

Cambio Global e Incendios Forestales: Una Visión desde España

José M. Moreno

Departamento de Ciencias Ambientales Universidad de Castilla-La Mancha E-45071 Toledo, Spain Josem.moreno@uclm.es

Resumen

Entre los factores del cambio global, dos son particularmente importantes en la región mediterránea: los cambios en los usos del suelo y el cambio climático. Se hace una breve introducción histórica de la relación entre la vegetación de España y el fuego y la actividad humana, para indicar que en paisajes utilizados de forma tan intensa desde hace tanto tiempo la historia de los usos del suelo puede ser crucial para entender la vegetación actual. Esto hace que el paradigma clásico fuego-vegetación haya que tomarlo con precaución. Tras indicar que en las últimas décadas del siglo pasado los paisajes han estado sometidos al abandono y la forestación, se analiza cómo el fuego ha interrumpido este proceso de vuelta a recubrir de vegetación forestal el territorio, pasando a controlar parte de las propiedades del paisaje. Esta interacción es compleja, ya que no todo se quema por igual en un paisaje, y los efectos del fuego se acumulan en ciertas zonas. Se usan ejemplos de estudios realizados en la Sierra de Gredos, en el centro de España, para documentar estas ideas. Luego se analiza en qué medida la vegetación postincendio de distintos sitios se asemeja en función de sus historias de uso, y cómo lo hace tras incendios recurrentes, verificándose que lo que en un primer momento actuó como factor de homogeneidad luego no lo es. De hecho parece que los ecosistemas son sensibles a la recurrencia del fuego. A continuación se analizan las relaciones entre el clima y los índices de peligro climáticos y la ocurrencia de los incendios, destacando que las relaciones no son buenas cuando se comparan distintas zonas geográficas, pero sí lo son dentro de una zona cuando se hacen comparaciones a lo largo del tiempo. Esto permite, hasta cierto punto, hacer extrapolaciones cara al futuro. Finalmente, se analiza cómo será el peligro de incendio durante el siglo XXI en base al índice canadiense FWI y en función de diferentes modelos de circulación general y escenarios de emisiones. Se constata que el peligro de incendio crecerá muy sensiblemente conforme discurra el siglo, independientemente del modelo elegido y los escenarios, si bien escenarios más intensos en emisiones producen mayores índices de peligro. Para concluir se destacan los efectos más sobresalientes de las interacciones fuego, paisaje, cambios de usos del suelo y cambio climático, señalando la necesidad de incorporar las nuevas proyecciones de peligro de incendio a la gestión para adaptarse al cambio climático en el que estamos inmersos.

Abstract

Among the various factors that cause global change, two are particularly relevant in the Mediterranean region: land-use change and climate change. I make a brief introduction to the



history of Spanish vegetation in relation to fire and human intervention, to indicate that in landscapes like the Spanish ones, that have been used for so long and so intensively, land-use change history might be crucial to understand extant vegetation. This indicates that the classical fire-vegetation paradigm might have to be adopted with certain caveats. After indicating that during the last decades of the last century, the Spanish landscapes have been subjected to abandonment and forestation, I analyze how fire might have interrupted the process of revegetating with forest the territory, and is now controlling in part landscape properties. The firelandscape interactions are complex, and this is so due to the fact that fires do not occur randomly, and impacts tend to accumulate in certain areas. I use examples from studies in Sierra de Gredos, Central Spain, to document some of these ideas. Thereafter, I analyze to what extend postfire vegetation differ from one site to another as a function of its past land-use change history, and how recurrent fires affect this, showing that fire, that for the first time seems to homogenize the vegetation, when it occurs for the second time it does not do that again. In fact, it appears that ecosystems tend to be highly sensitive to recurrent fires. Next, I analyze the historical relationships between fire and climate and fire-weather indices, showing that these relationships are not good when comparing different areas across the territory, but are better when comparisons are made within a given area through time. Finally, I analyze how fire danger will change during the XXIst century, based on the Canadian FWI system and as a function of different global circulation models and emission scenarios. I document that fire danger will grow along the XXIst century, independent of the model or scenario chosen, although more emission intensive scenarios produce higher increases in danger. To conclude, I emphasize the most relevant interactions between fire, landscapes, land-use change and climate change, pointing out the need to incorporate the new fire danger projections into management in order to adapt to the ongoing climate change in which we are immersed.



Introducción

Por cambio global entendemos aquellas alteraciones del medio causadas por el hombre que tienen la capacidad de modificar las condiciones generales del planeta. Cinco son los principales elementos de cambio: el cambio climático, los cambios de uso del suelo, los cambios bióticos, los cambios en la composición de la atmósfera y los cambios en el ciclo del nitrógeno (IGBP, 2001). Si usamos la biodiversidad como variable subrogada para evaluar el potencial alterador de estos factores, la impresión que se tenía hasta ahora era que el cambio de los usos del suelo podía ser el factor de cambio más relevante en las áreas de tipo mediterráneo, como lo es en otras varias del mundo (Sala et al. 2000). No obstante, quizás esta percepción haya que revisarla. Durante los últimos años, conforme nuevos estudios sobre los impactos del cambio climático han ido apareciendo, la importancia directa o indirecta del cambio climático sobre los ecosistemas mediterráneos ha ido cobrando relevancia, ciertamente en lo que concierne a su posible impacto sobre la biodiversidad (Thuiller et al. 2005). El IV Informe de Evaluación del IPCC, aprobado en la primera mitad de este año de 2007, destaca que, entre los ecosistemas terrestres, "...los ecosistemas de tipo mediterráneo se encuentran entre los más vulnerables del mundo [al cambio climático], y sufrirán impactos muy severos" (IPCC, 2007). Por tanto, parece que los ecosistemas y paisajes de las regiones de tipo mediterráneo del planeta, incluida la región Mediterránea, son sensibles a los cambios de los uso del suelo y al cambio climático. Y, lo son, entre otras cosas, porque ambos factores cuentan con un elemento que actúa como caja de resonancia: el fuego.

La vegetación española y su relación reciente con el fuego

La región Mediterránea se caracterizan por tener una alta variedad de climas, sustratos, suelos y formas de terreno. Su biodiversidad es de las más altas del mundo (Medàil & Quézel 1999; Myers et al. 2000). El uso intensivo de estos territorios desde hace miles de años ha dado lugar a formas de uso del suelo y a culturas dependientes de ello también muy variadas. La importancia del fuego en la región viene de lejos, como lo demuestra la existencia de algunas adaptaciones vegetales que son difíciles de explicar si no es por su relación con esta perturbación (el grueso ritidoma de Quercus suber [Zedler 1995], o la serotinia de diferentes especies de Pinus [Tapias et al. 2001]) son muestras de que el fuego ha sido un factor evolutivo en estos ecosistemas desde hace tiempo. Existen evidencias de la ocurrencia de incendios forestales en los registros lacustres desde hace decenas de miles de años, incluso en pleno apogeo de la última glaciación. Algunas de ellas muestran un régimen con incendios poco frecuentes, cada 300-400 años. Estas bajas frecuencias aumentaron durante el curso del Holoceno, conforme mediado éste el clima se fue haciendo más seco (Carrión et al. 2001; 2003). La irrupción del hombre supuso un incremento en la frecuencia de incendios en la mayoría de los sitios estudiados, y una alteración de la vegetación dominante (Franco Múgica et al. 1997; 1998) Los incendios han continuado ocurriendo en épocas históricas, si bien los cambios en su frecuencia y en las especies dominantes hacen pensar que mayoritariamente estaban ligados a la gestión del territorio. Los paisajes actuales son el legado de siglos de utilización intensa del territorio, que ha sido pastoreado, cultivado y quemado en formas y maneras diversas (Valladares et al. 2004). Difícilmente podemos encontrar espacio alguno que no haya estado sometido a la acción humana (Fig. 1).



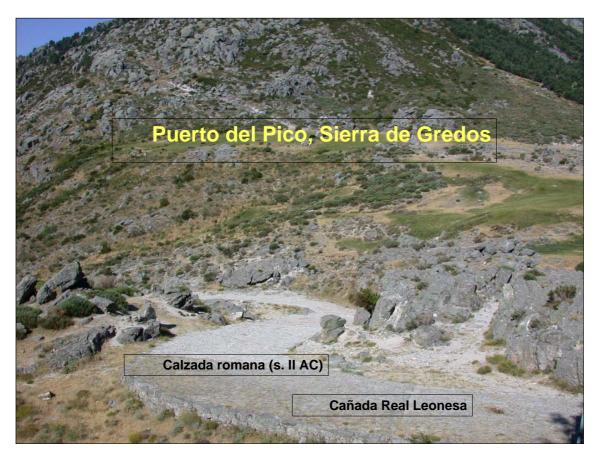


Fig. 1. Fotografía del Puerto del Pico, en la Sierra de Gredos, mostrando los restos de la calzada romana que lo atraviesa, y que fue también parte de la Cañada Real Leonesa. Con ello se quiere indicar que algunas zonas de España vienen siendo utilizadas desde hace miles de años de forma intensa. No es fácil entender el origen de la vegetación de este territorio si no tenemos en cuenta el factor humano que ha estado operando sobre él desde hace tanto tiempo. (Foto de J.M. Moreno).

En otras regiones del mundo, menos alteradas por el hombre, el paradigma fuego-vegetación puede caracterizarse por una secuencia de estados sucesionales de la vegetación que cambian con el tiempo y que se ven interrumpidos por la perturbación pírica. Ésta devuelve al sistema al punto de partida inicial que, con el tiempo, volverá a situarlo donde estaba antes de quemarse. El siguiente incendio volvería a desencadenar un proceso similar y, así, sucesivamente de forma ininterrumpida. El clima, con sus cambios a escalas temporales de centurias a milenios, modificaría algunas de las variables que determinan el régimen de la perturbación, aunque, en tiempos cortos, la estabilidad sería la norma. En este tipo de ambientes, el paisaje estaría conformado por teselas que, en lo sustancial, difieren unas de otras por su estado sucesional tras el fuego (Fig. 2).



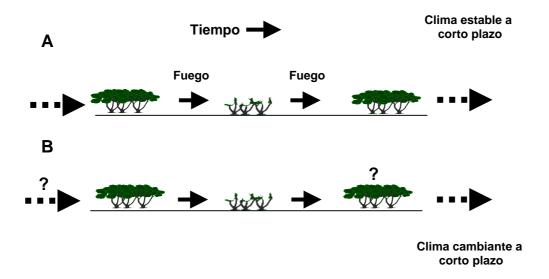


Fig. 2. Esquema simplificado de las interacciones fuego-vegetación en: A) un sitio relativamente prístino, con poca influencia humana, en el que la vegetación es comparativamente predecible en base al modelo autosucesional; B) un sitio fuertemente sometido a la acción del hombre, donde el origen de la vegetación es desconocido, y el modelo autosucesional puede no ser aplicable. En el primero el clima habría actuado de forma más o menos constante y poco variable en periodos cortos de tiempo, seleccionando la vegetación existente en consonancia con el ciclo del fuego. En ambos, no obstante, la situación actual es de cambio climático, por lo que en el futuro habrá de contemplar cómo éste podrá modificar las relaciones fuego-vegetación.

Por el contrario, en paisajes fuertemente antropizados, la vegetación difiere de un sitio a otro por la historia de sus usos pasados. Por ello, el origen de un tipo de vegetación de cualquier tesela es incierto, pues lo es su historia de usos. Estos usos pueden haber incluido al fuego como herramienta de gestión, en combinación con otras, fundamentalmente el pastoreo. En aquellos sitios que hayan sido gestionados regularmente de esta manera podríamos pensar en la existencia de unas relaciones fuego-vegetación similares a las descritas más arriba. Tales relaciones servirían de base para la restauración de dichos ecosistemas, como se ha documentado para ciertos tipos de vegetación del Norte de Europa (Goldammer 2004). Ocurre, no obstante, que la persistencia en los usos del suelo y en los tipos de gestión ha sido variable a lo largo de la historia. No es infrecuente detectar picos de actividad pírica u otras acciones transformadoras en función de los distintos avatares de la historia (dominación romana, reconquista, desarrollo industrial, etc.), alguno de los cuales produce cambios bruscos en la vegetación (Carrión et al. 2001). En concreto, para el Sistema Central, hacia los 4000 años BP se detectan unos primeros cambios en la vegetación que parecen estar asociados a incendios de probable origen antrópico. La influencia humana se intensifica a partir de 2500-2000 años BP, alcanzando niveles intensos de deforestación en algunas zonas hacia los 1000 años BP (Franco Múgica et al. 1997, 1998, 2001). El máximo de regresión del bosque en España se sitúa en la última parte del siglo XIX.



Durante el siglo pasado, principalmente durante las últimas décadas, el proceso de intensificación se detiene e invierte. Los paisajes españoles se ven sometidos a un cambio de los usos del suelo debido al abandono rural, el cese de los aprovechamientos tradicionales del monte, el cese del pastoreo extensivo y la forestación de zonas marginales y poco productivas (Vélez 2000a). Esto introduce cambios notorios en la fisonomía de nuestros paisajes. Así, se pasó de tener paisajes con poca cubierta arbolada o vegetal en general, a otros que, poco a poco, se fueron cubriendo de vegetación arbórea o arbustiva, con masas reviejadas, proclives a sufrir las consecuencias de los avatares climáticos, como las sequías o los incendios. Esta tendencia hacia el aumento de la superficie forestal ha sido general en los países del Sur de la Unión Europa (Fig. 3). En este contexto de cambio, la vegetación difiere de un sitio a otro dentro de un mismo paisaje por la historia de los usos del pasado y por el estado sucesional o de desarrollo, una vez los usos tradicionales han sido sustituidos por el abandono o reforestación.

En la década de los 1980, la comunidad científica española abrazó algunos de los conceptos que procedían de otros ambientes con clima de tipo mediterráneo, aceptando el paradigma de la autosucesión de la vegetación postfuego, propio del modelo clásico fuego-vegetación descrito más arriba. Sin embargo, en un territorio de historias de uso variadas, como el nuestro, parece oportuno mantener ciertas reservas, pues la transformación que puede producir el fuego sobre tipos de vegetación con historias de uso variadas, lo que incluye distintas historias en relación con el fuego y en diferentes estados sucesionales, es incierta. Incluso en aquellos ecosistemas que en el pasado pudieron ser gestionados con fuego la situación es de cambio, ya que los incendios actuales nada tienen que ver con los que en su momento pudo haber habido (Moreno et al. 1998; Vázquez & Moreno 1998). Por tanto, la vegetación postincendio puede ser diferente de la que existía antes del fuego (Retana et al. 2002). A esta situación hay que añadir el paradigma actual de cambio climático. Eventos extremos, como sequías intensas tras el fuego, pueden ocasionar cambios en la composición de especies (Quintana et al. 2004). Por tanto, nuestra capacidad para proyectar la vegetación futura en estos ambientes es un reto.

Si miramos al futuro, las proyecciones que se hacen para finales de este siglo indican que es muy probable que continúe el proceso de abandono de tierras marginales o utilización para otros fines, y concentración de la agricultura en las zonas más fértiles. La superficie dedicada a cultivos puede disminuir en función del escenario socioeconómico y de emisiones de gases de efecto invernadero que se considere. Así, los escenarios menos intensivos en emisiones (como el B1) indican que para los años 2080 la superficie agrícola de España podría disminuir hasta un 33%. Por el contrario, escenarios más intensos en emisiones (A1), producirían disminuciones de hasta un 70% en la misma fecha (Metzger et al. 2004). Consiguientemente, cabe esperar que el proceso de modificación de los usos del suelo continúe durante este siglo. Una disminución en la superficie destinada a cultivos conllevaría un aumento de la superficie destinada a otros usos, principalmente los forestales, en todas sus facetas, con el consiguiente aumento del combustible y, eventualmente, de la peligrosidad de nuestros paisajes.



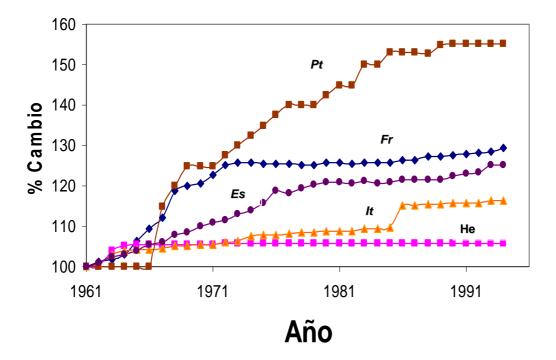


Fig. 3. Porcentaje de incremento del territorio forestal en los cinco países mediterráneos de la Unión Europea. Se observa que en todos ellos, durante la segunda mitad del siglo XX el territorio forestal ha ido aumentando. (Fuente, FAO).

Fuego y paisaje

El proceso anterior de abandono y forestación de amplias extensiones ha ocurrido en paralelo a otro: el incremento de los incendios forestales (Moreno et al. 1998). Podemos decir que el viaje de vuelta hacia la forestación del territorio, una vez concluida la mayor presión que el hombre ha ejercido sobre el mismo, y buena parte de sus ecosistemas habían alcanzado un alto nivel de degradación, no es tan sencillo como pudiera pensarse (Dobson et al. 1997). Puede, incluso, que no haya tal viaje de vuelta, debido a la irrupción del fuego. Es posible que, si no se diseñan estrategias restauradoras adecuadas (Vallejo & Alloza 2004), el viaje hacia la forestación emprendido en la segunda mitad del siglo pasado sea la antesala de la continuación hacia un estado mayor de degradación, del cual será aún más difícil de salir. Me centraré en algunos ejemplos de nuestros estudios en la vertiente meridional de la Sierra de Gredos para documentar esta idea.

La Sierra de Gredos ha sido uno de los puntos "calientes" de incendios forestales en España en las últimas décadas. Si analizamos la composición paisajística de este territorio en un lapso de unas tres décadas desde mediados del siglo pasado vemos que, aparentemente, no hubo grandes variaciones (Fig. 4). No obstante, las estadísticas a nivel general enmascaran los cambios ocurrido en distintas áreas. Así, en las áreas que no se vieron afectadas por el fuego, las superficies cubiertas por ecosistemas boscosos, sobre todo la cubierta por coníferas, ha tendido a aumentar en este periodo. En las áreas que a lo largo de los años permanecieron sin quemar esta tendencia fue aún más acusada en el principio. El fuego, sin embargo, interrumpió este proceso, alterando la



composición del territorio, dado que la mayoría de los pinares quemados no se recuperan como tales, sobre todo cuando se queman a edades tempranas (Pérez & Moreno 1998a).

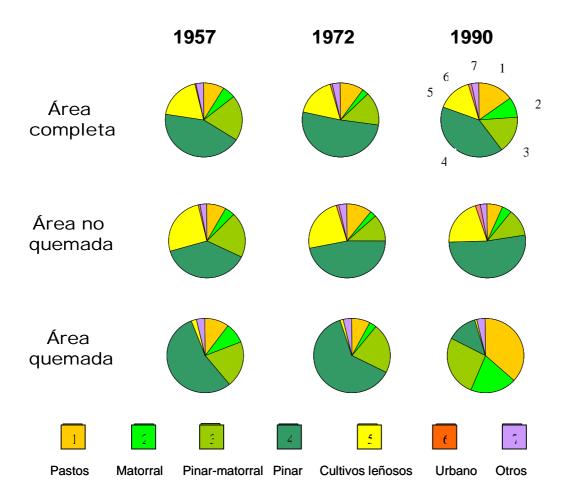


Fig. 4. Cambios en la composición de una parte de la zona central de la Sierra de Gredos, en el entorno del Valle de las Cinco Villas, que atraviesa la calzada romana que desciende desde el Puerto del Pico. En base a fotografías aéreas tomadas en 1957, 1972 y 1990 pudo reconstruirse la composición de este territorio en esas fechas. La cartografía de los incendios (Vázquez & Moreno 2001) permitió separar las áreas que se quemaron a partir de 1970 de las que no lo hicieron. Se aprecia cómo el conjunto del área no cambió mucho en su composición. Sin embargo, en distintas áreas han ocurrido distintos procesos. Las áreas que ardieron tenían más proporción de pinar ya en 1957 y aumentaron más también hasta 1972.

No sólo hubo cambios en la composición paisajística, sino la estructura, esto es, en cómo se disponen las distintas teselas y qué formas y tamaños tienen. Estas características han ido cambiando sobre todo por la dinámica introducida por los propios incendios. De hecho, en ese territorio del centro de España, a partir de los 1970 el proceso de cambio de los paisajes ha sido relativamente lento, y lo seguiría siendo de no mediar el fuego (Viedma et al. 2006). Pese a ello, en zonas próximas los cambios han persistido durante este tiempo (Romero Calcerrada & Perry 2004). El fuego, no obstante, ha operado como el principal factor alterador de este proceso, al actuar como elemento homogeneizador del paisaje, ya que la vegetación quemada por primera vez



se recupera rápidamente (Fig. 5). Más adelante veremos los efectos al nivel de la propia vegetación, pero que coinciden con lo expuesto.

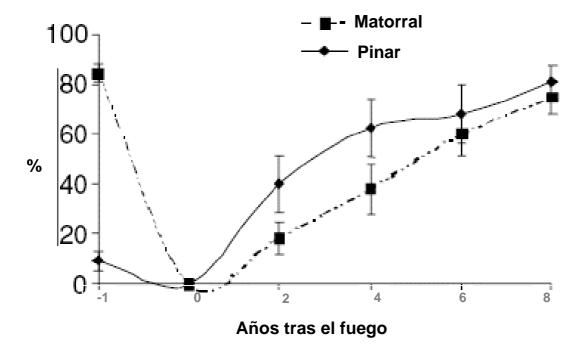


Fig. 5. Cambios en la proporción cubierta por vegetación de tipo matorral en diferentes momentos tras el incendio y para áreas quemadas cuya composición mayoritaria era de matorral o de pinar, respectivamente. Nótese cómo las áreas que se quemaron como pinar, que tenían una proporción de este tipo de vegetación pequeña, al cabo de unos pocos años terminan produciendo una estructura vegetal similar a las que se quemaron como matorral. La reconstrucción se ha hecho en base a una serie de 16 años de imágenes de satélite (Viedma et al. 2006).

Visto lo anterior, cabe formularse algunas preguntas: ¿qué se quema? Esto es, ¿se queman los distintos tipos de vegetación por igual? ¿En qué sitios se producen los incendios? Pues, bien, en la Sierra de Gredos los incendios no se han repartido al azar por el territorio. Estos han ocurrido preferentemente en ciertos tipos de altitudes, exposiciones y pendientes (Vázquez & Moreno 2001), pero, sobre todo, han preferido unos tipos de vegetación a otros (Fig. 6). Así, los pinares han ardido en mayor proporción que su extensión prácticamente todos los años, e independientemente de que los incendios fuesen grandes o pequeños, lo que indica una "preferencia" del fuego hacia ellos mucho más que hacia otros tipos de vegetación.

Esta desigual distribución espacial de los incendios implica que sus impactos no son homogéneos. De hecho, en este territorio los incendios han tendido a ocurrir de forma contagiosa, esto es, unos próximos a otros, en ocasiones quemando áreas ya quemadas hacía poco tiempo. Un dato de interés es que la edad media de los pinares de este territorio al arder por primera vez fue de unos 25 años. Sin embargo, una vez que hubieron ardido el siguiente incendio tendió a presentarse al cabo de 6-7 años (Vázquez & Moreno 2001). En otras palabras, parece como si la ocurrencia del incendio hubiese acelerado la aparición del siguiente, precipitando al paisaje por una especie de



montaña rusa con giros (fuegos) cada vez más frecuentes. Algo similar ha sido descrito para otros territorios de España (Salvador et al. 2005).

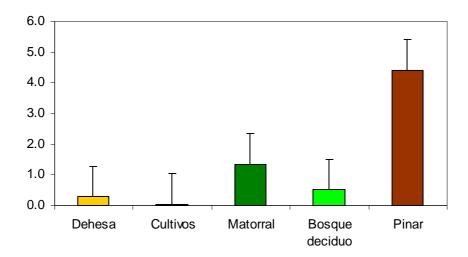


Fig. 6. Valores medios del índice de selección de recursos (Wi) aplicado a los tipos de vegetación de la Sierra de Gredos durante el periodo 1976-1990. Valores superiores a 1 indican que ese tipo de vegetación se quemó en mayor proporción que su abundancia, mientras que valores inferiores a 1 indican lo contrario. Nótese que los pinares se quemaron mucho más que los otros tipos de vegetación, incluso que los matorrales. Por el contrario, las áreas dominadas por vegetación de hoja decidua se quemaron menos que lo que les correspondía por su abundancia.

Cambios del uso del suelo, fuego y vegetación

Teniendo en cuenta la variedad de historias de usos del suelo cabe preguntarse ¿en qué medida estas historias de uso afectarán a la vegetación post-incendio? Una primera hipótesis sería que las historias de uso del pasado dejan un legado duradero y que, cuando la vegetación se quema, áreas que tuvieron historias distintas producirían diferencias perceptibles en la vegetación, por lo menos en algunas variables estructurales básicas. La hipótesis alternativa sería que, una vez quemada un área dada, la vegetación se recuperaría partiendo de puntos similares y, por tanto, tendería a homogeneizarse. En este caso el fuego actuaría como una gran escoba que barrería la diversidad del pasado, producto de abandonos en tiempos diferentes, de usos distintos, etc., dejándolo limpio, con las solas rugosidades de los otros elementos subyacentes, pasándose de un paisaje de grano fino a otro de grano grueso.

Los estudios realizados en uno de los grandes incendios de Sierra de Gredos, ocurrido en 1986, muestran que, en general, tras el primer incendio, muchas de las variables estructurales de la vegetación no difieren significativamente entre parcelas seleccionadas en áreas con historia de usos del suelo variadas (Pérez et al. 2003)(Fig. 7). Si, en vez de considerar las historias de usos pasadas consideramos el estado de la vegetación en el momento de quemarse, considerando dos estados bien diferentes (matorral o pinar), la similitud entre la vegetación postincendio se mantiene. Por tanto parece que la segunda hipótesis cobra verosimilitud y que, tras el incendio, el legado del pasado es efímero. Esto, de ser general, implicaría que un solo incendio serviría para



borrar las huellas del pasado. No sólo la vegetación sino que otras propiedades del ecosistema, como algunas características del suelo, parecen seguir esta pauta (Giovannini et al. 2001).

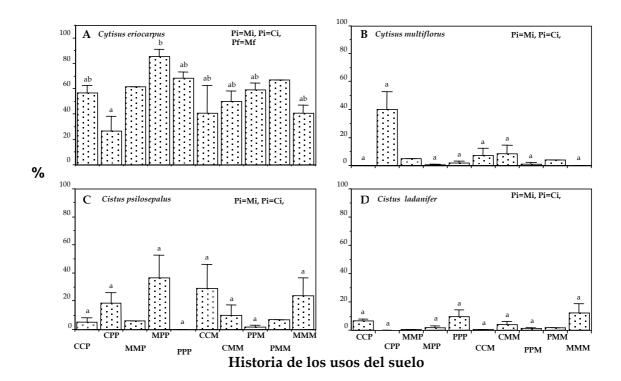


Fig. 7. Porcentaje de recubrimiento de distintas especies arbustivas en parcelas quemadas por el gran incendio de Pedrobernardo (Sierra de Gredos) de 1986, y que diferían en sus historias de usos del suelo del pasado reciente. Las historias fueron reconstruidas en base al análisis de fotografías aéreas de los años 1957, 1970 y 1983. Las letras en el eje de las X identifican qué era cada parcela en estas fechas (C=cultivo; M=matorral; P=pinar). Las letras sobre cada barra reflejan el resultado de la estadística, e historias de uso con la misma letra indican que no hubo diferencias estadísticamente significativas. En la parte superior de cada figura se indica el resultado de comparar el estado de cada historia por su estado inicial (i) o final (f). El estudio de la vegetación se llevó a cabo a los cinco años tras el fuego (Pérez et al. 2003).

Pasado el tiempo, buena parte de la superficie que se quemó en aquel primer incendio, ardió de nuevo, cuando habían transcurrido 15 años después del primer incendio. A los cuatro años de ocurrir el segundo incendio volvimos a estudiar sitios que habían ardido en ambos incendios y que habían sido muestreados la primera vez. La pregunta que nos formulábamos era ¿persistirá la similitud en la vegetación postincendio al cabo de este segundo incendio? La hipótesis era que, si ya al cabo del primer incendio se produjo una vegetación densa, que acumuló una alta biomasa en muy poco tiempo (Pérez & Moreno 1998b) y muy similar entre las distintas áreas, independientemente de la historia de usos, un segundo incendio tendería a homogeneizar más aún la vegetación.

Los resultados obtenidos muestran que las cosas se producen de otra manera y la vegetación crecida tras el segundo incendio fue mucho menos abundante, y más variable entre áreas que tenían historias de usos diferentes (Fig. 8). La importante caída en dominancia de la especie más



abundante (*Cytisus striatus subs. eriocarpus*) y la mayor abundancia de una especie propia de ambientes más degradados (*Cistus psilosepalus*), junto con la disminución de riqueza específica y diversidad indican que estos paisajes son poco estables ante incendios recurrentes, y que el efecto homogeneizador del primer incendio, en los siguientes dejaría de estar presente. Estos estudios confirman la hipótesis propuesta por (Díaz-Delgado et al. 2002) para el NW de España, quienes, en base a imágenes de satélite, habían observado una disminución de la recuperación de la vegetación tras incendios repetidos.

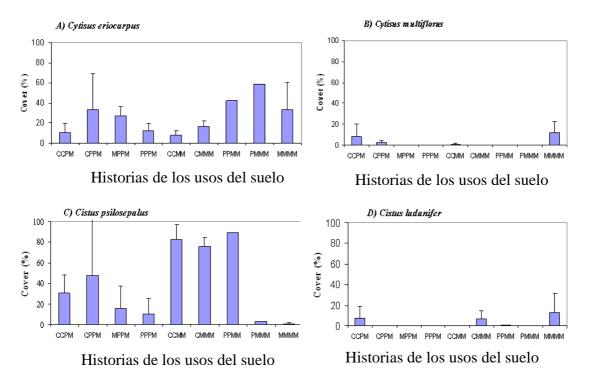


Fig. 8. Porcentaje de recubrimiento de las principales especies de matorral en parcelas quemadas por el segundo gran incendio de Pedrobernardo (Sierra de Gredos)(año 2000) y que diferían en sus historias de usos del suelo del pasado reciente en 1986, cuando ardieron en el anterior incendio (ver figura anterior). Nótese que la cuarta letra de cada historia de uso fue común (M=matorral), pues así fue como se regeneraron. El estudio de la vegetación se llevó a cabo a los cuatro años tras el fuego. Datos de Pérez & Moreno (inéd.).

Por tanto, cabe suponer que algunos de nuestros ecosistemas pueden no ser tan resilientes y estables al fuego como se había pensado, y que incendios recurrentes pueden llevar a los paisajes de algunas zonas de España a situaciones de degradación, de las que aparentemente empezaban a recuperarse tras el abandono del uso intenso del territorio. Nos encontramos ante la posible paradoja de que el viaje de vuelta a un paisaje más forestado, como consecuencia del abandono y la forestación, no será así, pudiendo suponer el inicio de una caída en la estabilidad del sistema hasta que su degradación le permita alcanzar un futuro estado de equilibrio. Sin duda, esta hipótesis debe ser confirmada para valorar cuál es el peligro que se cierne sobre la estabilidad de nuestros ecosistemas, sobre todo conforme nos adentramos en un clima en el que el peligro de incendio va a seguir aumentando, como documentaré más adelante, con el consiguiente aumento en la frecuencia, intensidad y magnitud de los incendios.

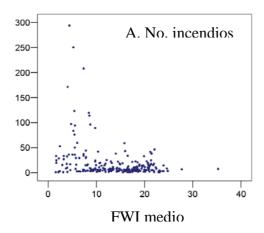


Clima y ocurrencia de incendios forestales

Las relaciones entre el clima, la meteorología subyacente y el fuego están claramente establecidas. Los incendios tienden a ocurrir en aquellos sitios que no son muy húmedos, por la dificultad de que prendan y se propaguen, ni muy secos, por la falta de combustible. Así, en las zonas intermedias, con suficiente productividad para que haya vegetación abundante, pero con un periodo seco, serían las más propicias. El clima mediterráneo es paradigmático de este modelo.

No obstante, este modelo general no siempre es fácil de transportar a ambientes dominados por el hombre, y donde la mayoría de los incendios son causados por la gente, por razones muy diversas, como ocurre en España (Vélez 2000b). Las fuentes de ignición pueden no ocurrir al azar, ni en el espacio, como se comentó más arriba, ni en el tiempo. De hecho, en el Noroeste de España el número de incendios ha sido fácilmente predecible en función de unas pocas variables meteorológicas del día siguiente y en base a los incendios del día anterior (Díez et al. 1994). Esto indica que, en algunos sitios, quien prende el fuego sabe cuándo debe hacerlo.

En España, la relación entre los valores medios de los índices de peligro meteorológico (como el FWI canadiense)(van Wagner 1987) y la ocurrencia de incendios o el área quemada muestra que es enormemente variable, sin posibilidad de inferir unos de otros (Fig. 9). De hecho, la tendencia de algunas de estas relaciones es negativa, ya que el mayor número de incendios o la mayor superficie quemada en una determinada zona son mayores allá donde los índices de peligro son menores. Los incendios son más frecuentes y afectan a más superficie donde la vegetación potencial es más mésica, contraviniendo el modelo enunciado más arriba (Vázquez et al. 2002).



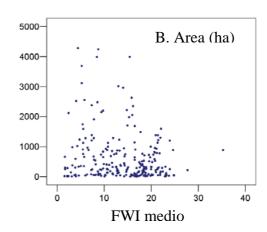


Fig. 9. Número de incendios (A) y superficie quemada (ha) (B) en cuadrículas de 50x50 Km. en función del índice medio FWI de la estación de incendios (Mayo a Octubre) y en base a datos de 27 años. Los datos de los incendios proceden de la base de datos de incendios forestales (EGIF) del Ministerio de Medio Ambiente. Los cálculos del FWI se basan en datos de la base MARSSTAT del Centro Común de la Investigación, de la Unión Europea (JCR, Ispra, IT).

Más aún, paradójicamente, los tiempos necesarios para que ocurra un determinado porcentaje de los incendios que se dan en un año, o se queme un determinado porcentaje del área total que



recorre el fuego cada año, es mayor en zonas de menor peligro que en otras en el que éste es mayor (Vázquez & Moreno 1995). Esto, claramente contradice lo que cabría esperar si los incendios ocurriesen en función del peligro meteorológico. De ocurrir en función del peligro, donde éste es mayor, mayor sería la probabilidad de que ocurriesen incendios a lo largo del año, y al contrario para aquellos sitios de peligro bajo.

Para poder explicar este tipo de patrón hay que tener presente que la gran mayoría de los incendios que se producen en España son prendidos por la gente, y en muchos casos lo hace en determinados momentos en función de los objetivos que persigue con ello. Se da la singularidad de que en las zonas en las que el peligro es bajo la relación que existe entre el tiempo necesario para que ocurran un determinado número de incendios o se queme un área dada es negativa, no positiva. Esto es, en los años de mayor peligro los tiempos son menores, y el contrario (Vázquez & Moreno 1995). Por consiguiente, en España, inferir número de incendios o superficie quemada en base a valores de peligro o condiciones climáticas no puede hacerse.

Dicho lo cual, ello no implica que en un sitio concreto no exista la relación que cabría esperar entre peligro y ocurrencia de incendios o área quemada. Esto es, dadas unas condiciones socioeconómicas, paisajísticas y de usos del suelo de un área, la relación con los índices de peligro suele ser buena (Vázquez & Moreno 1993; Piñol et al. 1998; Pausas 2004)(Fig. 10). En otras palabras, el peligro meteorológico sí determina cuantos incendios y cuanto se quema al nivel de un sitio dado. Las variables determinantes pueden cambiar de un sitio a otro, si bien, las altas temperaturas, en particular los extremos térmicos, y las bajas precipitaciones son las que mejor explican la ocurrencia del fuego.

Un aspecto que sí está relacionado con los índices de peligro tanto cuando lo analizamos a través de la geografía, esto es, comparando áreas que difieren en sus valores medios de peligro, o dentro de una misma área, cuando comparamos lo ocurrido a lo largo del tiempo, es la desigualdad en el tamaño de los incendios, en este caso expresado como un valor del coeficiente de Gini (Fig. 11).

Lo anterior nos permite concluir que aumentos en los índices medios de peligro, a nivel de sitios concretos, es probable que conlleven incrementos en la ocurrencia de incendios, en el área quemada y en la desigualdad de los incendios. No obstante, no se pueden trasladar los valores de ocurrencia o área quemada para un valor medio dado de los índices de peligro de un área a otra, toda vez que el factor humano, al menos hasta ahora, ha determinado cuantos incendios ocurren en cada sitio. Desconocemos cómo estos patrones cambiarán en el futuro, lo que es lo mismo decir que no sabemos cuántos incendios habrá, independientemente de cómo sea el clima. Sí podemos afirmar que la desigualdad de los incendios aumentará, lo que quiere decir que aumentarán los grandes en relación con los pequeños.

Peligro de incendio y cambio climático

Durante el siglo XX, el índice de peligro ha subido en España (Fig. 12), concordante con el aumento de temperaturas experimentado (Brunet et al. 2006). Las proyecciones de clima futuro que se hacen para España bajo distintos escenarios y diferentes modelos, sean estos generales o regionales, indican que la Península Ibérica sufrirá un calentamiento muy elevado, que puede alcanzar los 4°C en invierno y los 6°C en verano



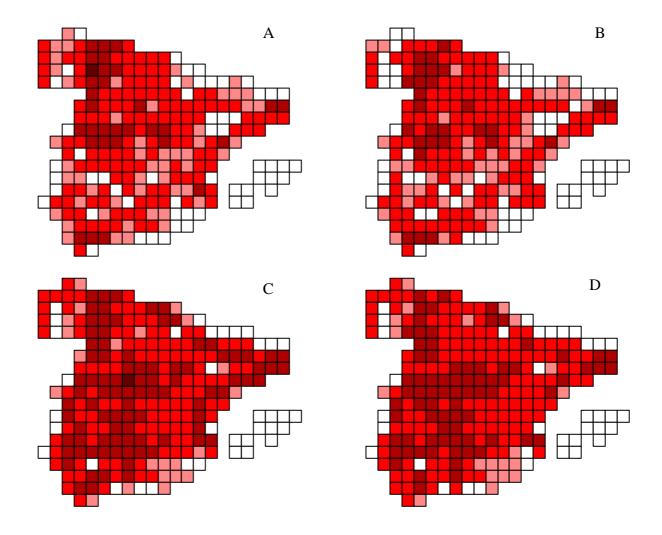


Fig. 10. Correlación no paramétrica de Spearman entre (A, C) número de incendios y (B, D) superficie quemada para cada cuadrícula de 50x50 Km. y en base al índice al código DC (indicativo de sequía) (A, B) o al FWI (C, D) de dicho sistema de peligro canadiense. La procedencia de los datos es la misma de la Figura 9. Significación: Blanco (n.s., o sin datos); el resto significativo. Colores más intensos indican correlaciones más altas.

para finales de este siglo, según los escenarios que se utilicen (Castro et al. 2005). Las precipitaciones tienen también, en general, a disminuir, aunque existen más discrepancias entre los modelos, sobre todo para las primeras décadas del siglo. Finalmente, las situaciones de sequía se prevé que aumenten en frecuencia, de manera que eventos de sequía extrema que ocurrían una vez cada 100 años terminen ocurriendo cada 50 a 10 años (Lehner et al. 2006).

La proyección de estas situaciones de cambio climático sobre los índices de peligro utilizando distintos escenarios y modelos de circulación general indican que el índice medio de peligro aumentará en toda España conforme nos adentremos en este siglo. Y, aunque los modelos



ensayados coinciden en la tendencia, existen diferencias importantes entre ellos. Igualmente, aunque el aumento del peligro es general para todos los escenarios, existen notables diferencias entre estos: los escenarios más intensos en emisiones (A1FI) producen incrementos mucho mayores que aquellos menos intensos en éstas (B1)(Moreno 2005). Simulaciones más recientes, usando distintos modelos, producen resultados similares (Fig. 12)(Moreno & Zavala, 2006). Simulaciones en base a modelos regionales producen unos resultados similares (Moriondo et al. 2006).

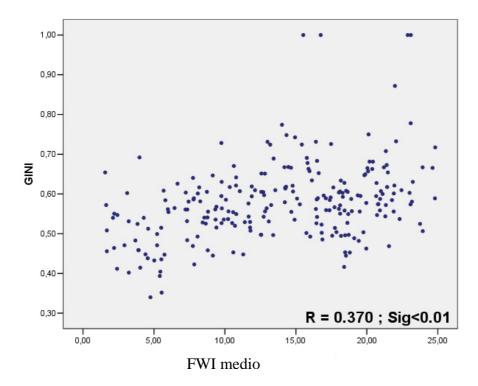


Fig. 11. Relación entre el índice de Gini, aplicado al tamaño de los incendio y el valor medio del FWI en las distintas celdillas en las que se dividió España. El origen de los datos es el referido en la figura 9. Un valor alto del índice de Gini indica que existe una alta desigualdad en el tamaño de los incendios, mientras que valores bajos indican incendios de tamaños más similares.

Por otro lado, la frecuencia de situaciones extremas aumentará de forma no proporcional al aumento medio de las temperaturas (Schär *et al.* 2004, Meehl & Tebaldi 2004). Asimismo, también podría incrementar la duración de estas situaciones extremas debido a un posible aumento de la estabilidad atmosférica (Hulme & Carter 2000). Esto hace pensar que puedan darse con mayor frecuencia situaciones en las que sea muy difícil hacer frente a los incendios. Los sistemas de lucha contra el fuego tienen un margen de acción limitado. Eventos extremos, severos, prolongados y repartidos geográficamente harán que los servicios de lucha contra incendios vean sobrepasado su nivel de máxima eficacia para el que han sido concebidos. Los ejemplos de los grandes incendios de 1994 en el Levante español, los más recientes de Portugal de 2003, o incendios como el de Guadalajara en 2005 (Fig. 13)(Moreno & Zavala 2005) son ilustrativos acerca de lo que puede ocurrir bajo condiciones extremas. Escenarios con mayor número de



situaciones de meteorología adversa hacen pensar en una mayor frecuencia de ocasiones en las que la lucha contra incendios sea de una dificultad máxima.

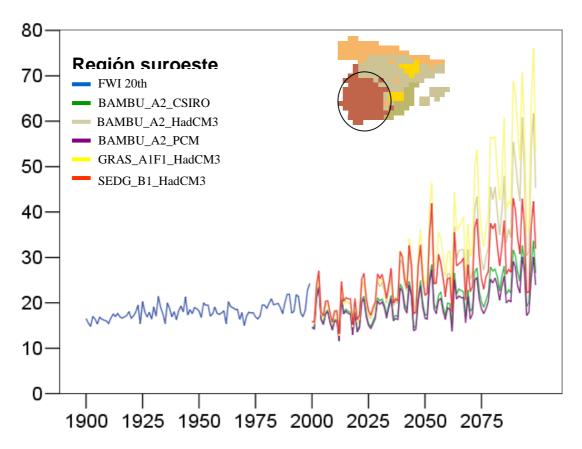


Fig. 12. FWI durante el siglo XX o durante el siglo XXI calculado en base a tres modelos de circulación general (HadCM3, CSIRO, PCM) y para distintos escenarios poco (B1), más (A2) y más aún (A1F1) intensos en emisiones de gases de efecto invernadero, para la región suroeste de España. El nombre de los escenarios y los datos de base para el cálculo del FWI proceden del proyecto ALARM. Datos de Moreno & Zavala (inéd.).

Conclusiones y perspectivas

Los paisajes españoles han mostrado un gran dinamismo desde mediados del siglo pasado, son sensibles al fuego, y parte de los cambios que han sufrido y vienen sufriendo están relacionado con esta perturbación. Por tanto, conviene entender esta interacción, y ser conscientes de que cambios en el paisaje pueden provocar aumentos en su peligrosidad y, eventualmente, en la incidencia del fuego. El aumento de la peligrosidad no tiene porqué ocurrir en relación con la cantidad de superficie que se altera, ya que no todos los tipos de vegetación tienen igual propensión a quemarse.

La vegetación de algunos de nuestros ecosistemas puede desarrollarse de forma rápida tras un incendio. No obstante, un crecimiento rápido puede suponer una rápida vuelta a condiciones propicias para propagar un nuevo incendio. La posibilidad de que esté operando una especie de montaña rusa, en la que a una primera pasada por el fuego le sucede la siguiente en menos tiempo,



merece ser explorada a mayor escala, por el riesgo que conlleva para la estabilidad de los ecosistemas. El incremento del riesgo debido al cambio climático sería particularmente negativo, de confirmarse este tendencia.

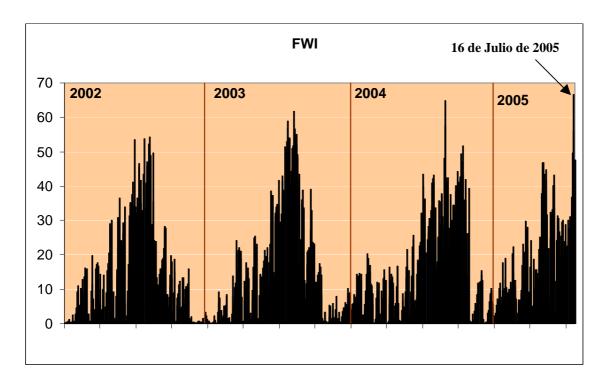


Fig. 13. Variación desde Enero de 2002 hasta el 20 de Julio de 2005 del índice de peligro meteorológico de incendio (FWI) según datos de la estación meteorológica de Molina de Aragón, próxima a Riba de Saelices (Guadalajara), donde comenzó el incendio el día 16 de Julio de 2005 que terminaría afectando a 12.000 has. FWI refleja la intensidad del frente de llamas y da idea de la dificultad de extinción. La flecha indica el día en que comenzó el incendio; ese día las condiciones de peligro se situaban en el percentil 95 de la estación para los años 1974 a 2001 (Moreno & Zavala 2005).

La ocurrencia de incendios tiene relación con las condiciones climáticas, y esto se ve bien cuando hacemos el análisis en un mismo sitio a lo largo del tiempo. Proyectar lo que ocurre en una parte de la geografía a otra en función de las condiciones medias de peligro no es posible, debido a que el hombre es el principal causante de los incendios.

Es virtualmente cierto que el cambio climático comportará incrementos notables en los índices de peligro. Aunque no es fácil de predecir si habrá más o menos incendios, sí es previsible que aumenten los incendios de mayor tamaño. Además, es probable que esto sea así porque las situaciones de peligro extremo aumentarán en intensidad, frecuencia y extensión geográfica. La combinación de peligro extremo sobre amplias áreas de nuestra geografía supondrá un reto al que será difícil de hacer frente.

Con estas perspectivas urge revisar los planes que se tienen de lucha contra el fuego, teniendo en cuenta los cambios de peligro futuro, las interacciones que hemos visto que ocurren con los paisajes cuando estos cambian, y planificar estrategias de restauración que impidan a los



ecosistemas quemados deslizarse por la senda de la degradación. La adopción de medidas adaptativas para hacer frente al cambio climático es imperativa.

De cara al futuro, entre las necesidades de investigación destacan algunas como la de verificar la estabilidad de nuestros ecosistemas a incendios repetidos. Por otro lado, dadas las innumerables situaciones de cambios de usos del suelo pasado, y estados sucesionales de la vegetación tras el abandono, es preciso disponer de información acerca de cómo esta variada gama de tipos y estados de vegetación va a responder al fuego. Además, los efectos del cambio climático, sobre todo de los cambios en los patrones de precipitación, deben ser explorados, dada la previsión de sequías recurrentes. Este tipo de condiciones no sólo son favorables para que se produzcan incendios de gran tamaño, sino que la recuperación posterior de la vegetación puede tener que darse en condiciones también desfavorables, de persistir la sequía. Esta situación ya se ha vivido en España en 1994. Finalmente, hay que acometer el estudio del comportamiento de nuestros paisajes ante el fuego en situaciones de peligro extremo. El cambio climático y de los usos del suelo son ejes transversales sobre los que debe girar la investigación sobre la ecología de los ecosistemas en un entorno dominado por el fuego si queremos estar preparados para el calentamiento de, como poco, 0.6°C que va a seguir ocurriendo incluso si detuviésemos las emisiones de efecto invernadero hoy mismo (IPCC 2007).

Agradecimientos

La investigación mencionada en este trabajo ha sido financiada por la CE (proyectos ALARM [GOCE-CT-2003-506675]; ATEAM [EVK2-CT2000-00075]; SPREAD [EVG1-CT2001-00027]; LUCIFER [ENV-CT96-0320]).

Bibliografía

- Brunet, M., Saladié, O., Jones, P.D., Sigró, J., Moberg, A., Aguilar, E., Walther, A., Lister, D. & López, D. 2006. The development of a new daily adjusted temperature dataset for Spain (1850-2003). International Journal of Climatology 26: 1777-1802.
- Carrión, J.S., Munuera, M., Dupré, M. & Andrade, A. 2001. Abrupt vegetation changes in the Segura mountains of southern Spain throughout the Holocene. Journal of Ecology 89: 783-797.
- Carrión, J.S., Sánchez-Gómez, P., Mota, J.F., Yll, R. & Chain, C. 2003. Holocene vegetation dynamics, fire and grazing in the Sierra de Gádor, southern Spain. Holocene 13: 839-849.
- Castro M., Martín-Vide J. & Alonso S. 2005. El clima de España: Pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI. En: J.M. Moreno (Coord./Ed.), Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, págs. 1-64.
- Díaz-Delgado, R., Lloret F., Pons X. & 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. & 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.



- Dobson, A.P., Bradshaw, A.D. & Baker, A.J.M. 1997. Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. Science 277: 515-522.
- Franco Múgica, F., García Antón, M. & Sainz Ollero, H. 1997. Impacto antrópico y dinámica de la vegetación durante los últimos 2000 años en la vertiente septentrional de la Sierra de Gredos: Navarredonda (Ávila, España). Revue de Paléobiologie 16 (1): 29-45.
- Franco Múgica, F., García Antón, M. & Sainz Ollero, H. 1998. Vegetation dynamics and human impact in the Sierra de Guadarrama, Central System, Spain. The Holocene 8: 69-82.
- Franco Múgica, F., García Antón, M., Maldonado Ruiz, J., Morla Juaristi, C. & Sainz Ollero, H. 2001. Evolución de la vegetación en el sector oriental del Sistema Central. Análisis polínico de la turbera de Pelagallinas. Anales del Jardín Botánico (Madrid) 59(1): 113-124.
- Giovannini, G., Vallejo, R., Lucchesi, S., Bautista, S., Ciompi, S. & Llovet, J. 2001. Effects of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. Forest Ecology and Management 147:15–23.
- Goldammer J.G. 2004. The use of prescribed fire in the land management of western and Baltic Europe: An overview. International Forest Fires News 30:2-13.
- Hulme M. & 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, pp. 47–84.
- IGBP 2001. Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure. IGBP Science Series No. 4.
- IPCC, 2007. Climate Change 2007: Climate Change Impacts, Adaptation and Vulnerability. Working Group II Contribution to the Intergovernmental Panel on Climate Change Fourth Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge, UK (en prensa).
- Lehner, B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, H. & Kaspar, F. 2006. Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated assessment. Climatic Change 75: 273–299.
- Médail, F., Quézel, P. 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. Conservation Biology 13: 1510-1513.
- Meehl G.A. & Tebaldi, C. 2004. More intense, more frequent, and longer lasting heat waves in the 21st Century. Science 305: 994-997.
- Metzger, M.J., Leemans, R., Schröter, D., Cramer, W. & the ATEAM consortium 2004. The ATEAM Vulnerability Mapping Tool. Quantitative Approaches in System Analysis No. 27. Wageningen, C.T. de Witt Graduate School for Production Ecology and Resource Conservation, Wageningen, CD ROM.
- Moreno J.M. 2005. Riesgos de Origen Climático: Impactos sobre los Incendios Forestales. En: J.M. Moreno (Coord./Ed.), Evaluación Preliminar de los Impactos en España por Efecto del Cambio Climático. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, págs. 581-615.
- Moreno J.M. & Zavala G. 2005. Informe sobre las condiciones de peligro meteorológico del incendio de Riba de Saelices (Guadalajara). Informe presentado a la Comisión de las Cortes de Castilla-La Mancha sobre el Incendio de Ribas de Saelices, Guadalajara, Agosto de 2005. Cortes de Castilla-La Mancha, Toledo.
- Moreno J.M., Vázquez A. & Vélez R. 1998. Recent history of forest fires in Spain,. En: J.M. Moreno (ed.), Large Forest Fires. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 159-185.
- Moriondo, M., Good, P., Durao, R., Bindi, M., Gianakopoulos, C. & Corte-Real, J. 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. Climate Research 31: 85-95.



- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403: 853-858.
- Pausas J.G. 2004 Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). Climatic Change 63 (3): 337-350.
- Pérez, B. & Moreno, J.M. 1998a. Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland. Plant Ecology 134: 27-41.
- Pérez, B. & Moreno, J.M. 1998b. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. Plant Ecology 139:91-101.
- Pérez, B., Cruz, A., Fernández-González, F. & 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., Lloret F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. Climatic Change 38 (3): 345-357.
- Quintana, J.R., Cruz, A., Fernández-González, F., 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.
- Romero Calcerrada, R. & Perry, G.L.W. 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the "Encinares del rio Alberche y Cofio", Central Spain, 1984-1999. Lanscape and Urban Planning 166:217-232.
- Retana J., Espelta, J.M., Habrouk, A., Ordóñez, J.L. & Solà Morales, F. 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forests changes after a large wildfire in northeastern Spain. Ecoscience 9:89-97.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L. F., Jackson, R. B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge D. M., Mooney, H. A., Oesterheld, M., Poff, N. L., Sykes, M. T., Walker, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287:1770-1774.
- Salvador, R., Lloret, F., Pons, X. & Piñol, J. 2005. Does fire occurrence modify the probability of being burned again? A null hypothesis test from Mediterranean ecosystems in NE Spain. Ecological Modelling 188: 461-469.
- Schär C., Vidale P.L., Luthi D., Frei C., Haberli C., Liniger M.A., Appenzeller C. 2004. The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. Nature 427 (6972): 332-336.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P., & Pardos J. A. 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of south-eastern Spain: a comparison between Pinus halepensis Mill., P. pinaster Ait., P. nigra Arn. and P. pinea L. Journal of Ecology 89 (4), 629–638.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes, M.T. & Prentice, I.C. 2005. Climate change threats plant diversity in Europe. Procedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A. 102: 8245-8250.
- Valladares F., Camarero J.J., Pulido F. & Gil-Pelegrín, E. 2004. El bosque mediterráneo, un sistema humanizado y dinámico. En: F. Valladares (Ed.), Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid, pags. 13-25.
- Vallejo R.V. & Alloza J.A. 2004. La selección de especie en restauración forestal. En: R.V. Vallejo & J.A. Alloza (Eds.), Avances en la Gestión del Monte Mediterráneo. Fundación CEAM, Valencia, págs. 194-214.
- van Wagner, C.E. 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index system. Canadian Forestry Service, Forestry Technical Report 35, Ottawa.



- Vázquez A. & Moreno J.M. 2001. Spatial distribution of forest fires in Sierra de Gredos (Central Spain). Forest Ecology and Management 147:55-65.
- Vázquez A. & 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. & Moreno J.M. 1995. Patterns of fire occurrence across a climatic gradient and its relationship to meteorological variables in Spain. En: J.M. Moreno & W.C. Oechel (Eds.), Global Change and Mediterranean-Type Ecosystems. Springer-Verlag, Ecological Studies 117:408-434.
- Vázquez A., & Moreno J.M. 1998. Patterns of lightning-, and people-caused fires in peninsular Spain. International Journal of Wildland Fire 8(2): 103-115.
- Vázquez A., Pérez B. Fernández-González F. & 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.
- Vélez R. 2000a. Perspectiva histórica de los incendios forestales en España. En: R. Vélez (Coord.), La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill, Madrid, págs. 4.66-4.84.
- Vélez R. 2000b. Motivaciones de los incendios intencionados. En: R. Vélez (Coord.), La Defensa contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias. McGraw Hill, Madrid, págs. 3.31-3.52.
- Viedma O., Rieiro I. & Moreno J.M. 2006. Interactions between land use/land cover change, forest fires and landscape structure in Sierra de Gredos (Central Spain). Environment International 33(3):1-11.
- Zedler P. 1995 Are some plants born to burn? Trends in Ecology and Evolution 10: 393-395.