

12. IMPACTOS SOBRE LOS RIESGOS NATURALES DE ORIGEN CLIMÁTICO

C. RIESGO DE INCENDIOS FORESTALES

José M. Moreno

Contribuyentes

E. Chuvieco, A. Cruz Treviño, E. García Díez, E. de Luis Calabuig, B. Pérez Ramos,
F. Rodríguez Silva, J. San Miguel, R. Vallejo, J.A. Vega, R. Vélez Muñoz, G. Zavala

Revisores

M. Casal, C. García-Vega, C. Hernando, J.C. Mérida, J. Pausas, J. Piñol, J. Raventós,
A. Vázquez

D. X. Viegas, P. H. Zedler

RESUMEN

En España se registran cada año más de 20.000 incendios forestales, que afectan a más de 150.000 ha repartidas por toda nuestra geografía. Los incendios se dan principalmente en verano y son causados por las personas, en su mayoría de forma accidental. Los incendios se ven favorecidos por vegetación inflamable y condiciones climáticas desecantes (alta temperatura, baja humedad relativa del aire, sequía). En España, los incendios han sido más numerosos bajo altas temperaturas o índices de peligro y bajas precipitaciones, siendo las situaciones anómalas extremas más importantes que las medias.

Los índices de peligro, que se basan en un número pequeño de variables meteorológicas, son buenos predictores de la ocurrencia de incendios. Los índices de peligro aumentan de Oeste y Norte a Este y Sur, y con ello la probabilidad de que los incendios sean grandes. Cuanto mayor es el peligro más alta es la variabilidad del tamaño de los incendios y ésta se hace menos predecible en función de la climatología.

Con el cambio climático aumentarán las temperaturas así como la sequedad del suelo, en particular la frecuencia de escasez de agua, lo que inducirá una mayor desecación de los combustibles vivos y muertos y, por tanto, un aumento de su inflamabilidad. Por otro lado, la aridificación de algunas áreas reducirá la acumulación de combustible.

Durante el siglo XX, el índice medio de peligro ha aumentado constantemente, y lo seguirá haciendo en el siglo XXI. Las zonas con peligro alto, la duración de éste durante el año y las situaciones extremas de peligro se incrementarán con el tiempo. Estos aumentos hacen suponer que la frecuencia de incendios aumente. Las igniciones causadas por rayos aumentarán.

El abandono de tierras marginales continuará. La vegetación más mesofítica será reemplazada por otra más xerofítica. El aumento de superficie quemada se traducirá en más vegetación de matorral. En suma, el potencial de inflamabilidad del territorio aumentará. Las zonas más vulnerables serán el Norte de España, la alta montaña o las zonas de paramera, ya que se verán expuestas a un régimen de incendios más adverso que el actual.

La revisión de la política de lucha contra incendios, la inclusión del riesgo de incendio asociado a un determinado uso, la mejora en los sistemas de vigilancia y alerta precoz, así como una mejor formación e información de la población son algunas de las opciones adaptativas para mitigar los impactos adversos. Los esquemas de gestión basados en la exclusión total del fuego deben modificarse. El fuego debe incorporarse como herramienta de gestión para reducir la peligrosidad en ciertas áreas.

El potencial productivo del sector forestal disminuirá, así como el riesgo de pérdida de suelo y de biodiversidad. El uso residencial del monte se verá afectado. Desconocemos cómo cambiará el número de igniciones, el papel del paisaje en determinar la superficie quemada, el riesgo asociado al uso recreativo del territorio y la importancia de procesos que aumenten la necromasa de la vegetación, tales como plagas o sequías.

La detección del cambio en la ocurrencia de incendios requiere mantener la base de datos EGIF de incendios forestales de España. El cambio en el régimen de incendios afectará a las políticas de lucha y prevención de incendios forestales, de conservación del suelo y desertificación, de conservación de la biodiversidad y de utilización del territorio. Las necesidades de investigación más relevantes pasan por conocer la interacción entre sequía, el peligro de incendio y la respuesta de la vegetación al fuego, además de disponer de escenarios climáticos y de vegetación con resolución espacial y temporal adecuada.

12.C.1. INTRODUCCIÓN

12.C.1.1. Antecedentes sobre clima e incendios

Los incendios forestales son uno de los factores que más influyen sobre la estructura y funcionamiento de gran parte de los ecosistemas terrestres. Estos son responsables de la emisión a la atmósfera de grandes cantidades de CO₂ y otros gases (Prentice *et al.* 2000). Actualmente, se queman más de 1000 Mha al año, mayoritariamente en las sabanas tropicales, así como en los bosques tropicales y boreales (Levine 1991). Las zonas mediterráneas y del Sur de Europa son, igualmente, áreas con una alta incidencia de incendios (Vélez 2000a).

En el pasado, la relación entre cambio climático e incendios forestales ha sido estrecha (Clark 1988, Carcaillet *et al.* 2002), de manera que han sido más frecuentes en los periodos cálidos que en los fríos. En España, la relación entre el cambio climático pasado, la vegetación y los incendios comienza a ser conocida, sobre todo a partir del Holoceno (Peñalba 1994, Goñi y Hannon 1999, Carrión y van Geel 1999, Santos *et al.* 2000). Durante este periodo la vegetación española ha sido enormemente dinámica, con cambios asociados al clima. La presencia de restos de carbón en los registros sedimentarios es intermitente. La relación entre clima e incendios puede verse bien en la reconstrucción de la Sierra de Gádor: La creciente aridificación a partir del Holoceno medio se tradujo en un aumento en la frecuencia de los eventos extremos de incendios (pasándose de picos de 300-400 años a otros de 100-200 años), así como en un cambio de la vegetación (Carrión *et al.* 2003). La irrupción del hombre supuso un incremento en la frecuencia de incendios en la mayoría de los sitios estudiados, así como una alteración de la vegetación dominante.

Aunque es común encontrar referencias históricas sobre los incendios forestales (Lloret y Mari 2001, Pausas 2004), o sobre normativas relacionadas con los mismos (Vélez 2000a), la reconstrucción del régimen de incendios de España a partir de datos históricos no ha sido posible, y menos aún de su cambio con el clima. Por otro lado, la falta de masas arbóreas viejas ha dificultado poder descifrar el grado de recurrencia de los incendios. La datación de las cicatrices de *Pinus pinaster* en Sierra Bermeja muestra que los incendios de superficie ocurrieron durante la última parte del siglo XIX y la primera del XX con elevada frecuencia (recurrencias de 11-35 años), y probablemente estuvieron ligados al pastoreo (Vega 2000).

12.C.1.2. Tendencias en el número y área quemada por los incendios en España

El número de incendios registrados en España ha aumentado durante las últimas décadas, hasta estabilizarse últimamente. La tendencia en la superficie anual quemada es diferente. Entre los años 60 y 80 la superficie quemada se multiplicó hasta alcanzar una situación como la actual, caracterizada por su enorme variabilidad anual (Fig. 12.C.1). Aunque parte de este cambio es debido al hecho de que la estadística antigua se centraba en terrenos gestionados públicamente, el hecho es que, con el tiempo, los incendios se han ido extendiendo desde unos pocos puntos hasta la práctica totalidad de la geografía española (Moreno *et al.* 1998). No obstante, existen unas cuantas áreas, localizadas en el Noroeste, Centro, Levante y Sur y Suroeste, en las que son particularmente abundantes (Fig. 12.C.2).

El origen de los incendios es mayoritariamente humano (>95%), destacando Galicia entre las regiones con mayor número de incendios intencionados. Los incendios ocasionados por rayo son poco importantes, aunque en algunas zonas lo son: en la provincia de Teruel más de la mitad de los incendios son causados por rayo, un tercio de la superficie quemada en las comunidades de Valencia, Castilla-La Mancha o Aragón entre los años 1989-1995 lo fue a causa del rayo, el rayo ha sido el causante de buena parte de los incendios mayores de 10000 ha (Vélez 2000b). Los incendios ocurren mayoritariamente en verano aunque existe cierta variabilidad a lo largo de nuestra geografía y en relación con la causa del incendio. Así,

mientras que los incendios por rayo están claramente circunscritos a esta estación, los incendios de origen humano pueden ocurrir en otros momentos del año (Fig.12.C.3).

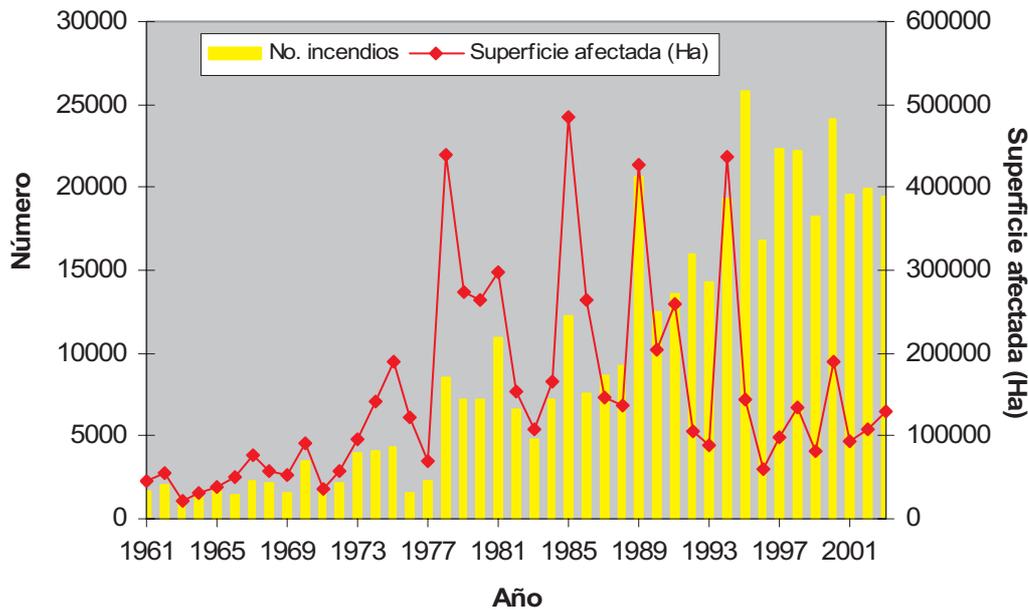


Fig. 12.C.1. Variación anual de los incendios registrados y superficie afectada por los mismos durante las últimas décadas. Fuente: EGIF (DGB, MIMAM) y elaboración propia.

Por otro lado, la naturaleza de lo que se quema ha ido cambiando con el tiempo: durante los últimos años se aprecia una tendencia hacia la dominancia de las superficies desarboladas en detrimento de las arboladas (Fig. 12.C.4). Entre las masas quemadas dominan las coníferas, en particular *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster*. La edad media de los árboles quemados apenas alcanza los 25 años (Moreno *et al.* 1998). Entre las frondosas dominan los *Quercus* y *Eucalyptus*.

12.C.1.3. Importancia de los incendios en España

En promedio, durante los años 1991-2002 la superficie quemada anualmente fue un 0,55% de la superficie forestal. Esto es, si todo el territorio forestal se quemase por igual se necesitarían 180 años para que ardiese una vez. Esta cifra global enmascara el hecho de que hay grandes diferencias en el tiempo de recurrencia. En 100 años, algunas zonas se quemarán varias veces, mientras que otras no lo harán ninguna (Vázquez y Moreno 1998a, b). Las pérdidas que ocasionan los incendios, bien en productos primarios bien en beneficios ambientales, son cuantiosas, pudiendo superar en años particularmente malos los 400 M€ en beneficios directos y los 1000 M€ en los totales (EGIF, DGB, MIMAM). Por otra parte, los costes relacionados con la prevención, extinción y restauración de los daños son también cuantiosos. Si tomamos como ejemplo la Generalitat de Valencia, en la década de los 90 se pasó de invertir 9,34 M€, la mayor parte (77%) en extinción, a 60,77 M€ en 2000 (65% en extinción). Este aumento de casi 7 veces en extinción y de 10 veces en prevención no se corresponde con una disminución equivalente en la superficie quemada (Vega García 2003). En paralelo a las administraciones regionales, la administración central del estado invierte sumas importantes, siendo el promedio anual durante la última década de 50 M€, 35% en prevención y 65% en extinción (DGB, MIMAM). Esto indica que la capacidad de controlar la superficie quemada tiene límites, y mayores inversiones no necesariamente suponen una mayor efectividad. En este sentido, las

políticas que ponen énfasis en los aspectos preventivos, con planes específicos de prevención por propiedad, como se hace en algunas Comunidades Autónomas, pueden ser más eficaces.

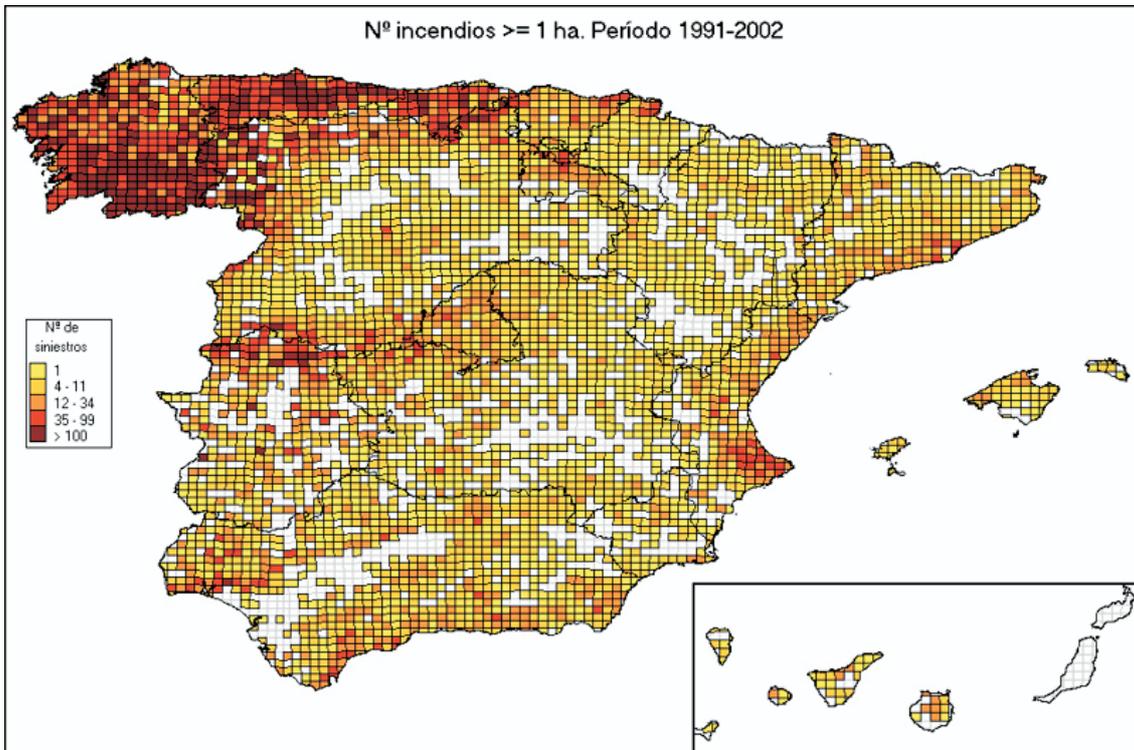


Fig. 12.C.2. Distribución de los incendios forestales iguales o mayores de 1 ha en España durante el periodo 1991-2002. Fuente: DGB, MIMAM.

12.C.2 SENSIBILIDAD AL CLIMA ACTUAL

12.C.2.1. Factores que controlan los incendios forestales

Clima, vegetación y combustible

El clima determina la vegetación dominante en una región (Rivas Martínez 1987) y, por tanto, la cantidad y tipos de combustible disponible para propagar el fuego. Consecuentemente, las relaciones clima-vegetación suelen ser buenas (Moreno *et al.* 1990, Fernández Palacios 1992, Gavilán y Fernández-González 1997, Ojeda *et al.* 1998). En general, en España, la vegetación madura compuesta por caducifolios domina en las zonas más lluviosas, mientras que la de perennifolios lo hace en las zonas secas. La intensa utilización de nuestro país hace que la vegetación natural madura no abunde, siendo más frecuente la vegetación natural procedente de la sucesión secundaria o de la reforestación. En muchos casos, la inflamabilidad de esta vegetación secundaria es mayor que la de la vegetación natural madura. Esto es particularmente así en el caso de que la vegetación pioneras esté dominada por especies acumuladoras de combustible fino y necromasa. Por ello, la relación entre inflamabilidad de la vegetación y clima no es simple. Durante la última parte del siglo XX, la vegetación dominante ha ido incrementado su potencial combustible como consecuencia de la menor explotación y pastoreo, el abandono de cultivos marginales y la falta de aprovechamiento de leñas (Vélez 2000a). Además, la vegetación que crece tras la quema de algunas plantaciones de coníferas o de frondosas tipo eucalipto es, con frecuencia, altamente inflamable.

Meteorología

Las variables meteorológicas que mayor papel juegan sobre el desarrollo de un incendio son la temperatura, la velocidad del viento, la humedad relativa y la estabilidad de la atmósfera (Mérida 2000). En los ambientes estables y secos del verano la energía que se recibe del sol aumenta la temperatura lo que hace que disminuya la humedad relativa del aire. Ambas variables (temperatura y humedad relativa del aire) controlan el estado de hidratación de los combustibles muertos. El viento es otro elemento crítico: la velocidad de propagación del frente de llamas es directamente proporcional a la velocidad del viento. Las situaciones de mayor peligro son aquellas que vienen acompañadas de vientos fuertes y secos. Son particularmente críticos los vientos de tipo *föhn*, esto es, aquellos que se dan a sotavento de las montañas como consecuencia de la compresión adiabática del aire al descender por sus laderas (Millán *et al.* 1998), siendo los causantes de algunos de los grandes incendios de España (Gómez-Tejedor *et al.* 2000).

El incendio calienta el aire y hace que se eleve, produciendo una depresión a la que fluye aire fresco, aportando el oxígeno que mantiene la combustión. Cuando hay viento, este efecto se ve aumentado a sotavento por el flujo producido por éste. La estabilidad de los niveles bajos de la atmósfera es determinante para que el viento local originado por el incendio sea más o menos intenso. Las situaciones de inestabilidad atmosférica favorecen el movimiento vertical del aire caliente, facilitando el movimiento lateral del aire hacia el frente de llamas. Por el contrario, bajo condiciones de estabilidad los incendios son relativamente menos peligrosos. Así, con dos parámetros de la estabilidad atmosférica Díez *et al.* (2000) calcularon con alto nivel de precisión la ocurrencia diaria de incendios en Galicia. Las situaciones sinópticas que determinan los estados de la atmósfera son, por tanto, determinantes de la ocurrencia de incendios forestales (Díez *et al.* 1994). Éstas determinan el flujo atmosférico y, a través de él, el viento, la precipitación o las descargas de rayos, entre otros (Gómez-Tejedor *et al.* 2000, González-Hidalgo *et al.* 2001, Goodess y Jones 2002, García-Herrera *et al.* 2003, Muñoz-Díaz y Rodrigo 2003, Tomás *et al.* 2004). Consecuentemente, buena parte de los incendios ocurren bajo condiciones sinópticas determinadas (Bardají *et al.* 1998). Esto es similar en el resto del mundo (Da Camara *et al.* 1998, Johnson y Wowchuk 1993).

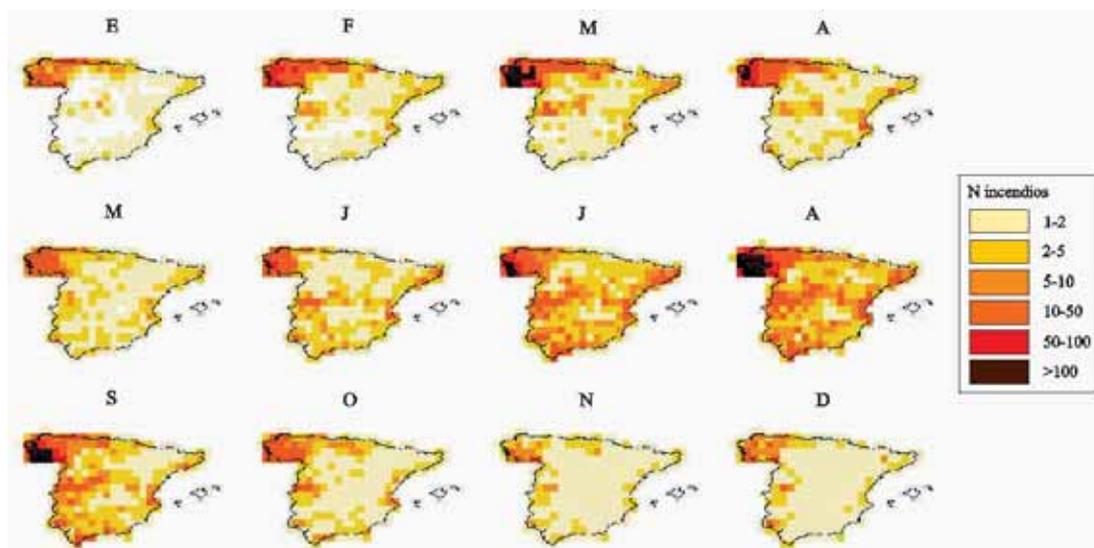


Fig. 12.C.3. Ocurrencia de incendios en la España Peninsular en los distintos meses del año durante la década 1990-1999. (Se muestra el número medio de incendios por mes). Datos de Moreno, Zavala y Díaz (no publicados) según datos de EGIF (DGB, MIMAM).

Combustibles

Humedad del combustible ligero vivo: El contenido en humedad de los combustibles finos vivos varía a lo largo del año, siendo máximo en primavera y mínimo a finales de verano. El contenido en humedad está relacionado con la fenología y disponibilidad de agua en el suelo, por lo que se relaciona bien con índices de sequía (Viegas *et al.* 2001, Castro *et al.* 2003)(Fig. 12.C.5). La relación es tal que los efectos más importantes ocurren en las fases primeras de falta de agua en el suelo. Esta relación varía según las especies. Así, el contenido de humedad de las especies pioneras suelen variar más, y está más estrechamente vinculado a la ocurrencia de lluvia que el de otras especies más tardías en la sucesión, y con acceso a agua a mayor profundidad (Moreno y Cruz 2000, Peñuelas *et al.* 2001, Viegas *et al.* 2001, Filella y Peñuelas 2003). Por tanto, el estado de los combustibles vivos depende de cuanto llueve y de cuándo llueve. Igualmente, el contenido en humedad puede variar con la edad de la planta (Baeza *et al.* 2002).

Composición química: Además del agua, la composición química de los vegetales determina su contenido energético e inflamabilidad. Las sustancias extractivas en éter (aceites esenciales, resinas, etc.) favorecen la inflamabilidad (Trabaud 1976). Las especies forestales sufren variaciones estacionales acusadas en su contenido químico (Elvira y Hernando 1989, Núñez-Regueira *et al.* 1999), haciendo que su inflamabilidad cambie también a lo largo del año (Núñez-Regueira *et al.* 2000).

Humedad del combustible ligero muerto: La humedad de los combustibles vivos se mantiene debido al transporte de agua desde el suelo, de ahí que las hojas vivas y ramas tengan contenidos de humedad relativamente altos incluso en épocas secas. Sin embargo, el contenido de los combustibles muertos fluctúa ampliamente en respuesta a las variaciones en la humedad relativa del aire, junto con la lluvia, o la radiación solar, entre los tres factores más importantes. La propagación del fuego es muy sensible al combustible ligero muerto ($\phi \leq 6$ mm), pues es el que más rápidamente se inflama al estar expuesto a un foco calorífico. Además, este combustible también es el que se ajusta más rápidamente a las condiciones meteorológicas. La humedad de los combustibles muertos en pie varía a lo largo del año, siendo más baja en verano. En atmósferas estables, la humedad relativa disminuye al aumentar la temperatura, de ahí que el contenido en humedad de estos combustibles sea máximo a primeras horas del día y mínimo al comenzar la tarde. Igualmente, el contenido en humedad de la hojarasca depende de las condiciones meteorológicas, de su exposición al sol así como del contenido en humedad del suelo. Cuanto más desecante sea la atmósfera y menor la humedad del suelo, más seca estará la hojarasca, lo que aumentará su inflamabilidad y combustibilidad, así como la de los combustibles muertos en pie (Valette 1988, Viegas 1998).

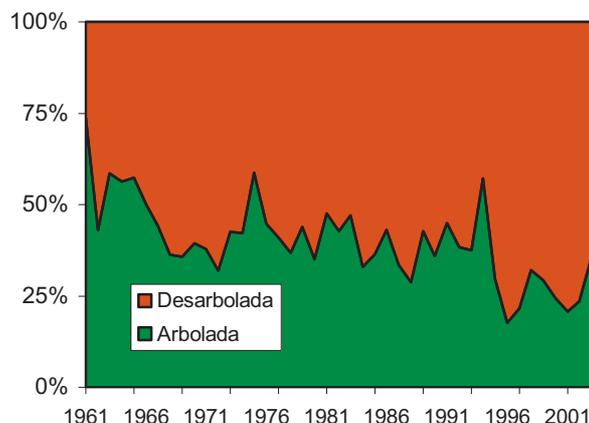


Fig. 12.C.4. Variación a lo largo de las últimas décadas del tipo de superficie recorrida por el fuego. Fuente: Anónimo y EGIF(DGB, MIMAM) (elaboración propia).

Topografía

La propagación del fuego aumenta con el ángulo que ofrece la superficie al frente de llamas. Por ello, la propagación a favor de pendiente es rápida y peligrosa. Los incendios no ocurren al azar, sino que son más frecuentes en ciertas posiciones topográficas (Vázquez y Moreno 2001, Lloret *et al.* 2002). Aunque la topografía no cambia, sí cambia la vegetación, sobre todo tras el fuego. Esto hace que la peligrosidad de un sitio dado varíe con el tiempo en la medida que cambie la vegetación y según las condiciones topográficas del lugar donde ésta se asiente.

El rayo como fuente de ignición

En España, la frecuencia de descargas de rayos está relacionadas con la temperatura del mar (de Pablo y Soriano 2002, Soriano y de Pablo 2002), siendo mayor cuanto más alta es aquélla. Los rayos son más frecuentes en zonas de montaña (Pirineos, Sistema Ibérico, y Sistema Central), con un gradiente de abundancia de menor (suroeste) a mayor (noreste) (Soriano *et al.* 2001a, b). La mayor frecuencia de descargas se da en verano (Ju, Jl, Ag), seguida del otoño (Se, Oc) y primavera (My). El número de descargas está relacionada con ciertos tipos sinópticos circulatorios (Tomás *et al.* 2004), siendo las situaciones ciclónicas y con flujos del Este las que mas descargas aportan. La distribución geográfica de los incendios ocasionados por los rayos es, a grandes rasgos, concordante con la distribución de estos, pero diferente de la de los incendios causados por las personas (Vázquez y Moreno 1998b).

12.C.2.2. Índices de peligro

El peligro de incendio es un medida de la probabilidad de que ocurra un incendios forestal y se basa en la temperatura, la humedad relativa, la velocidad del viento y dirección y la sequedad de los combustibles (Vélez 2000c, Viegas *et al.* 2000). Por lo tanto, los índices de peligro son medidas útiles para representar la probabilidad de un incendio en el tiempo y espacio. La representación de uno de estos índices (el Índice de Peligro Canadiense) para España durante los seis meses críticos de la estación cálida muestra cómo el peligro de incendio aumenta primero en el Centro-Oeste de España y luego se amplía hacia el Este y Centro y a lo largo de la costa conforme aumenta el verano (Fig. 12.C.6). El norte y Noroeste, debido a su clima más fresco y húmedo, se mantiene con índices de peligro bajos durante la estación de máximo peligro. Comúnmente, los días con incendio, o con incendios múltiples o de gran tamaño suelen ser más frecuentes cuanto mayores son los índices de peligro (Andrews *et al.* 2003). Consecuentemente, una mayor frecuencia de índices altos implica una mayor probabilidad de que se den ese tipo de incendios. Las posibilidades de que ocurra un gran incendio forestal se relacionan con la presencia de masas de aire inestable y con bajo contenido de humedad (Haines 1988). Acorde con lo anterior, la ocurrencia de incendios en España ha estado relacionada con la climatología, variando según zonas y fuente de ignición (Vázquez y Moreno 1993) (Fig. 12.C.7). No obstante, antes que los valores medios de una determinada variable o índice, las situaciones extremas, esto es, el número de días particularmente cálidos, o el transcurrido desde la última lluvia, parece ser crítico (Vázquez y Moreno 1993, Piñol *et al.* 1998, Pausas 2004).

Los índices de peligro están basados en el clima, pero dado que las personas pueden producir incendios en cualquier momento del año, es posible que se tengan incendios incluso en situaciones en las que el índice de peligro no sea alto. (Fig. 12.C, 6). No obstante, dado que el hombre es el principal causante de los incendios, estos pueden darse incluso en momentos del año en los que la peligrosidad general es baja. Vázquez y Moreno (1995) encontraron que la temporada de incendios, entendida como el periodo para que ocurra un 50% de los incendios que se dan en un año, o se queme una superficie similar, es mayor en el Levante que en la zona Centro, pero no que en el Noroeste. Esto se contradice con lo que cabría esperar en

función de la duración de situaciones de alto peligro de incendio. Además, en el Noroeste los años con un mayor número de días con temperaturas altas, años en los que la superficie quemada fue mayor. No obstante, la temporada de incendios fue más corta, no más larga. Estas relaciones estuvieron condicionadas, en parte, por la fuente de ignición, siendo los incendios intencionados los que más reflejaron este patrón. En consecuencia, la estación de peligro puede no necesariamente determinar la temporada de incendios. En aquellas zonas donde los incendios intencionados son dominantes, es el agente causante del incendio el que puede determinar la temporalidad.

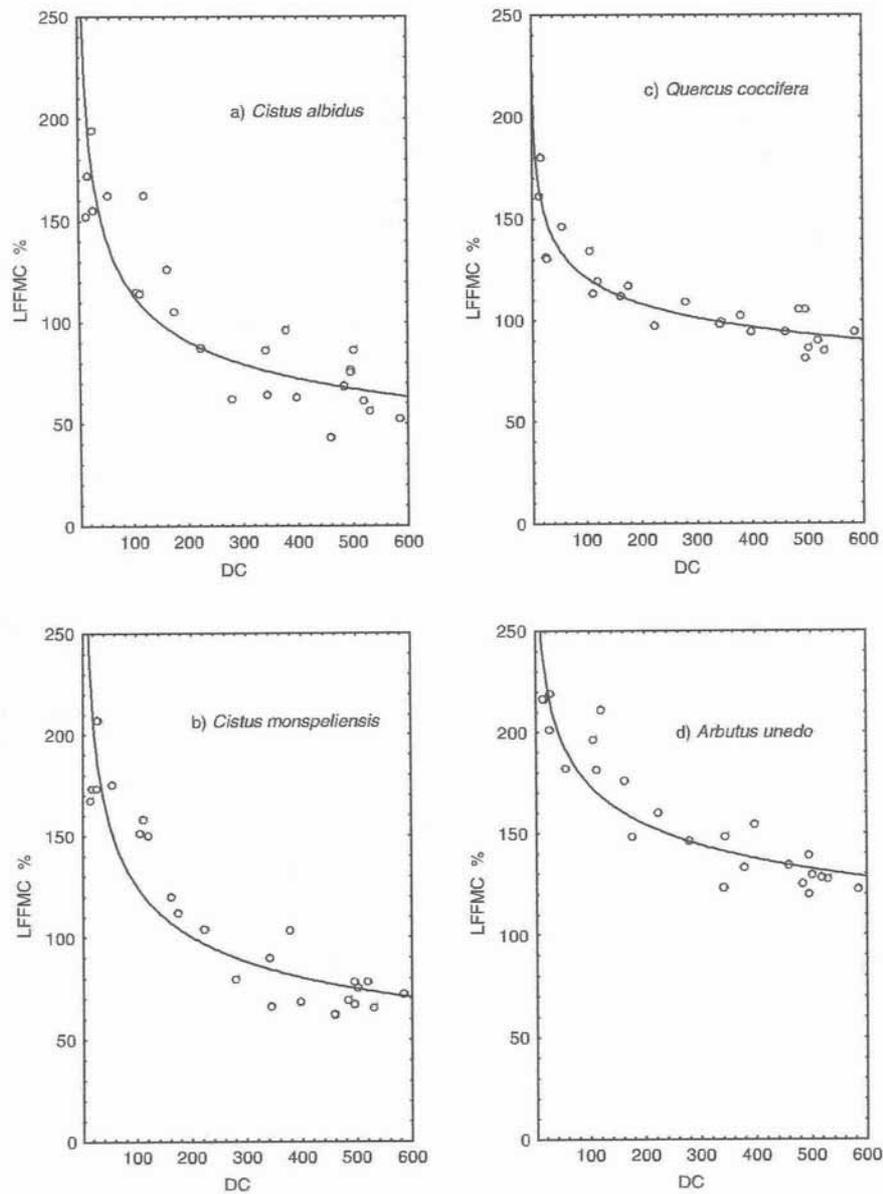


Fig. 12.C.5. Contenido en humedad de los combustibles vivos finos (LFFMC%) en función del Índice de Sequía del Sistema Canadiense de Peligro de Incendios en Collserola (Barcelona). Nótese la diferencia entre especies más o menos pioneras. De Viegas et al. (2001).

12.C.2.3. El tamaño de los incendios

La variabilidad meteorológica de los climas de España (ver Capítulo 1) afecta a la distribución anual del tamaño de los incendios, de manera que estos son tanto más desiguales cuanto

mayor es la variabilidad meteorológica anual. Así, en el Levante es frecuente que unos pocos incendios afecten a un elevado porcentaje de la superficie quemada durante el año. Este porcentaje es menor en el Noroeste.

La variabilidad anual de la distribución de tamaños es también mayor en el Levante que en el Noroeste. Además, el grado de predicción de los parámetros que describen estructura de la distribución de frecuencias del tamaño de los incendios en función de la variabilidad climatológica anual es mayor (Vázquez y Moreno 1995) (Fig. 12.C.8). En otras palabras, en estas tres zonas de España analizadas aquellas con clima más variable generaron distribuciones de tamaños de los incendios más desiguales, esto es, con más peso de unos pocos incendios grandes sobre el total recorrido por el fuego en un año. Además, estas distribuciones de tamaño fueron menos predecibles en función de las variables climáticas.

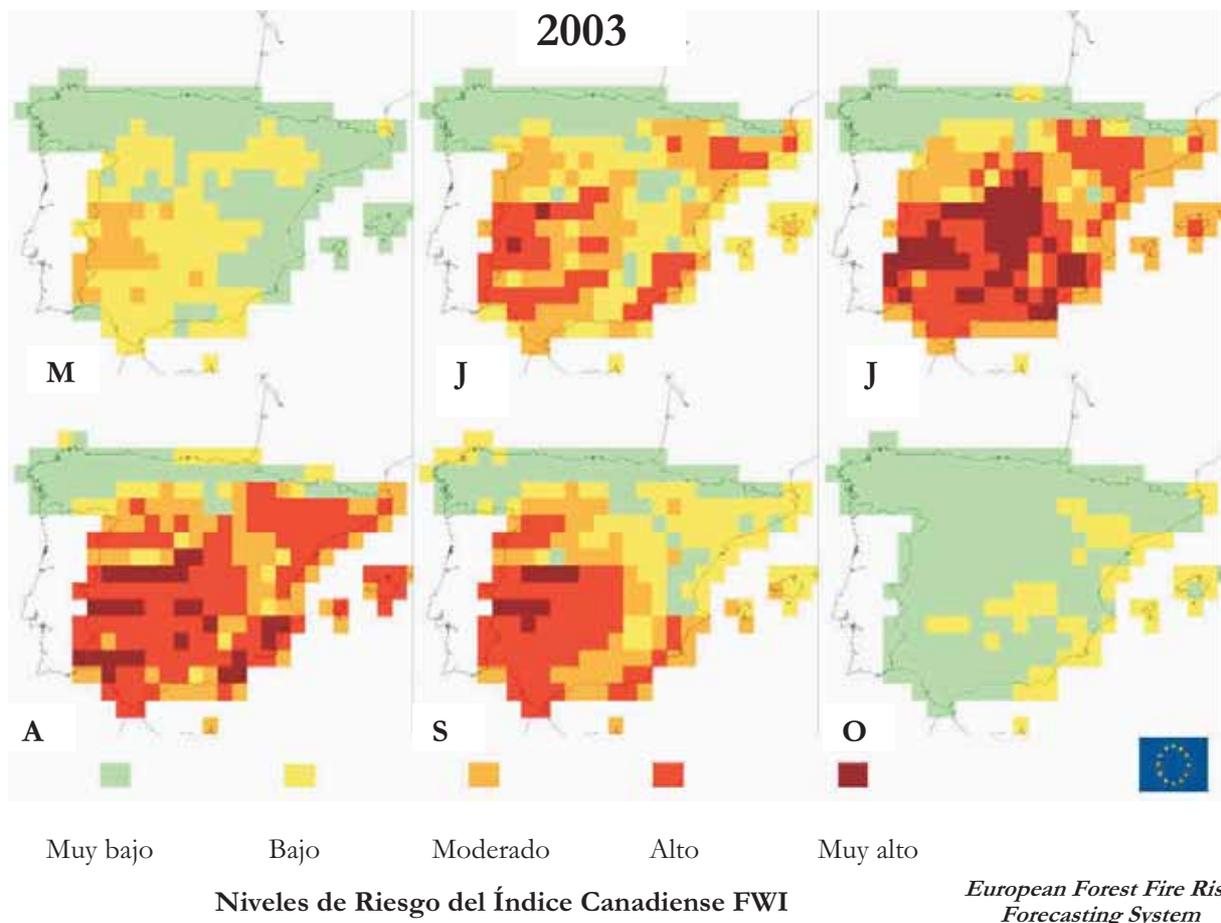


Fig. 12.C.6. Riesgo de incendio en España según el Índice Canadiense FWI durante los meses de Mayo a Octubre de 2003. Mapa tomado del European Forest Fire Risk Forecasting System, Instituto Europeo de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, CEC, JRC, Ispra, IT. (<http://natural-hazards.jrc.it/effis/effrfs/>).

El tamaño de un incendio varía según la fuente de ignición. Las igniciones intencionadas tendieron a producir incendios menos variables en lo que se refiere a las áreas quemadas que aquellos causados por rayos. Sin embargo, el grado de diferencia entre los incendios causados por diferentes fuentes de ignición depende de la zona climática. Paradójicamente, las fuentes de ignición han sido tanto más determinantes de estas distribuciones cuanto menor era el peligro climático de la zona. En otras palabras, un área con alto peligro climático (Levante) produjo distribuciones de frecuencias del tamaño de los incendios similares entre aquellos incendios causados por distinta fuente de ignición, mientras que otras áreas con menor peligro

(el Noroeste) han producido distribuciones más variables. Esto es, la fuente de ignición produjo una mayor variabilidad en el tamaño de los incendios en zonas menos proclives a los incendios que en aquellas que los son más. Además, la relación de los parámetros descriptores de estas distribuciones de frecuencias de tamaño con las variables climáticas ha sido baja, si bien, en el Noroeste (menor peligro), la relación fue más alta que en el Levante (mayor peligro)(Vázquez y Moreno 1995).

12.C.3. IMPACTOS PREVISIBLES DEL CAMBIO CLIMÁTICO

12.C.3.1. Impactos asociados a la climatología

Temperaturas

Las tendencias del clima futuro para España indican que la temperatura media aumentará aproximadamente 0,4 °C/década en invierno y de 0,6-0,7 °C/década en verano. Por tanto, los aumentos de temperatura son mayores en verano que en La frecuencia de anomalías térmicas aumentará generalizadamente. El número de días con temperaturas extremas máximas aumentará en verano (ver Capítulo 1). Existen evidencias de estas tendencias en algunas zonas de España (ver Cap. 1). La propagación del fuego se ve favorecida durante el día por el incremento térmico y la disminución de la humedad relativa del aire, lo que puede reducir el contenido en humedad de los combustibles muertos, así como el umbral para que entren en ignición, haciendo que un episodio de ignición produzca más fácilmente un incendio. Asimismo, el aumento en las temperaturas de la noche será proporcionalmente mayor que en las del día (Easterling *et al.* 1997). En otras palabras, las temperaturas durante la noche tenderán a hacerse comparativamente más altas, con el consiguiente efecto negativo sobre la humectación de los combustibles. Por tanto, asumiendo que el número de fuentes de ignición y la vegetación no varíe, cabe esperar que la inflamabilidad sea mayor, y los incendios más frecuentes y, una vez que eclosionen, se propaguen mejor y alcancen mayor tamaño.

Precipitaciones

Las tendencias para la precipitación durante el presente siglo no son consistentes entre los distintos modelos, si bien todos coinciden en que la precipitación total anual disminuirá, en particular en la primavera y verano (Cap. 1). Los patrones de precipitación determinan el nivel de reservas hídricas del suelo, siendo críticos los periodos de recarga para conferir al suelo mayor estabilidad en su contenido hídrico (Martínez-Fernández y Ceballos 2003). Asumiendo que la precipitación total no varíe, su concentración en invierno y la consiguiente falta de días de lluvia en primavera y verano afectará a los combustibles muertos y vivos. Esto, unido al incremento térmico del verano hará que la evapotranspiración potencial aumente (Pausas 2004). Las lluvias durante la estación de crecimiento determinan ampliamente la abundancia de herbáceas (Figuerola y Davy 1991). Las primaveras lluviosas mantienen más humedad superficial en el suelo, y producen un mayor desarrollo de combustibles finos herbáceos, que más tarde se desecarán. El aumento de las temperaturas puede hacer que los meses de desarrollo herbáceo se anticipen a la primavera temprana o al invierno, de ahí que, incluso ante un escenario de disminución de precipitaciones primaverales, el desarrollo de esta vegetación puede ser importante y aportar un elemento de peligrosidad en épocas relativamente tempranas. Esto puede ser más relevante en zonas húmedas que, con el tiempo, pueden ser objeto de mayor sequía estival que, además, puede aparecer más tempranamente. Por otro lado, una menor disponibilidad hídrica en las capas superficiales del suelo hará que los combustibles muertos en el suelo se dessequen más tempranamente. La disminución de días de lluvia hará que se mantengan secos durante más tiempo. En pinares y ecosistemas con hojarasca bien desarrollada la inflamabilidad y el periodo de susceptibilidad al fuego aumentará.

La vegetación en pie sufrirá variaciones fisiológicas y fenológicas en respuesta a los cambios en los patrones de precipitación. En primer lugar, la concentración de precipitaciones en invierno, así como la disminución en el número de días de lluvia a lo largo del año conllevará un aumento en el número de días en que las plantas se vean sometidas a estrés hídrico (Martínez-Fernández y Ceballos 2003), con el consiguiente aumento en la duración de la temporada de incendios (Rambal y Hoff 1998). El patrón de enraizamiento, esto es, la profundidad del suelo que cada planta es capaz de explotar, unido a sus características fisiológicas, es determinante de su nivel de estrés hídrico (Filella y Peñuelas 2003, Martínez-Vilalta *et al.* 2003). Las especies con enraizamiento más superficial y particularmente susceptibles a la disponibilidad de agua superficial, tales algunos elementos del matorral, tales como jaras (*Cistus*), romeros (*Rosmarinus*), algunos brezos (*Erica*) y otros nanofanerófitos, pueden presentar mayores índices de estrés (Gratani y Varone 2004) y durante periodos más largos, haciéndolas más sensibles a cambios en los patrones de precipitación que al total de lluvia. Esto hará que los niveles de peligrosidad sean más altos y duraderos en las comunidades dominadas por estas especies (Mouillot *et al.* 2002) que en las que tienen un enraizamiento más profundo, como muchas de las especies arbóreas (Mediavilla y Escudero 2003a). Un menor contenido en humedad en el material fino hará que su potencial inflamable aumente en el tiempo, tanto más cuanto menores sean las precipitaciones y más se concentren en épocas tempranas del año.

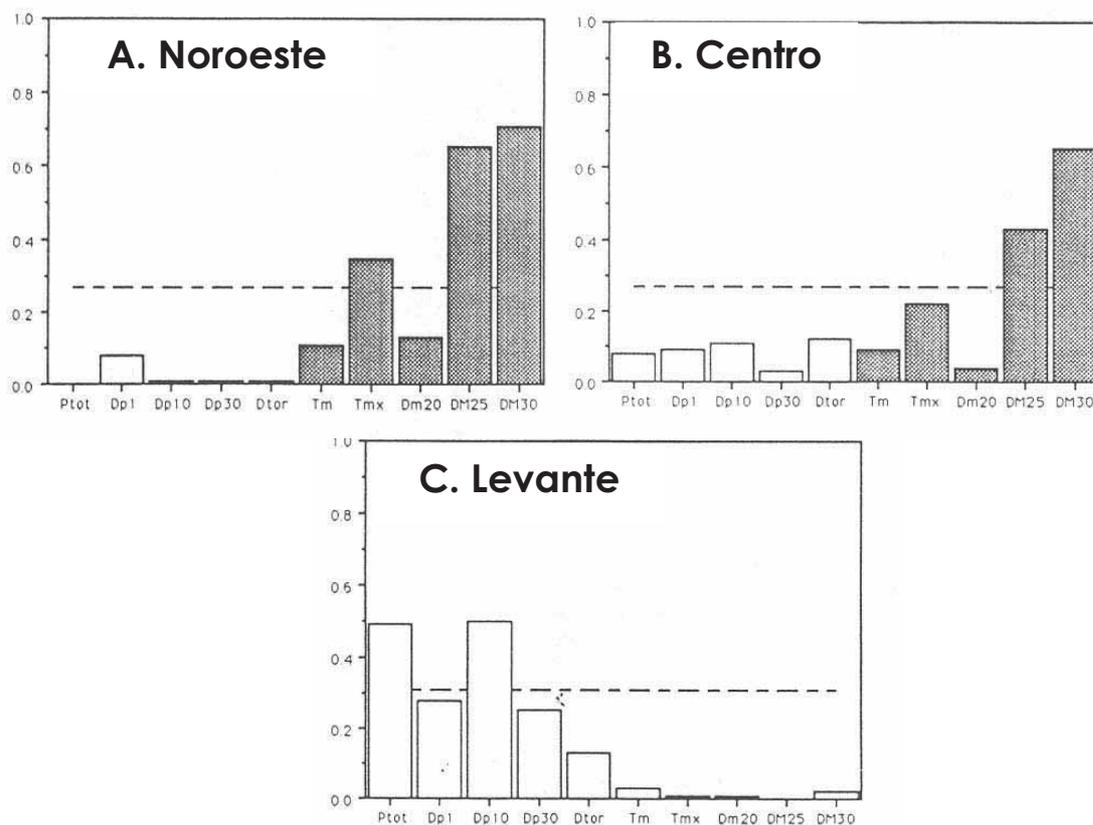


Fig. 12.C.7. Coeficiente de determinación (r^2) entre distintas variables de precipitación (precipitación total [Ptot] o días con precipitación igual o mayor que los valores indicados [Dp1, Dp10, DP30], o días de tormenta [Dtor], respectivamente) y temperatura (media [Tm, de las máximas [Tmx], o días con temperaturas mínimas [Dm] o máximas [DM] superiores a los valores que se indican, respectivamente) anuales y superficie quemada entre 1974 y 1988 en tres zonas de España. La trama densa significa correlaciones positivas, y en blanco correlaciones negativas. La raya discontinua indica el nivel a partir del cual las correlaciones son estadísticamente significativas. De: Vázquez y Moreno 1993.

Por el contrario, las especies con enraizamiento profundo pueden verse más afectadas por disminuciones en el total de precipitaciones. En los periodos secos, la falta de agua puede obligar a estas especies a ajustar su área foliar (Mouillot *et al.* 2002, Sabaté *et al.* 2002), disminuyendo el tamaño y número de las cohortes de hojas que portan, tendiendo hacia una mayor proporción de las hojas del año que de años anteriores. En situaciones extremas algunas especies pueden no desarrollar las hojas del año (Peñuelas *et al.* 2001). Esto puede afectar a su inflamabilidad, dado que las hojas viejas tienen menos agua y más contenido energético (Mediavilla y Escudero 2003b). Por otro lado, sequías prolongadas pueden producir la muerte total o parcial de los individuos, con el consiguiente aporte de materia muerta. Situaciones de este tipo han sido observadas en el pasado reciente, como la sequía de mediados de los años 90. Durante este periodo de sequía pudo observarse una mortalidad acusada y ampliamente repartida entre plantas de diferentes especies, primero entre las que presentan enraizamiento superficial (*Cistus* o similares), luego también a otras con enraizamiento profundo, aunque con diferencias entre especies en función de su capacidad de tolerar la falta de agua (Peñuelas *et al.* 2001). Por otro lado, el efecto fue más acusado en laderas S que en laderas N, y con variaciones también entre sustratos. Nótese que en situaciones tan extremas los potenciales hídricos que pueden llegar a medirse en algunas especies, incluso en otoño, pueden ser extremadamente bajos (Moreno y Cruz 2000). Una recurrencia de sequías puede aumentar el material muerto en pie, lo que incrementaría la peligrosidad de la vegetación.

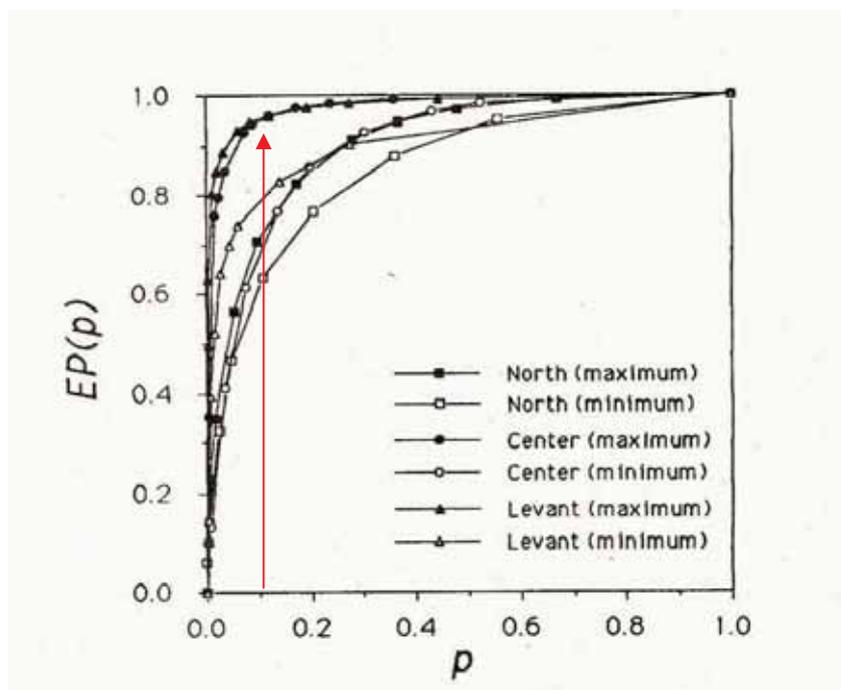


Fig. 12.C.8. Relación entre la proporción de área quemada ($EP(p)$) por una proporción (p) de incendios en tres zonas de España entre los años 1974 y 1988. La proporción de incendios (p) se calcula acumuladamente, comenzando por los incendios más grandes y terminando por los más pequeños. Así, la flecha señala la proporción de superficie quemada por el 10% de los incendios más grandes. Nótese la mayor variabilidad entre años del Levante y Centro que del Noroeste de España, y que en años extremos apenas 10% de los incendios afectan a más del 95% de la superficie quemada en el año. De Vázquez y Moreno 1995.

Viento

La velocidad media del viento tenderá a aumentar. Esta variación será menos acusada en verano que en otras estaciones (Cap. 1). Dadas las importantes interacciones locales de este

meteoro, no es fácil predecir el impacto de esta variable excepto que, dado su importante papel en la propagación del fuego, es probable que los incendios grandes y las dificultades de extinción aumenten.

Vegetación y clima

Conforme el cambio climático se materialice, los cambios en la vegetación derivados del mismo irán haciéndose patentes (Ver Capítulos 2 y 9). En este sentido, en la medida en que la vegetación más mesofítica, y por tanto, menos inflamable, sea sustituida por otra que lo es más (Peñuelas y Boada. 2003), aumentará el riesgo de incendio en las zonas que así ocurra. Otro tanto puede decirse de aumentos en la continuidad horizontal de la vegetación en aquellas zonas que de otra manera difícilmente podrían soportar un incendio, como son las zonas de alta montaña (Sanz-Elorza *et al.* 2003), o las zonas de paramera. Por otro lado, la aridificación de otras zonas podrá reducir la cantidad y continuidad del combustible y, por tanto, disminuir los incendios.

Rayos

Las predicciones basadas en los GCM indican que la fracción de lluvia convectiva tenderá a aumentar, así como el número de descargas de rayos (Price y Rind 1994). Los rayos no sólo serán más abundantes sino que se extenderán más a lo largo del año, ampliando la estación de incendios (Price y Rind 1994). Parra (1995)(tomado de Rambal y Hoff 1998) demostró que existe una estrecha relación entre la temperatura del Mar Mediterráneo (SST) y la fracción convectiva de lluvia (CF) en Barcelona, ($CF=4,9SST-38,7$, $r^2=0,93$, $P<0.01$). Las situaciones sinópticas con mayor aporte de rayos son las ciclogénicas o del Este (Tomas *et al.* 2004). Consecuentemente, cabe esperar que el número de incendios producido por rayos aumente con el tiempo. La mayor frecuencia de situaciones con déficit hídrico en el suelo hace suponer que la eficiencia de las descargas en producir un incendio sea mayor (Nash y Johnson 1996). Hay que notar que en el pasado la mayoría de los incendios causados por rayos se produjeron durante unos pocos eventos, esto es, días consecutivos con actividad tormentosa (Vázquez y Moreno 1998). Por tanto, la persistencia de dichas situaciones debido a la mayor estabilidad de las condiciones atmosféricas puede ser particularmente peligrosa. El mayor grado de abandono que suele ocurrir en las zonas altas, donde son más frecuentes los rayos, permite suponer que la acumulación de combustible aumente, y con ello los incendios por rayo.

12.C.3.2. Impactos sobre los índices de peligro

Conforme nos adentremos en el siglo XXI, y los cambios climáticos previstos se vayan materializando, las proyecciones basadas en los GCM apuntan a un aumento considerable en el índice mensual medio de peligro (Fig. 12.C.9). Estos cambios son generalizados en todos los meses del año y harán que la temporada de incendios se anticipe en el tiempo, tanto más cuanto más entrado el siglo y mayor sea el cambio que se materialice. Hay que notar que todos los escenarios predicen un aumento del peligro considerable. Dado que los índices de peligro no son iguales en la actualidad en todo el territorio, las variaciones irán afectando más a aquellas zonas que en algunos meses del año ya se encuentran en situaciones límite de ser consideradas peligrosas. Por ello, es previsible que el número de zonas que entren dentro de los estados de alerta de lucha contra incendios se incremente, así como la extensión del periodo de alerta. Escenarios similares han sido descritos para otras zonas del mundo, más o menos acusados según el cambio climático previsto (Torn y Fried 1992, Flannigan *et al.* 1998, Williams *et al.* 2001, Brown *et al.* 2004, Fried *et al.* 2004).

Por otro lado, un aumento en los índices medios de peligro implica que, aún asumiendo que la distribución de frecuencias de situaciones se mantiene fija, la frecuencia de situaciones extremas aumentará, y lo hará de forma no proporcional al aumento de la media (véase Schär *et al.* 2004, para el evento del verano de 2003 o Luterbacher *et al.* 2004, para el aumento en las frecuencias de eventos extremos). Por otro lado, la duración de las mismas puede verse también aumentada, como consecuencia de una mayor tendencia hacia la estabilidad atmosférica. Con qué frecuencia e intensidad se darán estas situaciones es difícil de predecir, habida cuenta las imprecisiones de los modelos. Nótese, no obstante, que Hulme y Carter (2000) indican que en la década de los 80 del siglo XXI la probabilidad de que un verano sea tan cálido como el que más entre diez del siglo pasado es del 65 al 100%, según los escenarios usados. En otras palabras, que se tendrá un verano tan cálido como uno entre diez del siglo XX prácticamente casi todos los años.

Aunque distintos GCM proyectan cambios climáticos diferentes, aún en el mejor de los escenarios cabe suponer que con frecuencia creciente puedan darse situaciones en las que sea imposible hacer frente a los incendios en el caso de una eclosión múltiple de los mismos bajo situaciones extremas. Los sistemas de lucha tienen un margen de acción limitado, pues como mucho pueden hacer frente a unas cuantas veces la situación normal. Eventos extremos, severos, prolongados y repartidos geográficamente obligan a que los servicios de lucha contra incendios tengan que hacer frente a muchas veces su capacidad real, con lo que inevitablemente sobrepasan el nivel de máxima eficacia para el que han sido concebidos. Los ejemplos de los grandes incendios de 1994 en el Levante, o los más recientes de Portugal de 2003 son ilustrativos acerca de lo que puede ocurrir. En estas situaciones, la meteorología es determinante. Un escenario de meteorología adversa permite aventurar un aumento de la frecuencia con la que puedan darse situaciones en las que la lucha contra incendios sea de una dificultad máxima.

12.C.3.3. Otros impactos

Cambios en los usos del suelo y en la vegetación

El factor más importante de cambio de la vegetación en España ha sido el uso del suelo. Las últimas décadas del siglo pasado se caracterizaron por un abandono del campo, paralelo a un incremento de la vegetación, bien por forestación, bien por desarrollo de la vegetación natural (Fernández Alés *et al.* 1992, García-Ruiz *et al.* 1996, Vega García 2003, Duguy 2003, Viedma y Moreno, enviado). La tendencia hacia una concentración de la agricultura en las zonas más fértiles, la disminución del pastoreo extensivo, y un aumento de las superficies abandonadas pueden seguir incrementando las superficies de monte. No obstante, el análisis del cambio paisajístico durante las décadas pasadas en ciertas zonas muestra que el cambio más importante probablemente ya se ha producido. Sin embargo, los cambios en las precipitaciones y temperaturas harán que el potencial productivo de muchas zonas disminuya, lo que puede afectar a los procesos de abandono de tierras (Ver capítulos 2 y 9). La disminución del valor económico de algunos bosques ante su falta de competitividad con otras zonas puede avivar el proceso de abandono.

Otros cambios importantes ocurrirán como consecuencia de la vegetación que pueda desarrollarse tras el incendio, toda vez que, en muchos casos, la quema de pinares antiguos genera matorrales o pinares, que se queman antes de alcanzar la madurez reproductiva, por lo que, finalmente, son los matorrales los que emergen (Faraco *et al.* 1993, Vallejo y Alloza 1998, Valbuena *et al.* 2001, Lloret *et al.* 2003, Pérez *et al.* 2003, Rodrigo *et al.* 2004). Dado que el sitio donde ocurren los incendios no es al azar, sino que lo hace en particulares situaciones, es probable que el cambio de valoración asociado al tipo de vegetación suponga una menor atención, tanto en la prevención, como en la vigilancia, lo que puede conllevar a una aceleración del ciclo de incendios (Trabaud y Galtie 1996). Se ha constatado que en algunas

zonas (Sierra de Gredos), los pinares una vez que se queman vuelven a quemarse con mayor celeridad (Vázquez y Moreno 2001). Esto podría conducir a cambios en la distribución de la vegetación en el paisaje, con zonas dominadas por el matorral, más susceptibles de ser expuestas a agentes igníferos, y otras boscosas, más alejadas, de menor acceso. Antecedentes de este proceso ya han sido descritos (Mouillot *et al.* 2003). Por otro lado, simulaciones de incrementos en la frecuencia de incendios como consecuencia del cambio climático arrojan un dominio paulatino de los matorrales (Pausas 1999, Mouillot *et al.* 2002).

Situaciones en las que los incendios aumenten su frecuencia serán posibles en la medida en que el ecosistema sea suficientemente fértil como para aportar los nutrientes que requiere el crecimiento de la vegetación. El establecimiento de condiciones climáticas más favorables en algunas zonas de montaña y de las mesetas puede hacer que el crecimiento de la vegetación aumente, acelerándose el proceso anteriormente descrito. No obstante, cabe presumir que se produzcan desequilibrios entre aportes de nutrientes en el lapso interincendio, y pérdidas de los mismos por los incendios, lo que causará una disminución de la fertilidad del sistema (Moreno 1999), y consiguiente tasa de regeneración de la vegetación (Díaz Delgado *et al.* 2002).

En principio, asumiendo que la ocurrencia de incendios está limitada por el combustible (Minnich 1998), incluso en las peores condiciones que se avecinan, cabría suponer que este proceso acarrearía una disminución de la incidencia de incendios, debido a la falta de combustible ocasionada por incendios frecuentes. La mayor eficacia de lucha contra incendios favorecería este proceso (Piñol *et al.* 2004). No obstante, la alternativa de que los incendios estén mayoritariamente controlados por las condiciones meteorológicas parece más consistente (Moritz *et al.* 2004). En este supuesto, y bajo condiciones de mayor peligro, cabe esperar un impacto crecientemente negativo de los incendios en muchas zonas, que se verían sometidas a incendios incluso en estados jóvenes de regeneración (Vázquez y Moreno 2001), con el consiguiente riesgo de pérdida de la fertilidad del suelo.

Cambios en las fuentes de ignición humanas

No es posible establecer cómo las situaciones originadas por el cambio climático pueden incidir en la población causante de incendios dolosos. La persistencia de situaciones de alto peligro hará que las oportunidades para ejecutar una acción dolosa aumente. La posibilidad de que durante estas situaciones se produzca algún incendio que estimule a dichos agentes no puede ser excluida. En lo que concierne a los incendios accidentales, esto es, a aquellos en los que la fuente de ignición se origina como consecuencia fortuita de la actividad humana, la mayor peligrosidad del clima puede conllevar una mayor probabilidad de que las situaciones que aportan fuentes de ignición terminen originando un incendio. Contrarrestando esta posibilidad estaría la mejora paulatina en información y formación de la población y su sensibilización hacia el problema de los incendios, de manera que las fuentes de ignición puedan reducirse.

12.C.3.4. Régimen de incendios futuro y factores que pueden afectarlo

Los escenarios que se dibujan cara a la ocurrencia de incendios forestales están caracterizados por un incremento generalizado de los índices de peligro, una mayor duración de la temporada de incendios y una mayor frecuencia de situaciones extremas y de más larga duración. A esto se une la tendencia hacia un cambio en la vegetación, con mayor abundancia de especies arbustivas, más sensibles al estrés hídrico. Consecuentemente, cabe esperar que los incendios sean más frecuentes, extensos e intensos. Estas tendencias generales variarán de un punto a otro de la geografía, pero acentuarán las tendencias actuales.

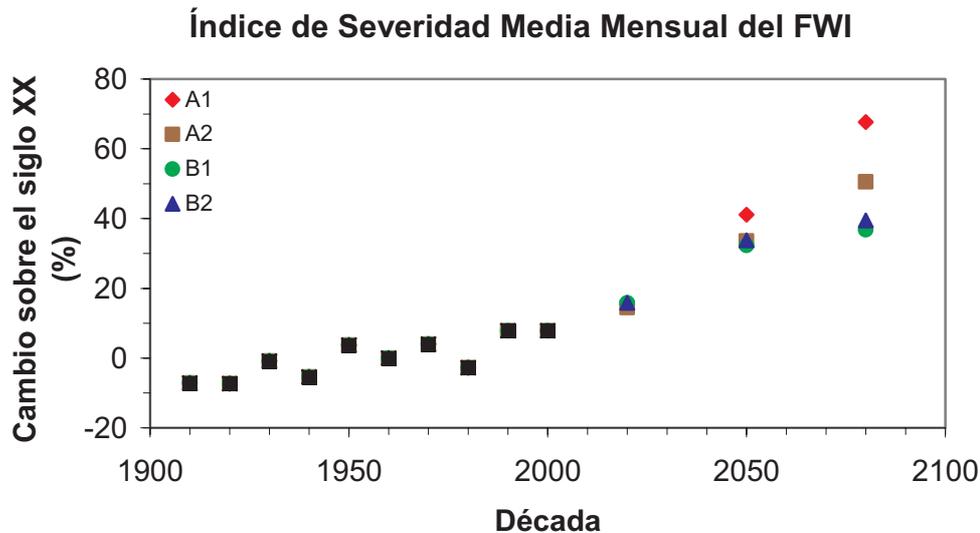


Fig. 12.C.9. Variación (%) del índice medio mensual del FWI (Índice de Peligro Canadiense) para España peninsular y por década (el dato se refiere al último año de ésta) sobre la media del siglo XX durante dos siglos. Los datos del siglo XX han sido reconstruidos a partir de la base ERA y de New et al. (2002) ajustados con datos de estaciones reales. Los datos del siglo XXI proceden de las predicciones del modelo HadCM3, del Hadley Centre del Reino Unido, para cuatro escenarios de emisiones y reescalado según New et al. 2002. Los valores de cada año están calculados sobre los meses de Mayo a Octubre, inclusive. De Moreno, Zavala y Díaz (no publicado).

Las previsiones negativas cara a la ocurrencia de incendios conforme discurre el cambio climático pueden verse contrarrestadas por mejoras en la predicción meteorológica, el conocimiento del estado de los combustibles y las estrategias de prevención y vigilancia. La predicción meteorológica actual permite conocer con anticipación de pocos días la posible existencia de situaciones de peligro. Es probable que con el paso del tiempo la mejora en la capacidad predictiva meteorológica pueda alcanzar plazos más largos. Una mejora en la capacidad de predicción del peligro puede permitir planificar mejor los recursos y, particularmente, la puesta en marcha de acciones preventivas en aquellos sitios de mayor peligrosidad. En este sentido, la elaboración de planes de prevención de fincas y la obligación de realizar inscripciones registrales de las zonas quemadas y los planes para su restauración, como se lleva a cabo en algunas Comunidades Autónomas, pueden contribuir a sensibilizar a todos los implicados. A ello puede ayudar un mejor conocimiento de los combustibles, bien de su cantidad y distribución espacial, bien de su estado de hidratación y fenología (González-Alonso et al. 1997, Chuvieco et al. 2003, Riaño et al. 2003, Gonzalez-Alonso et al. 2004). Igualmente, son importantes las mejoras que cabe esperar como consecuencia de la implantación de sistemas de riesgo basado en las condiciones reales de cada sitio, con resoluciones cada vez más mayores (Carlson et al. 2002). Esto, unido a mejoras en los sistemas de vigilancia permitirá no sólo disminuir los tiempos de respuesta sino ajustar las mismas al grado real de riesgo que conlleve la eclosión de un incendio.

Para que el sistema sea más efectivo será necesario un cambio en las políticas de lucha contra los incendios. Una política basada estrictamente en la exclusión del fuego puede ser contraproducente, sobre todo cuando es presumible que se produzcan cambios en el potencial forestal de muchas zonas, y la tendencia hacia un dominio de sistemas de matorral se haga más extensiva. Ello hará que la presión sobre las zonas arboladas sea mayor, por lo que se precisará articular estrategias defensivas centradas en ellas. En este sentido, esquemas de gestión que disminuyan la cantidad de combustible en aquellas zonas con mayor potencial para

desencadenar un incendio de grandes dimensiones son críticos. Estos esquemas de gestión deben considerar el uso del fuego como una herramienta más entre las disponibles. Una estrategia de este tipo puede que no excluya la ocurrencia de ciertos incendios, pero sí que sólo puedan propagarse fuera de control en condiciones extremas.

El resultado esperable es que mejoras en la prevención, valoración del riesgo y vigilancia permitan controlar buena parte de los incendios forestales antes de que adquieran cierta dimensión. Eventualmente, sólo aquellos que se den en circunstancias de gran peligrosidad serán los que terminen prosperando. Consecuentemente, cabe esperar que la distribución de tamaños tienda a hacerse más desigual. La recurrencia de situaciones extremas es una posibilidad cierta, circunstancias bajo las cuales la eficiencia de los sistemas de lucha es menor. Por tanto, la tendencia hacia una distribución de gran desigualdad en los tamaños de los incendios se consolidará, así como su variabilidad anual. En cuanto a las causas de incendio, la mayor sensibilización y educación de la población permitirá disminuir los incendios causados por negligencia, aunque persistirán y adquirirán más importancia los incendios causados por rayos. Su mayor localización y posibilidad de anticipación hace que, igualmente, sólo se produzcan aquellos que se den en situaciones extremas. La incidencia de los incendios dolosos es imposible de predecir.

En síntesis, puede ocurrir que la mayor peligrosidad se vea parcialmente contrarrestada por un aumento en la sensibilidad y educación. La mayor eficiencia en la vigilancia y prevención puede hacer que buena parte de los focos de incendio sean controlados. No obstante, es esperable que prosperen aquellos incendios que se den en condiciones más adversas, que serán más frecuentes, tanto para los incendios de origen humano como los causados por rayo. Dado que la superficie afectada por unos pocos incendios es determinante del total quemado anualmente, es presumible que la superficie total quemada aumente, incluso a pesar de que menos incendios escapen a las acciones de lucha, y se haga más variable de año en año. El tamaño máximo de un incendio tenderá a aumentar y lo hará a lo largo de toda la geografía, pudiéndose dar incendios más grandes donde, hasta ahora, no se han dado. El escenario de grandes incendios aparece como altamente probable.

12.C.4. ZONAS MÁS VULNERABLES

Vázquez *et al.* (2002) mostraron que, durante los años 1974-94, la proporción numérica de grandes incendios (>500ha) estuvo relacionada con las temperaturas más altas y un alto número de días transcurrido desde la última precipitación. Por otro lado, una alta frecuencia espacial y temporal de incendios estuvo correlacionada con humedades relativas más elevadas. La superficie afectada por incendios medios o grandes, o su variabilidad estacional, estuvo positivamente relacionada con las altas temperaturas y el número de días transcurridos desde la última lluvia. Por el contrario, como en el caso del número de incendios, un número alto de zonas (cuadrículas de 10.000 ha) con superficie quemada elevada (>500 ha) se relacionó con altas humedades relativas del aire. Estas diferencias reflejan bien lo que ocurre en el gradiente que va de la España Mediterránea a la España Atlántica, en particular del Sur y Este al Norte y Noroeste Peninsular. En el Noroeste, los incendios son relativamente pequeños, generalizados por todo el territorio y ocurren bajo condiciones más benignas, pues son causados por las personas. En las zonas mediterráneas, estos son menos frecuentes, pero alcanzan mayor tamaño y ocurren bajo condiciones más extremas.

Bajo los cambios que se anticipan, las situaciones de altas temperaturas y alto número de días sin lluvia se harán más frecuentes, extendiéndose conforme discurra el siglo a toda la Península, al tiempo que se harán más duraderas. Por otro lado, se ha observado una relación entre la precipitación del año anterior y la superficie quemada en el verano siguiente (Pausas 2004), por lo que el efecto global de años particularmente húmedos puede no ser positivo.

Consecuentemente, cabe suponer que el impacto de un régimen de incendios más extremo, acorde con la nueva climatología, sea será proporcionalmente menos relevante en aquellas zonas de nuestra geografía donde este patrón ya está presente, como la mayor parte de las zonas de tipo mediterráneo. Dado que las zonas áridas está sometidas ya a periodos prolongados de sequía no es probable que incrementos en ésta tengan, comparativamente un gran impacto en la frecuencia o tamaño de los incendios. Por el contrario, en aquellas zonas cuyo patrón de ocurrencia de incendios actual sea muy distinto al que se prevé, como es en el Noroeste y Norte peninsular, cabe esperar que la capacidad de soportar un nuevo régimen de incendios sea menor. Esto es, en las áreas donde las sequías prolograndas sean más raras es más probable que sean más sensibles a cambios en el régimen de incendios. Además, la amplia distribución espacial de los incendios en esta parte de nuestra geografía, unida a la alta intencionalidad de los mismos indica que es en estas zonas donde se pueden dar las mayores vulnerabilidades. En el estudio arriba referido se prueba la existencia de una relación entre la proporción de superficie quemada por incendios grandes y la proporción de superficie quemada por incendios causados por negligencias o rayos. En este sentido, un cambio en el patrón de fuentes de ignición en el sentido de estar dominado por la intencionalidad o causas desconocidas a otro dominado por incendios causados por negligencias podría conducir a un régimen típico de la España mediterránea, a tenor de lo observado en las dos décadas analizadas. La mayor abundancia de terreno forestal en la zona Norte y Noroeste de España permite aventurar que la frecuencia de incendios permanecerá alta. La alta productividad primaria de estas áreas (Rodríguez Murillo 1997), y las situaciones de estrés por las que pueden pasar en el futuro (ver capítulo 9), permiten anticipar un incremento de las zonas en estado de regeneración tras el fuego, con el consiguiente incremento de la peligrosidad. Son estas zonas más productivas las que tienen mayor probabilidad de sufrir un cambio de régimen de incendios frente al actual.

Por otro lado, aparecen como vulnerables también aquellas zonas en las que los incendios han sido relativamente poco frecuentes y que, en términos biogeográficos, son las zonas cuya vegetación potencial se corresponde con hayedos, parameras de *Juniperus* o pinares y abetales de alta montaña (*Pinus uncinata*, *Abies*). El incremento del peligro, unido en algunos casos (alta montaña) a la mayor presión sobre las zonas forestales, particularmente en verano, puede hacer que los incendios se den con frecuencia y magnitud no conocidas. La menor resiliencia al fuego de estos ecosistemas puede hacer que su regeneración se vea dificultada tras el fuego con el consiguiente cambio de vegetación y riesgo para la actual. Por su extensión y particular significación, las zonas de paramera pueden ser algunas de las más vulnerables.

Por último, el resto de España, dominado ya por un régimen de incendios de tamaño medio o grande, con incendios más relacionados con negligencias o rayos, y definido por altas temperaturas y tiempo transcurrido desde la última lluvia, verá acrecentada esta tendencia. De nuevo, la mayor o menor disposición de estas zonas a desarrollar una vegetación continua en poco tiempo, que variará entre zonas según que su productividad actual esté más o menos limitada por la temperatura, puede hacer que estas situaciones se extiendan, haciéndose el patrón actual más acusado. Por tanto, la tendencia hacia incendios más intensos y extensos se acrecentará, así como la frecuencia debido a la mayor probabilidad de que una fuente negligente de calor desencadene un incendio.

12.C.5. PRINCIPALES OPCIONES ADAPTATIVAS

12.C.5.1. Estrategias de prevención y lucha contra incendios

La opción de luchar contra todo incendio en un ambiente de peligro y riesgo creciente puede simplemente no ser técnicamente posible, ni económicamente viable. Por otro lado, desde el punto de vista de la gestión de los ecosistemas algunos de ellos pueden gestionarse teniendo en cuenta al fuego, esto es, incorporar periódicamente el fuego en los esquemas de gestión.

En este sentido, parece necesario determinar dónde y cuándo el incendio no es deseable a ningún coste y dónde y cuándo puede ser tolerable o, incluso, deseable, aunque sólo sea para minimizar el riesgo de un incendio incontrolado. Esto se puede conseguir mediante la implantación de sistemas de gestión forestal que contemplen el uso de quemas prescritas, esto es, controladas (Rodríguez Silva 1998 2004). Esto es así en las actuales circunstancias pero más aún en las que se avecinan. La idea es que el fuego puede ser utilizado para controlar los tipos y cantidades de combustibles. En general es cierto (aunque existen notables excepciones) que un área quemada es altamente improbable que vuelva a quemarse en unos años. Esto ofrece la posibilidad de usar quemas controladas para crear zonas a través de las cuales el fuego no prospere. Esto es factible para, por ejemplo, proteger zonas con alto valor económico o que sean altamente sensibles al fuego como plantaciones jóvenes, edificaciones adyacentes al monte, etc. No obstante, el uso del fuego no está exento de riesgo en ningún caso. Una vez que se desencadena un incendio siempre existe alguna probabilidad de que éste se propague fuera de las áreas seleccionadas por el gesto. Por ello, su uso debe hacerse cuidadosamente.

Tabla 12.C.1. Resumen de los principales impactos sobre el régimen y ocurrencia de incendios en España como consecuencia del cambio climático. (Escala de certeza 1 a 5).

Variables relacionadas con la ocurrencia de incendios	Cambio	Certeza
Peligro de incendio	Aumento	*****
Frecuencia de incendios	Aumento	****
Tamaño máximo de los incendios	Aumento	*****
Intensidad media del fuego	Aumento	*****
Zonas en riesgo	Aumento	*****
Estación de incendios	Aumento	*****
Variabilidad anual	Aumento	*****
Igniciones por negligencia	Aumento	****
Igniciones intencionadas	Aumento	**
Igniciones por rayo	Aumento	****

Dados los importantes recursos que se dedican a la prevención y lucha contra incendios, y el límite en la eficiencia que es esperable siguiendo análisis de coste/beneficio (esto es, más recursos no necesariamente implican mayor eficacia)(Martell 2001), parece obligado revisar las políticas de lucha contra incendios, fundamentalmente a través de cambios en las estrategias preventivas, ya que los avances técnicos en la capacidad de luchar contra el fuego una vez que éste se ha producido y detectado parecen más limitadas. En este sentido, las técnicas de gestión del combustible (tanto sean desbroces, quemas prescritas, utilización de herbívoros u otras) deberían progresar a partir del conocimiento de las características de las especies vegetales y de los ecosistemas (Baeza *et al.* 2003), de manera que permitan una gestión integrada de los mismos, tomando en cuenta, además de la prevención de incendios, la conservación de la biodiversidad, la fijación del carbono y la lucha contra la desertificación.

12.C.5.2. Selvicultura y usos del suelo

Los estudios llevados a cabo en el pasado muestran que, si bien en el conjunto del país no parece que el tipo de cubierta vegetal haya sido determinante de la ocurrencia de incendios (Vázquez *et al.* 2002), en determinadas zonas, los incendios han sido selectivos, esto es, no han afectado por igual a toda la vegetación (Viedma y Moreno, enviado). Por otro lado, no es

fácil hacer predicciones acerca del valor comercial de las plantaciones arbóreas en el futuro lejano. No obstante, teniendo en cuenta que en el pasado un número considerable de plantaciones arbóreas ardió a edades tempranas (Moreno *et al.* 1998), hay que suponer que en el futuro puede ocurrir lo mismo. La ocurrencia de incendios en zonas forestadas, con suelos poco desarrollados, que son los que predominan en los montes mediterráneos, puede suponer un impacto altamente negativo sobre los recursos edáficos, debido a las pérdidas de nutrientes y suelo que ello conlleva (Bautista *et al.* 1996, Andreu *et al.* 1996, Soto y Díaz-Fierros 1998). El escenario de lluvias concentradas en el tiempo hace prever que los efectos negativos tiendan a ser mayores (De Luis *et al.* 2003). La mayor frecuencia de sequías puede ser doblemente negativa al limitar el desarrollo de la vegetación en los estadios tempranos. No obstante, la gran variabilidad espacial y temporal con que éstas pueden presentarse (Vicente-Serrano *et al.* 2004) hace difícil proyectar sus efectos a escalas de detalle. Consecuentemente, las estrategias de uso forestal de los distintos territorios de España, incluyendo las especies de reforestación, sobre todo de aquellos con un alto potencial forestal, deben tener en cuenta la eventualidad de incendios frecuentes (Pausas *et al.* 2004). El riesgo asociado a las pérdidas del suelo debe calcularse a fin de verificar la idoneidad de los diferentes usos del suelo.

12.C.5.3. Usos recreativos del monte

La tendencia al incremento poblacional, las mejoras socioeconómicas, y la presumible tendencia hacia un interés cada vez mayor por mantener una vida en contacto con la naturaleza, permite presumir que la demanda de uso de los montes aumentará. La mejora en la educación probablemente conllevará una mayor sensibilidad al riesgo y prácticas de uso menos peligrosas. No obstante, un uso recreativo del monte más intenso, junto a una mayor duración de los periodos de actividad debido a temperaturas más benignas, pueden añadir factores de riesgo importantes, si bien, la cuantificación del mismo no es posible. Por otro lado, habría que considerar el riesgo de incendio en los planes urbanísticos, de manera que cualquier recalificación de los terrenos para hacerlos urbanizables tomara en cuenta el riesgo de incendios. De otra parte, se debería reforzar la legislación sobre protección contra incendios en la interfase urbano-forestal y las medidas encaminadas a aplicarla.

12.C.5.4. Sistemas de predicción y vigilancia

Las mejoras en los sistemas de vigilancia, favorecidos por el desarrollo tecnológico, facilitarán su extensión a amplias zonas, acortando los tiempos de avistamiento y respuesta, lo que supondrá una ayuda importante en la lucha contra incendios. Por otro lado, la posibilidad de disponer de mapas de combustible con resoluciones espaciales altas, y de sus condiciones (contenido en humedad) ajustadas a la meteorología, unido a la integración en SIG de toda la información existente y a la aplicación de modelos de propagación en el supuesto de un fuego incipiente, facilitará una rápida y oportuna respuesta. Igualmente, la capacidad de disponer de información *in situ* gracias a las comunicaciones remotas e informática puede poner en manos del gestor unas herramientas potentes para calibrar mejor el riesgo inminente y planificar mejor la lucha contra el fuego. El poder anticiparse a medio plazo, con simulaciones aproximadas a las peores condiciones posibles puede permitir una mejor planificación de las campañas. Todo ello hace pensar que la capacidad de lucha aumente sensiblemente, sobre todo en las fases tempranas de un incendio.

12.C.6. REPERCUSIONES SOBRE OTROS SECTORES O ÁREAS

12.C.6.1. Sector forestal

La producción de madera y fibra puede verse alterada como consecuencia del cambio climático y el incremento en el peligro de incendio. Las variaciones climáticas harán que zonas que hoy son productivas dejen de serlo, y viceversa. Sin embargo, estos cambios serán demasiado rápidos e inestables como para poder sacar ventajas de los mismos y planificar cultivos forestales, dada la duración de sus ciclos de varios lustros a décadas. La posibilidad de incendios forestales es un tema que habrá de incluirse como elemento negativo a la hora de abordar dichas acciones. Por otro lado, es probable que un número creciente de las plantaciones forestales se vean afectadas por el fuego antes de alcanzar un valor comercial. Ello puede redundar en una disminución de la capacidad productiva del sector.

El incremento de peligro de incendio que se prevé es un factor que ha de incluirse en cualquier plan de gestión forestal. Por otro lado, los supuestos sobre los que se han podido basar algunos de los actuales, en cuanto a frecuencia de situaciones de peligro, pueden verse sobrepasados. Esto hace que las eventuales barreras que se hayan diseñado para detener el fuego puedan no ser tan eficientes como se pensó en su día, así como la logística asociada a la lucha contra el fuego. Consiguientemente, los planes forestales deben contemplar una gama de escenarios futuros, incluyendo a los peores, dentro del marco temporal para el cual se hace una determinada planificación. Dentro de estas planificaciones han de contemplarse las dinámicas de la vegetación como consecuencia del fuego y los riesgos derivados de ello bajo escenarios de peligro creciente. Igualmente, han de contemplarse en las actuaciones preventivas la dimensión de los elementos defensivos ante mayores intensidades lineales de los frentes de llama. Por otro lado, dada la importancia actual y creciente de las emisiones de CO₂ a la atmósfera, y el papel que los incendios pueden jugar sobre la capacidad de los sistemas forestales para actuar como sumideros de C (Rodríguez Murillo 1997), parece obligado hacer una proyección de la viabilidad y riesgos de los planes forestales desde esta perspectiva, sobre todo, de aquellos susceptibles de ser considerados en el marco de emisiones y sumideros del Protocolo de Kyoto, y acuerdos que se establezcan en el futuro.

12.C.6.2. Conservación del suelo

Los escenarios de sequías frecuentes, lluvias concentradas en el tiempo y aumento del peligro de incendios hacen que la conservación de los suelos adquiera una importancia capital, dado que, en tanto en cuanto la fertilidad del suelo lo permita, es predecible un desarrollo de la vegetación que en pocos años puede adquirir una gran peligrosidad, pudiendo así incrementar la incidencia de incendios. Consecuentemente, en aquellas zonas con mayor riesgo de erosión es prioritario establecer planes de forestación que, en el caso de un incendio, permitan una recuperación de la cubierta vegetal suficiente como para disminuir dicho riesgo. Habida cuenta que ciertas especies forestales afectan negativamente a algunas especies rebrotadoras (Bellot *et al.* 2004), es preciso desarrollar técnicas que permitan la presencia de estas especies para que, tras un incendio, puedan producir una cubierta vegetal mínima (Vallejo y Alloza 1998, Maestre *et al.* 2001, Pausas *et al.* 2004) y aumentar la resiliencia al fuego.

12.C.6.3. Uso recreativo

La capacidad de acogida de los montes y, por tanto, el uso recreativo de los mismos, puede verse afectada. El aumento de peligro de incendio, y su extensión durante el año, pueden inducir a restricciones en el uso de los montes para evitar riesgos mayores, como ya se viene haciendo en algunas regiones españolas. Esto unido a la probable mayor demanda de espacios libres puede originar conflictos como consecuencia de un mayor demanda en los

sitios asequibles, conflictos que habrán de resolverse con información y educación adecuada. Por otro lado, las zonas de mayor afluencia tendrán que ser objeto de vigilancia más activa y permanente.

12.C.6.4. Biodiversidad vegetal y animal

Un posible aumento en la incidencia de incendios puede conllevar un dominio de vegetación pionera y una menor diversidad vegetal. La mayor frecuencia de sequías, antes y después del incendio, puede llevar a incendios más intensos y extensos, y dificultar la colonización de especies, bien por su mayor dificultad para que las semillas lleguen desde fuera del incendio (Rodrigo *et al.* 2004), bien por la imposibilidad de establecerse en la estrecha ventana temporal que pueden tener algunas de ellas, (Quintana *et al.* 2004), lo que puede ocasionar extinciones locales. La homogeneización de las zonas quemadas de forma recurrente disminuirá la diversidad animal y puede alterar la interacción entre especies (Moreira *et al.* 2001, Torre y Díaz 2004). Por tanto, los incendios pueden causar pérdida de hábitats y especies. En este sentido, las áreas terrestres protegidas deberían contemplar su vulnerabilidad ante el riesgo creciente de incendio.

12.C.7 PRINCIPALES INCERTIDUMBRES Y DESCONOCIMIENTOS

12.C.7.1. Relación entre peligro y ocurrencia de incendios

Al ser la gran mayoría de los incendios de origen intencionado, la principal incertidumbre se centra en cómo pueden afectar las condiciones futuras a las pautas del comportamiento humano a efectos de causar más o menos incendios. Cabría esperar que ante situaciones recurrentes de incendios devastadores, producidos como consecuencia de negligencias que puedan darse bajo condiciones de alto peligro de incendio, se produjese una mayor percepción del riesgo y, consecuentemente, las pautas inductoras de incendios por negligencias disminuyesen.

12.C.7.2. Cambios en el paisaje e incidencia de incendios

Uno de los pilares de la lucha contra incendios se basa en la importancia de la configuración estructural del paisaje a la hora de determinar la propagación del fuego (Minnich 1983, Green *et al.* 1990). Consecuentemente, en algunos países se han venido llevando a cabo acciones encaminadas a favorecer la diversidad del mosaico paisajístico. No obstante, en los ambientes dominados por incendios de copas, bien sean matorrales, bien en bosques de estructura compleja, parece que la estructura del paisaje juega un papel menor en detener el paso del fuego bajo condiciones extremas (Johnson *et al.* 2001, Keeley y Fotheringham 2001). Aunque la heterogeneidad espacial, cuando menos ayuda en las tareas de gestión y extinción, sin duda éste es uno de los elementos que mayor incertidumbre arroja a la hora de realizar una la planificación forestal. Mientras no tengamos una mejor valoración de cómo la estructura del paisaje condiciona la propagación del fuego bajo tal o cual situación de peligro, la valoración real de la peligrosidad derivada de una ordenación territorial dada es incierta.

12.C.7.3. Interacciones con otros impactos

La posibilidad de sequías prolongas que afecten a amplias zonas y, por tanto, produzcan la muerte generalizada o selectiva de ciertas especies, afectando súbitamente a la peligrosidad de un territorio, es cierta (Peñuelas *et al.* 2001). Por otro lado, son probables las interacciones con ciertos agentes patógenos que, igualmente, al inducir la muerte de sus huéspedes (Hodar

et al. 2003) incrementen la biomasa muerta, afectando así a la inflamabilidad de una zona durante largo tiempo.

12.3.7.4. Cambios en las pautas de uso del monte

Probablemente, el cambio en las pautas de uso del monte sea uno de los cambios más relevantes que nos aguarde. Por una parte, por la mayor demanda de uso recreativo. Por otra, por el aumento de uso residencial del mismo. Los peligros derivados de estos usos, en cuanto a fuentes de ignición o de los daños que puedan ocasionarse caso de un incendio, no harán sino aumentar. Una tendencia a la utilización residencial del monte o hábitats forestales, como ya ocurre en amplias zonas (la costa, proximidades de grandes urbes) supondrá una presión con un riesgo creciente difícil de cuantificar.

12.C.8. DETECCIÓN DEL CAMBIO

La detección de un cambio en la ocurrencia de incendios forestales en España es difícil habida cuenta la falta de datos históricos a lo largo del siglo XX, excepto en su última parte. Afortunadamente, la base de datos EGIF de la Dirección General para la Biodiversidad (MIMAM) es ya suficientemente larga como para poder valorar posibles tendencias. Un análisis de este tipo se ve dificultado por el hecho de que, en paralelo a la toma de datos, se han producido cambios socioeconómicos, demográficos y paisajísticos, al tiempo que se han modificado las políticas forestales y se ha desarrollado una alta capacidad de lucha contra el fuego. Consiguientemente, el factor clima es uno más de los que han afectado a los incendios, pero no el único.

Dada la estrecha relación entre los índices de peligro y las variables climáticas que les determinan (temperatura, humedad, precipitación y viento) es presumible que los cambios detectados en el clima hayan influido sobre los correspondientes índices de peligro, como parece apoyan los datos disponibles (Fig. 12.C.9). La identificación de posibles tendencias en la ocurrencia de incendios parece más complicada, habida cuenta las enormes fluctuaciones que ocurren de año en año (Fig. 12.C.1). La inestabilidad de los paisajes y de las políticas de lucha o prevención complica la posibilidad de disponer de índices fiables que permitan detectar el cambio. Entre los índices posibles cabe considerar parámetros que se basen en la distribución de tamaños (Vázquez y Moreno 1995, Duguay 2003), bien para toda España, bien, preferiblemente, por zonas ecológicamente afines. Otros posibles indicadores pueden estar relacionados con la duración efectiva de la estación de incendios, o la variabilidad temporal en la ocurrencia de los mismos usando los incendios originados por causa fortuita. Cabe esperar que un incremento en el peligro haya supuesto una más temprana aparición de incendios y su ocurrencia de forma más regular.

El mayor problema para poder determinar el posible cambio en la ocurrencia de incendios es nuestra incapacidad para predecir el número de igniciones, su distribución espacial y temporal y, por tanto, su potencial de propagación para desarrollar un incendio. A diferencia de los incendios de origen humano, las características de los ocasionados por el rayo pueden conocerse con cierta exactitud. Consecuentemente, sería posible valorar tendencias sobre la ocurrencia de incendios teniendo en cuenta el número de descargas, su magnitud, tipo y localización.

12.C.9. IMPLICACIONES PARA LAS POLÍTICAS

12.C.9.1. Prevención y lucha contra el fuego

El cambio climático y su posible efecto sobre el peligro de incendio inevitablemente afectarán a las políticas de prevención y lucha contra incendios. Estas políticas deben centrarse en gestionar sistemas complejos, como los forestales, esto es, ecosistemas, en los que el fuego, a la postre, puede ser inevitable. Por tanto, hay que decidir cómo se manejan estos ecosistemas y qué papel damos al fuego, si es que alguno. Por ello, cabe plantearse que una decisión sea la de excluir el fuego voluntariamente a todo coste o, por el contrario, que se admita bajo ciertas condiciones. Y, de ser así, dónde y cuando debe aceptarse que un incendio pueda ser el resultado de objetivos de gestión claramente establecidos. En algunos casos la decisión será la de parar el incendio, en otros, cuando los valores en juego no sean importantes, o menos importantes que los recursos necesarios para detener el fuego, o faciliten minimizar un riesgo mayor, la decisión puede que sea la de tolerar el fuego. Puede, incluso, que haya que considerar introducirlo bajo condiciones controladas. No existe receta única para todos los ecosistemas forestales españoles ni para todas las situaciones que se producirán. Por ello, debe implantarse un sistema de gestión flexible, con objetivos bien marcados, que salvaguarde todos los valores en juego, en primer lugar las vidas y bienes de las personas, y tienda a asegurar la sostenibilidad ecológica del sistema. Ante escenarios de mayor peligro la política de exclusión total de fuego puede simplemente no ser posible, ni deseable por la cantidad de recursos que ésta demandará para conseguir unas eficiencias que, en última instancia, nunca llegarán a cumplir los objetivos deseados (Piñol *et al.* 2004). Por tanto, el cambio climático debe abrir una reflexión acerca de las políticas de prevención y lucha contra incendios.

12.C.9.2. Conservación de la biodiversidad

Actualmente, las políticas de conservación raramente incluyen al fuego como elemento de gestión de los territorios protegidos. Además, no existen modelos aplicados a los ecosistemas que se protegen que permitan anticiparse al impacto de un incendio. Tampoco existen predicciones acerca de los impactos que puede ocasionar la propia gestión para la conservación, y menos de cómo el cambio climático interaccionará con el fuego. Consecuentemente, es necesario elaborar modelos ajustados a los ecosistemas que se protegen, que tengan en cuenta la eventualidad, no ya de un incendio, sino de situaciones de peligro que incrementen la frecuencia, intensidad o magnitud de los incendios. La valoración de la vulnerabilidad de los ecosistemas y especies protegidas frente al fuego es imperiosa.

12.C.9.3. Lucha contra la desertificación

Una parte del territorio español, sobre todo del Este peninsular, se ve afectado por procesos de desertificación (Puigdefábregas y Mendizábal 1998). Por demás, los incendios forestales son una causa reconocida de la desertificación. La lucha contra la desertificación, sobre todo en las zonas con menor cubierta vegetal, se encuentra con una encrucijada de difícil solución. Por una parte, la falta de cubierta vegetal causa pérdida de suelo. Por otra, una cubierta vegetal abundante aumenta el riesgo de incendio. En este dilema el peor escenario posible es uno de incendios frecuentes, dado que la eliminación transitoria de la cubierta vegetal puede acarrear pérdidas crecientes de suelo y nutrientes. Por ello, ante escenarios de un incremento del peligro es necesario desarrollar modelos que simulen los procesos implicados y sirvan de guía para la gestión de estos territorios.

12.C.9.4. Ordenación del territorio en zonas sometidas a riesgo de incendio

El aumento del bienestar en las últimas décadas, y las nuevas tendencias de conquistar parte del monte como zona residencial, suponen una situación nueva en nuestro entorno. Esta tendencia es previsible que siga en aumento, sobre todo en aquellas zonas donde la falta de suelo urbanizable es más acuciante, como la costa y zonas residenciales de montaña. De nuevo, un futuro de peligro de incendio creciente puede poner en grave riesgo zonas residenciales que antaño eran menos peligrosas. Por tanto, la planificación de estas zonas ha de hacerse teniendo en cuenta el peligro de incendio ante los escenarios de cambio climático.

12.C.10. PRINCIPALES NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

Es necesario afinar nuestro conocimiento de las condiciones sinópticas que se correlacionan con situaciones de alto peligro de incendio. Este requiere el estudio de los registros meteorológicos del pasado. Con conocimientos más ajustados será posible organizar la alerta de los equipos de lucha contra el fuego con anticipación de incidentes de incendio.

Se precisan datos de monitorización de la cantidad, naturaleza y condición de los combustibles en todas las áreas susceptibles al fuego. Estos datos necesitan ser trasladados a formatos que permitan a los equipos de lucha contra incendios y a los gestores una valoración de los momentos y lugares en los que los incendios suponen riesgos mayores. El registro de áreas quemadas debe actualizarse todos los años. Es precisa conocer qué se quema, dónde y con qué frecuencia, a fin de evaluar los riesgos de incendios recurrentes sobre el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas. Los riesgos de situaciones del tipo "peor escenario posible" deben evaluarse con objeto de tener una mejor idea de los riesgos emergentes.

Las proyecciones de los GCM suficientemente precisas en el espacio y tiempo para poder ser útiles en la gestión y supresión. Por ello, es preciso progresar en la proyección de los GCM al detalle espacial y temporal requerido. Igualmente, se necesita disponer de escenarios socioeconómicos adaptados a la realidad de España.

Necesitamos conocer al fuego en un contexto paisajístico. Debemos mejorar nuestro conocimiento de cómo las actuaciones del gestor afectar a la susceptibilidad al fuego de los paisajes. La protección de ciertos elementos paisajísticos necesita ser considerada de forma particular. Necesitamos avanzar en el conocimiento de la interacción entre incendios y paisaje, pues es la base de la ordenación forestal. Deben abordarse estudios que permitan verificar en qué medida las condiciones de peligro hacen al paisaje más o menos relevante frente al fuego. La investigación y desarrollo de técnicas de gestión de los ecosistemas amenazados por los incendios debe progresar en la perspectiva de un manejo multifuncional de nuestros montes que debe dar respuesta a múltiples amenazas y objetivos.

El impacto de los incendios forestales sobre la capacidad de los ecosistemas para fijar o liberar C es aún una asignatura pendiente. Se precisan medidas directas de los flujos de C en diferentes ecosistemas así como de los factores que los controlan y su interacción con el fuego.

La climatología adversa, en concreto la sequía, no sólo aumenta el peligro de incendio, sino que puede tener otros efectos adversos. Por ejemplo, el contenido en humedad del suelo afecta a la germinación y establecimiento de las plantas, así como a su hidratación, lo que determina la su capacidad de respuesta al fuego u otras perturbaciones (Cruz *et al.* 2002, Quintana *et al.* 2004). Precisamos conocer con más detalle cómo varía la respuesta de las plantas a situaciones extremas, particularmente de sequía. Dado que la ventana temporal para el establecimiento de algunas especies es limitada, cuándo no llueve puede ser más relevante que cuánto llueve, si no lo hace en el tiempo oportuno. Simulaciones experimentales en varios

ecosistemas pueden darnos la pauta de lo que cabe esperar ante la eventualidad de sequías extremas.

La valoración del estado de los combustibles, de su biomasa y humedad, en relación con el clima, y a escalas de detalle temporal y espacial es elemental para poder anticipar situaciones de máxima peligrosidad en el tiempo y en el espacio.

Poco sabemos sobre los aspectos sociológicos de los incendios forestales. Dado que las acciones de las personas son tan importantes en todo lo que concierne al fuego, es necesario entender hasta qué punto los cambios en las actitudes públicas o en las acciones privadas pueden mejorar o exacerbar cambios en el régimen de incendios debido al cambio climático.

Finalmente, es necesario aplicar escenarios de cambio climático, peligro e impacto de los incendios en las áreas protegidas con objeto de valorar su vulnerabilidad ante el peligro creciente de incendios forestales.

12.C.11. BIBLIOGRAFÍA

- Andreu V., Rubio J.L., Forteza J., y Cerni R. 1996. Postfire effects on soil properties and nutrient losses *International Journal of Wildland Fire* 6: 53-58.
- Andrews P.L., Loftsgaarden D.O., y Bradshaw L.S. 2003. Evaluation of fire danger rating indexes using logistic regression and percentile analysis. *International Journal of Wildland Fire* 12: 213-226.
- Anónimo (varios años). Memorias estadísticas anuales sobre incendios forestales en España. Area de Lucha Contra Incendios, Dirección General para la Biodiversidad, MIMAM, España.
- Baeza M.J., de Luis M., Raventós J. y Escarré A. 2002. Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk *Journal of Environmental Management* 65: 199-208.
- Baeza, M.J., Raventós J., Escarré A. y Vallejo V.R. 2003. The effect of shrub clearing on the control of the fire-prone species *Ulex parviflorus*. *Forest Ecology and Management* 186: 47-59.
- Bardají M., Molina D.M. y Castellnou M. 1998. Probability of larger fires: structural and meteorological components. En: D. X. Viegas (Ed.), *Proceedings of the III International Conference on forest Fire Research*, Coimbra, Portugal, pgs. 959-974.
- Bautista S., Bellot J. y Vallejo V.R. 1996. Mulching treatment for postfire soil conservation in a semiarid ecosystem. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10: 235-242.
- Bellot J., Maestre F.T., Chirino E., Hernández N. y de Urbina J.O. 2004. Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area *Acta Oecologica- International Journal of Ecology* 25: 7-15.
- Brown T.J., Hall B.L. y Westerling A.L. 2004. The impact of twenty-first century climate change on wildland fire danger in the western United States: An applications perspective. *Climatic Change* 62: 365-388.
- Carcaillet C., Almquist H., Asnong H., Bradshaw R.H.W., Carrion J.S., Gaillard M.J., Gajewski K., Haas J.N., Haberle S.G., Hadorn P., Muller S.D., Richard P.J.H., Richoz I., Rosch M., Goñi M.F.S., von Stedingk H., Stevenson A.C., Talon B., Tardy C., Tinner W., Tryterud E., Wick L. y Willis K.J. 2002. Holocene biomass burning and global dynamics of the carbon cycle. *Chemosphere* 49: 845-863.
- Carlson J.D., Burgan R.E., Engle D.M. y Greenfield J.R. 2002. The Oklahoma Fire Danger Model: An operational tool for mesoscale fire danger rating in Oklahoma. *International Journal of Wildland Fire* 11: 183-191.

- Carrión J.S. y van Geel B. 1999. Fine-resolution Upper Weichselian and Holocene palynological record from Navarrés (Valencia, Spain) and a discussion about factors of Mediterranean forest succession. *Review of Palaeobotany and Palynology* 106: 209-236.
- Carrión J.S., Sanchez-Gómez P., Mota J.F., Yll R. y Chain C. 2003. Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. *Holocene* 13: 839-849.
- Castro F.X., Tudela A. y Sebastià M.T. 2003. Modeling moisture content in shrubs to predict fire risk in Catalonia (Spain). *Agricultural and Forest Meteorology* 116: 49-59.
- Chuvienco E., Aguado I., Cocero D. y Riaño D. 2003. Design of an empirical index to estimate fuel moisture content from NOAA-AVHRR images in forest fire danger studies *International Journal of Remote Sensing* 24: 1621-1637.
- Clark J.S. 1988. Effect of climate change on fire regimes in Northwestern Minnesota. *Nature* 334: 233-235.
- Cruz A., Pérez B., Quintana J.R. y Moreno J.M. 2002. Resprouting in the Mediterranean-type shrub *Erica australis* affected by soil resource availability. *Journal of Vegetation Science* 13: 641-650.
- da Camara C.C., Lajas D., Gouveia C. y Pereira J.M.C. 1998. A statistical model for prediction of burned areas by wildfires based on circulation types affecting Portugal. En: D. X: Viegas (Ed.), *Proceedings of the III International Conference on forest Fire Research*, Coimbra, Portugal, pgs.1199-1206.
- de Luis M., González-Hidalgo J.C. y Raventós J. 2003. Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degradation and Development* 14: 203-213.
- de Pablo F. y Soriano L.R. 2002. Relationship between cloud-to-ground lightning flashes over the Iberian Peninsula and sea surface temperature. *Q. J. Roy. Meteorol. Soc.* 128: 173-183 Part A.
- Díaz-Delgado R., Lloret F., Pons X., y Terradas J. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83: 2293-2303.
- Díez E.L.G., Soriano L.R., Dávila F.D. y Díez A.G. 1994. An objective forecasting-model for the daily outbreak of forest-fires based on meteorological considerations. *Journal of Applied Meteorology* 33: 519-526.
- Díez E.L.G., Soriano L.R., de Pablo F. y Díez A.G. 2000. Prediction of the daily number of forest fires. *International Journal of Wildland Fire* 9: 207-211.
- Duguy B. 2003. Interacción de la historia de usos del suelo y el fuego en condiciones mediterráneas: Respuesta de los ecosistemas y estructura del paisaje. Tesis Doctoral, Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Easterling D.R., Horton B., Jones P.D., Peterson T.C., Karl T.R., Parker D.E., Salinger M.J., Razuvayev V., Plummer N., Jamason P. y Folland C.K. 1997. Maximum and minimum temperature trends for the globe *Science* 277: 364-367.
- Elvira L.M. y Hernando C. 1989. Inflamabilidad y energía de las especies de sotobosque. Monografía INIA, Madrid. 99 pgs.
- Faraco A.M., Fernández F. y Moreno J.M. 1993. Postfire vegetation dynamics of pine woodlands and shrublands in Sierra de Gredos, Spain. En: Trabaud L. y Prodon R. (Eds.). *The Role of Fire in Mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities, *Ecosystems Research Report* 5:101-112.
- Fernández Alés R., Martín A., Ortega F. y Alés E.E. 1992. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of Spain 1950-1984. *Landscape Ecology* 7: 3-18.
- Fernández-Palacios J.M. 1992. Climatic responses of plant species on Tenerife, The Canary-Islands. *Journal of Vegetation Science* 3: 595-602.
- Figuroa M.E. y Davy A.J. 1991. Response of Mediterranean grassland species to changing rainfall. *Journal of Ecology* 79: 925-941.
- Filella I. y Peñuelas J. 2003. Partitioning of water and nitrogen in co-occurring Mediterranean woody shrub species of different evolutionary history. *Oecologia* 137: 51-61.

- Flannigan M.D., Bergeron Y., Engelmark O. y Wotton B.M. 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *Journal of Vegetation Science* 9: 469-476.
- Fried J.S., Torn M.S. y Mills E. 2004. The impact of climate change on wildfire severity: A regional forecast for northern California. *Climatic Change* 64: 169-191.
- García-Herrera R., Gallego D., Hernández E., Gimeno L., Ribera P. y Calvo N. 2003. Precipitation trends in the Canary Islands. *International Journal of Climatology* 23: 235-241.
- García-Ruiz J.M., Lasanta T., Ruiz Flano P., Ortigosa L., White S., González C. y Martí C. 1996. Land-use changes and sustainable development in mountain areas. A case study in the Spanish Pyrenees. *Landscape Ecology* 11: 267-277.
- Gavilán R. y Fernández-González F. 1997. Climatic discrimination of Mediterranean broad-leaved sclerophyllous and deciduous forests in central Spain. *Journal of Vegetation Science* 8: 377-386.
- Gómez-Tejedor J.A., Estrela M.J. y Millán M.M. 2000. A mesoscale model application to fire weather winds. *International Journal of Wildland Fire* 9: 255-263.
- Goñi M.F.S. y Hannon G.E. 1999. High-altitude vegetational pattern on the Iberian Mountain Chain (north-central Spain) during the Holocene. *Holocene* 9: 39-57.
- González-Alonso F., Cuevas J.M., Calle A., Casanova J.L. y Romo A. 2004 Spanish vegetation monitoring during the period 1987-2001 using NOAA-AVHRR images. *International Journal of Remote Sensing* 25: 3-6.
- González-Alonso F., Cuevas J.M., Casanova J.L., Calle A. y Illera P. 1997. A forest fire risk assessment using NOAA AVHRR images in the Valencia area, eastern Spain. *International Journal of Remote Sensing* 18: 2201-2207.
- González-Hidalgo J.C., de Luis M., Raventós J. y Sánchez J.R. 2001. Spatial distribution of seasonal rainfall trends in a western Mediterranean area. *International Journal of Climatology* 21: 843-860.
- Goodess C.M. y Jones P.D. 2002. Links between circulation and changes in the characteristics of Iberian rainfall. *International Journal of Climatology* 22: 1593-1615.
- Gratani L. y Varone L. 2004. Leaf key traits of *Erica arborea* L., *Erica multiflora* L. and *Rosmarinus officinalis* L. co-occurring in the Mediterranean maquis. *Flora* 199: 58-69.
- Green D.G., Tridgell A. y Gill A.M. 1990. Interactive simulation of the bushfires in heterogeneous fuels. *Mathematical and Computer Modelling* 13: 57-66.
- Haines D. (1988). Lower atmospheric severity index (LASI) for wildland fires. USDA Forest Service. R.M. Research Station.
- Hodar J.A., Castro J. y Zamora R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110: 123-129.
- Hulme M. y Carter T.R. 2000. The changing climate of Europe. En: M. Parry (Ed.), *Assessment of Potential Effects and Adaptations for Climate Change in Europe: The Europe ACACIA Project*. Jackson Environment Institute, University of East Anglia, Norwich, UK. pgs. 47-84.
- Johnson E.A. y Wowchuk D.R. 1993. Wildfires in the Southern Canadian Rocky-Mountains and their relationship to midtropospheric anomalies. *Canadian Journal of Forestry Research* 23: 1213-1222.
- Johnson E.A., Miyanishi K. y Bridge S.R.J. 2001. Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. *Conservation Biology* 15: 1554-1557.
- Keeley J.E. y Fotheringham C.J. 2001. History and management of crown-fire ecosystems: a summary and response. *Conservation Biology* 15: 1561-1567.
- Levine J.S. (ed.) 1991. *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. The MIT Press, Cambridge, MA.
- Lloret F. y Mari G.A. 2001. Comparison of the medieval and the current fire regimes in managed pine forests of Catalonia (NE Spain). *Forest Ecology and Management* 141: 155-163.
- Lloret F., Calvo E., Pons X. y Díaz-Delgado R. 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17: 745-759.

- Lloret F., Pausas J.G. y Vilà M. 2003 Responses of Mediterranean plant species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecology* 167: 223-235.
- Luterbacher J., Dietrich D., Xoplaki E., Grosjean M., y Wanner H. 2004. European seasonal and annual temperature variability, trends, and extremes since 1500. *Science* 303: 1499-1503.
- Maestre F.T., Bautista S., Cortina J. y Bellot J. 2001. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* 11: 1641-1655.
- Martell D.L. 2001. Forest Fire Management. En: Johnson E.A. (Ed.), *Forest Fires Behaviour and Ecological Effects*. Academic Press, Orlando, FL. pgs. 527-575.
- Martínez-Fernández J. y Ceballos A. 2003. Temporal stability of soil moisture in a large-field experiment in Spain. *Soil Science Society of America Journal* 67: 1647-1656
- Martínez-Vilalta J., Mangirón M., Ogaya R., Sauret M., Serrano L., Peñuelas J. y Piñol J. 2003. Sap flow of three co-occurring Mediterranean woody species under varying atmospheric and soil water conditions. *Tree Physiology* 23: 747-758.
- Mediavilla S. y Escudero A. 2003a. Stomatal responses to drought at a Mediterranean site: a comparative study of co-occurring woody species differing in leaf longevity *Tree Physiology* 23: 987-996.
- Mediavilla S. y Escudero A. 2003b. A Leaf life span differs from retention time of biomass and nutrients in the crowns of evergreen species. *Functional Ecology* 17: 541-548.
- Mérida J.C. 2000. Factores meteorológicos. En: Vélez R. (coord.), *La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias*. McGraw Hill, Madrid, págs. 8.1-8.8.
- Millán M., Estrela M.J. y Badenas C. 1998. Synoptic analysis of meteorological processes relevant to forest fire dynamics on the Spanish Mediterranean coast. En: Moreno J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys, Leiden, The Netherlands. pgs. 1-30.
- Minnich R. A. 1998. Landscapes, land-use and fire policy: where do large fires come from? En: Moreno J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*, Backhuys, Leiden, NL. pgs. 133-158.
- Minnich R.A. 1983. Fire Mosaics in Southern-California and Northern Baja California. *Science* 219: 1287-1294.
- Moreira F., Ferreira P.G., Rego F.C. y Bunting S. 2001. Landscape changes and breeding bird assemblages in northwestern Portugal: the role of fire. *Landscape Ecology* 16: 175-187.
- Moreno J.M. y Cruz A. 2000. La respuesta de las plantas al fuego. En: Vélez R. (coord.), *La Defensa contra Incendios Forestales. Fundamentos y Experiencias*. Mc Graw Hill, Madrid. pgs. 413-436.
- Moreno J.M., Pineda F.D. y Rivas-Martínez S. 1990. Climate and vegetation at the Eurosiberian-Mediterranean boundary in the Iberian Peninsula. *Journal of Vegetation Science* 1: 233-244.
- Moreno J.M., Vázquez A. y Vélez R. 1998. Recent History of Forest Fires in Spain. En: Moreno J. M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, NL. pgs. 159-185.
- Moreno J.M. 1999. Forest fires in the Mediterranean Region: Trends and implications in a desertification-prone area. En: Balabanis P. y Peter D. (eds.), *Desertification in the Mediterranean*, EU Report Series.
- Moritz M.A., Keeley J. E., Johnson E.A. y Schaffner A.A. 2004. Testing a basic assumption of shrubland fire management: how important is fuel age? *Frontiers in Ecology and Environment* 2: 67-72.
- Mouillot F., Rambal S. y Joffre R. 2002. Simulating climate change impacts on fire- frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology* 8: 423-437.
- Mouillot F., Ratte J.P., Joffre R., Moreno J.M. y Rambal S. 2003. Some determinants of the spatio-temporal fire cycle in a Mediterranean landscape (Corsica- France) and its consequences on long-term vegetation dynamics. *Landscape Ecology* 18: 665-674.
- Muñoz-Díaz D. y Rodrigo F.S. 2003. Effects of the North Atlantic oscillation on the probability for climatic categories of local monthly rainfall in southern Spain. *International Journal of Climatology* 23: 381-397.

- Nash C.H. y Johnson E.A. 1996 Synoptic climatology of lightning-caused forest fires in subalpine and boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1859-1874.
- New M., Lister D., Hulme M. y Makin I. 2002. A high-resolution data set of surface climate over global land areas. *Climate Research* 21: 1-25.
- Núñez -Regueira L., Proupín-Castineiras J. y Rodríguez-Añón J.A. 2000. Design of risk index maps as a tool to prevent forest fires in the hill-side zone of Galicia (NW Spain). *Bioresource Technology* 73: 123-131.
- Núñez-Regueira L., Rodríguez J., Proupín J. y Mouriño B. 1999 Design of forest biomass energetic maps as a tool to fight forest wildfires. *Thermochimica Acta* 328: 111-120.
- Ojeda F., Arroyo J. y Marañón T. 1998. The phytogeography of European and Mediterranean heath species (Ericoideae, Ericaceae): a quantitative analysis. *Journal of Biogeography* 25: 165-178.
- Pausas J.G. 1999. 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. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin) *Climatic Change* 63: 337-350.
- Pausas J.G., Bladé C., Valdecantos A., Seva J.P., Fuentes D., Alloza J.A., Vilagrosa A., Bautista S., Cortina J. y Vallejo R. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes in Spain: New perspectives for an old practice - a review. *Plant Ecology* 171: 209-220.
- Peñalba M.C. 1994. The history of the Holocene vegetation in Northern Spain from pollen analysis. *Journal of Ecology* 82: 815-832.
- Peñuelas J. y Boada M. 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131-140.
- Peñuelas J., Lloret F. y Montoya R. 2001. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science* 47 (2): 214-218.
- Pérez B., Cruz A., Fernández-González F. y Moreno J.M. 2003. Effects of the recent land-use history on the postfire vegetation of a uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management* 182: 273-283.
- Piñol J., Terradas J. y Lloret F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38 (3): 345-357.
- Piñol J., Beven K. y Viegas D.X. 2004. Modelling the effect of fire-exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems. *Ecological Modelling* (en prensa).
- Prentice I.C., Heimann M. y Sitch S. 2000. The carbon balance of the terrestrial biosphere: Ecosystem models and atmospheric observations. *Ecological Applications* 10: 1553-1573.
- Price C. y Rind D. 1994. The impact of a 2-X-CO₂ climate on lightning-caused fires. *Journal of Climate* 7: 1484-1494.
- Puigdefábregas J. y Mendizábal T. 1998. Perspectives on desertification: western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 39: 209-224.
- Quintana J.R., Cruz A., Fernández-González F. y Moreno J.M. 2004. Time of germination and establishment success after fire of three obligate seeders in a Mediterranean shrubland of central Spain. *Journal of Biogeography* 31: 241-249.
- Rambal S. y Hoff C. 1998. Mediterranean ecosystems and fire: the threats of global change. En: Moreno J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, NL. pgs. 187-214.
- Riaño D., Meier E., Allgower B., Chuvieco E. y Ustin S.L. 2003. Modeling airborne laser scanning data for the spatial generation of critical forest parameters in fire behavior modeling. *Remote Sensing of Environment* 86: 177-186.
- Rivas-Martínez S. 1987. *Vegetación de España*. ICONA Serie Técnica. Ministerio de Agricultura, Madrid.
- Rodrigo A., Retana J. y Picó F.X. 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85: 716-729.
- Rodríguez Murillo J.C.R. 1997. Temporal variations in the carbon budget of forest ecosystems in Spain. *Ecological Applications* 7: 461-469.

- Rodríguez y Silva F. 1998. Bases técnicas para la elaboración de un plan regional de quemas prescritas, aplicación a la comunidad autónoma de Andalucía. Actas de la reunión sobre quemas prescritas. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 9: 253-264.
- Rodríguez y Silva F. 2004. Análisis económico aplicado al control de la carga de combustibles en ecosistemas forestales mediterráneos. Quemias prescritas, una alternativa frente a los métodos mecánicos. En: Actas del II Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía en la Defensa contra los Incendios Forestales, Córdoba, ES.
- Sabaté S., Gracia C.A. y Sánchez A. 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. Forest Ecology and Management 162: 23-37.
- Santos L., Romaní J.R.V. y Jalut G. 2000. History of vegetation during the Holocene in the Courel and Queixa Sierras, Galicia, northwest Iberian Peninsula. Journal of Quaternary Science 15: 621-632.
- Sanz-Elorza M., Dana E.D., González A. y Sobrino E. 2003. Changes in the high-mountain vegetation of the central Iberian peninsula as a probable sign of global warming. Annals of Botany 92: 273-280.
- Schär C., Vidale P.L., Luthi D., Frei C., Haberli C., Liniger M.A. y Appenzeller C. 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. Nature 427: 332-336.
- Soriano L.R. y de Pablo F. 2002. Maritime cloud-to-ground lightning: The western Mediterranean Sea. Journal of Geophysical Research-Atmosphere 107 (D21): Art. No. 4597.
- Soriano L.R., de Pablo F. y Díez E.G. 2001a Cloud-to-ground lightning activity in the Iberian Peninsula: 1992-1994. Journal of Geophysical Research-Atmosphere 106 (D11): 11891-11901.
- Soriano L.R., de Pablo F. y Díez E.G. 2001b. Relationship between convective precipitation and cloud-to-ground lightning in the Iberian Peninsula. Monthly Weather Review 129: 2998-3003.
- Soto B. y Díaz-Fierros F. 1998. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. Catena 31: 257-270.
- Tomás C., de Pablo F. y Soriano L.R. 2004. Circulation weather types and cloud-to-ground flash density over the Iberian Peninsula. International Journal of Climatology 24: 109-123.
- Torre I. y Díaz M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? Acta Oecologica 25: 137-142.
- Torn M.S. y Fried J.S. 1992. Predicting the impacts of global warming on wildland fire. Climatic Change 21: 257-274.
- Trabaud L. y Galtìè J.F. 1996. Effects of fire frequency on plant communities and landscape pattern in the Massif des Apres (southern France) 1996. Landscape Ecology 11: 215-224.
- Trabaud L. 1976. Inflamabilité et combustibilité des principales espèces des garrigues de la région méditerranéenne. Oecologia Plantarum 11: 117-136.
- Valbuena, L., Núñez R. y Calvo L. 2001. The seed bank in *Pinus* stand regeneration in NW Spain after wildfire. Web Ecology 2: 22-31.
- Valette J.C. 1988. Inflamabilité, teneur en eau et turgescence relative de quatre espèces méditerranéennes. Documentos del Seminario sobre métodos y equipos para la prevención de incendios forestales, ICONA, Madrid. pgs. 98-107.
- Vallejo R.V. y Alloza J.A. 1998. The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. En: Moreno J.M. (Ed.). Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, NL. pgs. 91-108.
- Vázquez A. y Moreno J.M. 1993. Sensitivity of fire occurrence to meteorological variables in Mediterranean and Atlantic areas of Spain. Landscape and Urban Planning 24: 129-142.
- Vázquez A. y Moreno J.M. 1995. Patterns of fire occurrence across a climatic gradient and its relationship to meteorological variables in Spain. En: Moreno J.M. y Oechel W.C. (Eds.), Global Change and Mediterranean-Type Ecosystems. Springer-Verlag, Ecological Studies 117. pgs. 408-434.

- Vázquez A. y Moreno J.M. 2001. Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). *Forest Ecology and Management* 147: 55-65.
- Vázquez A. y Moreno J.M. 1998a. Fire frequency and fire rotation period in areas with different potential vegetation type in peninsular Spain. En: Trabaud L. (Ed.), *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, WA. pgs. 305-313.
- Vázquez A. y Moreno J.M. 1998b. Patterns of lightning-, and people-caused fires in peninsular Spain. *International Journal of Wildland Fire* 8: 103-115.
- Vázquez A., Pérez B., Fernández-González F. y Moreno J.M. 2002. Forest fires characteristics and potential natural vegetation in peninsular Spain during the period 1974-1994. *Journal of Vegetation Science* 13: 663-676.
- Vega García C. 2003. Evolución del riesgo estructural de incendios forestales en la comarca del Alto Mijares (Castellón de la Plana) mediante índices de ecología del paisaje y teledetección. Tesis Doctoral, Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares, Madrid.
- Vega J.A. 2000. Resistencia vegetativa ante el fuego a través de la historia de los incendios. En Vélez R. (coord.) *La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y experiencias*. McGraw Hill, Madrid, ES. pgs. 4.66-4.84.
- Vélez R. 2000a. Perspectiva histórica de los incendios forestales en España. En: Vélez R. (coord.) *La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y experiencias*. McGraw Hill, Madrid, España., pags. 3.15-3.31.
- Vélez R. 2000b. Motivaciones de los incendios intencionados. En: Vélez R. (coord.) *La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y experiencias*. McGraw Hill, Madrid, España., pags. 3.31-3.52.
- Vélez R. 2000c. Los índices meteorológicos de peligro. En: Vélez R. (coord.) *La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y experiencias*. McGraw Hill, Madrid, España., pags. 8.10-8.28.
- Vicente-Serrano S.M., González-Hidalgo J.C., de Luis M.J. y Raventós J. 2004. Drought patterns in the Mediterranean area: The Valencia region (East-Spain). *Climate Research* 26: 1-15.
- Viedma O. y Moreno J.M. Landscape structure and fire interactions in a Mediterranean, fire-prone area of Central Spain. Enviado.
- Viegas D.X., Bovio G., Ferreira A., Nosenzo A. y Sol B. 2000. Comparative study of various methods of fire danger evaluation in southern Europe. *International Journal of Wildland Fire* 9: 235-246.
- Viegas D.X., Piñol J., Viegas M.T. y Ogaya R. 2001 Estimating live fine fuels moisture content using meteorologically-based indices. *International Journal of Wildland Fire* 10: 223-240.
- Viegas D.X. 1998. Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large fires. En: Moreno J.M. (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys, Leiden, NL. pgs. 31-48.
- Williams A.A.J., Karoly D.J. y Tapper N. 2001. The sensitivity of Australian fire danger to climate change. *Climatic Change* 49: 191-191.