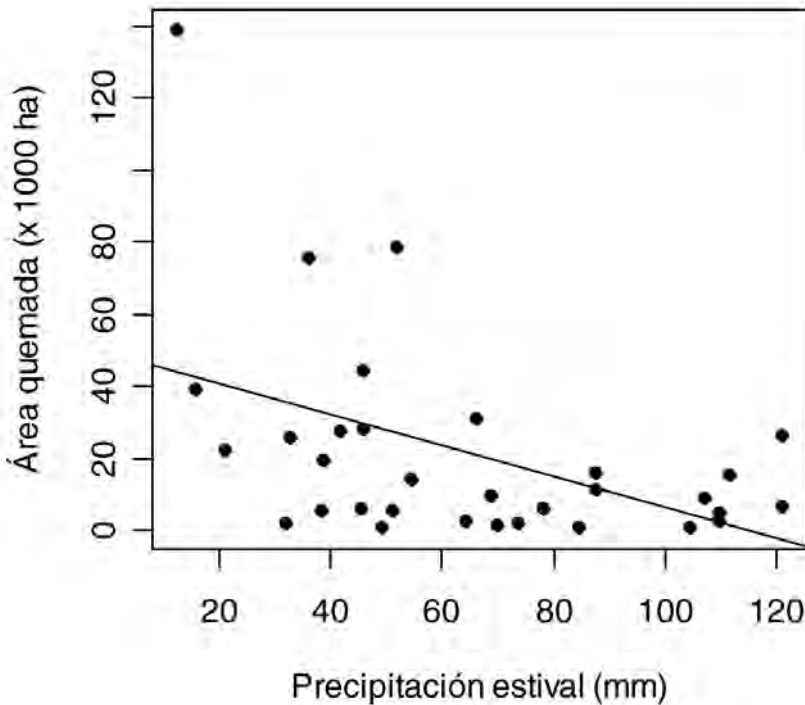


Figura 3. Área quemada en la Comunidad Valenciana (en miles de hectáreas) en relación con la precipitación estival (mm). Datos para el periodo de 1968-1999. La regresión es significativa ($p < 0.01$). Según Pausas (2004).

En la provincia de Valencia (zona claramente representativa de las condiciones mediterráneas) se ha realizado una exhaustiva búsqueda de información sobre incendios ocurridos con anterioridad a los años 60 (Fernández Muñoz 1999). Esta información se ha obtenido a partir principalmente de a) los libros en los que se reseña cada uno de los expedientes abiertos en los montes del Distrito o División Forestal (*Registros de Expedientes*, 1873-1961); b) los *Expedientes de incendios* del periodo 1903-1935; c) los *Expedientes de aprovechamiento extraordinario* del periodo 1931-1961; y d) los periodos locales (1881-1961). De esta manera, se calcula que se han recogido aproximadamente el 70-75% de la superficie afectada por incendios de la provincia de Valencia en el periodo 1874-1961. A partir de estos datos se ha calculado la posible superficie quemada desde 1881 (Figura 4). Estos datos muestran claramente el cambio espectacular en superficie quemada a partir de mediados de los años 70.

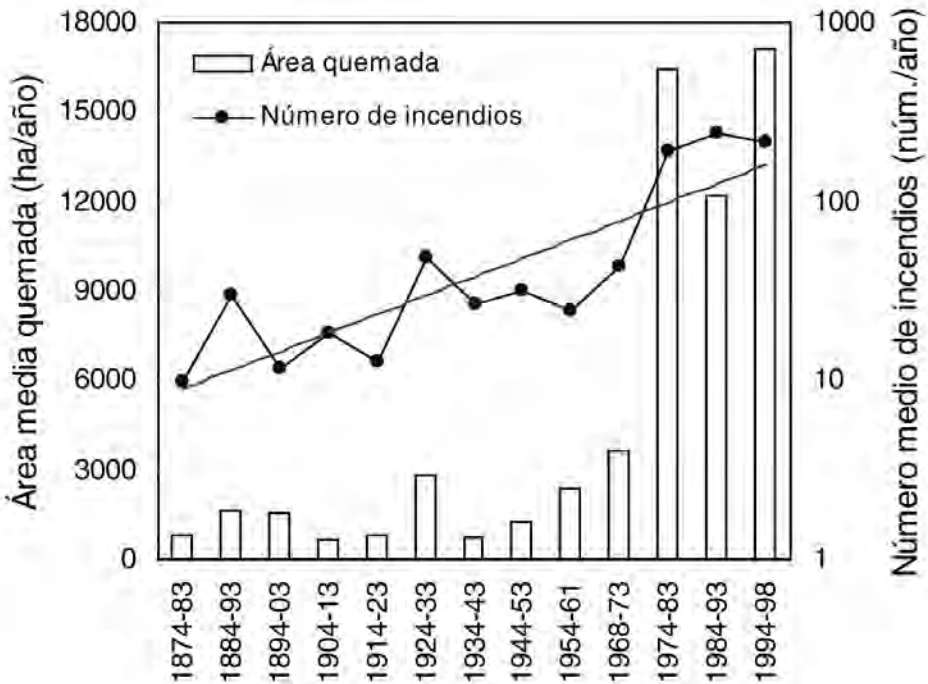


Figura 4. Superficie media quemada anualmente (ha/año) y número de incendios, desde 1874 hasta 1998, en periodos de 10 años en la provincia de Valencia. Datos según Pausas (2004), elaborado a partir de datos de Fernández Muñoz (1999) y de ICONA.

A pesar de esta relativa cantidad de información sobre el número y extensión de incendios, existe muy poca información explícita en el espacio para poder determinar con exactitud las zonas con diferentes grados de recurrencia. Sólo en los últimos años se ha empezado a recopilar la información en sistemas geográficos. Esta información geo-referenciada es muy importante para el futuro de la gestión del monte mediterráneo. Por ejemplo, el 50% de la superficie forestal de la provincia de Valencia se han quemado alguna vez durante los últimos 23 años (1978-2001), y el 16% se han quemado más de una vez en este mismo periodo (Pausas & Abdel Malak 2004).

2.2. ORIGEN DE LOS CAMBIOS DEL RÉGIMEN DE INCENDIOS

Existen tres factores principales que explican el incremento de la frecuencia y extensión los incendios en las últimas décadas: el cambio de usos del suelo, el cambio climático y el aumento de la población, siendo el primero probablemente el más importante. El paisaje de la cuenca mediterránea es el resultado de muchos siglos

de presión humana basados en la tala, quema y pastoreo de las zonas marginales, y en la tala, abancalado, cultivo y después, eventualmente, el abandono de zonas apropiadas para el cultivo.

Durante el siglo XX hubo un claro cambio socioeconómico en los países de la Europa mediterránea (la revolución industrial) que conllevó a una disminución del sector agrícola y un aumento de los sectores dedicados a la industria, construcción y servicios (Figura 5, Anónimo 1989, Paniagua 1992). Este cambio implicó la despooblación de zonas rurales, la disminución del uso del monte, la disminución del pastoreo y el abandono de grandes superficies de cultivo (Piacere 1978, Paniagua 1992). Todos estos factores hacen que gran parte del paisaje de la Europa mediterránea esté compuesto de comunidades vegetales de tempranas etapas de sucesión, con una gran cantidad y continuidad de combustible. En estas condiciones, un pequeño incendio se puede extender fácilmente a miles de hectáreas de campos abandonados y bosques adyacentes, produciéndose así los grandes incendios catastróficos. Los cambios en uso del suelo derivados de los cambios socioeconómicos son, en gran medida, los responsables de la gran extensión de los incendios que se registran durante el final del siglo XX (Figura 4).

Además, estos cambios socioeconómicos han conllevado a un aumento de la población (especialmente en la zona de interfase urbano-forestal), de la presión turística, y de las residencias en zonas rurales (población que no vive del campo). Este incremento de población urbana y presión turística en el campo hace incrementar la probabilidad de ignición y el número de incendios. En este sentido, se ha observado una relación positiva entre la densidad de población y el número de incendios en diferentes zonas mediterráneas (Keeley et al. 1999), como por ejemplo en las comarcas del NE Ibérico (Terradas et al. 1998). Por lo tanto, el incremento de igniciones, junto con el incremento de la extensión y continuidad de combustible, han dado lugar a los grandes incendios característicos de los últimos años.

A pesar de que la principal razón del incremento del número y tamaño de incendios sea los cambios socioeconómicos y de uso del suelo, los factores climáticos también han contribuido. Los incendios tienden a concentrarse en verano, cuando la precipitación es baja y las temperaturas altas, por lo que el combustible (la vegetación) presenta un nivel bajo de humedad. Además, los grandes incendios tienden a ocurrir en los años con precipitaciones estivales bajas (Figura 3; Pausas 2004). El análisis de los datos climáticos de las últimas décadas muestra una tendencia al incremento de las condiciones de sequía en la cuenca mediterránea (Maharas 1988, Amanatidis et al. 1993, Piñol et al. 1998, Lebourgeois et al. 2001, Pausas 2004). Por ejemplo, el análisis de los datos climáticos en el este ibérico entre 1910 y 2000 (Piñol et al. 1998, Pausas 2004) muestra un claro incremento de la temperatura (estival y anual)

y de la evapotranspiración potencial, y una reducción de la precipitación estival, de manera que el riesgo de incendios aumentó durante el periodo estudiado. Estos cambios se correlacionan con el incremento de la superficie afectada por incendios en la zona de estudio.

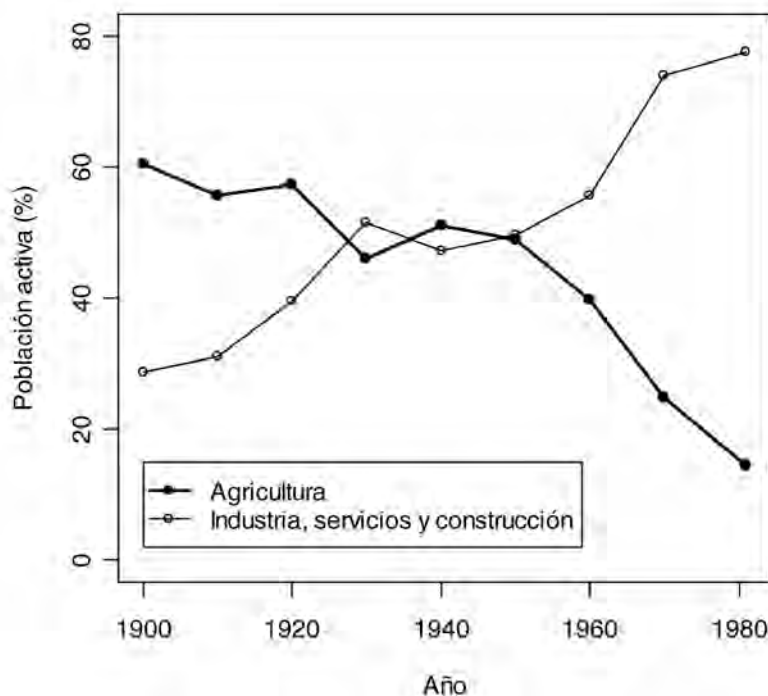


Figura 5. Cambios en la proporción de la población activa destinada a la agricultura y la población activa en los sectores de industria, construcción y servicios, durante el siglo XX en España (Pausas 2004; elaborado a partir de datos en Paniagua 1992).

2.3. EFECTOS DE LA RECURRENCIA DE INCENDIOS EN LA VEGETACIÓN

Existen dos grandes grupos de especies vegetales claramente diferenciadas por su respuesta al fuego: las especies rebrotadoras y las especies no rebrotadoras (Keeley & Zedler 1978, Gill 1981, Pausas 1999a, Pausas et al. 2004a). Llamamos rebrotadoras a aquellas especies que tienen la capacidad de rebrotar después de ser quemadas por completo. En especies rebrotadoras, los individuos persisten después del fuego, mientras que en las especies no rebrotadoras los individuos no persisten, aunque las poblaciones pueden persistir si las semillas resisten (o están protegidas de) el calor del fuego (especies germinadoras obligadas). Entre las especies rebrotadoras, existen especies en las cuales además

también tienen semillas que resisten el fuego y por lo tanto pueden tanto rebrotar como germinar después de un incendio (especies facultativas). Finalmente, existen especies que no tienen la capacidad de rebrotar después de un incendio, ni sus semillas resisten las altas temperaturas, y por lo tanto son especies que se eliminan temporalmente después de un incendio; muchas de éstas pueden aparecer después de un incendio procedentes de zonas no quemadas si presentan elevada capacidad colonizadora. Por lo tanto, existen cuatro estrategias principales para las plantas que aparecen después de un fuego, según su capacidad de rebrotar y la resistencia de sus propágulos (Tabla 1 y Pausas et al. 2004a), y estas cuatro estrategias presentan diferente dinámica poblacional (Pausas 1999a). A estas 4 estrategias principales, hay que añadir aquellas plantas que no aparecen (no se regeneran) tras un incendio, porque no tienen capacidad de rebrotar, ni banco de semillas permanente protegido, ni elevada capacidad de colonización. Estas últimas, de colonización lenta, sólo se observarán en zonas donde no haya ocurrido un incendio en muchos años.

Tabla 1. Tipos de especies que aparecen después de un fuego según las estrategias regenerativas. Las especies se clasifican según si presentan capacidad de rebrotar tras ser quemadas y/o si presentan banco de semillas permanente que resista (o está protegidas de) el fuego (Pausas 1999a).

		Banco de semillas	
		SI	NO
Capacidad de rebrotar	SI	Rebrotadoras facultativas	Rebrotadoras obligadas
	NO	Germinadoras obligadas	Germinadoras colonizadoras

2.3.1. EFECTOS EN LAS ESPECIES REBROTADORAS

La capacidad de rebrotar a menudo viene dada por la protección de las yemas en estructuras específicas (*lignotubers*, cepa), protección por la corteza (el caso más patente es el del alcornoque, Pausas 1997), protección por el suelo (especies que rebrotan de las raíces o de rizomas). Sin embargo, el hecho de que las plantas rebrotadoras persistan después de un incendio no implica que no se vean afectadas por la recurrencia de incendios. Por ejemplo, la coscoja (*Quercus coccifera*) representa la especie rebrotadora por excelencia en gran parte de la cuenca mediterránea (Malanson y Trabaud 1988, Trabaud 1990). El estudio de los coscojares levantinos (Ferran et al. 1998; Figura 6) muestra que zonas de la misma edad tras el último incendio, pero con diferente recurrencia de incendios (1, 2 o 3 incendios en los 20 años anteriores), presentan diferente biomasa y producción, de manera que las

zonas con recurrencia elevada presentan menos biomasa y producción (Figura 6). Esto implica que aunque la coscoja rebrote después de un incendio, está afectada negativamente por la recurrencia, perdiendo capacidad de respuesta para siguientes perturbaciones.

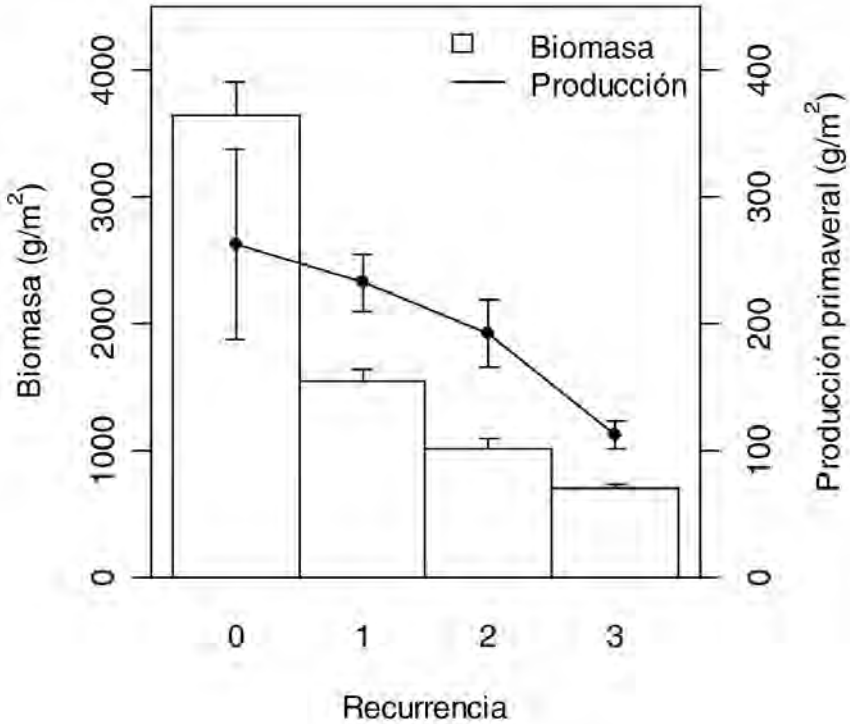


Figura 6. Biomasa (g/m²) y producción primaveral (g/m²/estación) en coscojares levantinos de 3,5 años que han sufrido 0, 1, 2, y 3 incendios en los últimos 20 años (elaborado a partir de datos en Ferran et al. 1998).

Esta pérdida de vigor es, en gran medida, debida a la pérdida de nutrientes y reservas que la especie utiliza para rebrotar. Así, se observa que la concentración de nutrientes y carbohidratos (almidón) en plantas rebrotadoras sometidas a cortas experimentales recurrentes (simulando perturbaciones recurrentes, Canadell y López-Soria 1998), disminuye claramente respecto a las plantas control (Figura 7). Esta reducción en reservas implica, en este caso, un incremento de la mortalidad postincendio.

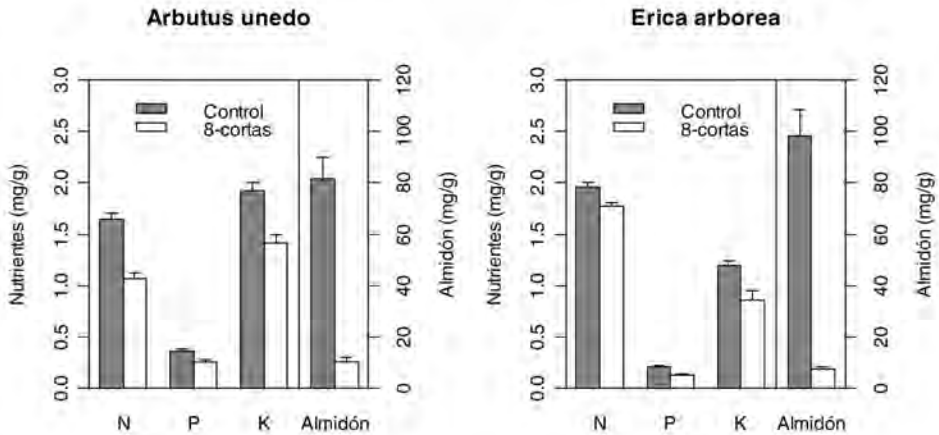


Figura 7. Concentración de nutrientes (N, P, K) y almidón (mg/g) en el lignotuber de *Arbutus unedo* (izquierda) y *Erica arborea* (derecha) en plantas control (sin tratar) y en plantas cortadas recurrentemente 8 veces. Elaborado a partir de datos de Canadell y López-Soria (1998).

2.3.2. EFECTOS EN LAS ESPECIES NO REBROTADORAS

Las plantas no rebrotadoras no persisten después de un incendio, pero muchas de las plantas no rebrotadoras mediterráneas producen un banco de semillas protegido de alguna manera del fuego. Estas semillas germinan después del incendio permitiendo la persistencia de las poblaciones tras el fuego. Las semillas pueden estar protegidas por una capa externa dura de la semilla (pericarpo), pueden protegerse enterradas en el suelo, o por estructuras lignificadas (es el caso de las piñas; banco de semillas en la copa). Sin embargo, la persistencia de las poblaciones de especies no rebrotadoras en condiciones de incendios recurrentes viene determinada por la longevidad del banco de semillas, o por la capacidad de estas especies de producir suficientes semillas en el banco durante el periodo entre dos incendios y así poder reestablecer la población (Zedler et al. 1983). En este último caso, el ejemplo por excelencia en la cuenca mediterránea es el pino carrasco (*Pinus halepensis*, Ne'eman y Trabaud 2000). Este pino presenta una proporción importante de piñas serótinas (Lamont et al. 1991), es decir, piñas que se mantienen cerradas durante largo tiempo protegiendo las semillas (banco de semillas de copa) y que se abren con el calor del incendio, dispersando las semillas justo después del incendio y permitiendo una rápida regeneración del pinar (por ejemplo, de las Heras et al. 2002, Pausas et al. 2003). Sin embargo, dos incendios distanciados temporalmente menos del periodo necesario para que la mayoría de los individuos lleguen a la edad adulta, implican la pérdida local de la especie y la desaparición del pinar. Aunque la edad de inicio de producción de piñas en el pino carrasco es relativa-

mente temprana (pocos años), no se produce un banco de semillas suficientemente grande para rehacer la población hasta aproximadamente unos 15 años (dependiendo de las características del lugar). En los últimos años, los intervalos entre incendios recurrentes de menos de 15 años se ha producido repetidamente en diversas localidades del este ibérico, de manera que a pesar de que el pino carrasco regenera muy bien después de un incendio, la recurrencia ha eliminando poblaciones de este pino en diversas localidades. En el caso de otros pinos ibéricos, como el pino laricio (*Pinus nigra*) o el pino albar (*Pinus sylvestris*), la proporción de piñas serótinas es muy pequeña o nula (Trabaud & Campant 1991, Tapias et al. 2001) y las semillas son sensibles a las elevadas temperaturas (Escudero et al. 1999; Habrouk et al. 1999; Nuñez & Calvo 2000), de manera que un único incendio puede ser suficiente para eliminar local y temporalmente la especie. El pino piñonero (*Pinus pinea*) tampoco presenta piñas serótinas, aunque su regeneración posincendio puede ser buena después de un incendio dado que los piñones presentan una cubierta muy gruesa y además quedan muy protegidos del fuego en las piñas. El pino rodeno (*Pinus pinaster*) presenta piñas serótinas (aunque la proporción de éstas es mucho menor que en el caso del pino carrasco) y la regeneración posincendio suele ser buena; sin embargo, la gran variabilidad genética de esta especie en nuestro territorio determina patrones de regeneración posincendio contrastados. En cualquier caso, muchos pinares mediterráneos se regeneran bien con bajas recurrencias, creándose formaciones estructuralmente heterogéneas, bosques mixtos y mosaicos; sin embargo, altas recurrencias pueden determinar la eliminación temporal de las poblaciones de pinos. A menudo, los intentos de reforestación con pinares después de un incendio han fracasado precisamente debido a esta elevada recurrencia de incendios, y por esto actualmente se sugiere incluir especies rebrotadoras en los planes de reforestación (Vallejo y Alloza 1998, Vallejo et al. 2004, Pausas et al. 2004b).

Muchos arbustos no rebrotadores presentan un banco de semillas persistente en el suelo, con una longevidad relativamente larga y que resiste el calor de los incendios; es el caso de muchas Cistáceas (jaras) y Leguminosas (Trabaud & Oustric 1989, Roy & Sonié 1992, Valbuena et al. 1992, Thanos & Rundel 1995, Herranz et al. 1998, 1999, Ferrrandis et al. 1999, Baeza et al. 2002). En estos casos, aunque el intervalo entre incendios sea menor que la edad de maduración, las poblaciones de estas especies se pueden regenerar por germinación tras incendio. Sin embargo, si este intervalo corto entre incendios se repite diversas veces (recurrencia muy elevada), se puede agotar las existencias del banco de semillas para esas especies.

2.3.3. EFECTOS EN LA COMUNIDAD: RECUBRIMIENTO Y RIQUEZA

Las comunidades vegetales están compuestas por combinaciones de diferentes especies, con diferentes estrategias de respuesta al fuego, y que presentan dife-

rentes interacciones entre ellas. Para evaluar la recurrencia de incendios a nivel de comunidad, se han seleccionado 5 zonas de la vertiente este de la Península Ibérica que van desde la provincia de Alacant hasta la de Barcelona (Relleu, Vall de Gallinera, Alcoi, Buñol, y Garraf). En estas zonas se ha estudiado el recubrimiento y la riqueza (número) de especies en parcelas con diferente recurrencia (1, 2, 3 y 4 incendios en 20 años). Los resultados sugieren que el recubrimiento y la riqueza de plantas leñosas no cambian con la recurrencia en el periodo de tiempo considerado, y tan sólo se observa una cierta tendencia al incremento del recubrimiento y riqueza de las plantas herbáceas (Figura 8). Un análisis más detallado sobre los cambios en la riqueza de especies (Tabla 2) muestra que la mayoría de las especies permanecen invariables a la recurrencia (presentes en todas las recurrencias), algunas especies desaparecen al incrementar la recurrencia y otras especies aparecen como nuevas. Por lo tanto, el incremento de riqueza con la recurrencia implica pérdida de algunas especies y ganancia de otras, de tal manera que aparecen más especies nuevas de las que desaparecen. De la misma manera, un análisis detallado de los cambios de recubrimiento muestra que no todas las especies se comportan de la misma manera. Por ejemplo, en el Garraf, al sur de Barcelona (Figura 9), se observa que especies no rebrotadoras (germinadoras obligadas) como *Pinus halepensis*, *Rosmarinus officinales* y *Cistus* (*C. salviifolius* y *C. albidus*) y la rebrotadora *Erica multiflora* disminuyen con elevada recurrencia, mientras que las rebrotadoras *Ampelodesmos mauritanica* y *Quercus coccifera* aumentan (Lloret et al. 2003).

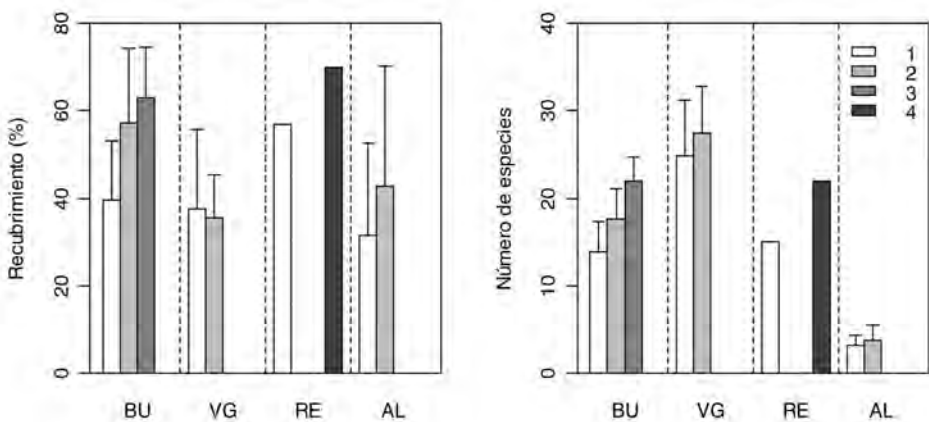


Figura 8. Recubrimiento (izquierda) y riqueza (derecha) de plantas herbáceas en 4 localidades levantinas (BUñol, V_{all} de G_{allinera}, R_{elleu}, A_{lcoi}) según la recurrencia de incendios (de 1 a 4 incendios en 20 años).

Tabla 2. Clasificación de las especies en 4 grupos en base a la presencia en parcelas con diferente recurrencia de incendios (1, 2 o 3 incendios en 20 años; 9 parcelas de 100 m²) en la zona de Buñol (Valencia). Símbolos: + = especies presentes; - = especies no presentes; -/+ = especies que pueden presentarse o no.

	Número de incendios			Número de especies		
	1	2	3	Total	Leñosas	Herbáceas
GRUPOS:						
- Invariables	+	+	+	35	30	5
- Desaparecen	+	-/+	-	9	7	2
- Aparecen	-	-/+	+	23	12	11
- Otras	-/+	-/+	-/+	13	6	7
RIQUEZA:						
- Número total de especies	51	59	65	80	55	25
- Promedio especies (100 m ²)	20	23	28	24	6	18
- Desviación estándar	1,8	1,2	7			

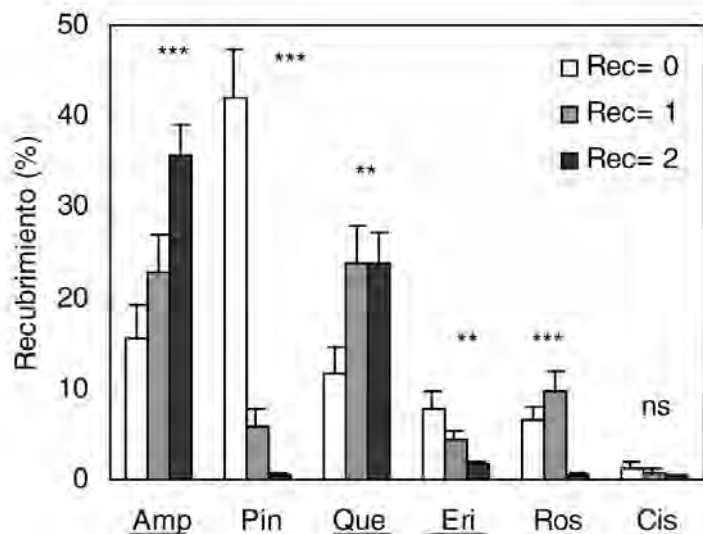


Figura 9. Cambios en recubrimiento de 6 especies (*Ampelodesmos mauritanica*, *Pinus halepensis*, *Quercus coccifera*, *Erica multiflora*, *Rosmarinus officinalis* y *Cistus sp. pl.*) en relación con la recurrencia (0, 1 o 2 fuegos en los últimos 30 años) en el Parque Natural del Garraf (Catalunya). Especies subrayadas corresponden a especies rebrotadoras. Elaborado a partir de datos en Lloret et al. (2003).

2.3.4. EFECTOS DE LA RECURRENCIA A LARGO PLAZO

Resulta difícil predecir a largo plazo los cambios en la vegetación producidos por cambios en la recurrencia de incendios. La información obtenida experimentalmente o a partir de la observación de los patrones en el campo resulta muy valiosa, pero limitada a una escala temporal corta. Los modelos de simulación permiten predecir las consecuencias de los cambios de la vegetación a largo plazo debidos a cambios en el régimen de incendios (Malanson 1985; Pausas 1999b). Los principales modelos de simulación utilizados en el ámbito mediterráneo europeo han sido: BROLLA (Pausas 1999b), FATE (Pausas 1999b, Lloret et al. 2003), SIERRA (Mouillot et al. 2001), MELCA (Pausas 2003) y FATELAND (Pausas & Ramos 2004). BROLLA y FATE son modelos no espaciales, mientras que SIERRA, MELCA y FATELAND simulan la dinámica de la vegetación a escala de paisaje.

Simulaciones con diferentes regímenes de incendios (sin incendios, cada 100, cada 40, 20, 10 y 5 años; Figura 10) nos permiten analizar las consecuencias de posibles cambios en el régimen de perturbaciones, así como entender la variabilidad del paisaje. Por ejemplo, se han realizado simulaciones para el este Ibérico con cuatro tipos funcionales de plantas (*Pinus*: árboles aciculifolios no rebrotadores con piñas serótinas; *Quercus*: árboles prenenifolios rebrotadores; *Erica*: arbustos rebrotadores; *Cistus*: arbustos no rebrotadores con banco de semillas en el suelo). En estas condiciones (Figura 10; Pausas 1999b), BROLLA predice que sin incendios o con recurrencias muy bajas, la comunidad vegetal dominante sería un bosque de *Quercus* (dominante), con *Pinus*. Con elevada recurrencias, el modelo predice comunidades arbustivas dominadas con plantas de tipo *Cistus* (*Cistus sp. pl.*, *Ulex parviflorus*) con arbustos rebrotadores de tipo *Erica* y muy poca presencia o ausencia de *Quercus* y *Pinus* (algunos inmaduros). A recurrencias intermedias, aparece una comunidad mixta de *Quercus* y *Pinus* con más o menos abundancia de los arbustos dependiendo de la recurrencia. Similares resultados se observan al utilizar el modelo FATE (Pausas 1999b). Este modelo también se ha utilizado para estudiar los cambios de abundancia de especies favorecidas por el incremento de incendios, como es el caso de *Ampelodesmos mauritanica* en el Garraf, Barcelona (Vilà et al. 2001, Lloret et al. 2003).

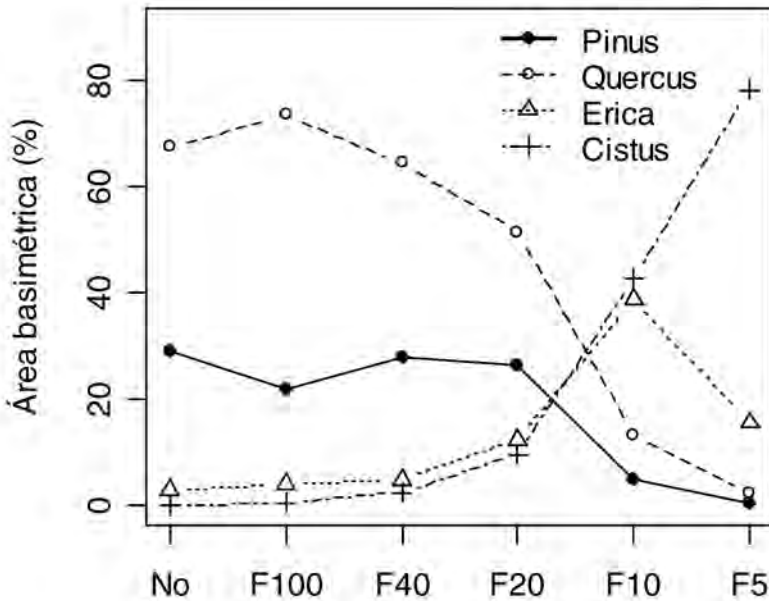


Figura 10. Abundancia relativa de 4 especies a lo largo de un gradiente de recurrencia de incendios (desde sin incendios a incendios cada 100 años, hasta incendios cada 5 años); simulación con el modelo BROLLA (Pausas 1999b).

Los modelos espaciales sugieren que la distribución en el espacio de las especies también puede condicionar la dinámica de la vegetación y la abundancia a largo plazo. Por ejemplo, simulaciones con el modelo espacial MELCA (Pausas 2003) muestran que para una misma abundancia de especies y con un mismo régimen de incendios, las especies rebrotadoras (tipo *Quercus*) se ven favorecidas si presentan baja autocorrelación espacial (distribuciones poco agregadas). El modelo sugiere que con distribuciones agregadas de las plantas, la dinámica es más lenta. Sin embargo, estos resultados deben validarse con información de campo. Actualmente se están elaborando modelos espaciales más realistas para poder estudiar con detalle la interacción entre el régimen de incendios y la estructura espacial del paisaje (Pausas & Ramos 2004).

2.4. CONCLUSIONES

Durante los años 70 hubo un gran incremento en el número de incendios forestales y en la superficie afectada por los mismos. Este incremento se debió principalmente a los cambios socioeconómicos (que conllevaron el abandono del monte y el incremento de la población urbana, incluyendo el turismo, en el medio rural), y en menor medida a cambios climáticos. En las últimas décadas, cada año hay más incen-

dios, pero sólo en años con veranos secos, éstos afectan a grandes superficies. Este incremento de incendios a escala regional implica un incremento de la recurrencia de incendios para la vegetación (escala local). Las especies mediterráneas tienen mecanismos para persistir después de los incendios (por ejemplo: capacidad de rebrote, banco de semillas resistente al fuego). Sin embargo, si la recurrencia se hace muy elevada, algunas especies no se pueden regenerar adecuadamente, lo que puede significar una pérdida de biodiversidad, un incremento de procesos erosivos y, en general, una disminución de calidad de paisaje. Los modelos de simulación de la dinámica de la vegetación permiten predecir a largo plazo los cambios de las especies (presencia y abundancia) debidos a cambios en el régimen de incendios, interaccionando con la estructura del paisaje.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo se ha realizado gracias a la financiación de la *Generalitat Valenciana*, *Bancaixa*, y del proyecto europeo LUCIFER (ENV-CT96.0320). B. Duguy, J. Baeza y RN Caturla han aportado datos para la elaboración de la figura 8 y R. Vallejo ha contribuido en numerosos etapas de las investigaciones aquí detalladas.

REFERENCIAS

- Anónimo 1989. Anuario de estadística agraria. Ministerio de Agricultura, Peca y Alimentación. Madrid, 678 pp.
- Amanatidis, G.T., Paliatsos, A.G., Repapis, C.C. and Bartzis, J.G. 1993. Decreasing precipitation trend in the Marathon area, Greece. *International Journal of Climatology* 13: 191-201.
- Baeza, M.J., Raventós, J. & Escarré, A. 2002. *Ulex parviflorus* germination after experimental burning: effects of temperature and soil depth. In: Trabaud, L., Prodon, R. (eds.). *Fire and biological processes*. pp. 83-91. Backhuys, Leiden, The Netherlands.
- Canadell, J. and López-Soria, L. 1998. Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology* 12: 31-38.
- de las Heras, J., Martínez-Sánchez, J.J., González-Ochoa, A.I., Ferrandis, P. & Herranz, J.M. 2002. Establishment of *Pinus halepensis* Mill. sapling following fire: effects of competition with shrub species. *Acta Oecologica* 23: 91-97.
- Escudero, A., Sanz, M.V., Pita, J.M. & Pérez-García, F. 1999. Probability of germination after heat treatment of native Spanish pines. *Annals of Forest Science* 56:511-520.
- Fernández Muñoz, S. 1999. Cambio y continuidad en los incendios forestales: estudio de casos en las provincias de Soria y Valencia. Páginas 111-148, *En E. Aranque Jiménez*, editor. *Incendios históricos. Una aproximación multidisciplinar*. Universidad Internacional de Andalucía.

- Ferran A, Delitti WBC, and Vallejo VR. 1998. Effects of different recurrences in *Quercus cocifera* communities of the Valencia region. Proceedings of the III International Conference on Forest Fire Research. 2. pp. 1555-1569. Coimbra.
- Ferrandis, P., Herranz, J.M. & Martínez-Sánchez, J.J. 1999. Effect of fire on hard-coated *Cistaceae* seed banks and its influence on techniques for quantifying seed banks. *Plant Ecol.* 144: 103-114.
- Gill, A.M. 1981. Adaptive response of Australian vascular plant species to fires. Pages 243-271 in A.M. Gill, R.H. Groves and I.R. Noble editors. Fire and the Australian biota. Australian Academy of Sciences, Canberra.
- Habrouk, A., Retana, J. & Espelta, J.M. 1999. Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfires. *Plant Ecology* 145:91-99.
- Herranz, J.M., Ferrandis, P. & Martínez-Sánchez, J.J. 1998. Influence of heat on seed germination of seven Mediterranean *Leguminosae* species. *Plant Ecol.* 136: 95-103.
- Herranz, J.M., Ferrandis, P. & Martínez-Sánchez, J.J. 1999. Influence of heat on seed germination of nine woody *Cistaceae* species. *Int. J. Wildland Fire* 9: 173-182.
- Keeley, J.E. & Zedler, P.H. 1978. Reproduction of chaparral shrubs after fire: a comparison of sprouting and seedling strategies. *American Middle Naturalist* 99: 142-161.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J. and Morais, M. 1999. Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science* 284: 1829-1832.
- Lamont, B.B., Le Maitre, D.C., Cowling, R.M. and Enright, N.J. 1991. Canopy seed storage in woody plants. *Botanical Reviews* 57: 277-317.
- Lebourgeois, F., Granier, A. and Breda, N. 2001. Une analyse des changements climatiques régionaux en France entre 1956 et 1997. Réflexions en terme de conséquences pour les écosystèmes forestiers. *Annals of Forest Science* 58: 733-754.
- Lloret, F., Pausas, J.G., Vilà, M. 2003. Vegetation response to different fire regimes in Garraf (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecology* 167: 223-235
- Maheras, P. 1988. Changes in precipitation conditions in the western mediterranean over the last century. *Journal of Climatology* 8: 179-189.
- Malanson, G.P. and Trabaud, L. 1988. Vigour of post-fire resprouting by *Quercus cocifera* L. *Journal of Ecology* 76: 351-365.
- Moreno, J.M., Vázquez, A. & Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. Pages 159-185 in J.M. Moreno, editor. Large Fires. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Mouillot, F., Rambal, S. and Lavorel, S. 2001. A generic process-based Simulator for mediterranean landscApes (SIERRA): design and validation exercises. *Forest Ecology and Management* 147: 75-97.
- Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
- Ne'eman, G. & Trabaud, L. (eds.). 2000. *Ecology, biogeography and management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean Basin*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.

- Nuñez, M.R., & Calvo, L., 2000. Effect of high temperatures on seed germination of *Pinus sylvestris* and *Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management* 131: 183-190.
- Paniagua, A. 1992. La población agraria española. Análisis estructural: evolución y perspectivas. *Revista Valenciana d'Estudis Autònoms* 14: 247-275.
- Piacere, A. 1987. Evolution de l'élevage caprin en Provence du XIXème siècle à nos jours. Páginas 37-42, En: La Forêt et l'Élevage en Région Méditerranéenne Française. *Fourrages* número especial.
- Pausas, J.G. 1997. Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science* 8: 703-706.
- Pausas, J.G. 1999a. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140: 27-39.
- Pausas, J.G. 1999b. The response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems. A simulation approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 717-722.
- Pausas, J.G. 2003. The effect of landscape pattern on Mediterranean vegetation dynamics – A modelling approach using functional types. *Journal of Vegetation Science*, 14: 365-374.
- Pausas, J.G. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change* 63: 337-350.
- Pausas, J.G. & Vallejo, V.R. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. Pages 3-16 in E. Chuvieco, editor. Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin. Springer, Berlin.
- Pausas, J.G. & Abdel Malak, D. 2004. Spatial and temporal patterns of fire and climate change in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). In: Arianoutsou, M. & Papanastasis, V.P. (eds.). *Ecology, Conservation and Management of Mediterranean Climate Ecosystems of the World. MEDECOS 10th International Conference, Rhodes, Greece*. CDROM. Millpress, The Netherlands.
- Pausas, J.G. & Ramos, J.I. 2004. Landscape pattern, fire regime and vegetation dynamics - A modelling approach. In: Arianoutsou, M. & Papanastasis, V.P. (eds.). *Ecology, Conservation and Management of Mediterranean Climate Ecosystems of the World. MEDECOS 10th International Conference, Rhodes, Greece*. CDROM. Millpress, The Netherlands.
- Pausas, J.G., Ouadah, N., Ferran, A., Gimeno, T. & Vallejo, R. 2003. Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecology* 205-213.
- Pausas, J.G., Bradstock, R.A., Keith, D.A., Keeley, J.E. and the GCTE Fire Network 2004a. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85: 1085-1100.
- Pausas, J.G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J.P., Fuentes, D., Alloza, J.A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J. & Vallejo, R. 2004b. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes in Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecol.* 171: 209-220.

- Piñol, J., Terradas, J. and Lloret, F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357.
- Roy, J. & Sonié, L. 1992. Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *J. Appl. Ecol.* 29: 64-655.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P. & Pardos, J.A. 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of south eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *Journal of Ecology* 89: 629-638.
- Terradas, J., Piñol, J. & Lloret, F. 1998. Risk factors in wildfires along the Mediterranean coast of Iberian Peninsula. Pages 297-304 in L. Trabaud, editor. *Fire Management and Landscape Ecology*. Internat. Ass. Wildland Fire, Washington.
- Thanos, C.A. & Rundel, P.W. 1995. Fire-followers in chaparral: nitrogenous compounds trigger seed germination. *J. Ecol.* 83: 207-216.
- Trabaud, L. & Oustric, J. 1989. Heat requirements for seed germination of three *Cistus* species in the garrigue of southern France. *Flora* 183: 321-325.
- Trabaud, L. 1990. Fire resistance of *Quercus coccifera* L. garrigue. in J.G. Goldammer, M.J. Jenkins editors. *Fire in Ecosystem Dynamics. Mediterranean and Northern Perspectives*. SPB Academic Publishing bv, The Hague.
- Trabaud, L. & Campant C. 1991. Difficulté de recolonisation naturelle du pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. spp. *salzmanii* (Dunal) Franco après incendie. *Biological Conservation* 58: 329-343.
- Vallejo, V.R. & Alloza, J.A. 1998. The restoration of burned lands: the case of Eastern Spain. Pages 91-108. En: J.M. Moreno, editor. *Large Forest Fires*. Backhuy Publishers, Leiden, The Netherlands.
- Vallejo V.R., Aronson J., Pausas J.G. & Cortina J. 2004. Chapter 14. Restoration of Mediterranean Woodlands. En: van Andel J. & Aronson J. (eds.). *Restoration Ecology from an European Perspective*. Blackwell Science.
- Valbuena, L., Tárrega, R. & Luis-Calabuig, E. 1992. Influence of temperature on germination of *Cistus laurifolius* and *Cistus ladanifer*. *Int. J. Wildland Fire* 2: 15-20.
- Vilà, M., Lloret, F., Ogheri, E. & Terradas, J. 2001. Positive fire-grass feedback in Mediterranean basin shrublands. *Forest Ecology and Management* 147: 3-14.
- Zedler, P.H., Gautier, C.R. & McMaster, G.S. 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64: 809-818.