
RECUPERACIÓN Y REGENERACIÓN DE ECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS INCENDIADOS

Louis Trabaud

Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS
1919 Route de Mende, 34293 Montpellier

Resumen: Durante mucho tiempo el fuego ha sido considerado como un factor desencadenante de la degradación de la vegetación. En este artículo se analizan diversos estudios que versan sobre la dinámica de la vegetación después de un incendio. El efecto del fuego en las comunidades vegetales se estudia tomando como referencia trabajos realizados sobre formaciones forestales y de matorral típicamente mediterráneas.

Palabras clave: Incendios forestales, regeneración, vegetación, ecosistemas mediterráneos

Abstract: *Forest fire has been considered for long as a major factor causing vegetation degradation. This paper review several research works about the vegetation dynamic after fire. Fire effect over vegetation communities is analysed using as a reference some researchs over typical Mediterranean formations.*

Key words: *Forest fires, regeneration, vegetation, Mediterranean ecosystems*

INTRODUCCIÓN

El fuego es una vieja fuerza ecológica que ha modelado tanto la mayoría de las comunidades vegetales, como los paisajes de la cuenca mediterránea. Asociados a la acción del clima y a la topografía, los incendios han contribuido a crear, aunque no siempre de forma preponderante, los diferentes tipos de vegetación que crecen en el entorno del Mediterráneo. No obstante, incluso en ausencia del fuego, estos diferentes paisajes han sido modelados por la acción humana que ha sido ejercida desde hace milenios.

Es difícil conocer con certeza desde cuando el fuego ejerce su influencia sobre la Tierra; sin embargo, no cabe duda alguna que es anterior a la aparición del hombre. Desde que existe la vegetación terrestre ha existido el fuego (Harris, 1958; Jones y Chaloner, 1991). El rayo, que es una causa natural, así como las erupciones volcánicas han podido desencadenar incendios en el transcurso de las eras geológicas.

Al principio el fuego era un agente natural que se manifestaba más o menos regularmente en el ciclo natural de la dinámica de los ecosistemas. Su llegada fomentaba la renovación de ciertas poblaciones vegetales y creaba un mosaico de comunidades; la aparición del Hombre sobre la escena perturbó el equilibrio de la naturaleza sustituyéndolo por una situación artificial y trastocando todo el orden original. El hombre ha usado y abusado del fuego. Unido a la tala de árboles, a los pastos para los animales domésticos y a una agricultura extensiva muy agresiva (caracterizada por la eliminación de plantas competidoras y el arranque de sus raíces), ha contribuido a modelar los paisajes que existen hoy en día en los países de la cuenca mediterránea. Debido a esta vieja influencia, el fuego algunas veces determina la edad, la estructura y la composición de la flora de numerosas fitocenosis. No obstante, según la vegetación y las condiciones climáticas, el fuego presenta frecuencias e intensidades diferentes. Por tanto, estos factores diferentes influyen los unos sobre los otros: la vegetación determina el régimen de los incendios, que a su vez modelan el tipo de vegetación.

EFECTOS DEL FUEGO EN LAS COMUNIDADES VEGETALES

Durante mucho tiempo el fuego ha sido considerado como un factor desencadenante de la degradación de la vegetación. Algunos investigadores (Braun-Blanquet, 1935; Kuhnholz-Lordat, 1938, 1958; Kornas, 1958) se habían enfrentado al problema, pero no lo habían estudiado con precisión. En general, ellos describieron estadios de degradación y compararon zonas que se habían quemado; pero no habían analizado los procesos de sucesión después del incendio. Algunos de ellos citaban los nombres de las especies más frecuentemente encontradas en las zonas incendiadas (*Quercus coccifera*, *Arbutus unedo*, *Cistus* spp., *Pinus* spp.); sus descripciones se basaban en la observación de estadios considerados a priori como pertenecientes a la sucesión regresiva de la vegetación mediterránea: desde el bosque de encina (*Quercus ilex*), pasando por las garrigas de *Quercus coccifera*, para llegar finalmente a los prados de *Brachypodium retusum*. Pero estos autores no han estudiado sobre el terreno de forma detallada el impacto del fuego en las comunidades, ni la transformación real que ocurre después de esta alteración. Hace tan sólo treinta años que nuevas aproximaciones han abordado de manera más objetiva el problema.

Formaciones forestales

En el sur de Francia, la dinámica de la vegetación después de un incendio ha sido seguida sobre todo en la región de las garrigas calcáreas del bajo Languedoc (Trabaud, 1970, 1974, 1983; Trabaud y Leport, 1980, 1981). Han sido estudiadas de forma permanente durante 10 o 12 años un número total de cuarenta y siete parcelas, situadas en ocho tipos de comunidades vegetales representativas de la región: bosques, garrigas y pastizales. Después del incendio, la vegetación retorna rápidamente a su estado inicial. Las especies que constituyen las comunidades 10 años después del fuego son las primeras en aparecer, y son las que existían antes del fuego. De este modo, un año después del incendio, el 70% de las parcelas estudiadas poseían más del 75% de las especies que estarán presentes 10 ó 12 años más tarde. Dos años después del fuego este porcentaje sobrepasaba el 80%; y en cinco años, alcanzaría el 100%. El retorno hacia un estado idéntico al que existía antes del fuego es, por tanto, rápido.

La evolución de la composición florística sigue un modelo idéntico para todas las comunidades (Figura 1). En el transcurso de los primeros meses siguientes al incendio existen pocas especies, pero la riqueza florística aumenta alcanzando los valores máximos entre el primer y el tercer año (debida sobre todo a las especies anuales que tienden a ocupar los espacios incendiados). A lo largo de los dos o tres años siguientes el número de especies disminuye progresivamente. A partir del quinto año esta riqueza tiende a estabilizarse.

A medida que las comunidades van envejeciendo su estructura se vuelve más compleja, caracterizada por una gran multiplicidad de estratos (Figura 2). La vegetación crece de estratos bajos (0-50 cm) hacia estratos más elevados (2-4 m) en el caso de las poblaciones forestales. La fisionomía de la vegetación tenderá a parecerse a aquella que poseían las comunidades no incendiadas (Trabaud, 1983, 1984).

En las montañas silíceas de Albères y de Aspres (extremo oriental de los Pirineos), Prodon et al. (1984) estudiaron seis tipos de ecosistemas que englobaban bosques de *Quercus ilex* o de *Quercus suber*, maquia y prados, constatando que la reaparición de las especies se producía inmediatamente después del incendio. Durante los dos primeros años después del fuego, las especies anuales eran extremadamente abundantes. Pero, las perennes que se regeneraban eran aquellas que existían antes de la alteración. Además, la riqueza florística era más elevada en las zonas incendiadas que en las no quemadas. En esta misma región, Trabaud (1993) obtuvo resultados comparables: las maquias y bosques se regeneraban. Para el alcornoque (*Quercus suber*), Pausas (1997) constata que todos los individuos quemados se regeneran por brotes, pero según el diámetro del tronco y el espesor de la corteza se restablecían más o menos rápidamente o a partir de las ramas o de los troncos solamente: los árboles que tenían gruesos troncos y una corteza gruesa resistían mejor y se regeneraban a partir de las ramas.

Entre las formaciones forestales, los pinares de *Pinus halepensis*, que pagan un alto tributo a los incendios han sido estudiados particularmente en los países de la cuenca mediterránea. Así, en Languedoc (Trabaud et al., 1985a y b), en función del tipo de bosque, han sido distinguidas tres fases para el crecimiento de la fitomasa del sotobosque: una primera fase presentaba un aumento rápido durante los dos primeros años; una segunda fase a lo largo de la cual la fitomasa aumentaba lentamente, en la que solamente crecen los matorrales; y después una tercera fase sin crecimiento, cuando los matorrales han alcanzado su estado de madurez. Treinta años des-

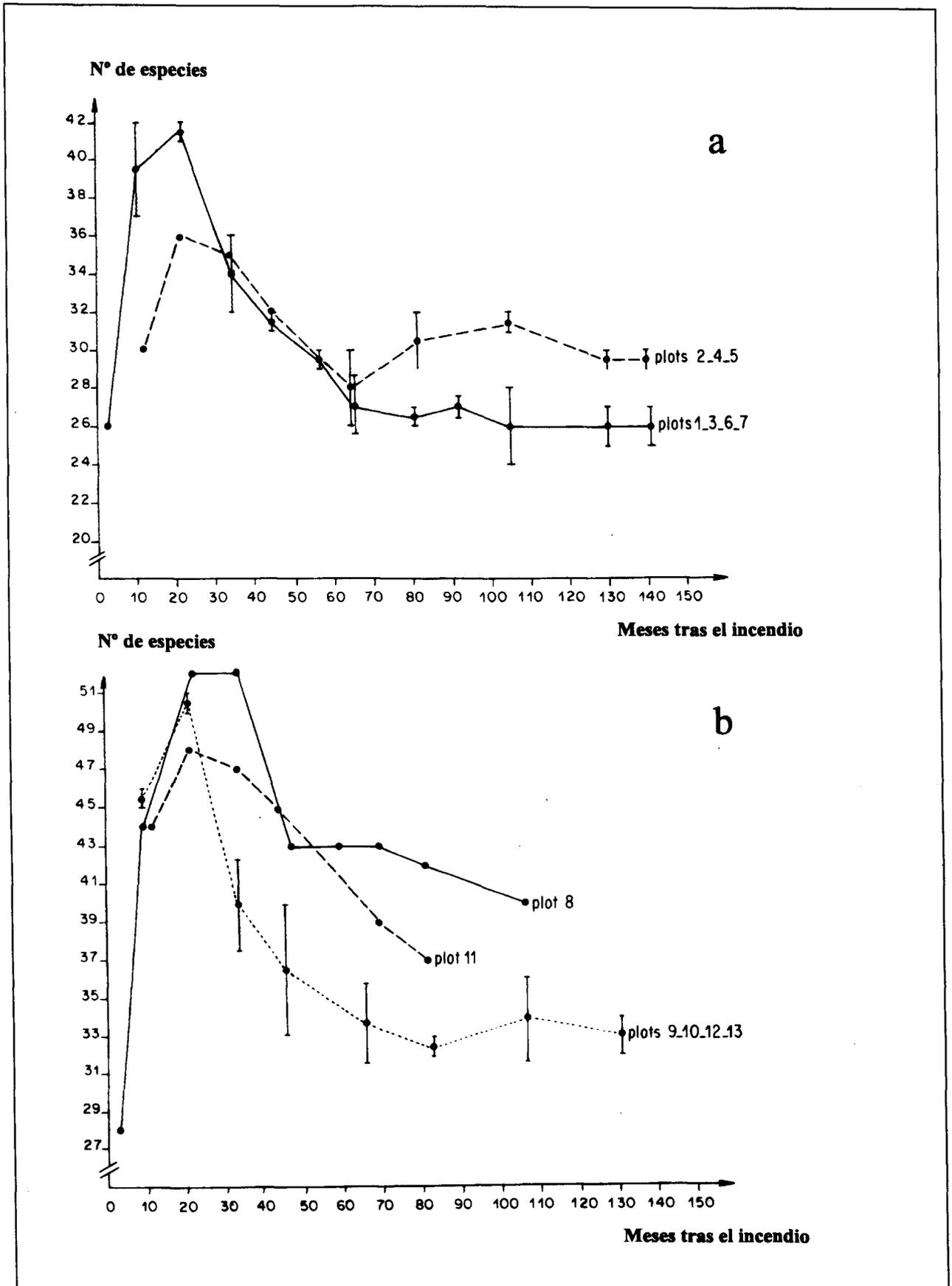


Figura 1. Ejemplo de la evolución de la riqueza florística del monte de *Quercus ilex* después de un incendio: a) montes densos (cubierta forestal superior al 50%); b) montes claros (cubierta forestal inferior al 50%).

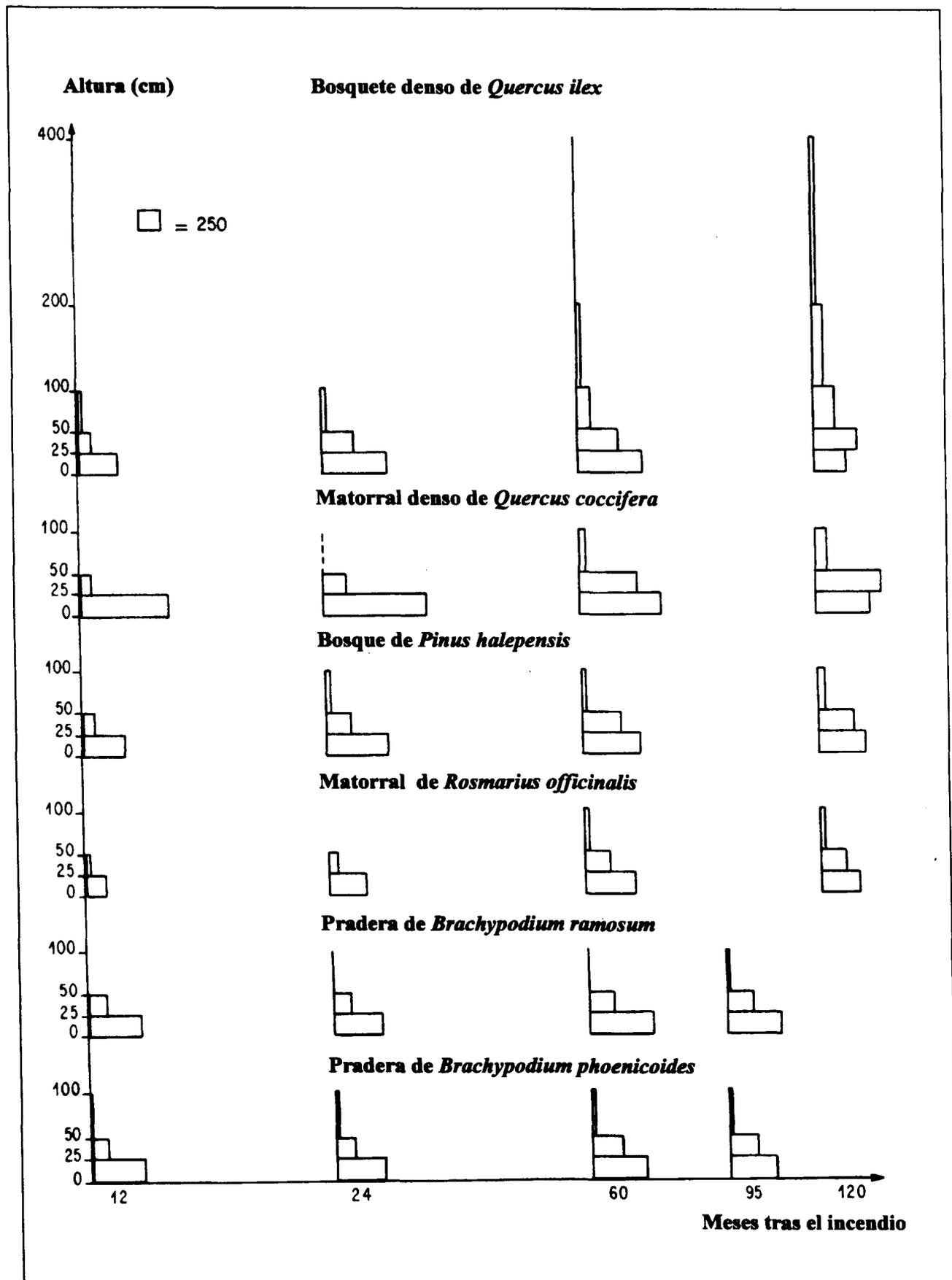


Figura 2. Evolución a lo largo del tiempo del fitovolumen según los estratos de comunidades incendiadas en el sur de Francia.

pués del incendio, la fitomasa del sotobosque estaba comprendida entre 9 y 12 t ha⁻¹. El pasto, compuesto sobre todo de restos leñosos a lo largo de los primeros años después del incendio, se transformaba cada vez más en foliáceas (compuesto de agujas de pino) con el envejecimiento de las poblaciones. La densidad de los pinos aumentaba hasta un máximo que se alcanzaba entre el quinto y el decimoquinto año, para después decrecer a causa de la mortalidad debida a la combinación de las circunstancias inter e intra-específicas. La distribución de los pinos jóvenes era uniforme en todas las zonas estudiadas. Aparentemente, este hecho era debido a la dispersión de las semillas procedentes de variadas fuentes. Este tipo de regeneración y de dispersión del pino se ha comprobado en Provenza (Abbas et al., 1984; Barbero et al., 1987) y en Cataluña (Papio, 1987, 1994). El mismo modelo de regeneración florística y estructural también ha sido estudiado en las Baleares (Morey y Trabaud, 1988).

Siempre para formaciones forestales, al noroeste de España (Tarrega y Luis-Calabuig, 1987), la diversidad florística del sotobosque de *Quercus pyrenaica* aumenta en el transcurso del primer año después del fuego debido a un crecimiento de la riqueza de la flora. Todos los lugares estudiados conservaban sus propias caracte-

terísticas, que conducían, por un proceso de recolonización, a un estado semejante al que existía antes del incendio.

Regeneración de las poblaciones de pino de Alepo

Debido a la elevada frecuencia de los incendios en los pinares de *Pinus halepensis*, esta especie ha sido objeto de numerosos estudios. El *Pinus halepensis*, debido a su naturaleza, no puede reproducirse después del incendio más que por vía sexual (semillas). Entonces, es necesario considerar la densidad de plántulas, la estructura de su edad y su distribución espacial.

Todos los estudios coinciden en mostrar que el número de plántulas es relativamente pequeño en los primeros años después de un incendio, posteriormente aumenta hasta alcanzar un máximo, para finalmente decrecer a medida que el pinar se aproxima a su madurez. Así, Trabaud et al. (1985b) constatan una densidad de 2.000 plántulas por hectárea en los cinco primeros años. Luego, a medida que el pinar presenta un sotobosque de *Quercus coccifera* el máximo se alcanza en torno a los 8 ó 9 años con 13.000 plántulas por hectárea (Figura 3),

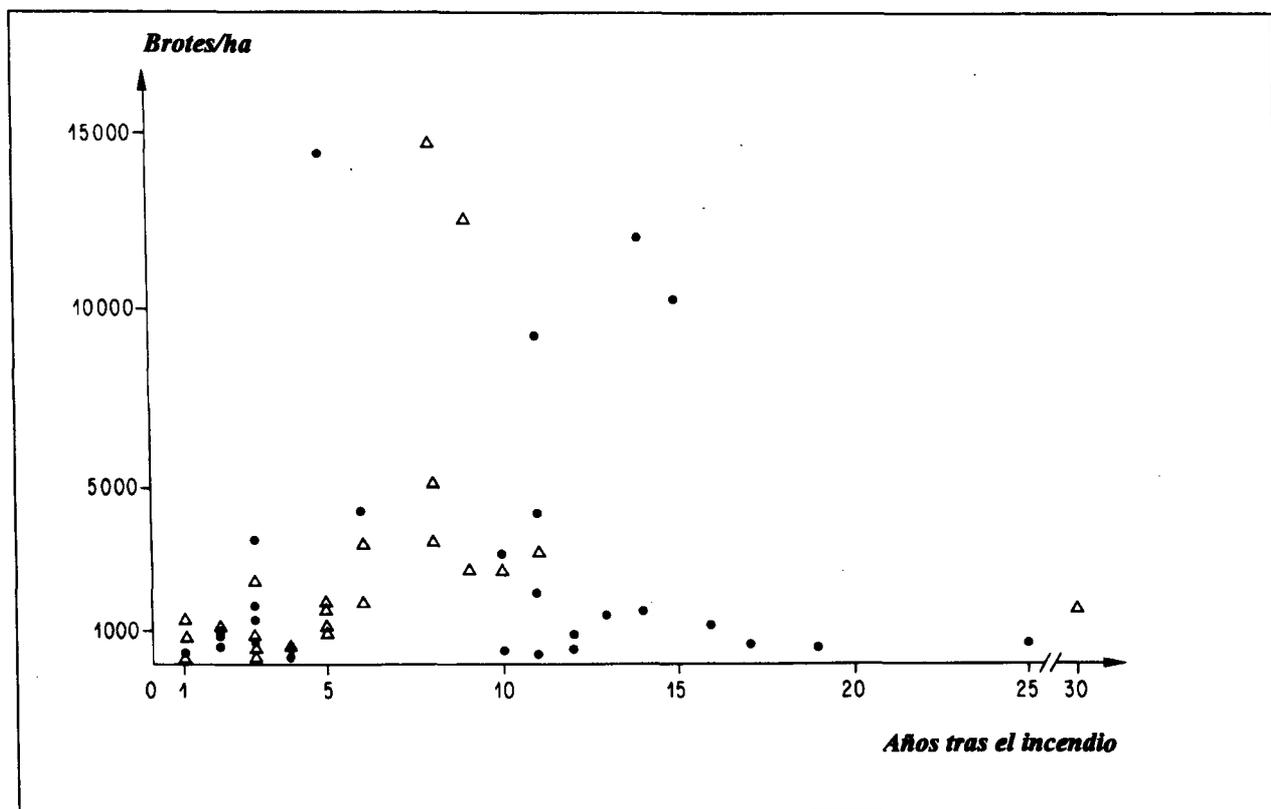


Figura 3. Evolución a lo largo del tiempo de la densidad de los brotes de *Pinus halepensis* en el sur de Francia. (Δ) sotobosque de *Quercus coccifera* ; (●) sotobosque de *Rosmarinus officinalis*

mientras que cuando el sotobosque está dominado por *Rosmarinus officinalis*, este máximo aparece hacia los 14 ó 15 años con 10.000 plántulas por hectárea. Abbas et al. (1984) constatan una tendencia comparable. Este tipo de evolución de la densidad se vuelve a encontrar también en Argelia (Moravec, 1990), en Cataluña (Papio, 1987, 1994), y en el Golfo de Taranto, en Italia (Saracino y Leone, 1993a, 1994). (Tabla 1).

Martínez-Sánchez et al. (1996) observan en La Mancha (SE de España) el mismo tipo de evolución de la densidad. Sin embargo, en este estudio y en el de Ferran et al. (1991, que no sigue la evolución a lo largo de los años), el número de plántulas varía según la exposición, siendo éstas más numerosas en las exposiciones sur. Trabaud et al. (1985b) así como Papio (1987, 1994) encuentran que cuanto más elevado era el número de pinos adultos antes del incendio, más densas son las plántulas de pino.

Según Hett y Locks (1976) dos modelos pueden ser aplicados con la finalidad de explicar la estructura de edad de las poblaciones. El primero está representado por una función exponencial decreciente, que funciona bien para describir la supervivencia de las especies que tienen una vida de corta duración o para jóvenes plántulas para un corto periodo de tiempo; el segundo modelo está representado por una función potencial decreciente, apropiada para describir la estructura de edad de las poblaciones con una vida de larga duración. En su trabajo considerando un periodo de 30 años, Trabaud et al. (1985b) encuentran que el primer modelo es el que mejor se ajusta a sus resultados. Así, a lo largo de los 10 primeros años, la tasa de mortalidad sería constante fuera cual fuese la edad de los individuos, después la población envejecería, la mortalidad afectaría más particularmente a las jóvenes plántulas.

Cuando los estudios se aplican a periodos cortos (5 años aproximadamente), y considerando sólo las plántulas de estos periodos, Trabaud (1988) encuentra una mortalidad media del 20%, mientras que Herranz et al. (1997) constatan mortalidades del 50 al 80%. Esta mortalidad depende del vigor de las plántulas y del periodo de sequía del verano el primer o el segundo año después del incendio (Trabaud, 1988; Papio, 1994), pero también de la densidad de la vegetación regenerada (Loisel, 1966; Trabaud et al., 1985b; Papio, 1987; Martínez-Sánchez et al., 1996); las especies que vuelven a ocupar el espacio después del incendio entrando en lucha por los nutrientes y la luz.

En relación a la distribución espacial, Trabaud et al. (1985b) observan una distribución repartida en el conjunto de la población (debida a las fuentes de donde provienen las semillas: en el suelo antes del fuego, caídas de las piñas después del paso del fuego o de árboles no quemados). Por contra Papio (1987) encuentra una distribución más clásica de 25 a 30 metros alrededor de los árboles, que disminuye en función de la distancia al árbol. Saracino y Leone (1993) constataron una dispersión ligada a la posición topográfica del árbol sobre las dunas donde crecían los pinares, y una tendencia a crecer agrupados.

Generalmente, el crecimiento medio anual de las plántulas de *Pinus halepensis* durante los 10-15 primeros años siguientes a un incendio es de 10 cm/año (Trabaud, 1983, 1988; Trabaud et al., 1985b; Morey y Trabaud, 1988; Ferran, 1991). Desde el momento que los pinos han sobrepasado la altura del sotobosque, su crecimiento es más rápido, alcanzando 10 metros en 30 años. En condiciones poco favorables, ciertos autores observaron un crecimiento muy cercano a los 10 cm/año (Morcon, 1990; Papio, 1994) a lo largo de los primeros años, con un crecimiento más débil a conti-

Tabla 1. Evolución de las densidades de las plántulas de pino a lo largo de los años después de un incendio en tres países de la cuenca mediterránea.

Años	Argelia	España	Italia
2	2.000		1.600 - 2.300
3		4.400	
4			35.800
5	35.800		
8		10.040	
14		6.900	
20	22.500		
26		4.720	
57		2.100	

nuación, solamente 2 metros en 20 años y 7 metros en 50 años.

Formaciones de matorral

En Andalucía (sudoeste de España), Garcia-Novo (1977) había descrito cinco estadios de sucesión después de un incendio de un cierto tipo de matorral. A lo largo del primer estadio (0-30 meses) no hay germinación de plantas anuales, y sólo algunas especies vuelven a brotar, en particular las que poseen una fuerte capacidad para rebrotar de la raíz. En el segundo estadio (1 año), aparecen germinaciones abundantes; otras especies han rebrotado; y aparecen numerosas anuales. En el tercer estadio (segundo año), las gramíneas alcanzan su máximo desarrollo. En el cuarto estadio (tercer y cuarto año), el nuevo matorral evoluciona hacia una forma comparable a un matorral maduro; la importancia del estrato herbáceo disminuye. En el quinto estadio (a partir del quinto año), el matorral incendiado vuelve a su composición florística y a su estructura inicial.

Al sudeste, en la región de Alicante y Valencia, un matorral de *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus*, dominado por *Pinus halepensis* se regeneró al cabo de 10 años (Mansanet, 1987); sólo las plántulas de *Pinus halepensis*, presentes en todos los lugares estudiados, no habían alcanzado todavía su talla adulta. Sobre un tipo de comunidad análoga, Sanroque et al. (1985) llegan a las mismas conclusiones y constatan que las especies presentes antes del fuego se reinstalan después.

En las maquias de *Erica arborea* y *Calicotome spinosa* que crecen sobre los terrenos silíceos del Cabo de Creus (norte de Cataluña), la rápida recolonización de las zonas incendiadas proviene esencialmente de los nuevos brotes producidos en gran cantidad por las especies preexistentes (Franquesa, 1987), lo que ocasiona una rápida estabilización de la vegetación: en realidad no hay verdaderamente un fenómeno de sucesión. En las maquias más montañosas de la misma región, pero florísticamente vecinas, se ha observado el mismo tipo de proceso de recolonización a partir de especies preexistentes (Perrinet, 1987).

Entre los ecosistemas de matorral estudiados, la garriga de *Quercus coccifera* presenta una gran resistencia, puesto que a pesar de los frecuentes fuegos, su composición florística permanece invariable (Trabaud, 1984; Trabaud y Leport, 1981), y su capacidad de reconstitución es importante (Malanson y Trabaud, 1988). La reconstitución de la fitomasa es rápida (Trabaud y Papio,

1987): una media 1 t ha⁻¹ año⁻¹. La arquitectura (estructura horizontal y vertical, densidad y distribución de los troncos) de esta garriga se regenera rápidamente (Sala et al., 1987).

La recuperación de las landas y matorrales de leguminosas predominantes siguen un mismo modelo. En Galicia (NW de España), las landas dominadas por *Ulex europaeus* son rápidamente recolonizadas por especies preexistentes al fuego, rebrotando de la raíz (Casal, 1985, 1987; Puentes et al., 1988; Casal et al., 1986, 1990). Algunas especies raras ganan importancia gracias a sus sistemas vegetativos de regeneración, mientras que las especies que no se reproducen más que por semillas (por ejemplo *Cistus* spp.) resultan ser menos abundantes después del incendio. Lo mismo ocurre con las especies herbáceas. La estructura horizontal y vertical, cambia fuertemente: la altura de los matorrales, su fitomasa y su recubrimiento cambian con el tiempo. Las herbáceas anuales desaparecen rápidamente en beneficio de las perennes. Un proceso idéntico ha sido descrito en las garrigas de *Genista scorpius* y las landas de *Cytisus scoparius* (Debussche et al., 1980).

En la región del centro-sur de Italia, las investigaciones han tratado sobre la «macchia» dominada por *Pistacia lentiscus*, *Myrtus communis* y *Ampelodesmos mauritanicus* (De Lillis y Testi, 1990; Mazzoleni y Pizzolongo, 1990). Los cambios observados mostraron que las especies perennes de la comunidad original quedaban por encima de especies "extranjeras" invasoras. La diversidad fue máxima durante el segundo año después del fuego, correspondiéndose con el máximo de la riqueza florística. A pesar de esta vuelta hacia comunidades idénticas a las que ya existían, las condiciones medioambientales que siguen a los incendios provocaron algunas variaciones entre la abundancia y la dominancia relativa entre las especies.

En Grecia, la regeneración después del incendio ha sido estudiada más particularmente en las «phryganes» (formaciones de matorral bajo). Como en otras comunidades incendiadas, la recolonización es bastante rápida (Papanastasis, 1977a y b; Arianoutsou y Margaritis, 1981; Arianoutsou, 1984). Las plantas se reinstalan ya sea por brotes a partir de órganos subterráneos, ya sea por germinación a partir de semillas. La regeneración se produce alrededor de los 7 años; las especies anuales son predominantes sobre todo durante el primer año. Aquí también, las especies que regeneran esta formación incendiada son las que ya existían antes del fuego. Conviene señalar

la gran importancia y el predominio de las leguminosas a lo largo de los primeros años después del incendio en los «phryganes» (Papanastasis, 1977b; Papavassiliou y Arianoutsou, 1993).

Sin detallar la composición florística, ni la estructura, ni el desarrollo de las comunidades, Naveh (1974, 1975) en Israel, declara que son las especies que existían antes del incendio las que vuelven a implantarse en las zonas incendiadas.

Por más que constituyen comunidades importantes y características del paisaje mediterráneo, las cistacias no han sido particularmente estudiadas en lo que concierne a su dinámica. Las investigaciones han tratado principalmente sobre la influencia de las temperaturas determinantes en la germinación de las semillas de diferentes especies de *Cistus* y sus modalidades de regeneración (Troumbis y Trabaud 1986, 1987; Trabaud y Oustric, 1989). Para cada especie estudiada, existe un umbral de temperatura que permite la puesta en marcha de un máximo de germinaciones (generalmente en torno a los 100°C). De todas maneras, más que como «pirófitas», los cistus se comportan como especies «oportunistas» al ocupar los espacios dejados libres después de una perturbación y en ausencia de competidores agresivos.

En efecto, la mayor parte de los autores citados llegan a las mismas conclusiones. Son las especies que existían antes del incendio las que se reinstalan y vuelven a conformar las comunidades. Ellas aparecen muy pronto, prácticamente a lo largo de los primeros años que siguen al fuego. No hay una renovación (sucesión) de comunidades, en el sentido de una comunidad reemplazando (sucedendo) a otra, sino simplemente «autosucesión» en el sentido de Hanes (1971); es decir que las comunidades incendiadas se regeneran idénticas a ellas mismas.

CONCLUSIÓN

A la vista de los resultados de las investigaciones realizadas estos últimos años, la regeneración de los sistemas ecológicos después del fuego, en la región mediterránea, muestra que no existe una profunda modificación de las comunidades actualmente existentes: éstas, después del paso de los incendios tienden hacia una estructura y una composición específica idénticas a las originales.

La mayoría de los vegetales que aparecen después del fuego provienen de órganos de supervivencia (rizomas, cepas, bulbos, granos, etc.) ya pre-

sentes en el suelo antes del paso de la llama, o aportados (semillas) inmediatamente después del fuego por las plantas del lugar o situadas en las proximidades; no hay elementos extraños a las poblaciones primarias que sean capaces de invadir en masa y de pervivir en las zonas incendiadas. Todos los vegetales que se regeneran por vía vegetativa responden durante los primeros meses que siguen al fuego, cualquiera que sea la estación.

Las comunidades vegetales que forman parte de los paisajes de la cuenca mediterránea presentan una gran tolerancia al fuego. ¿Cómo llamar a esta tolerancia?: resistencia, estabilidad, persistencia, elasticidad, inercia. Numerosos términos caracterizan bien la posibilidad de recuperación de los organismos y de las poblaciones. El fuego repetido a lo largo de los milenios ha destruido o eliminado los individuos menos resistentes, reduciendo así la competencia potencial; sólo han perdurado las especies y poblaciones adaptadas al paso repetido de las perturbaciones, siendo el fuego una de ellas. La estabilidad de los sistemas ecológicos de la cuenca mediterránea se caracterizaría por una notable elasticidad asociada a una fuerte inercia y a una considerable persistencia. Son sistemas «dinámicamente robustos».

Los viejos usos de roturación, puesta en cultivo, barbecho y pastos, han modificado fuertemente los paisajes originales. Generalmente, ha existido tala de árboles, seguida de incineración y arranque de troncos y raíces, para establecer los cultivos; a continuación abandono de los mismos, seguido o no de pastizales; a los fuegos ocasionados por los pastores se sucedían los fuegos ocasionados por los agricultores o después de los cultivos (rozas); las tierras han sido sucesivamente abandonadas, después roturadas de nuevo numerosas veces al ritmo de las necesidades socio-económicas. Estos usos han llevado consigo una multiplicidad de comunidades vegetales aptas para sobrevivir a estos cambios; y han formado los paisajes actuales, dándoles una fisonomía en forma de mosaico.

Estos ciclos de fuegos repetidos mantienen las comunidades a niveles relativamente bajos en las secuencias de vegetación hacia un clímax climático. En ausencia de fuego, puede haber un retorno hacia formaciones próximas al clímax. De hecho, el paso del fuego mantiene las comunidades heredadas del pasado a un nivel metaestable en equilibrio entre su dinámica y la frecuencia de los incendios.

La frecuencia del paso del fuego es extremadamente importante para comprender esta relativa estabilidad de las fitocenosis. En efecto, cuando los in-

cendios se suceden con demasiada frecuencia pueden ocurrir cambios notables en las poblaciones vegetales, ciertas especies pueden incluso desaparecer. La evolución después del fuego de las comunidades está caracterizada por una relativa estabilidad así como por una adaptación de las especies para soportar las perturbaciones. La longitud de los intervalos entre fuegos sucesivos determina la permanencia de las especies y de las comunidades.

De hecho, los sistemas ecológicos actuales de la región mediterránea son el resultado de una acción ancestral a lo largo de la que las especies han adquirido mecanismos para superar el efecto del fuego, pero también para resistir otros problemas medioambientales como los malos períodos climáticos (sequía y frío). A la vez, el fuego y las acciones humanas, así como el clima, han favorecido una diferenciación ecológica y genética que ha desembocado en la constitución de la flora y de la vegetación actuales. Del hecho de vicisitudes pasadas, actualmente un incendio ocasional no es realmente un factor de cambio en los sistemas ecológicos de la cuenca mediterránea. Cada especie ha desarrollado características de supervivencia diferentes, aparentemente las mejores adaptadas para sus necesidades, que le permiten sobrevivir a las perturbaciones, perpetuarse y mantener las comunidades en las que ella participa.

REFERENCIAS

Abbas H., Barbero M. y Loisel R. (1984). Reflexions sur le dynamisme actuel de la régénération du pin d'Alep dans les pinèdes incendiées en Provence calcaire. *Ecologia Mediterranea* 10: 85-104.

Arianoutsou M., (1984). Post-fire successional recovery of a phryganic (east Mediterranean) ecosystem. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 5: 387-394.

Arianoutsou M. y Margaris N.S. (1981). Early stages of regeneration after fire in a phryganic ecosystem (east Mediterranean). I Regeneration by seed germination. *Biologie Ecologie Méditerranéennes* 8: 119-128.

Barbero M., Bonin G., Loisel R., Miglioretti F. y Quézel P. (1987). Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after fire. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest Ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13: 51-56.

Braun-Blanquet J. (1935). Un problème économique et forestier de la garrigue languedocienne. *Communication Société Internatinaline Géobotanique Méditerranéenne Alpine* 35: 11-22.

Casal M. (1985). Cambios en la vegetación de matorral tras el incendio en Galicia. *Estudios sobre Prevención y Efectos Ecológicos de los Incendios Forestales*. Madrid, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: 93-101.

Casal M. (1987). Post-fire dynamics of shrublands dominated by Papilionaceae plants. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13: 87-98.

Casal M., Basanta M. y García Novo F. (1986). Sucesión secundaria de la vegetación herbácea tras el incendio del matorral bajo repoblación forestal de *Pinus*. *Boletín Sociedad Española Historia Natural (Biología)* 82: 25-34.

Casal M., Basanta M., Gonzalez F., Montero R., Pereiras J. y Puentes A. (1990). Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain). *Fire in Ecosystem Dynamics* (J.G. Goldammer y M.J. Jenkins, eds.). The Hague, SPB Academic Publishing: 33-42.

Debussche M., Escarré J. y Lepart J. (1980). Changes in mediterranean shrub communities with *Cytisus purgans* and *Genista scorpius*. *Vegetatio* 43: 73-82.

De Lillis M. y Testi A. (1990). Post-fire dynamics in a disturbed mediterranean community in central Italy. *Fire in Ecosystem Dynamics* (J.G. Goldammer y M.J. Jenkins, eds.). The Hague, SPB Academic Publishing: 53-62.

Ferran A., Castell C., Farras A., Lopez L. y Vallejo R. (1991). Els efectes del foc en pinedes de la Catalunya central. *Boletín Institut Catalán Historia Natural* 59: 129-143.

Franquesa T. (1987). Regeneració de les brolles silícicoles de la península del Cap de Creus. En: Ecosistemes Terrestres: Resposta als Incendis i altres Pertorbacions. *Quaderns Ecologia Aplicada* 10: 113-129.

García Novo F. (1977). *The effects of fire on the vegetation of Doñana National Park, Spain. Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report WO-3: 318-325.

Hanes T.L. (1971). Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.

Harris T.M. (1958). Forest fires in the Mesozoic. *Journal Ecology* 46: 447-453.

Herranz J.M., Martínez- Sánchez J.J., Marín A. y Ferrandis P. (1997). Postfire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi-arid area in Albacete province (southeastern Spain). *Ecoscience* 4: 86-90.

- Hett J.M. y Loucks O.L. (1976). Age structure models of balsam fir and eastern hemlock. *Journal Ecology* 64: 1029- 1044.
- Jones T.P. y Chaloner W.G. (1991). Les feux du passé. *Recherche* 236: 1148-1156.
- Kornas J. (1958). Succession régressive de la végétation de garrigue sur calcaires compacts dans la Montagne de la gardiole près de Montpellier. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 27: 563-596.
- Kuhnholz-Lordat G. (1938). *La terre incendiée. Essai d'agronomie comparée*. Nimes, Maison Carrée.
- Kuhnholz-Lordat G. (1958). *L'écran vert*. Mémoire Muséum National Histoire Naturelle 9.
- Loisel R. (1966). Germination du pin d'Alep au niveau de certaines associations végétales de Basse Provence. *Bulletin Société Botanique France* 113: 324-329.
- Malanson G.P. y Trabaud L. (1988). Vigour of post-fire resprouting by *Quercus coccifera* L. *Journal Ecology* 76: 351-365.
- Mansanet C.M. (1987). *Incendios forestales en Alicante. Estudio de la evolución de la vegetación quemada*. Alicante, Publicaciones Caja de Ahorros Provincial Alicante 143.
- Martinez- Sanchez J.J., Herranz J.M., Guerra J. y Trabaud L. (1996). Natural recolonization of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinaster* Aiton in burnt forests of Sierra de Alcaraz-Segura mountain system (SE Spain). *Ecologia Mediterranea* 22:17-24.
- Mazzoleni S. y Pizzolongo P. (1990). Post-fire regeneration patterns of mediterranean shrubs in the Campania region, southern Italy. *Fire in Ecosystem Dynamics*. (J.G. Goldammer y M.J. Jenkins, eds.). The Hague, SPB Academic Publishing: 43-51.
- Moravec J. (1990). Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forests following fire. *Vegetatio* 87: 29-36.
- Morey M. y Trabaud L. (1988). Primeros resultados sobre la dinámica de la vegetación tras incendio en Mallorca. *Studia Oecologica* 5: 137-159.
- Naveh Z. (1974). Effects of fire in the Mediterranean region. *Fire and Ecosystems*. (T.T. Kozłowski y C.E. Ahlgren, eds.). New York, Academic Press: 401-434.
- Naveh Z. (1975). The evolutionary significance of fire in the Mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
- Papanastasis V.P. (1977). *Fire ecology and management of phrygana communities in Greece. Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report WO-3 : 476-482.
- Papanastasis V.P. (1977). Early succession after fire in a maquis-type brushland of northern Greece. *Forest* 30: 19-26.
- Papavassiliou S. y Arianoutsou M. (1993). Regeneration of the leguminous herbaceous vegetation following fire in a *Pinus halepensis* forest of Attica, Greece. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. (Trabaud L. y R. Prodon, eds.). Ecosystems Research Report 5, Commission of European Communities: 119-125.
- Papio C. (1987). Regeneració del pi blanc després d'un incendi. Ecosistemes Terrestres. Resposta als Incendis i altres Pertorbacions. *Quaderns Ecologia Aplicada* 10: 83-91.
- Papio C. (1994). *Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies*. Barcelona, Institut d'Estudis Catalans.
- Pausas J. G. (1997). Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal Vegetation Science* 8: 703-706.
- Perrinet M. (1987). Resposta de la vegetació al foc a les landes de la muntanya catalana. Ecosistemes Terrestres: Resposta als Incendis i altres Pertorbacions. *Quaderns Ecologia Aplicada* 10: 131-143.
- Prodon R., Fons R. y Peter A.M. (1984). L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les mammifères dans diverses formations méditerranéennes des Pyrénées orientales: premiers résultats. *Revue Ecologie, Terre et Vie* 39: 129-158.
- Puentes, A., Pereiras, J. y Casal, M. (1988). Estudio del banco de semillas de *Ulex europaeus* L. en matorrales de Galicia (NW España). I. Primeros resultados. *Rev. Ecol. Biol. So.* 25: 215-224.
- Sala A., Sabate S. y García C.M. (1987). Structure and organization of *Quercus coccifera* garrigue after fire. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13: 99-110.
- Sanroque P., Rubio J.L. y Mansanet J. (1985). Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Revue Ecologie et Biologie du Sol* 22: 131-147.
- Saracino A. y Leone V. (1993). Natural regeneration 2 and 4 years after fire of *Pinus halepensis* Miller in

- dunal environment. *Fire in Mediterranean Ecosystems*. (L. Trabaud y R. Prodon, eds.). Brussels, Ecosystems Research Report 5, Commission of European Communities: 141-150.
- Saracino A. y Leone V. (1994). The ecological role of fire in Aleppo pine forests : overview of recent research. *2nd International Conference on Forest Fire Research*, Coimbra: 887-897.
- Tarrega R. y Luis-Calabuig E. (1987). Effects of fire on structure, dynamics and regeneration of *Quercus pyrenaica* ecosystems. Influence of Fire on the Stability of Mediterranean Forest Ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 13: 79-86.
- Trabaud L. (1970). Quelques valeurs et observations sur la phyto-dynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc. *Naturalia Monspelienis* 21: 231-242.
- Trabaud L. (1974). Experimental study of the effects of prescribed burning on a *Quercus coccifera* L. garrigue. *Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference* 13: 97-129.
- Trabaud L. (1983). Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-Languedoc (Sud de la France). *Annales Sciences Forestières* 40: 177-195.
- Trabaud L. (1984). Changements structuraux apparaissant dans une garrigue de chêne kermès soumise à différents régimes de feux contrôlés. *Acta Oecologica, Oecologia APPLICATA* 5: 127-143.
- Trabaud L. (1988). Survie de jeunes plantules de pin d'Alep apparues après incendie. *Studia Oecologica* 5: 161-170.
- Trabaud, L. (1993). Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées orientales françaises). *Vie Milieu* 43.
- Trabaud L. y Lepart J. (1980). Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.
- Trabaud L. y Lepart J. (1981). Floristic changes in a *Quercus coccifera* L. garrigue according to different fire regimes. *Vegetatio* 46: 105-116.
- Trabaud L. y Oustric J. (1989). Heat requirement for seed germination of three *Cistus* species in the garrigues of southern France. *Flora* 183: 321-325.
- Trabaud L., Grosman J. y Walter T. (1985a). Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forest. I. Understorey and litter phytomass development after wildfire. *Forest Ecology Management* 12: 269-277.
- Trabaud L., Michels C. y Grosman J. (1985b). Recovery of burnt *Pinus halepensis* Mill. forest. II. Pine reconstitution after wildfire. *Forest Ecology Management* 13: 167-179.
- Trabaud L. y Papio C. (1987). Regeneració de les garrigues a Montpellier i Garraf. Ecosistemes Terrestres : Resposta als Incendis i altres Perturbacions. *Quaderns Ecologia Aplicada* 10: 101-112.
- Troumbis A. y Trabaud L. (1986). Comparison of reproductive biological attributes of two *Cistus* species. *Acta Oecologica Oecologia Plantarum* 7: 235-250.
- Troumbis A. y Trabaud L. (1987). Dynamique de la banque de graines de deux espèces de cistes dans les maquis grecs. *Acta Oecologica, Oecologia Plantarum* 8: 167-179.