

LA PROBLEMÁTICA DE LOS INCENDIOS FORESTALES Y SU INCIDENCIA SOBRE LOS ROBLEDALES DE *QUERCUS PYRENAICA* EN LA PROVINCIA DE LEÓN

R. TÁRREGA GARCÍA-MARES¹ y E. LUIS CALABUIG¹

RESUMEN

La Comunidad de Castilla y León es una de las más afectadas por los incendios forestales, sólo superada por una zona tan conflictiva en este aspecto como Galicia. Dentro de la Cuenca del Duero es la provincia de León la que destaca normalmente por una mayor superficie quemada, aunque la mayor proporción corresponde a zonas desarboladas. Los fuegos se producen preferentemente en la parte norte y oeste de la provincia y las masas naturales más afectadas (prescindiendo de repoblaciones de pinos, matorrales y pastizales) son los ecosistemas de *Quercus pyrenaica*. En estas comunidades es frecuente que muchas especies puedan regenerarse vegetativamente tras el fuego, a partir de órganos subterráneos capaces de sobrevivir, ya que este mecanismo resulta ventajoso, no sólo como adaptación al fuego, sino también a la tala y al pastoreo, impactos frecuentes desde tiempos históricos. Por ello se produce después del incendio un proceso de autosucesión, de modo que las especies que aparecen ya en las primeras fases están condicionadas por las existentes previamente en la zona. A las pocas semanas predominan las especies perennes, herbáceas o leñosas, observándose una ligera invasión por terófitas entre uno y tres años tras el incendio. La cobertura vegetal y la riqueza específica son muy pequeñas al principio, tendiendo a aumentar en el curso del tiempo, con una posterior estabilización o ligero descenso. La rapidez en el proceso de regeneración depende en parte del nivel de degradación existente en la zona antes del incendio. En zonas poco degradadas que constituyen verdaderos bosques, muchos árboles pueden sobrevivir y en cinco años se recupera una estructura similar a la anterior al fuego. En formaciones arbustivas de roble se destruye toda la biomasa aérea, produciéndose un masivo rebrote de cepa que da lugar a un gran aumento en la densidad, con el consiguiente incremento del riesgo de nuevos incendios. Lo mismo ocurre en las comunidades más alteradas, en las que tras el fuego se observa un claro dominio de especies de matorral.

INTRODUCCION

El problema de los incendios forestales se ha agravado notablemente en las últimas décadas en España, constituyendo la más seria amenaza para las masas forestales, con el consiguiente avance de la desertificación. El bosque constituye un ecosistema extremadamente complejo, por lo que su destrucción por el fuego engendra una serie de degradaciones en cadena cuyos efectos pueden durar numerosos años e incluso a veces ser irreversible.

El fenómeno cobra nueva y penosa actualidad cada verano, e incluso en otras estaciones en períodos extremadamente secos. Así, la anormal falta de lluvia durante la mayor parte de 1989 se tradujo

en la calcinación de enormes extensiones del territorio nacional.

Aunque las condiciones climatológicas son decisivamente influyentes en los incendios forestales, está clara la intervención de otras causas como determinantes del agravamiento del problema. En efecto, las condiciones adversas afectan a todas las regiones con clima mediterráneo, en las cuales los incendios se han venido sucediendo desde la más remota antigüedad. Sin embargo, pese a no existir cambios climatológicos notables o persistentes, en los últimos años se ha producido en nuestro país un alarmante incremento en el número de fuegos y superficie quemada, con una siniestralidad superior a la de otros países de características similares, como Francia, Italia o Grecia (MOPU, 1982).

La responsabilidad del hombre en este aspecto es decisiva. Se estima que un 96% de los incendios

¹ Area de Ecología. Facultad de Biología. Universidad de León. 24071 León.

en España son debidos a la acción humana. El 4% restante se debe a causas naturales, por la acción de los rayos. Esta proporción es distinta a la que se da en otros ecosistemas típicamente mediterráneos, como los californianos, en donde los rayos pueden provocar hasta un 40% de los incendios (PRIETO, 1989).

Entre las causas citadas más frecuentemente como condicionantes del aumento de incendios se incluyen: *a)* la inadecuada política forestal que fomenta las repoblaciones monoespecíficas, continuas y densas, con especies (pinos y eucaliptos) en general más fácilmente inflamables que los bosques clímax propios de cada zona; *b)* el abandono del aprovechamiento del bosque por la población rural, con la consiguiente acumulación de leña e incremento en el riesgo de incendios unido a un desinterés en su protección al no ser ya fuente directa de beneficios; *c)* los conflictos de intereses entre los usuarios tradicionales del territorio y la administración, etcétera. A todo ello puede unirse el papel, en general accidental e involuntario pero no por ello menos efectivo, de los visitantes y «domingueros» de procedencia urbana, que en muchos casos y a pesar de las frecuentes campañas continúan ignorando los riesgos reales de incendio.

Una mejor gestión, unida a una adecuada información y concienciación del público en general, se hace cada vez más indispensable. Es preciso un conocimiento más profundo del problema y de las consecuencias que podría implicar la destrucción masiva de los bosques antes de que el proceso sea irreversible. Entre otros aspectos es necesario un análisis detallado de los mecanismos de recuperación post-fuego en cada tipo de ecosistema que permita tomar las medidas más adecuadas en cada caso concreto.

En este artículo se pretende tratar brevemente el fenómeno de los incendios forestales en León y su incidencia sobre los ecosistemas de *Quercus pyrenaica* (roble melojo o rebollo), por ser las masas forestales más afectadas por el fuego en esta provincia. Se comenta su respuesta de regeneración, sus mecanismos de defensa y los peligros derivados de la frecuente repetición de incendios. Es de esperar que un mejor conocimiento se traduzca en un mayor aprecio y defensa de estas comunidades, prácticamente endémicas de la Península Ibérica (Figura 1), y que pese a ello tienden a pasar bastante

inadvertidas en lo que se refiere a medidas de protección.

LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA PROVINCIA DE LEÓN

Los datos oficiales para el período 1975-84 (MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN, 1986) ponen de manifiesto que la comunidad de Castilla y León es, con la excepción de Galicia, la que presenta un mayor número de incendios y superficie quemada, aunque tampoco hay que olvidar su gran extensión. Dentro de ella es precisamente la provincia de León la que registra las cifras más alarmantes (Figura 2).

Sin embargo, cabe destacar que, a diferencia de otras provincias, la mayor parte de la superficie que se quema en León es desaborlada, como se pone de manifiesto en la Tabla I (datos procedentes de la Delegación de Montes de León); como media, en los quince años considerados, la superficie arbolada quemada es sólo un 16% de la superficie quemada total.

Por lo que se refiere al nivel de intencionalidad en los incendios, se sabe que como media un 20% son provocados, pero a esta cifra habría que añadirle, probablemente, un elevado porcentaje de los atribuidos a causas desconocidas, que en León constituyen un 70%.

La distribución de incendios no es uniforme por toda la superficie provincial, si no que éstos tienden a producirse de modo preferente en la parte Oeste (Comarca del Bierzo) y también en la zona Norte (Montaña), mientras que la parte Sureste (Meseta) prácticamente está libre de ellos. Esto se ilustra en la Figura 3, en la que se representa a modo de ejemplo la repartición de incendios correspondientes al año 1978. Se puede explicar en base a la vegetación de las distintas zonas, ya que la Sureste es una zona llana en la que predominan los campos de labor y en la que sólo persisten muy pocos encinares (*Quercus rotundifolia*) bastante degradados. Por el contrario, hacia el Oeste y hacia el Norte el relieve es mucho más accidentado, siendo abundantes los bosques, fundamentalmente de roble (sobre todo *Quercus pyrenaica*) y, en los enclaves eurosiberianos adecuados, de haya (*Fagus sylvatica*).



Fig. 1. Distribución de *Quercus pyrenaica* (según el Mapa Forestal de España, 1966) y localización de las zonas quemadas en la provincia de León, citadas como ejemplo a lo largo del texto.

TABLA I
 NUMERO DE INCENDIOS Y SUPERFICIE QUEMADA EN LA PROVINCIA DE LEON ENTRE 1974 Y 1988.
 ESTIMACION DE PERDIDAS

Años	N.º Incendios	Superficie quemada (ha)		Estimación pérdidas en miles de pesetas
		Arbolada	Desarbolada	
1974	229	1.852	6.934	103.630
1975	97	608	4.071	25.393
1976	103	1.490	4.783	76.800
1877	55	164	1.139	11.019
1978	367	9.026	36.368	904.926
1979	205	3.255	10.689	394.640
1980	278	2.445	27.169	261.046
1981	251	1.749	8.442	154.227
1982	279	2.028	11.241	169.487
1983	111	26	1.921	1.447
1984	222	1.141	5.893	158.885
1985	632	5.225	32.847	550.748
1986	342	2.219	9.148	1.159.853
1987	284	1.225	9.526	—
1988	838	929	7.900	—

(Fuente: Delegación de Montes de León.)

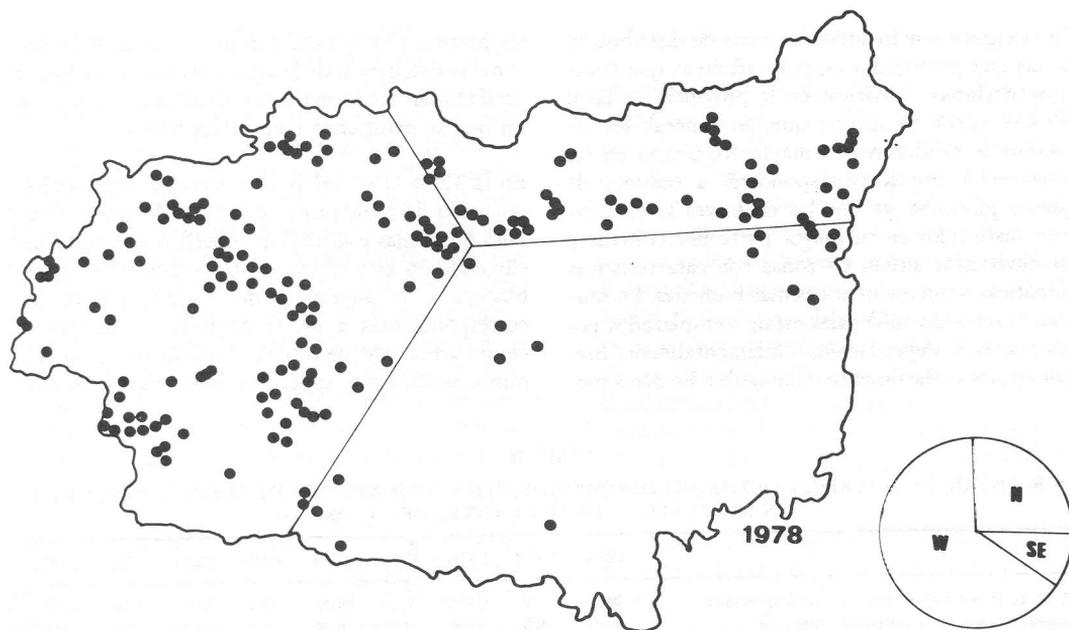


Fig. 3. Distribución en las diferentes partes de la provincia de León de los incendios ocurridos en el año 1978.

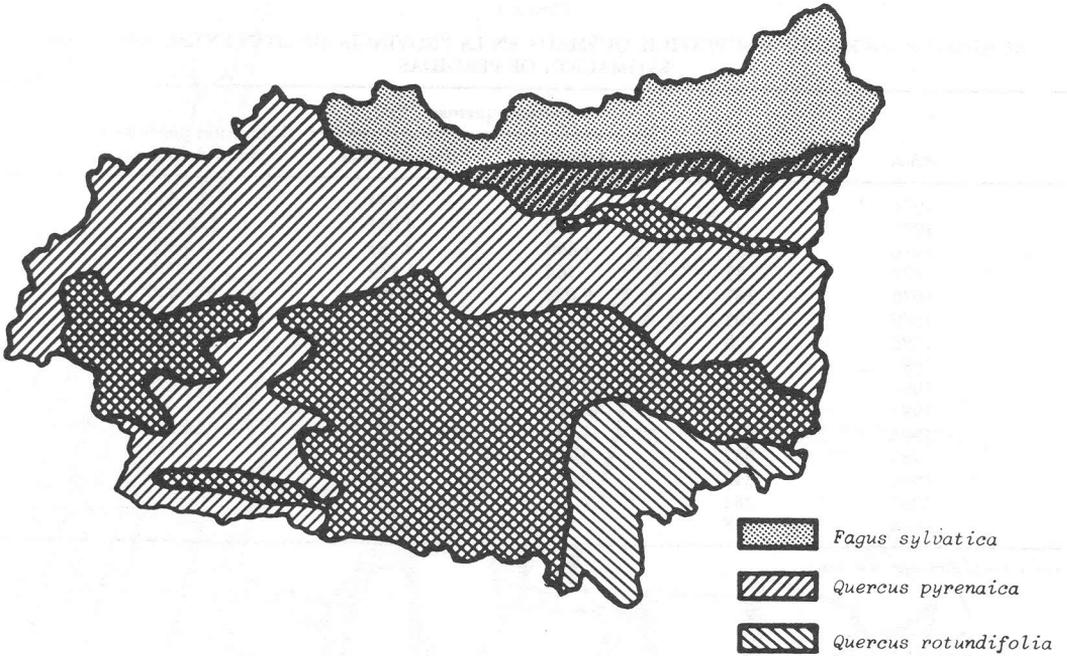


Fig. 4. Áreas potenciales de distribución de hayedos (*Fagus sylvatica*), robledales (*Quercus pyrenaica*) y encinares (*Quercus rotundifolia*) en la provincia de León.

En la Figura 4 se incluyen las áreas de distribución de las tres principales especies arbóreas que constituyen clímax climáticas en la provincia de León (PENAS, c. p.). Se aprecia que, en general, los incendios se producen con mayor frecuencia en las zonas cuya clímax correspondería a bosques de *Quercus pyrenaica*, ya que los encinares se encuentran sustituidos en su mayor parte por cultivos y los hayedos se sitúan en zonas con características climáticas o microclimáticas más húmedas. En muchos tramos los robledales están reemplazados por sus etapas de degradación, fundamentalmente brezales y jarales, fácilmente inflamables. En otras par-

tes persisten los robies, aunque bastante alterados como consecuencia de la acción humana, por lo que predominan las formaciones arbustivas y son raros los que se mantienen como tales bosques.

En la Tabla II se refleja el porcentaje de superficie quemada de roble respecto al total de masas naturales quemadas y al total de superficie quemada, incluyendo en este último caso los pinares de repoblación y la superficie desarbolada (faltan los correspondientes a 1981). Se incluyen las formaciones arbustivas de roble (consideradas por la Administración como superficie desarbolada o no ma-

TABLA II
PORCENTAJE DE SUPERFICIE QUEMADA CORRESPONDIENTE A COMUNIDADES DE *QUERCUS PYRENAICA* EN LA PROVINCIA DE LEON, ENTRE 1974 Y 1983

	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1982	1983
Respecto al total de masas naturales quemadas	96%	97%	96%	76%	90%	72%	89%	91%	85%
Respecto al total de superficie quemada	24%	38%	23%	16%	26%	15%	19%	28%	1%

(Fuente: Delegación de Montes de León. Elaboración propia.)

derable), ya que pese a su menor porte se trata de una especie arbórea y por tanto potencialmente puede dar lugar a bosques. Se pone de manifiesto el claro dominio de la superficie quemada de roble respecto a la de otros bosques (como media, un 88%), constituyendo, aproximadamente, un 21% de la superficie quemada total en la provincia de León.

La incidencia del fuego sobre las comunidades de *Quercus pyrenaica* no es, probablemente, un fenómeno nuevo. Entre las prácticas habituales de agricultores y pastores se han incluido desde siempre las quemadas, que muchas veces no eran controladas, extendiéndose a los bosques. Sin embargo, es evidente que el número de incendios se ha multiplicado en los últimos años. En los siguientes apartados se comentan las adaptaciones de las que se sirven las especies para sobrevivir en zonas donde los fuegos son frecuentes y cuáles de estos mecanismos se encuentran en las especies de los ecosistemas de *Quercus pyrenaica*.

ADAPTACIONES DE LAS PLANTAS PARA SOBREVIVIR AL FUEGO

En todas las regiones de la Tierra donde los incendios se producen con una cierta frecuencia, la selección natural ha actuado en el sentido de favorecer aquellas especies que posean adaptaciones para sobrevivir o para regenerarse rápidamente tras el fuego. En particular, en las zonas con clima mediterráneo (que incluyen no sólo la cuenca del Mediterráneo sino también otras zonas del planeta con las mismas condiciones de sequía estival), los incendios forestales se han venido produciendo desde tiempos históricos, al principio de forma natural, por la acción de los rayos, y más tarde por la acción voluntaria o involuntaria del hombre, que incrementó notablemente las frecuencias iniciales de fuego. En estas condiciones, son numerosas las formaciones arbustivas adaptadas a fuegos más o menos periódicos que incluso en algunos casos dependen de ellos para mantenerse en condiciones óptimas de estructura y funcionamiento. Constituyen ejemplos el chaparral californiano (BISWELL, 1974), maquis y garrigas en Francia (TRABAUD, 1980), Israel (NAVEH, 1974) y Grecia (PAPANASTASIS, 1980) y las formaciones denominadas «fynbos» en Sudáfrica (KRUGER, 1977).

En los ecosistemas en los que el fuego es un factor ecológico normal, las especies presentan mecanismos adaptativos frente a él, del mismo modo que las especies propias de los desiertos, por ejemplo, poseen adaptaciones frente a la aridez. Los distintos tipos de adaptaciones utilizadas para sobrevivir al fuego (NAVEH, 1974; GILL, 1977, 1981) se pueden agrupar del siguiente modo:

a) Adaptaciones que permiten a las especies sobrevivir al fuego, anulando sus efectos nocivos. Los casos más típicos los constituyen los árboles con cortezas gruesas y aislantes que resisten elevadas temperaturas, como el alcornoco (*Quercus suber*).

b) Incremento de la regeneración vegetativa de las plantas después del incendio: Se basa en la supervivencia de algún órgano de la planta, generalmente subterráneo, que no es dañado por el fuego debido a la mala difusión del calor en el suelo. La gran abundancia de helechos (*Pteridium aquilinum*) después del fuego (AHLGREN, 1974; GLIESSMAN, 1978) se debe en su mayor parte a reproducción vegetativa por supervivencia de los rizomas.

c) Incremento de la reproducción por la acción del incendio. Puede producirse a tres niveles:

- Estimulación de la floración tras el fuego.
- Estimulación de la dispersión de semillas como consecuencia del fuego: Muchas especies de pinos (*Pinus banksiana*, *P. halepensis*, *P. brutia*, *P. radiata*, *P. contorta*...) poseen piñas cerradas termohiscentes que necesitan del calor del incendio para que se destruya el material resinoso que rodea las piñas y puedan ser liberadas las semillas. Las especies del género *Eucalyptus* suelen presentar también este mecanismo. Este es el motivo de que los pinos y eucaliptos de repoblación estén extendiendo su área extraordinariamente en zonas de frecuentes incendios, como Galicia, por la enorme dispersión de semillas provocada por el fuego (DALDA, 1978; VEGA, 1978).
- Estimulación de la germinación por el fuego: Algunas especies tienen semillas con gruesas cubiertas, impermeables a la humedad; la elevación de temperatura durante el incendio provoca la rotura de la cubierta; la semilla puede absorber humedad y comienza la germinación.

Parece que éste es el caso de muchas especies de jaras (*G. cistus*).

Estos distintos mecanismos pueden aparecer de forma combinada. Además, el que resulte más ventajoso un tipo u otro depende, entre otros aspectos, del régimen de fuegos. Las especies que son propias de zonas en las que el fuego es un factor habitual y que presentan estas adaptaciones se conocen como especies pirófitas. Estas especies no sólo no resultan perjudicadas por los incendios, sino que en la práctica resultan favorecidas al desaparecer por efecto del fuego la competencia con otras especies. Sin embargo, en los últimos años tiende a discutirse este concepto (TRABAUD, 1987; TROUMBIS y TRABAUD, 1989), ya que en realidad muchos de los mecanismos descritos anteriormente sirven también como adaptaciones a factores distintos del fuego. Por ejemplo, el rebrote vegetativo, frecuente en matorrales del tipo del brezo (*G. Erica*), tojo (*G. Ulex*), etc., o en muchas especies de árboles (*G. Eucalyptus*, *G. Quercus...*), surge también como respuesta a la tala o, en el caso de especies herbáceas, al pastoreo. Además, se dan casos de especies que poseen adaptaciones semejantes y son propias de zonas en las que no suele haber incendios. Lo que parece indudable es que, aunque tales mecanismos no se hayan desarrollado necesariamente como respuesta selectiva al factor fuego, las especies que lo poseen resultan favorecidas y son capaces de sobrevivir o colonizar rápidamente las zonas quemadas.

ADAPTACIONES EN LAS COMUNIDADES DE *QUERCUS PYRENAICA*

Las comunidades de *Quercus pyrenaica* no son, evidentemente, comunidades dependientes del fuego (también llamadas «clímax de fuego»). El melojo en su estado climácico forma verdaderos bosques, pero ha sido enormemente alterado por la actividad humana (fundamentalmente por tala, pastoreo e incendios), por lo que en la actualidad predominan las formaciones arbustivas más o menos degradadas. Por tanto, el fuego en ningún modo favorece a estos ecosistemas, sino que los conduce a una pérdida progresiva de madurez. Sin embargo, debido a la continua acción perturbadora del hombre a lo largo de cientos de años, la mayoría de las especies propias de esta zona poseen mecanismos que les permiten persistir en ellas.

Así, por ejemplo, la mayor parte de los árboles de *Quercus pyrenaica* pueden sobrevivir al incendio aunque con las ramas inferiores más o menos dañadas cuando se trata de fuegos de superficie. Sólo los ejemplares de menor tamaño suelen ser totalmente destruidos en su parte aérea, aunque son capaces de rebrotar de cepa. Además, si se estudian las especies que comienzan a aparecer a las pocas semanas de producirse el incendio y se establecen los biotipos dominantes, se observa un neto predominio de especies perennes, herbáceas o leñosas, y sólo una pequeña proporción de especies anuales. Por ejemplo, en muestreos realizados en dos zonas al mes de la quema (TÁRREGA y LUIS, 1989) se detectaron 16 especies y aunque no eran exactamente las mismas en los dos robledales, sólo dos en cada zona eran anuales. Esto conduce a pensar que las otras especies sobrevivieron al fuego, bien en forma de semillas enterradas en el suelo o bien por supervivencia de sus órganos subterráneos, pues en tan poco tiempo no sería posible la llegada de semillas de tantas especies perennes, que suelen poseer mecanismos de dispersión no demasiado rápidos en relación a las especies anuales.

Entre las especies leñosas que aparecen en este primer muestreo en alguna de las dos zonas se sabe que rebrotan de cepa *Quercus pyrenaica* y *Q. rotundifolia*, *Erica australis* subsp. *aragonensis* y *Daphne gnidium*. Entre las herbáceas, todas las gramíneas encontradas son vivaces, excepto *Vulpia bromoides*, produciéndose regeneración a partir de órganos subterráneos en *Arrhenatherum elatius* subsp. *bulbosum* y *Brachypodium pinnatum* subsp. *rustre*. Las demás, *Dactylis glomerata*, *Avenula marginata* subsp. *sulcata*, *Phleum pratense* y *Festuca rubra*, poseen cepas fibroso-cespitosas probablemente capaces de soportar incendios no demasiado intensos. En la mayoría de estas especies la capacidad de rebrote sería más una adaptación al pastoreo que a los incendios, pues todas ellas se incluyen entre las consideradas como muy buenas para el pasto. Por lo que se refiere a los helechos, aparece *Pteridium aquilinum*, que se regenera a partir de rizomas.

En cuanto a las especies cuya germinación resulta estimulada por el fuego, en algunas comunidades de *Quercus pyrenaica* bastante degradadas, se observa una gran abundancia de *Cistus laurifolius*, que parece incrementar su importancia como consecuencia de los incendios.

REGENERACION DE LOS ROBLEDALES QUEMADOS

Puesto que la mayor parte de las especies vegetales que forman parte de estos ecosistemas poseen mecanismos que les permiten sobrevivir o regenerarse rápidamente tras el incendio, no se produce una verdadera sucesión secundaria en el sentido clásico del término (sustitución de unas especies por otras), sino una autosucesión, de modo que las plantas que aparecen en la zona después del fuego dependen en gran medida de las que existían previamente, lo que coincide con los resultados obtenidos por otros autores que estudian la regeneración posfuego en otro tipo de comunidades (NOBLE y SLATYER, 1977; TRABAUD, 1980).

Esto se comprueba cuando se dispone de datos sobre la composición específica anterior al fuego. Se pone de manifiesto en estos casos que el porcentaje de especies coincidentes suele ser muy elevado ya desde las pocas semanas del incendio. En los casos (la mayoría) en los que no se dispone de muestreos previos específicos de la zona quemada, se confirma este hecho comparando con los inventarios fitosociológicos correspondientes. En la Tabla III se incluyen a modo de ejemplo dos zonas. La designada como zona Z se había estudiado antes del incendio por Díez (1982) y se observa que, al mes de producirse éste, un 69% de las especies que aparecían se habían detectado ya antes en la zona. En los años siguientes estos porcentajes decrecen ligeramente, dándose el más bajo, un 53%, al segundo año del fuego. Si se considera el porcentaje de cobertura correspondiente a dichas es-

pecies, las proporciones se incrementan bastante, salvo para el primer muestreo. La denominada zona E se compara con los inventarios realizados por RIVAS *et al.* (1984) de la asociación *Linario triornithophorae-Quercetum pyrenaicae*, incluyéndose, además de las especies señaladas por estos autores como características de asociación, alianza, orden y clase que se encuentran en la zona después del fuego, la citadas como compañeras, pues ello indica que aparecen normalmente en comunidades de este tipo no quemadas. En el primer muestreo, un 26% de las especies registradas corresponden a las citadas como características y más del 31% restante a las citadas como compañeras. Los porcentajes varían sin tendencia clara en los años siguientes, dándose el máximo de coincidencia a los cinco años, con un 33% de especies características y un 50% citadas como compañeras. Teniendo en cuenta el valor de importancia de las especies, se aprecia un aumento en las características de asociación, alianza y orden, excepto para el muestreo realizado al mes del incendio.

La rapidez en el proceso de regeneración está condicionada en parte por el nivel de degradación existente en la zona antes del incendio. Si la comunidad estaba poco alterada (como es el caso de la zona E y la zona Z, antes comentadas), es decir, si persistía como bosque con árboles bien desarrollados, la mayoría de éstos puede sobrevivir a fuegos de superficie y, aunque más o menos dañados, son suficientes para mantener una estructura y características microclimáticas bastante similares. En estas condiciones, sólo tiene que recuperarse el soto-

TABLA III

PORCENTAJE DE ESPECIES ENCONTRADAS EN SUCESIVOS MUESTREOS QUE YA HABIAN SIDO CITADAS EN LA ZONA ANTES DEL INCENDIO (ZONA Z) O QUE COINCIDEN CON LAS DE LA ASOCIACION FITOSOCIOLOGICA CORRESPONDIENTE (ZONA E). PORCENTAJES DE COBERTURA POR TALES ESPECIES

	TIEMPO TRANSCURRIDO TRAS EL FUEGO				
	1 mes	1 año	2 años	3 años	5 años
ZONA Z					
Especies presentes antes del fuego	69%	64%	53%	59%	63%
Cobertura por tales especies	66%	84%	66%	74%	78%
ZONA E					
Especies citadas como compañeras	26%	33%	21%	29%	33%
Especies citadas como características	31%	44%	42%	46%	50%
Cobertura por características	13%	46%	34%	45%	32%
Cobertura por compañeras	29%	45%	41%	26%	44%

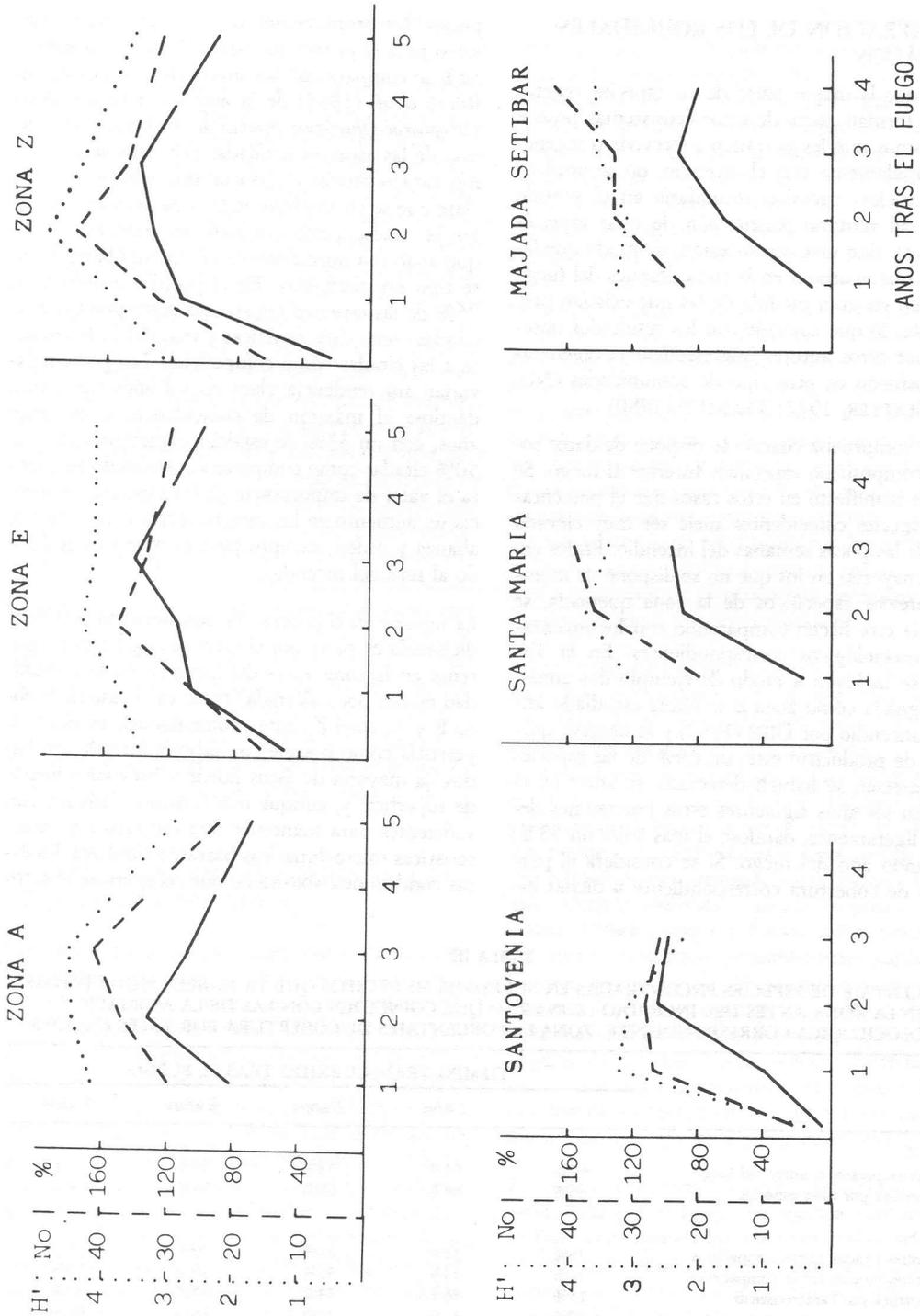


Fig. 5. Evolución de la cobertura vegetal (%), riqueza específica (No) y diversidad (H', índice de Shannon-Weaver) en función del tiempo transcurrido desde el

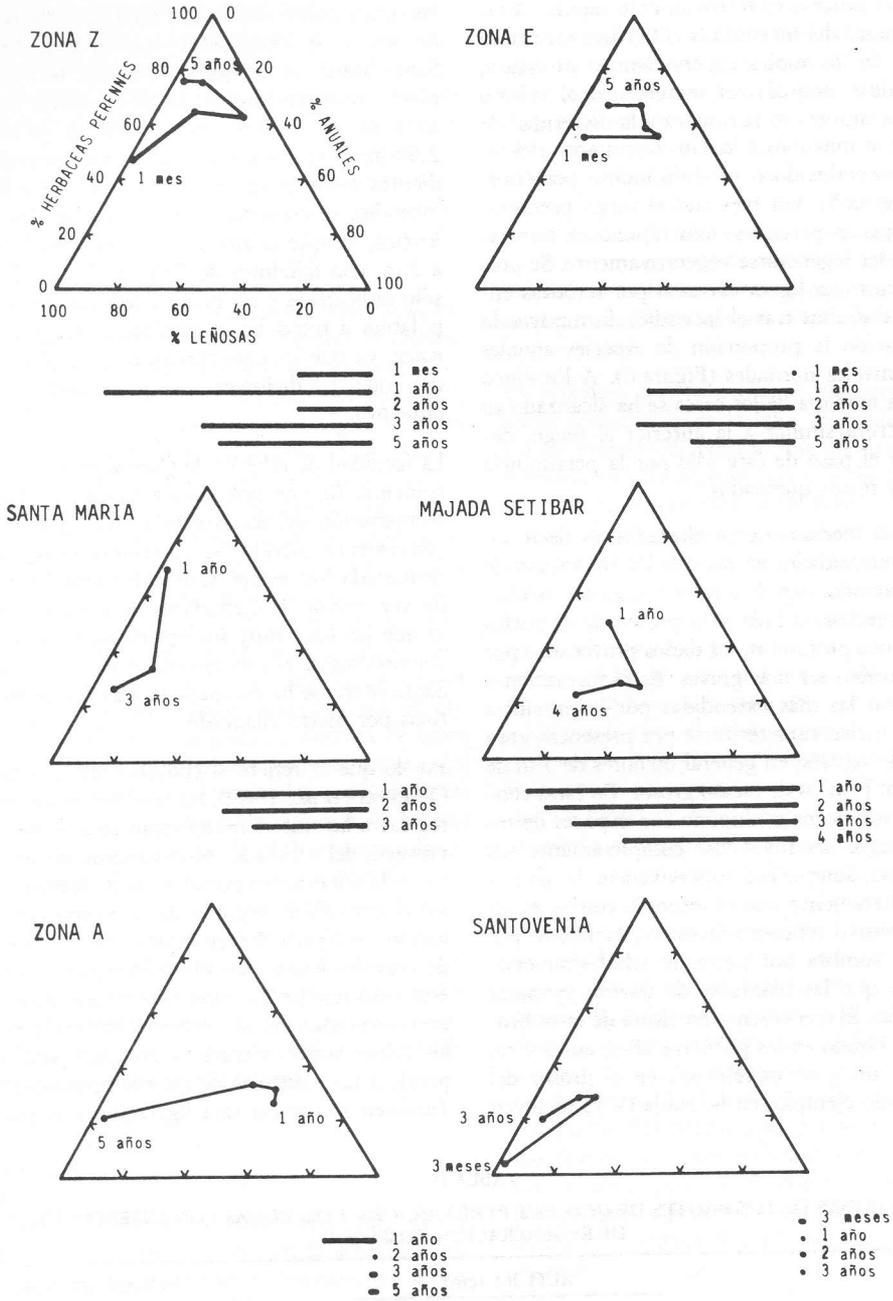


Fig. 6. Evolución temporal de los porcentajes de los tres biotipos en función del tiempo transcurrido desde el incendio. Las líneas bajo cada triángulo de porcentajes indican la proporción de cobertura por brotes de *Quercus pyrenaica* respecto a la cobertura total por especies leñosas, en cada período de tiempo considerado.

bosque y el proceso es relativamente rápido. A las pocas semanas del incendio la cobertura vegetal (a excepción de los robles supervivientes) es escasa, produciéndose después un incremento al mismo tiempo que aumentan la riqueza y la diversidad de especies, con máximos a los dos o tres años del incendio, descendiendo o estabilizándose posteriormente (Figura 5). Un mes tras el fuego predominan las especies perennes, más rápidas en reinstalarse al poder regenerarse vegetativamente. Se produce después una ligera invasión por terófitas entre uno y dos años tras el incendio, disminuyendo a continuación la proporción de especies anuales hasta los niveles normales (Figura 6). A los cinco años, en la mayoría de los casos se ha alcanzado ya una estructura similar a la anterior al fuego, detectándose el paso de éste sólo por la persistencia de algunos restos quemados.

En las áreas medianamente alteradas, es decir, en aquellas comunidades en las que los robles son de pequeño tamaño, debido a talas frecuentes, o a sucesivos incendios, o bien a la presencia de suelos pobres y poco profundos, los daños provocados por el fuego pueden ser más graves. Estas formaciones de roble son las más extendidas por la provincia de León y suelen caracterizarse por presentar gran densidad de árboles, en general menores de 5 m de altura y con troncos de escaso grosor. En estas condiciones, muy pocos o ninguno son capaces de resistir al fuego, destruyéndose completamente sus partes aéreas, aunque con supervivencia de sus raíces. Inmediatamente tras el incendio comienza un rápido y masivo rebrote vegetativo, facilitado por la falta de sombra por parte de árboles supervivientes, ya que las plántulas de *Quercus pyrenaica* son heliófilas. El crecimiento en altura de estos brotes es muy rápido en los primeros años, aunque no se produce un gran incremento en el grosor del tronco. Como ejemplo, en la Tabla IV se incluyen

las dimensiones máximas y medias de las plántulas de dos zonas, designadas como Majada Setibar y Santa María, en las que se midieron 40 y 30 ejemplares, respectivamente. La altura media a los tres años es de 1,70 m, con máximos próximos a 2,40 m. Si se comparan con los valores correspondientes a brotes de otra zona a los ocho años del incendio, se comprueba que el crecimiento se ralentiza, ya que la altura media es apenas superior a 2 m, con máximos de 2,90 m. Estos valores son sólo indicativos y no pueden ser claramente extrapolables a todas las comunidades de *Quercus pyrenaica*, ya que las características particulares de cada zona condicionan en gran medida el crecimiento.

La facilidad de rebrote de *Quercus pyrenaica*, que en principio supone una clara ventaja para la pronta recuperación del ecosistema, puede suponer un inconveniente cuando las agresiones se repiten con demasiada frecuencia. Conduce a una densidad cada vez mayor de ejemplares de pequeño tamaño, lo que los hace muy susceptibles a nuevos fuegos, convirtiéndose el proceso en un círculo vicioso. En Santa María se ha estimado una media de seis plántulas por metro cuadrado.

Por lo que se refiere al conjunto de la comunidad (TÁRREGA *et al.*, 1989), las tendencias son muy parecidas a las que se manifiestan cuando hay supervivencia del arbolado, observándose un incremento en la cobertura vegetal y en la riqueza y diversidad específicas, seguido de una posterior estabilización o ligero descenso (Fig. 5). La proporción de especies leñosas en el sotobosque es mayor en este caso (en las comunidades consideradas como poco alteradas, no se incluyen en este porcentaje los robles supervivientes) y en gran parte corresponde a las plántulas de *Quercus pyrenaica* (Fig. 6). También se aprecia una ligera invasión por parte

TABLA IV
DIMENSIONES DE LOS BROTES DE *QUERCUS PYRENAICA* EN TRES ZONAS CON DIFERENTE EDAD DE REGENERACION POSFUEGO

	ALTURA (cm)			PERIMETRO (cm)		
	Max.	\bar{x}	σ	Max.	\bar{x}	σ
SANTA MARÍA (2,5 años)	224	168	28	11	8	1
MAJADA SETIBAR (2 años)	236	170	21	12	9	1
OTRA ZONA (8 años)	287	208	35	14	9	2

de terófitas, detectada en los mayores porcentajes de especies anuales a los dos o tres años del incendio. Estos resultados coinciden con los de otros autores que señalan que la invasión por especies oportunistas es máxima entre uno y tres años tras el fuego, cuando sus semillas han tenido tiempo suficiente para llegar e instalarse, disminuyendo posteriormente al ser desplazadas por las especies características de la comunidad (DYRNESS, 1973; TRABAUD, 1980; CASAL *et al.*, 1984).

Por último, en aquellas comunidades que en su estado clímax corresponderían a bosques de *Quercus pyrenaica*, pero que han sido más fuertemente alteradas (por talas, quemas y también por pastoreo), de modo que en ellas sólo aparecen algunos robles o pequeños bosquetes aislados, cuando se produce un incendio éste se traduce en un mayor nivel de degradación. La situación se agrava porque es frecuente que los pocos árboles grandes, capaces de sobrevivir, sean talados después del incendio. En estas condiciones, la regeneración por vía vegetativa es escasa y se limita a los puntos próximos a los árboles destruidos por el fuego o talados después de él; la regeneración a partir de bellota es muy lenta y, además, prácticamente nula. Se observa en estos casos una gran proporción de especies de matorral, que tiende a incrementarse en el curso del tiempo. Son ejemplos las zonas designadas como A y Santovenia en la Figura 6, en las que la cobertura por plántulas de roble respecto a la cobertura vegetal total suele ser inferior al 1,5%, mientras que la proporción de especies leñosas es de un 75% a los pocos años del incendio. Esto supone un riesgo adicional, ya que las formaciones de este tipo son aún más susceptibles a nuevos fuegos que las comunidades con gran densidad de pequeños robles, y los nuevos incendios conducirán, a su vez, a una mayor alteración.

CONCLUSIONES

Los incendios forestales constituyen uno de los principales impactos ejercidos en la actualidad sobre los ecosistemas de *Quercus pyrenaica* en la provincia de León. La regeneración posfuego tiene lugar mediante un proceso de autosucesión, ya que muchas especies, entre ellas el propio roble melojo, son capaces de rebrotar vegetativamente. Esto conduce a una regeneración relativamente rápida,

condicionada en parte por el estado en el que se encontraba la comunidad antes del incendio. En los bosques con árboles bien desarrollados, la mayoría sobreviven a fuegos de superficie y en muy pocos años se alcanza una estructura similar a la que existía previamente. Si los robles son de menores dimensiones se destruye toda la parte aérea de la vegetación y es preciso que los brotes crezcan hasta su tamaño original. Aun así, el proceso es relativamente breve, pues la velocidad de crecimiento del melojo en las primeras etapas es muy grande y también el sotobosque se desarrolla rápidamente.

Es probable que esta rápida regeneración sea en parte responsable de la falta de medidas específicas de protección. No hay que olvidar que *Quercus pyrenaica* es una especie con una distribución restringida prácticamente a la Península Ibérica y aunque dentro de su área se encuentra ampliamente representada, lo cierto es que los verdaderos bosques son cada vez más escasos, predominando las formaciones arbustivas. La repetición de incendios en las últimas décadas es un impacto más que se suma a todos los ejercidos por el hombre sobre estas comunidades a lo largo de la historia. Aunque a los pocos años el robledal recupera una fisonomía similar a la anterior al fuego, es innegable el incremento progresivo de degradación. La densidad de brotes de roble suele ser mayor, lo que incrementa el riesgo de nuevos incendios. Además, los sucesivos fuegos impiden que los robles lleguen a alcanzar su total desarrollo y provocan una simplificación en la estructura de la comunidad, condicionando la desaparición de aquellas especies que, aun siendo capaces de regenerarse tras incendios esporádicos, no pueden resistir cuando éstos se producen con demasiada frecuencia. También hay que tener en cuenta las pérdidas de suelo en los primeros meses, en los que falta el efecto protector de las plantas. Las pérdidas pueden ser mínimas en zonas llanas, pero pueden llegar a ser bastante graves en zonas pendientes, contribuyendo este empobrecimiento progresivo del suelo a la pérdida de madurez y mayor degradación de la comunidad vegetal.

Se hace cada vez más urgente tomar medidas para la conservación de los melojares mejor desarrollados que todavía persisten, hasta ahora olvidados en el catálogo de espacios protegidos, aspecto que ha

sido recientemente señalado por otros autores (SÁNCHEZ y FERNÁNDEZ, 1989). También es preciso proteger las formaciones arbustivas con el fin

de potenciar en lo posible su avance hacia la etapa clímax o, por lo menos, impedir que alcancen un mayor nivel de degradación.

BIBLIOGRAFIA

- AHLGREN, C. E., 1974: «Effects of fire on temperate forests: North Central United States». In: *Fire and Ecosystems*. T.T. Kozlowski y C.E. Ahlgren. Academic Press. New York, pp. 195-223.
- BISWELL, H. H., 1974: «Effects of fire on chaparral». In: *Fire and Ecosystems*. T.T. Kozlowski y C.E. Ahlgren. Academic Press. New York, pp. 321-364.
- CASAL, M.; BASANTA, M., y GARCÍA NOVO, F., 1984: *La regeneración de los montes incendiados en Galicia*. Universidad de Santiago. Monografías de la Universidad de Santiago 99.
- DALDA, J., 1978: «Los efectos del fuego en la vegetación forestal de Galicia». *Naturalia Hispanica*, 16. ICONA.
- DÍEZ, C., 1982: *Estudio fenológico comparativo en dos robledales de la provincia de León*. Memoria de Licenciatura. Universidad de León. León.
- DYRNESS, C. T., 1973: «Early stages of plant succession following logging and burning in the Western Cascades of Oregon». *Ecology*, 54, pp. 57-69.
- GILL, A. M., 1977: «Plan traits adaptative to fire in mediterranean land ecosystems». In: *Proceedings of the Symposium on The Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-3, pp. 17-26.
- GILL, A. M., 1981: «Fire adaptative traits of vascular plants». In: *Fire Regimes and Ecosystem Properties. Proceedings of the Conference*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-26, pp. 208-230.
- GLIESSMAN, S. R., 1978: «The establishment of bracken following fire in tropical habitats». *Am. Fern. J.*, 68 (2) 41-44.
- KRUGER, F. J., 1977: «Ecology of Cape fynbos in relation to fire». In: *Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-3, pp. 230-244.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN, 1986: *Distribución temporal del peligro de incendios forestales*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza.
- MOPU, 1982: *La Naturaleza*. Unidades Temáticas Ambientales. Dirección General del Medio Ambiente.
- NAVEH, Z., 1974: «Effects of fire in the Mediterranean Region». In: *Fire and Ecosystems*. T.T. Kozlowski y C. E. Ahlgren. Academic Press. New York, pp. 401-434.
- NOBLE, I. R., y SLATYER, R. O., 1977: «Post-fire succession of plants in mediterranean ecosystems». In: *Proceedings of the Symposium on the Environmental Consequences of Fire and Fuel Management in Mediterranean Ecosystems*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-3, pp. 27-36.
- PAPANASTASIS, V. P., 1980: «Effects of season and frequency of burning on a phryganic rangeland in Greece». *J. of Range. Manage.*, 33 (4) 251-255.
- PENAS, A., Comunicación personal.
- PRIETO, F., 1989: «Incendios forestales. Ideas para una interpretación». In: *El Libro Rojo de los Bosques Españoles*. ADENA/WWF España, pp. 211-236.
- RIVAS, S.; DÍAZ, T. E.; FERNÁNDEZ, J. A.; LOIDI, J., y PENAS, A., 1984: *La Vegetación de la Alta Montaña Cantábrica: Los Picos de Europa*. Ed. Leonesas. León.
- SÁNCHEZ, D., y FERNÁNDEZ, F., 1989: «Bosques actuales». In: *El Libro Rojo de los Bosques Españoles*. ADENA/WWF España, pp. 67-108.

- TÁRREGA, R., y LUIS, E., 1989: «Sucesión posfuego y mecanismos de supervivencia en comunidades de *Quercus pyrenaica* en la provincia de León». *Options Méditerranéennes-Série Séminaires* 3, pp. 137-140.
- TÁRREGA, R.; CALVO, L., y LUIS, E., 1989: «Fire as a stressor. Comparative effects on climax and degraded *Quercus pyrenaica* communities». In: *International Congress on Forest Decline Research: State of Knowledge and Perspectives*, pp. 179-180. Friedrichshafen (R.F.A.), 1989.
- TRABAUD, L., 1980; *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse de Doctorat d'Etat. Foret Méditerranéenne.
- TRABAUD, L., 1987: «Fire and survival traits of plants». In: *The Role of Fire in Ecological Systems*. SPB Academic Publishing. The Hague (Netherlands), pp. 65-89.
- TROUMBIS, A. Y., y TRABAUD, L., 1989: «Some questions about flammability in fire ecology». *Acta Oecologica Oecol. Plant.* 10 (2) 167-175.
- VEGA, J. A., 1978: «Utilización del fuego controlado en las comunidades vegetales de Galicia». *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 7 (14) 3-19.