

# Bases ecológicas para la restauración preventiva de zonas quemadas

José A. Vega<sup>1</sup>

## Introducción

Los incendios forestales afectan a multitud de ecosistemas con características muy diferentes y cuya respuesta al fuego es también muy variada. Algunos de estos fuegos, especialmente los de gran extensión y severidad, o repetidos en poco espacio de tiempo, pueden dejar una profunda huella en el ecosistema y desencadenar procesos erosivos que incrementan notablemente la magnitud y duración del impacto del incendio, colaborando activamente a la degradación edáfica, haciendo más problemática la recuperación de la vegetación y contribuyendo también a los procesos de desertificación en áreas de clima sensible.

Existe una creciente demanda social de proceder a la restauración de las áreas más afectadas por los incendios, particularmente cuando las superficies ardidadas son muy extensas y el impacto medioambiental es elevado, Sin embargo, no siempre es necesario proceder a esta restauración. En muchos de los ecosistemas forestales afectados la vegetación muestra rasgos de adaptación al fuego, que facilitan su persistencia de forma natural, y el riesgo de degradación por erosión no es elevado, por el contrario en otras zonas ese riesgo de erosión en los primeros meses tras el incendio puede ser muy alto. Por ello, deben acometerse actuaciones de restauración o de rehabilitación y abordarse poco tiempo después del incendio si se quiere que sean eficaces. Por otro lado, no debe olvidarse que la capacidad real de intervención de los poderes públicos es muy limitada, teniendo en cuenta los altos costes de esas tareas, con lo que la planificación y priorización de esas actividades es también necesaria.

Varias cuestiones relacionadas con la restauración de áreas incendiadas, su conexión con las actividades de gestión forestal y con el apoyo que pueden prestarle los programas de investigación se comentan seguidamente. Se pretende más bien una reflexión sobre algunos principios inspiradores de la planificación de los programas de restauración y sus actuales limitaciones más que una descripción detallada de las técnicas disponibles.

## Algunas cuestiones previas

Detrás de la planificación de la restauración tras incendios en áreas mediterráneas y otros ecosistemas afectados por incendio, subyacen algunos principios generales orientadores (Vallejo y otros, 2006).

En primer lugar, los impactos de los incendios forestales aparecen inexorablemente relacionados con los procesos previos de degradación inducidos por el hombre. En áreas densamente habitadas como la mediterránea y una milenaria intervención de explotación sobre el medio con deforestación de laderas y

---

<sup>1</sup> Centro de Investigación e Información Ambiental de Galicia– Lourizán. Departamento de Protección Ambiental. P. O. Box 127. 36080. Pontevedra (Spain). [jvega.cifal@siam-cma.org](mailto:jvega.cifal@siam-cma.org)

degradación de suelos (e.g. Buster, 1974; Thirgood, 1981; Hillel, 1991, Perlin, 1991; Runnels, 1995.) esto es particularmente crítico y dificulta la correcta interpretación del papel jugado por el fuego en estos ecosistemas (Naveh, 1974).

Por otro lado, la restauración post-incendio debería incluir una perspectiva de medio y largo plazo, en el sentido de ser una restauración ecológica, esto es, una recuperación de la integridad del ecosistema o, al menos, de sus aspectos más relevantes en términos de composición, estructura y funcionamiento (Van Andel y Grootjans, 2006) incluyendo también la autorregeneración y la sostenibilidad del sistema así como del manejo asociado (Urbanksa y otros, 1997).

Los principios de prevención de incendios mediante la manipulación de la vegetación deberían también ser una parte esencial de la estrategia y de la planificación restauradora post-fuego, dado el alto riesgo de nuevos incendios a que estos ecosistemas se ven sometidos.

## Régimen de fuego

Las modificaciones del régimen de fuego, en base a otro considerado como natural, en el que plantas y animales evolucionaron, están siendo consideradas desde hace algún tiempo como una fuente de perturbación en los ecosistemas y una amenaza para la conservación de su biodiversidad (Covington y otros, 1994 a y b, 1997; Whelan, 1995; Fulé y otros, 1996, 1997; Moore y otros, 1999; Agee, 2000). Más aún, se asume que esas alteraciones son muy influyentes en la capacidad del sistema para regenerarse después de incendios y, por tanto, fuertemente conectado con la necesidad de restauración post-fuego.

La idea básica es que muchos de los ecosistemas forestales de la Tierra pueden considerarse dependientes del fuego o influidos por este. Entre ellos, cabe señalar los mediterráneos (Pausas y Vallejo, 1999; Verdú, 2005; Pausas y otros, 2006). Se estima que más de las tres cuartas partes del área de ecosistemas de ese tipo se encuentran actualmente con un régimen de fuego alterado en sus principales atributos, frecuencia e intensidad, pero también en el tamaño del área quemada.

En numerosas áreas mediterráneas ese régimen ha cambiado drásticamente (Pausas y Vallejo, 1999). Se admite que varias causas contribuyen a esa alteración. Una de ellas es la sobreprotección bienintencionada contra los incendios forestales. Una disminución de la frecuencia del fuego y la consiguiente acumulación de combustibles propende a originar grandes incendios, muy severos y destructivos. El abandono de tierras y de la población rural, con la reducción de las extracciones de combustible y del pastoreo asociados, así como las quemaduras periódicas, es un proceso típico en la orilla N de la cuenca mediterránea, donde los grandes incendios tienden a aumentar en el tiempo. El incremento de la continuidad y acumulación de combustible parece haber contribuido a ello (p.ej. Debusche y otros, 1987; Fernández y otros, 1992; Vallejo y Alloza, 1998; Moreno y otros, 1998). También los cambios de frecuencia del fuego y del uso de la quema prescrita y su influencia sobre la alteración del régimen de fuego han sido considerado como causa del diferente impacto del fuego en el Sur de California, y Norte de Méjico (Minnich, 1988, 1989,1998).

Alternativamente, los incrementos de frecuencia en esos mismos ecosistemas pueden ser muy perjudiciales, favoreciendo su degradación. Este problema está presente también actualmente en varios países mediterráneos (Vallejo y otros, 2006).

“Landfire”, un proyecto actualmente en marcha en Estados Unidos, con participación de agencias estatales y otras Organizaciones (TNC 2004), está evaluando las condiciones actuales de los regímenes de fuego en ecosistemas forestales de ese país, promoviendo estudios científicos y acciones de restauración a gran escala de los ecosistemas dependientes del fuego.

## ¿Autosucesión post-fuego?

Habitualmente se asume que la regeneración de los ecosistemas dependientes del fuego o influidos por éste, sigue un proceso de **autosucesión**. Enunciado inicialmente para el chaparral de California (Hanes, 1971) ha sido generalmente usado para caracterizar la dinámica de comunidades de plantas mediterráneas. Básicamente se ha traducido en aceptar que tras un incendio surge una composición de especies similar a la situación pre-fuego y más o menos estable en el tiempo (Trabaud, 1994, 2000). Típicamente *P. pinaster* y *P. halepensis* se han incluido en esta clase de respuesta (Ne’eman y Trabaud, 2000; Kazakis y Arianotsou, 2002). Sin embargo, las situaciones reales presentan desviaciones respecto a este modelo por varias causas. Existen especies que habitualmente no regeneran después de un fuego (Riera y Castell, 1997). *P. nigra* podía estar incluido en este grupo (Trabaud, 1999; Retana y otros, 2002), si bien esta especie presenta también fuertes problemas de regeneración sin fuego. Otro caso ocurre cuando los intervalos de fuego son inferiores a la edad de maduración de la especie. Asimismo, incendios de alta severidad pueden destruir el banco de semillas, impidiendo la regeneración (Faraco, 1998; Baeza, 2004).

La otra teoría usada en el ámbito mediterráneo es la de la **sucesión secundaria** clásica, teniendo detrás las escuelas fitosociológicas europeas que conciben el proceso como una serie de etapas en las que las comunidades se van reemplazando hasta alcanzar un estadio estable o clímax, en equilibrio con el clima original (Rivas-Martínez, 1987) Bradshaw (1995) ha propuesto precisamente este esquema lineal de vía única para la restauración de ecosistemas degradados. Otras aproximaciones, sin embargo, como la de Noble y Slatyer (1980) ofrecieron modelos de trayectorias múltiples para comunidades sometidas a perturbaciones recurrentes, incluido el fuego, en base a la consideración de los atributos vitales de la especie. Se ha sugerido también (Vallejo y otros, 2000, 2006) que en los ecosistemas mediterráneos la sucesión presenta más bien unas etapas más estables y probables que otras, y que los saltos o transiciones entre ellas son posibles, ofreciendo así distintas alternativas a la restauración. Estas alternativas serían teóricamente “modelables” a partir de características específicas de sistema (p. ej atributos vitales ligados evolutivamente a regímenes de fuego, condiciones edafoclimáticas, etc.) y también de los objetivos de la restauración.

## Mecanismos de persistencia de la vegetación tras el fuego

Un aspecto particularmente crítico para evaluar la resiliencia de los ecosistemas frente al fuego es la disponibilidad por parte de las plantas de mecanismos de permanencia tras esta perturbación. Básicamente, son dos los involucrados, el rebrote, y la regeneración a partir del banco de semillas aéreo y/o edáfico (Naveh, 1974; Trabaud, 1990; Moreno y Oechel, 1994.; Pausas y otros, 2004).

Los atributos vitales mostrados por estos grupos de especies los hacen capaces de soportar ciclos de fuego con intervalos de retorno en muchos casos diferentes. Aquellas especies que regeneran obligatoriamente por semilla presentan una velocidad de recuperación y de recubrimiento del suelo considerablemente menor que las que lo hacen de rebrote y, por tanto, también su capacidad de protección frente a la erosión y degradación del suelo es inferior. Desde el punto de vista de restauración, esa diferencia entre comunidades dominadas por uno u otro tipo de planta resulta esencial y esa característica hace al sistema más o menos resiliente al incendio (Ferrán y otros, 1992; Vallejo y Alloza, 1998).

Por ejemplo, en la Comunidad de Valencia, se han descrito (Vallejo y Alloza, 1998) dos tipos de comunidades de plantas con estrategias reproductivas dominadas por los mecanismos citados. Por un lado, la garriga o maquis donde *Q. coccifera*, *Pistacia lentiscus* aparecen junto a otros matorrales rebrotadores (*Juniperus oxycedrus*; *Arbutus unedo*, *Erica multiflora*, *Chamaerops humilis*, *Rhamnus alaternus*; *Phyllirea angustifolia*; *Ph. latifolia*; *Daphne gnidium*) o pequeños árboles de *Q. ilex*, acompañados de la gramínea *Brahypodium retusum*, también rebrotadora. Esta comunidad se recupera muy rápidamente después del incendio.

En contraste, otros matorrales están dominados por especies que se regeneran después del fuego sólo por semilla, *Ulex parviflorus*, *Cistus* sp. y *Rosmarinus officinalis*. La respuesta de estos últimos es, en términos de cubierta protectora del suelo, mucho más lenta. Además, su germinación depende mucho de las lluvias de otoño. La distribución de estos grupos de matorrales viene determinada por el tipo de suelo y la historia de uso de la tierra. Ante fuegos con intervalos de retorno breves, las comunidades de rebrotadoras, generan una cobertura en menos tiempo.

Una situación parecida se da en Galicia (N. O. España). Aquí el Género *Ulex* dispone de las dos estrategias reproductivas mencionadas, siendo más rápida la de rebrote, mientras que las Ericáceas, (*Erica umbellata*, *Calluna vulgaris*, *Daboecia polifolia*,...), apoyan su regeneración especialmente en la semilla ya que sus posibilidades de rebrote son lentas y limitadas. En el otro extremo, las Cistáceas sólo disponen de la germinación a partir de semilla (Casal y otros, 1984; Casal, 1985; Casal y otros, 1990). El resultado final tras fuegos repetidos es la progresiva dominancia del tojo, formando masas casi monoespecíficas con un acusado descenso de la biodiversidad. Ciclos cortos de fuego empobrecen el sistema por la pérdida de nutrientes y la erosión de las lluvias intensas de otoño de esa región, no pudiendo ser impedida por la regeneración del tojo. Más hacia el este, *Erica australis* desplaza por continentalidad a *Ulex* sp. y presenta también una fuerte capacidad de rebrote. (Calvo y otros 1991, 1999; Tárrega, 1990, 1996).

Esta diferencia de comportamiento entre plantas rebrotadoras y dependientes de semilla es también evidente en las leñosas arbóreas lo que supone una limitación para estas últimas a su utilización en la restauración.

Un caso paradigmático es el del *P. halepensis* cuya reclutamiento tras el fuego es usualmente abundante (Trabaud, 1994; Papió, 1994; Saracino y Leone, 1993; Daskalaku y Thanos, 1994; De las Heras y otros, 2000, 2002; Ne'eman, 2000; Pausas y otros, 2004a) a expensas de un gran banco aéreo de semillas. Se considera una especie adaptada a fuegos de reemplazamiento de gran intensidad y períodos de retorno moderados (Keeley y Zedler, 2000; Pausas y otros, 2004b). Sin embargo, en caso de que los intervalos de fuego sean más cortos que la edad para producir semilla fértil, la especie no puede sobrevivir, y muestra baja resiliencia a fuegos frecuentes.

Pero cuando esto no ocurre, contar con su capacidad de regeneración es importante de cara a conseguir formaciones arbóreas sin coste ninguno tras el incendio adaptadas al sitio y manteniendo una elevada variabilidad genética.

Otra especie de pino, *P. pinaster*, ofrece una gran variedad de atributos vitales supuestamente relacionados con los regímenes de fuego ( Tapias y Gil 2000, Tapias y otros 2004), en conjunción con los numerosos ecotipos que presenta en la Península Ibérica ( Alia y otros 1996). Algunas procedencias, como la de Sierra Bermeja (Andalucía, S de España) son serótinas y poseen una moderada resistencia pasiva al incendio. Un análisis dendrocronológico en este área (Vega, 2000) mostró árboles con diversas heridas de fuego, indicando intervalos de recurrencia del fuego de 10 a 15 años en los últimos dos siglos, y ello compatible con la persistencia del arbolado adulto y diferentes cohortes de regeneración. Es posible que ese régimen de fuego, propiciado por quemas de pastos de baja intensidad, haya facilitado la persistencia del pinar, al limitar los combustibles del sotobosque y crear una masa abierta donde el fuego de copas se propague con más dificultad. La alternativa a ese régimen podría ser la de fuegos muy intensos de reemplazamiento, espaciados en el tiempo, para los que la especie dispone de un gran banco aéreo de semillas, dando lugar a cohortes que originarían masas regulares, a su vez, más propicias a nuevos fuegos de ese último tipo. De cualquier forma, la temprana edad de madurez del ecotipo (seis- ocho años) permitiría también períodos de retorno del fuego bastante cortos sin suponer la eliminación de la especie.

El mecanismo de rebrote del Género *Quercus* le confiere una ventaja adaptativa inicial importante a la hora de ser utilizado en la restauración post-incendio. Vallejo y otros, (2000) y Pausas y otros (2004) han analizado con detalle los pros y contras de la disyuntiva encina-pino carrasco en las tareas de restauración para el área mediterránea. Desde el punto de vista ecofisiológico también en conexión con su resistencia al fuego. Otros estudios (Zavala, 1999, 2000, 2003; Zavala y otros, 2000) han ayudado a entender mejor los mecanismos de coexistencia y sucesión de pino carrasco y encina mediterránea, explicando las complejas posibles relaciones de competencia y de facilitación que pueden darse entre estas especies, a tenor de gradientes hídricos y lumínicos. Por otra parte, la introducción simultánea o secuencial de pinos y quercíneas esclerófilas en las reforestaciones se ha sugerido (Montero y Alcanza, 1993) para combinar los rasgos positivos de ambos grupos: resistencia al estrés hídrico y rápido crecimiento de los pinos (Espelta, 1996; Broncano y otros, 1998) con la resiliencia de los robles en caso de incendio (Vallejo y Alloza, 1998).

## Resiliencia al fuego

Teniendo en cuenta lo anterior, la resiliencia al fuego emerge como una propiedad esencial de la comunidad vegetal, desde el punto de vista de la restauración post-incendio. Pero a pesar de su importancia, otros factores pueden modular esa respuesta, por ejemplo, la interacción entre especies, que puede cambiar a lo largo de un gradiente ambiental (Pugnaire y Luque, 2001, Zavala, 2003), pasando de un efecto facilitador a uno de competencia. En el ámbito forestal mediterráneo ese gradiente parece estar dominado especialmente por la disponibilidad hídrica y de luz (Zavala, 2003). Un caso típico de esa interacción del gradiente hídrico con la resiliencia al fuego se presenta en diferentes situaciones post-incendio donde aparecen coexistiendo *P. pinaster* y *P. halepensis*. Las grandes sequías de mediados de los 90 acabaron con la presencia de *P. pinaster* en el S y SE de España, en beneficio de masas puras de *P. halepensis*.

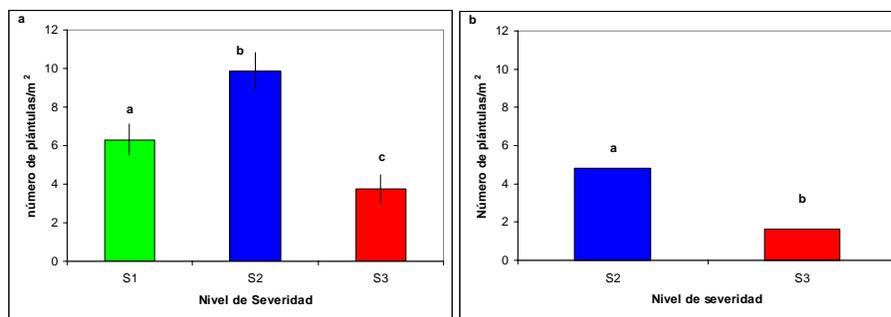
Es claro que el contexto de cambio climático en el que estamos inmersos introduce incertidumbres muy fuertes en la planificación de la restauración. Los márgenes de mejoras tecnológicas en la producción de planta y en la reforestación son limitados y los programas de mejora genética para selección de ecotipos resistentes a nuevas condiciones cobran mayor importancia.

## Severidad del incendio

La severidad del incendio, entendida como el nivel de daño sufrido por componentes clave del ecosistema afectado, es otro factor a tener en cuenta en la restauración, ya que generalmente condiciona en gran medida la respuesta de la vegetación y el suelo al impacto del incendio y, por tanto, afecta a la planificación y ejecución de las tareas de restauración.

Aunque no existe un criterio unánime sobre su evaluación, todos los autores están de acuerdo en su relevancia desde el punto de vista del impacto del incendio. Existen diferentes propuestas para su estimación (e.g. Ryan y Noste, 1983; Hungerford y otros, 1995; Neary y otros, 2005; Key y Benson, 2003 y 2006), pero desafortunadamente no siempre tienen aplicabilidad a todos los ecosistemas y adolecen de un cierto grado de subjetividad. Por otro lado, su relación con la intensidad del fuego no es simple, ni tampoco los niveles de afectación del arbolado, vegetación del sotobosque, cubierta orgánica y suelo mineral están biunivocamente relacionados. Por tanto, las matrices de información obtenidas generalmente no son comparables completamente. La reciente Conferencia sobre esta temática en Barcelona (2007) ha supuesto un paso adelante apreciable en la tarea de objetivizar esta variable o el conjunto de ellas.

La *fig. 1* ilustra la influencia de la severidad sobre la densidad de plántulas de *P. pinaster* tras incendio en dos áreas diferentes: Rodenal de Guadalajara (Ocaña y otros, 2007) y Matamala (Martínez y otros, 2002).



**Figura 1**— Efecto de la severidad del incendio en la densidad de plántulas de *P. pinaster*. a) Incendio del Rodenal de Guadalajara 12 meses después del fuego y b) Incendio de Matamala 9 meses después de incendio.

Letras diferentes indican valores significativamente distintos ( $p < 0,05$ ). Barras verticales, error estándar.

S1 = severidad baja, S2 = severidad media, S3 = severidad alta.

En los dos casos la densidad fue menor en los lugares más severamente afectados. Este resultado es consistente con lo observado en experimentos de germinación con la misma especie en bloques de suelo severamente quemados (Vega y otros, 2005 a) y podría estar relacionado, entre otras causas, con la inhibición de la germinación observada en sustratos con gran cantidad de ceniza (Reyes y Casal, 1998, 2004; Ne'eman, 2000). Cabe señalar, que en las dos situaciones de campo descritas, las masas de *P. pinaster* no presentaban serotinia. Sin embargo, cuando ésta existe la respuesta del regenerado puede hacerse menos dependiente de la severidad ya que incluso en el caso de fuegos de copa, la regeneración puede ser muy abundante (Madrigal y otros, 2003). Por tanto, un conocimiento de los ecotipos locales por parte de los gestores forestales es fundamental para estimar la capacidad de autorregeneración post-incendio en esta especie.

La regeneración de *P. pinaster* tras grandes incendios en la Península Ibérica (Madrigal, 2005; Madrigal y otros, 2005), pareció muy dependiente de la presencia de serotinia y también de otros signos de severidad del fuego.

Aparentemente las especies rebrotadoras pueden independizarse hasta cierto punto de la severidad, al tener parte de sus órganos emisores de brotes protegidos bajo el suelo. Sin embargo, la capacidad de rebrote de matorrales parece también disminuir con la severidad del fuego (Keeley, 1998; Moreno y Cruz, 2000).

*Q. pyrenaica* presenta una alta capacidad de rebrote de cepa y de raíces laterales tras incendio (Santalla y otros 2002) En un estudio realizado en Galicia (Vega y otros, 2005b) se encontró que en algunos casos de incendios, tanto de alta como de baja intensidad, no se produjo ninguna respuesta vegetativa, sin observarse ninguna aparente razón para ello. El rebrote pareció más influenciado por las características iniciales de la masa que por las ambientales. No obstante, en aquellos sitios donde se observó respuesta vegetativa, la densidad media de los brotes de raíz lateral aumentó con el nivel de daño a la copa. Además, el impacto en la cubierta orgánica del suelo afectó negativamente a la densidad de brotes de cepa, siendo la regeneración por semilla nula en todos los casos. Aunque esta especie evidenció una fuerte resiliencia al fuego, se observó que su repetición frecuente provoca una degradación de sus masas, convertidas en formaciones arbustivas sin regeneración por semilla durante muchos años. Estas formaciones continuas, y con apariencia de matorral, son además, muy combustibles.

Por todo lo anterior, se precisa una información sobre la severidad del incendio si quiere efectuarse una correcta priorización de las actuaciones restauradoras. Sin embargo, no es posible por ahora, prever con anticipación sus niveles y su distribución espacial en las áreas quemadas. Así que la planificación en esa temática, con antelación al incendio, no es tarea sencilla. No obstante, pueden utilizarse aproximaciones. El comportamiento del fuego es consecuencia de los combustibles forestales, topografía y condiciones meteorológicas. Aunque estas últimas varían en poco tiempo, las otras dos son relativamente estables en períodos de tiempo relativamente largos. Una adecuada cartografía digital de los dos primeros factores y los modelos de simulación de comportamiento como CARDIN, FARSITE, FIRE STATION o KITRAL, entre otros, pueden ser de utilidad en la planificación de las tareas restauradoras. La otra aproximación se basa en la utilización de imágenes de satélite contrastadas con mediciones en campo. Diversos indicadores se han propuesto para estimar la severidad (e.g. Martín y otros, 2004; Key y Benson, 2006). No obstante, estos indicadores tienen validez para evaluar el nivel de daño a la vegetación pero su capacidad de determinar el impacto sobre el suelo es reducida, particularmente cuando sobre él existe una cubierta arbórea sólo parcialmente afectada por el fuego.

## Suelo

El suelo es considerado un factor clave en el proceso de restauración, por ser el soporte de la vegetación y por el riesgo de erosión después del incendio. Generalmente se considera su pérdida por este mecanismo como el impacto ecológico más severo del incendio por la escasa reversibilidad del proceso. Teniendo en cuenta eso, la principal prioridad de la restauración post-incendio es su conservación.

Las características iniciales del propio suelo, especialmente el contenido y calidad e materia orgánica, textura, estabilidad de agregados y velocidad de infiltración, juegan un papel relevante no sólo en el posible proceso erosivo post-incendio (De Bano y otros, 1998; Neary y otros, 2005) sino también en la posibilidad de exploración del sustrato por parte de las plantas y en las reservas de agua disponibles para ellas, factores críticos en la supervivencia de los nuevos individuos introducidos por siembra y/o plantación.

En los suelos mediterráneos en lugares de precipitación baja, la litología del sustrato produce acusados contrastes en las propiedades de los suelos, y al asociarse con las distintas estrategias de recuperación de la vegetación, se convierte en un factor determinante en las posibilidades de recuperación post-incendios, tal como el caso de los suelos de margas en la Comunidad valenciana (Vallejo y Alloza, 1998).

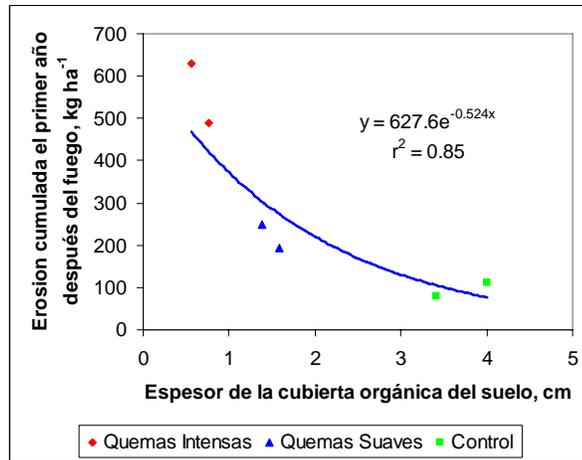
La repelencia al agua, frecuente tras incendios, puede tener también un papel destacado en la generación de escorrentía y erosión (De Bano, 1981), influyendo asimismo temporalmente en la vegetación. En conjunto, la intensidad de este fenómeno tiende a incrementarse con la severidad del fuego y el contenido de arena y decrece con el aumento de humedad del suelo (Huffman y otros, 2001). Sin embargo, existe usualmente una alta variabilidad espacial y temporal en su distribución y sus relaciones con la severidad no han sido establecidas con precisión con lo que la predicción de esta variable es sumamente difícil (Lewis y otros 2004; Mac Donald y Larsen, 2006). Aunque generalmente la duración en el tiempo de este fenómeno es relativamente breve, coincide con la mayor acción erosiva de la lluvia que tiene lugar precisamente en el verano y otoño siguientes al incendio, con lo que su repercusión en la germinación de especies que se propagan por semilla puede ser relevante para la restauración.

También la severidad del fuego tiene una fuerte repercusión en la cubierta orgánica del suelo después del incendio y, por lo tanto, sobre la erosión subsiguiente.

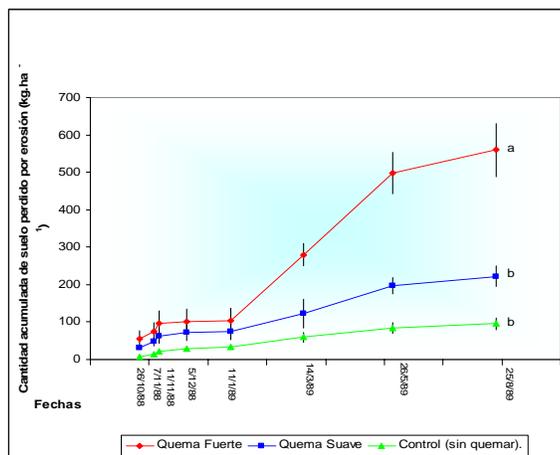
La erosión el primer año después del incendio en un pinar en Galicia que había sufrido fuego de copa y tenía suelo desprotegido fue quince veces mayor a la de otro similar que había sufrido sólo un chamuscado de las copas, dando lugar a que el suelo quedase cubierto con una gruesa capa de hojarasca (Vega y Díaz-Fierros, 1987). En eucaliptales quemados la presencia de la hojarasca caída supuso una pérdida de suelo cinco veces menor que cuando estaba presente (Vega y Díaz-Fierros, 1987). Otro estudio en pinares quemados de Galicia (Fernández y otros, 2005, 2007) mostró que cuando el mantillo no desaparece por el incendio, a pesar de producirse fuego de copas, la erosión en el año siguiente al incendio puede ser muy pequeña y comparable a la de los árboles con copas chamuscadas, en donde se produce una cubierta considerable de hojarasca sobre el suelo. En este segundo caso, parece que la contribución de la hojarasca no modificó sustancialmente la pérdida de suelo, debido a que el suelo mineral estaba protegido por el mantillo en ambos casos. Estos ejemplos ilustran la necesidad de estimar el grado de severidad sufrido por el

suelo, de forma inmediata al incendio, para priorizar las operaciones de restauración, siempre limitadas por razones económicas.

También en el caso de matorrales altos de tojo, el espesor de hojarasca y mantillo remanente después del fuego (fig 2) parece ser un factor clave para explicar la cantidad de suelo perdido (fig. 3). Igualmente, en fuegos de restos de corta, la cantidad de residuos que permanecen después del fuego jugó un papel positivo en el control de la erosión (Fernández y otros, 2004).



**Figura 2**— Relación entre la cantidad de suelo perdida por erosión el primer año posterior al fuego y el espesor de la cubierta orgánica del suelo en matorrales de *Ulex sp* (Vega y otros 2005c)



**Figura 3**- Cantidad acumulada de suelo perdido por erosión durante el primer año después de quemadas de distinta severidad en matorrales de tojo ( Vega y otros 2005c).

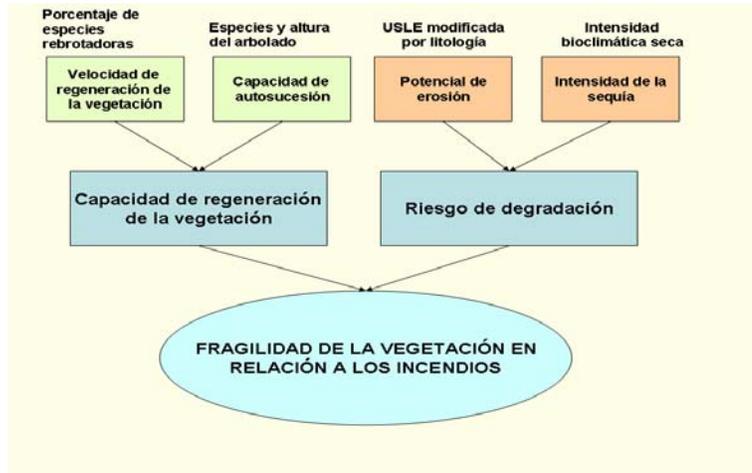
Letras diferentes indican valores significativamente distintos ( $p < 0,05$ ). Barras verticales, error estándar.

## PLANIFICACION DE LA RESTAURACION POST-FUEGO

Típicamente se consideran dos fases en la actividad de restauración. Una a corto plazo (también denominada rehabilitación), que se ejecuta tan pronto como sea posible después del incendio y cuyo objetivo principal es la limitación de la escorrentía y las pérdidas de suelo por erosión. Un segundo conjunto de acciones, se acometen a medio y largo plazo, y pretenden ayudar a la reconstrucción de los ecosistemas afectados por el incendio para mejorar su resiliencia al fuego y su madurez.

Como ejemplos de metodología de selección de áreas quemadas para ser prioritariamente rehabilitadas se presentan tres ejemplos, uno se refieren a la Comunidad valenciana, otro a Galicia y finalmente, otro a Estados Unidos.

Alloza y Vallejo (2006) han elaborado una herramienta de planificación previa al incendio en base a GIS, que ayuda a establecer las áreas potencialmente más frágiles frente al fuego y que, por tanto, requerirán una actuación prioritaria tras el incendio. La metodología seguida parte de considerar que la vulnerabilidad de la vegetación en ese territorio es consecuencia de la capacidad de regeneración de la vegetación tras incendio y del riesgo de degradación del suelo (fig. 4).



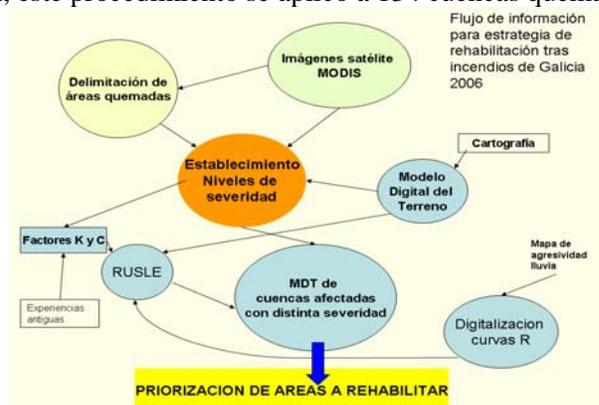
**Figura 4-** Esquema de identificación de áreas vulnerables a los incendios (Vallejo y otros 2006).

Las dos estrategias reproductivas comentadas líneas más atrás (semilla o rebrote) generan diferencias significativas en la velocidad de respuesta regenerativa frente al fuego. El porcentaje de superficie cubierto por las especies rebrotadoras en un área determinada se toma como indicador de esa velocidad. Se asume que ésta es alta cuando la cubierta inicial de ese tipo de plantas es igual o mayor del 40%, suponiendo que eso garantizara también una rápida protección contra la erosión. En el otro extremo se encuentran las zonas donde predominan las especies que regeneran únicamente por semilla.

Se asume igualmente que la pauta general de respuesta de la vegetación es la autosucesión pero en el caso del pino carrasco viene limitada por la edad de madurez, o su equivalente, la altura del árbol. Se considera que *P. pinaster* y *P. nigra* presentan muy baja regeneración (Rodrigo y otros, 1999).

Para estimar el potencial de erosión se utiliza la ecuación USLE con ajustes a la baja según el tipo de sustrato. La intensidad de la sequía se determina en base al factor de intensidad bioclimática de sequía de Montero de Burgos y González Rebollar (1983) con modificaciones. Finalmente, la capacidad de regeneración y riesgo de degradación se integran para obtener las áreas más vulnerables.

Otra metodología fue usada (fig. 5) para determinar las prioridades de actuación de rehabilitación tras los incendios del verano de 2006 en Galicia (Alvarez y otros 2006). Entre el 4 y e 13 de agosto ardieron 92.000 ha, de las que la mitad eran monte arbolado. A partir de las imágenes del satélite MODIS, (Chuvienco 2006), se efectuó una delimitación de las áreas quemadas y mediante los índices BAI (Martín y otros, 2005) y NBR (Área quemada normalizada) de Key Benson (2005), se georeferenciaron las áreas quemadas según cuatro niveles de severidad. Con base en un modelo digital del terreno, esos niveles de severidad se vertieron a un mapa digital de cuencas hidrológicas. De esta forma, se disponía de la información georeferenciada de las áreas afectadas con distintos niveles de severidad en cada una de ellas. En total, este procedimiento se aplicó a 134 cuencas quemadas.



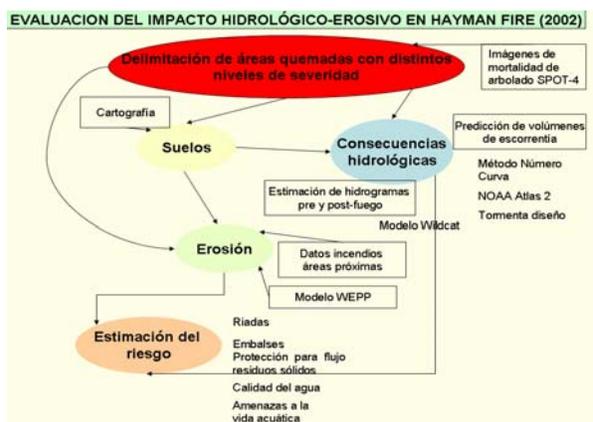
**Figura 5-** Esquema de identificación de áreas prioritarias de actuación restauradora tras los incendios de 2006 en Galicia. (Elaborado a partir de Alvarez y otros 2006)

Por otro lado, a partir de los datos de erosividad de la lluvia del Ministerio de Medio Ambiente se digitalizaron las isólinas del factor R de erosividad de la lluvia. Seguidamente, con base en la ecuación RUSLE, aplicada a cada una de las cuencas afectadas, se obtuvo una estimación de las cantidades de suelo potencialmente perdidas. Para la aplicación de esa ecuación se utilizaron valores de los coeficientes K y C basados en experiencias previas realizadas en Galicia de medición de la erosión después de incendio en diferentes situaciones de alteración de la vegetación y de la cubierta muerta del suelo. Con esta metodología, se determinaron las zonas potencialmente más propensas a sufrir degradación por erosión. En conjunto, un 1.7% de la superficie quemada presentó un riesgo alto, mientras que el 37% mostró un nivel medio y el 61% bajo. Las precipitaciones del otoño siguiente a los incendios, con intensidades y persistencias de la precipitación elevadas, propiciaron fenómenos erosivos muy acentuados en numerosas zonas.

Otro caso de planificación de actuaciones es el del gran incendio de Hayman Fire (Colorado, Estados Unidos) de 2002, con una superficie ardida de 46800 ha, la mayor parte de ellas de bosques abiertos de *P. ponderosa*. Los equipos de rehabilitación de emergencia de áreas quemadas (BAER), que trabajan en ese país generalmente después de grandes incendios, delinearon unas líneas de actuación para mitigar los efectos a corto plazo de ese gran incendio (Robichaud y otros, 2003).

La *figura 6* sintetiza los principales aspectos de la evaluación de los impactos hidrológico-erosivos del incendio efectuadas por el equipo y las recomendaciones de tratamientos a realizar. A partir de imágenes del satélite SPOT-4, se establecieron las áreas afectadas por distintos niveles de severidad. Se empleó el modelo hidrológico NRCS para la predicción de los volúmenes de escorrentía y el WILDCAT para los hidrogramas post-fuego. Esto último se llevo a cabo en 84 cuencas aridas. Para la estimación de la erosión producida, se prefirió emplear datos previos de incendios afectando a la zona, mientras el modelo WEPP fue usado para predicciones en lugares de baja severidad o no afectados. A partir de esa información y la cartográfica, e estimaron los daños potenciales por riadas a estructuras y embalses, a la calidad del agua y las poblaciones acuáticas.

El resultado final fue un conjunto de recomendaciones de medidas de emergencia para rehabilitar los suelos, sobre 17300 ha que se llevaron a cabo en dos años. El tratamiento más usado fue el de siembra aérea sobre unas 10.000 ha y el resto fue sometido a diferentes aplicaciones aéreas de mulching, en seco y húmedo, en conjunción con siembra. También se utilizaron la escarificación mecánica (3700 ha) y manual del terreno (sobre unas 1600 ha).

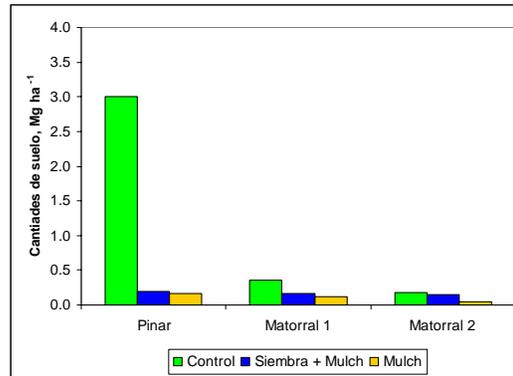


**Figura 6-** Esquema de identificación de áreas prioritarias de actuación restauradora en el Hayman FIRE de 2002 en Estados Unidos. (Elaborado a partir de Robichaud y otros 2003).

## EFICACIA DE LAS TECNICAS DE REHABILITACION

Existe una gran cantidad de información disponible sobre recuperación de suelos degradados por diversos factores. Por otra parte, las técnicas de siembra aérea tras incendio se han empleado por el Servicio Forestal de Estados Unidos desde hace bastantes décadas. Sin embargo, paradójicamente, hasta hace muy poco tiempo, no había estado disponible una recopilación de la información sobre la eficacia de las distintas técnicas empleadas en la restauración de incendios (Robichaud y otros, 2000). Un análisis detallado de esa información muestra que pocos estudios se habían realizado al efecto y que las evaluaciones de la eficacia se habían realizado más bien por el grado de la cubierta de la vegetación obtenido que por la cantidad de sedimentos recogida. De la información disponible, Mac Donald y Larsen (2006) concluyen que para el Oeste de Estados Unidos, con fuertes tormentas convectivas al final de verano, el acolchado (mulching) de paja, aplicada directamente desde el suelo o desde el aire, fue el tratamiento más eficaz porque protegió el suelo del impacto de la lluvia, evitó el sellado de los poros y aumentó la rugosidad, ayudando

todo ello a mantener la velocidad de infiltración. El mulching de paja fue más efectivo que el hidromulch, en términos de aumentar la rugosidad superficial. Los datos disponibles de los estudios de Bautista y otros (1996 y b) en la costa E de la Península Ibérica también apoyan ese mismo resultado (fig.7).



**Figura 7-** Producción total de sedimentos (Mg/ha/año) en tres laderas quemadas en el S. E. de España sometidas a tres diferentes tratamientos: control (suelo quemado no tratado); mulching (200 g paja/m<sup>2</sup>) y mulching + siembra (gramíneas y leguminosas). El incendio fue en Agosto de 1992. Los sedimentos de recolectaron entre Mayo 1993 y Noviembre 1994. Elaborado de Bautista y otros. (1996 b)

Estudios de otros tipos de áreas perturbadas también indican que el mulch de paja además de los anterior, incrementa la germinación de semillas y el crecimiento de las plantas, al aumentar el contenido de humedad del suelo y reducir la temperatura de su superficie (Goldman y otros, 1986). La desventaja del mulch de paja es que es más susceptible a la redistribución por el viento y escorrentía que el hidromulch. Los tratamientos de siembra, incluyendo la escarificación, han mostrado en todos los casos una efectividad limitada, incluso en la zona más húmeda del NO Ibérico (Pinaya y Dáz-Fierros, 2000). Las razones estriban en que usualmente no tienen un efecto significativo en los primeros meses tras el incendio, ni en la cantidad de cubierta superficial del suelo, ni en la velocidad de rebrote de la vegetación. Tampoco sobre el crecimiento de la vegetación nativa ni en la producción de sedimentos (Robichaud y otros, 2000; Mac Donald y Larsen, 2006). La falta de efectividad se atribuye al hecho de que la mayor parte de la erosión tiene lugar antes de que una cubierta suficientemente densa de plantas pueda ser establecida. La siembra resulta ser más efectiva cuando el fuego es seguido por una serie de eventos de lluvia de intensidad suave y bien espaciados.

La efectividad de las fajinadas constituidas por troncos siguiendo curvas de nivel, depende principalmente de la capacidad relativa de éstos para retener sedimentos, en relación a la velocidad de erosión post-incendio (Robichaud y otros, 2000; Wagenbrenner y otros, 2006). La mayor parte de los experimentos concluyen que son efectivas en las primeras tormentas después de la instalación y su efectividad es mayor en las laderas planas, perdiendo eficacia en las laderas convergentes. Por otra parte, su construcción requiere pericia y es fácil que se produzcan fallos en su instalación. Todos los tratamientos pierden eficacia al aumentar el tamaño de los

episodios de lluvia y cuando éstas aumentan su intensidad. Como reconoce Mac Donald nuestra capacidad para detectar la efectividad de cualquiera de estos métodos de rehabilitación está limitada por la alta variabilidad en la producción de sedimentos, además de la gran variabilidad espacial y temporal de la lluvia.

En cuanto a la relación efectividad-costo de los tratamientos citados, los datos disponibles indican que aunque la siembra sea el procedimiento más económico, su efectividad es tan limitada que el costo por unidad de reducción de sedimentos producidos, es superior al del mulching aplicado desde tierra, con máquina o manualmente, o al aplicado desde el aire con helicóptero. Sin embargo, el coste del tratamiento con acolchado, expresado en unidades monetarias por hectárea, resulta unas 30 veces superior a la siembra. Por su parte, el coste de la aplicación de mulch aéreo es notablemente más económico que cuando se efectúa su esparcido a mano sobre el terreno. Finalmente, los hidromulch parecen tener un costo muy elevado, tanto en aplicaciones directas sobre el terreno como aéreas.

Todas estas actividades rehabilitadoras tienen lugar en las laderas, pero la mayor parte de los estudios indican que las zonas con mayor generación de sedimentos son las de confluencia de las laderas y la producción de sedimentos se origina básicamente por incisión de los cauces. Medidas tales como balas de paja, pequeñas presas de troncos o gaviones de piedras o mampostería tienen también utilidad.

## **GESTION INMEDIATA POST-INCENDIO DEL ARBOLADO QUEMADO**

Las actividades de manejo forestal de las masas quemadas implican usualmente intervenciones que pueden afectar a la regeneración post-incendio y al suelo, pudiendo contribuir a acrecentar el impacto causado por el áquel.

Existe preocupación respecto al impacto de la corta y extracción de la madera quemada, manejándose varias alternativas. Una de ellas es la no intervención. A favor de ella está la ausencia de una nueva perturbación añadida a la anterior. La maquinaria introducida puede ocasionar, básicamente, desprotección del suelo mineral y compactación o pérdida de C del suelo. Las condiciones microclimáticas del suelo pueden también alterarse, afectando a procesos como la mineralización de la materia orgánica, la actividad microbiana, etc. Ello a su vez pueden provocar pérdidas de nutrientes por lixiviación. También la retirada de la madera cortada puede producir una mortalidad indirecta del regenerado, por daño físico a las plántulas y diferido, por el cambio de las condiciones microclimáticas. Por el contrario, la ausencia de corta, cuando el grado de afectación del arbolado es moderado, implica un riesgo alto de ataque de escolítidos que provocan rápidamente una gran mortalidad del arbolado quemado, constituyéndose éste con frecuencia en un foco de propagación de nuevos ataques a la masa colindante no quemada. A la destrucción del arbolado por el incendio, puede añadirse una nueva deforestación producida por esa mortalidad secundaria. Por otro lado, se produce también un aumento de riesgo de nuevo incendio, al acumularse una gran cantidad de combustible seco. Otra cuestión que surge en relación a esta problemática es la decisión del momento de la corta, una extracción rápida poco después del incendio, antes de la caída de hoja del arbolado, puede incrementar el grado de exposición del suelo mineral aunque reduzca el daño al regenerado. Por el contrario, una corta diferida puede tener menor impacto en el suelo pero más en el regenerado y producir la devaluación e incluso la pérdida total de valor de la madera afectada.

Finalmente, si se realiza la corta, el manejo de los residuos también plantea interrogantes y disyuntivas. Los restos de corta son una fuente de recuperación de nutrientes para el ecosistema pero también constituyen un combustible para un nuevo incendio. En principio, el esparcido de los residuos con o sin trituración, protege mejor el suelo y facilita la descomposición y liberación de nutrientes. Como contrapartida, el triturado provoca mortalidad del regenerado. La acumulación de residuos en fajinadas o cordones también protege parcialmente de la erosión y disminuye el riesgo de propagación del fuego.

A pesar de la importancia de esta problemática, ligada a la gestión inmediata del arbolado quemado, la información existente es muy limitada. Martínez-Sánchez y otros (1999) encontraron que la corta de *P. halepensis* en el incendio de Yeste provocó mortalidad apreciable de las plántulas, pero la densidad remanente de éstas fue suficiente para asegurar la regeneración natural del pinar. En un estudio desarrollado en el incendio del rodenal de Guadalajara, Ocaña y otros (2007) observaron que la corta un año después del incendio provocó entre un 15 y un 26% de mortalidad, pero dejando suficiente regeneración de *P. pinaster*. En un incendio en esta misma especie en Galicia, (Fernández y otros, datos en preparación) se encontró que la corta, un año después del incendio, provocó una mortalidad del 22% en el tratamiento de acordonado de restos y un 43% en el triturado de los mismos, quedando en el primer caso 2.2 plántulas/m<sup>2</sup> y en el segundo 1.9 plántulas/m<sup>2</sup>, cifra esta última significativamente inferior a las 3.4 plántulas/m<sup>2</sup> medida en el área no cortada, pero bastante para asegurar de sobra una regeneración adecuada. Hay que añadir que en este mismo estudio, se encontró que no se produjo un aumento de la erosión debida a la corta y tratamiento de residuos (Fernández y otros., 2007).

## Conclusión

La restauración ecológica tras incendios supone un nuevo acercamiento a un problema antiguo. En ese sentido, puede considerarse un punto de encuentro entre numerosas disciplinas: ecología, edafología, fisiología y genética vegetales, la ciencia del fuego y la silvicultura. Desde esa aproximación múltiple, pueden surgir soluciones más integradoras y que mejoren la estructura, el funcionamiento y la resiliencia al fuego de los ecosistemas afectados.

Es también un reto no sólo de conocimiento, sino también económico y de organización por la rapidez que requieren las actuaciones de rehabilitación. Responde también a una demanda social y legal. El cambio climático añade nuevas incertidumbres y dificultades a las tareas de recuperación de áreas quemadas. ¿Seremos capaces de responder adecuadamente a ese reto?

Las Administraciones públicas deberían tomar una clara conciencia de la necesidad de disponer de planes estratégicos de actuación que atenuaran estas consecuencias de fuerte impacto en componentes clave del sistema, como la vegetación y suelo que, a su vez, ejercen una profunda influencia en aspectos vitales de gran relevancia como el mantenimiento de la capacidad productiva de los suelos, el riesgo de avalanchas catastróficas y los recursos hídricos, entre otros.

## Referencias bibliográficas

- Agee, J.K. 2000. **Fire and pine ecosystems**. En: D.M. Richardson (ed.). Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press. ; 193-218.
- Alvarez, M. ; Puertas, J.; Diaz-Fierros F.;2006. **Modelización RUSLE-SIG/ArcView de los riesgos de erosión del suelo en las áreas quemadas en Galicia**. Universidad de Santiago y Universidad de la Coruña. 29 pgs.
- Alía, R. ; Martín, S. ; de Miguel, J. ; Galera, R. ; Agúndez, D.; Gordo, J.; Salvador, L.; Catalán, G.; Gil, L. 1996. **Regiones de procedencia de *Pinus pinaster Ait.*** Ministerio de Medio Ambiente , Organismo Autónomo, Parques Nacionales, Madrid.
- Alloza , J.A.; Vallejo, V. R. 2006. **Restoration of burned areas in forest management plans**. En: Kepner, W.G., J.L. Rubio, Mouat, D. A.; Pedrazzini, F. (eds.). Desertification in the Mediterranean regions: a security issue: 475-488.
- Baeza, M.J. 2004. **El manejo de matorral en la prevención de incendios forestales**. En: Vallejo, V.R.; Alloza, J.A. (eds.). Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo. Fundación CEAM. Valencia; 65-92.
- Bautista, S.; Abad, N. Llovet, J.; Bladé, C.; Ferrán, A.; Ponce, J.M.; Catarla, R.N.; Alloza, J.A.; Bellot, J. ; Vallejo, V.R. 1996 a. **Siembra de herbáceas y aplicación de mulch para la conservación de suelos afeados por incendios forestales**. En: V. R. Vallejo (ed.). La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana. CEAM Valencia; 395-434.
- Bautista, S.; Bellot, J. ; Vallejo, V.R. 1996 b. **Mulching treatment for post-fire soil conservation in a semiarid ecosystem**. Arid Soil Research and Rehabilitation. 10: 235-242.
- Bradshaw, A.D. 1995. **Alternative endpoints for reclamation**. En: J. Cairns (ed.) Rehabilitating damaged ecosystems. Lewis Publishers. Boca Ratón. USA; 165-185.
- Broncano, M.J.; Riba, M.; Retana, J. 1998. **Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm-oak (*Quercus ilex*) and aleppo pine (*Pinus halepensis*): a multifactor experimental approach**. Plant Ecology 1: 17-26.
- Butzer, K.V. 1974. **Accelerated soil erosion: A Problem of man-land relationships**. En: I.R. Manners; M.W. Mikesell (eds.) Perspectives of environment. Association of American Geographers; Washington; 57-78.
- Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 1991. **Regeneration in *Quercus pyrenaica* ecosystem after surface fires**. International Journal of Wildland Fire. 1(4): 205-210.
- Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 1999. **Post-fire succession in two *Quercus pyrenaica* communities with different disturbance histories**. Annals of Forest Science. 56(5): 441-447.
- Casal., M.; Basanta, M.; García-Novo, F. 1984. **La regeneración de los montes incendiados en Galicia**. Monografía 99. Servicio de Publicaciones. Universidad de Santiago de Compostela.
- Casal, M. 1985. **Cambios en la vegetación de matorral tras incendio en Galicia**. En: Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales. ICONA. MAPA.
- Casal, M.; Basanta, M.; González, F.; Montero, R.; Pereiras, J.; Puentes, A. 1990. **Post-fire dynamics in experimental plots of shrubland ecosystems in Galicia (NW Spain)**. In: Goldammer, J G, Jenkins, M.J (eds.). Fire and Ecosystem Dynamics. SPB Academic Publishing: The Hague; 33-42.

- Covington, W. W., and M. M. Moore. 1994a. **Southwestern ponderosa forest structure and resource conditions: changes since Anglo-American settlement.** Journal of Forestry 92: 39–47.
- Covington, W. W., and M. M. Moore. 1994b. **Postsettlement changes in natural fire regimes and forest structure: ecological restoration of old-growth ponderosa pine forests.** Journal of Sustainable Forestry 2:153–181.
- Covington, W. W., P. Z. Fule, M. M. Moore, S. C. Hart, T. E. Kolb, J. N. Mast, S. S. Sackett, and M. R. Wagner. 1997. **Restoration of ecosystem health in ponderosa pine forests of the Southwest.** Journal of Forestry 95:23–29.
- Chuvienco, E. ; 2006. **Evaluación de los niveles de severidad en los incendios de Galicia( Areas quemadas hasta el 13 de agosto de 2006).** Dpto. de Geografía de la Universidad de Alcalá. 4 pgs.
- Moreno, J.M.; Cruz, A. 2000. **La respuesta de las plantas al fuego En: R. Vélez (ed.). La defensa contra incendios forestales.** Fundamentos y experiencias. Mc Graw Hill, 4.13-4.36
- Daskalakou, E.N., Thanos, C.A., 1996. **Aleppo pine (*Pinus halepensis*) post-fire regeneration: The role of canopy and soil seed banks.** International Journal of Wildland Fire. 6, 59-66.
- De Bano, L.F. 1981. **Water repellent soils. A state of the art.** USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. PSW-46.
- De Bano L F, Neary D G, Ffolliott P F. 1998. **Fire's effects on ecosystems.** John Wiley and sons : New York ; 333.
- Debussche, M.; Rambal, S.; Lepard, J. 1987. **Les changements de l'occupation des terres en région méditerranéenne humide : Evaluation des consequences hydrologiques.** Acta Oecologica. Oeco. Applic. 8: 317-332.
- de las Heras, J., Martínez – Sanchez, J., González – Ochoa, A.J., Ferrandis, P., Herranz, J., 2000. **Desarrollo y mortalidad de plántulas de *Pinus halepensis* Mill. en competencia con *Cistus monspeliensis* L. durante los cuatro primeros años post – incendio.** Cuadernos de la SECF 10: 37-42.
- de las Heras, J., Martínez – Sánchez, J.J., González – Ochoa, A.I., Ferrandis, P., Herranz, J.M., 2002. **Establishment of *Pinus halepensis* Mill. saplings following fire: effects of competition with shrub species.** Acta Oecol., 23: 91-97.
- Espelta, J.M. 1996. **La regeneració de boscos d'alcina (*Quercus ilex* L.) y pi blanc (*Pinus halepensis* Mill). Estudi experimental de la resposta de las plantules a la intensitat de llum y a la disponibilitat d'aigua.** Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Barcelona.
- Faraco, A. 1998. **Gravedad del fuego y patrones espaciales y temporales post-incendio de las plantas de un escobal de la Sierra de Gredos.** Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- Fernández, C.; Vega, J.A; Gras, J.M.; Fonturbel, M.T ; Cuiñas, P.; Dambrine, E.; Alonso, M. 2004. **Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments.** Forest Ecology and Management . Vol.: 195(1-2): 85-95.
- Fernández, C.; Vega, J.A.; Fonturbel, T.; Pérez-Gorostiaga, P.; Jiménez, E. 2005. **Erosión después de incendio en un pinar del S.E. de Galicia.** 4º Congreso Forestal Español.
- Fernández, C.; Vega J.A.; Fonturbel, M.T.; Pérez-Gorostiaga, P.; Jiménez, E.; Madrigal, J. 2007. **Effects of wildfire, salvage logging and slash treatments on soil degradation.** Land Degradation and Development (en prensa).

- Fernández, R.; Martín, A.; Ortega, F.; Alés, E. 1992. **Recent changes in landscape structure and function in Mediterranean Region of SW Spain (1953-1980)**. Landscape Ecology. 7: 3-18.
- Ferrán, A.; Serrasolses, I.; Vallejo, V. 1992. **Soil evolution after fire in Quercus ilex and Pinus halepensis forest**. En: A. Teller, P. Mathi y J.N.R.Jeffers (eds.). Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier. London. UK; 397-405.
- Fule, P. Z., and W. W. Covington. 1996. **Changing fire regimes in Mexican pine forests: ecological and management implications**. Journal of Forestry 94:33-38.
- Fule, P. Z., W. W. Covington, and M. M. Moore. 1997. **Determining reference conditions for ecosystem management in southwestern ponderosa pine forests**. Ecological Applications 7:895-908.
- Goldman, S.J.; Jackson, K.; Bursztynsky, T.A. 1986. **Erosion and sediment control handbook**. Mc Graw-Hill Book Co. New York.
- Hanes, T.L. 1971. **Succession after fire in the chaparral of southern California**. Ecological Monographs. 51: 27-52.
- Hillel, D. 1991. **Out of the Earth**. Aurum Press. London.
- Huffman, E.L.; Macdonald, L.H.; Stednick, J.D. 2001. **Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine**, Colorado front range. Hydrological Processes. 15: 2877-2892.
- Hungerford, R.D. 1996. **Soils-fire in ecosystem management notes: unit II-I. Marana AZ**. USDA Forest Service. National Advance Resource Technology Center.
- Kazanis, D.; Arianoutsou, M. 2002. **Long-term post-fire of Pinus halepensis forests of Central Greece: Plant community patterns**. En: Viegas, D. (ed). Forest Fire Research and Wildland Fire Safety. Millpress, Rotterdam.
- Keeley, J.E. 1998. **Postfire ecosystem recovery and management: the October 1993 large fire episode in California**. En: J.M. Moreno (ed.). Large Forest Fires. Backhuys Public., Lieden; 69-90.
- Keeley, J.E. ; Zedler, P.H. 1998. **Evolution of life histories in Pinus**. En : D.M Richardson (ed). Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press: 219-242.
- Key C H, Benson, N. 2006. **Landscape assessment. Sampling and analysis methods**. USDA Forest Service. General Technical Report. RMRS-GTR-164-CD.
- Lewis, S.A.; Robichaud, P.R.; Elliot, W.J.; Frazier, B.E.; Wu, J.Q. 2004. **Hyperspectral Remote Sensing of Postfire Soil Properties**. En: Remote Sensing for Field Users, Proceedings of the Tenth Forest Service Remote Sensing Applications Conference, Salt Lake City, Utah, April 5-9, 2004. CD-ROM.
- MacDonald, L. H.; Larsen, I. J. 2006. **Effects of forest fires and post-fire rehabilitation: a Colorado case study**. En: A. Cerdá; P. Robichaud (eds.). Restoration strategies after forest fires. Science Publisher Inc. Enfield, New Hampshire. USA. en prensa.
- Madrigal, J., 2005. **Regeneración natural de Pinus pinaster Ait. tras grandes incendios forestales: factores influyentes**. Ph Diss. Universidad de Córdoba.
- Madrigal, J., Hernando, C., Vega, J.A., Martínez, E., Guijarro, M., Díez, C., Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbel, T., Cuiñas, P., 2003. **Regeneración natural de Pinus pinaster tras el gran incendio forestal de Tabuyo del Monte en la Sierra del Teleno: factores influyentes**. En: Proc. Seminario de restauración de áreas afectadas por grandes incendios. El caso particular del Teleno. Centro para la Defensa contra el fuego. León, 153-165.

- Madrigal, J.; Hernando, C.; Martínez, E.; Guijarro, M.; Diez, C.; 2005. **Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. En la Sierra de Guadarrama ( Sistema Central , España): Modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia.** Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales. 14:36-51
- Martín, M. P. Gómez, I.; Chuvieco, E. 2005. **Performance of a burned-area index (BAIM) for mapping burned scars from MODIS data.** Actas 5<sup>th</sup> International Workshop and GIS applications to forest fire management: Fire effects assessment (J Riva, Pérez-Cabello, F. y Chuvieco, E., eds.). paris-Universidad de Zaragoza. GOFC-GOLD. EARSeL: 193-198.
- Martínez, E.; Madrigal, J.; Hernando, C.; Guijarro, M.; Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P.; Fonturbel, M.; Cuiñas, P.; Alonso, M.; Beloso, M. 2002. **Effect of fire intensity on seed dispersal and early regeneration in a *Pinus pinaster* forest.** En: Viegas, D.X., editor. Proc. IV Int. Conf. Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit; Millpress Science Publishers, Rotherdam, CD-ROM.
- Martínez-Sánchez, J.J., Ferrandis, P., De las Heras, J., Herranz, J.M., 1999. **Effect of burnt wood removal on the natural regeneration of *Pinus halepensis* after fire in a pine forest in Tus valley (SE Spain).** Forest Ecology and Management. 123: 1-10.
- Minnich, R.A. 1998. **Landscapes, landuse and fire policy: where do large fires come from?.** En: J.M. Moreno (ed.). Large Forest Fires. Backhuys Public., Lieden; 153-158.
- Minnich, R. A., M. G. Barbour, J. H. Burk, and R. F. Fernau. 1995. **Sixty years of change in California conifer forests of the San Bernardino Mountains.** Conservation Biology 9:902-914.
- Moore, M.M.; Covington, W.W.; Fulé. P.Z. 1999. **Reference conditions and ecological restoration: A southwestern ponderosa pine perspective.** Ecological Applications. 9(4): 1266-1277.
- Moreno, J.M.; Oechel, W. 1994. **The role of fire in Mediterranean type ecosystems.** Springer-Verlag. Nueva Cork.
- Moreno, J.M.; Vázquez, A.; Vélez, R. 1998. **Recent history of forest fires in Spain.** En: J.M. Moreno (ed.). Large Forest Fires. Backhuys Public., Lieden; 91-108.
- Montero de Burgos, J.L.; Alcanda, P. 1993. **Reforestación y biodiversidad.** Montes 33: 57-76.
- Montero de Burgos, J.L.; González Rebollar, J.L. 1983. **Diagramas bioclimáticos.** ICONA. Madrid. España.
- Naveh, Z. 1974. **Effects of fire in the Mediteranean Region.** En: T. Kozlowski; C. E. Ahlgren (eds). Fire and Ecosystems. Academic Press. New York; 401-431.
- Neary D G; Ryan K C; De Bano, L F (eds). 2005. **Wildland fire on ecosystems.** Effects of fire on soil and water. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol 4. 250 pp.
- Ne'eman, G., 2000. **The effect of burned pine trees on post-fire regeneration.** En: Ne'eman, G. Trabaud, L. (eds.). Ecology, biogeography, and management of *Pinus halepensis* and *Pinus brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin. Backhuys, Leiden, 303-319.
- Noble, I.; Slatyer, R.O. 1980. **The use of vital attributes to predict sucesional changes in plant communities subject to recurrent disturbance.** Vegetation. 43: 5-21.
- Ocaña L., I. Santos, Á. Carrillo, R. Serrada, V. Aguilar, C. Hernando, M. Guijarro, J. Madrigal, E. Marino, J. A. Vega, J. R. Pérez, T. Fonturbel, C. Fernández, J. J. Pueyo, F.Valladares, A. Rincón. 2007. **Propuesta de técnicas a utilizar en la restauración de**

**terrenos afectados por incendios forestales: aplicación al incendio del Rodenal de Guadalajara.** Actas 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales.

- Papió, C. 1994. **Ecologia del foc i regeneració en garrigues i pinedes mediterrànies.** Institut d'Estudis catalans, Barcelona.
- Pausas, J.G.; Vallejo, V.R. 1999. **The role of fire in European Mediterranean Ecosystems.** In: E. Chuvieco (ed.). Remote sensing of large wildfires. Springer-Verlag, Berlin; 3-16.
- Pausas, J.G.; Ribeiro, E.; Vallejo, V.R. 2004 a. **Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula.** Forest Ecology and Management. 203: 251-259.
- Pausas, J.G.; Bradstock, R.; Keith, D.A.; Keeley, J.E.; GCTE Fire Network. 2004 b. **Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems.** Ecology. 85: 1085-1100.
- Pausas, J.G.; Bladé C.; Valdecantos, A.; Seva, J.P.; Fuentes, D; Alloza, J.A.; Vilagrosa, A.; Bautista, S.; Cortina, J.; Vallejo, V.R. 2004 c. **Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain.** New perspectives for an old practice- A review. Plant Ecology. 209:209-220.
- Pausas, J.G.; Verdú, M. 2005. **Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: A phylogenetic approach.** Oikos. 109-196-202.
- Pausas, J.G.; Keeley, J.E.; Verdú, M. 2006. **Inferring differential evolutionary processes of plant persistence plants in other hemisphere Mediterranean fire-prone ecosystems.** Journal of Ecology. 94: 31-39.
- Perlin, J. A. 1991. **Forest Journey.** Harvard University Press. Cambridge.
- Pinaya, I. ; Soto, B.; Arias, M. ; Díaz-Fierros, F. 2000. **Revegetation of burnt areas: relative effectiveness of native and commercial seed mixtures.** Land Degradation and Development. 11: 93-98.
- Pugnaire, F.I.; Luque, M.T. 2001. **Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress.** Oikos. 93: 42-49.
- Retana, J.; Espelta, J.; Habrouk, A.; Ordoñez, J.L.; Solà-Morales, F. 2002. **Regeneration patterns of three mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in NE Spain.** Ecoscience. 9: 89-97.
- Reyes, O.; Casal., M. 1998. **Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation of the amount of ash produced in forest fires.** Annales des Sciences Forestières. 55: 837-845.
- Reyes, O.; Casal., M. 2004. **Effects of forest fire ash on germination and early growth of four *Pinus* species.** Plant Ecology. 175(1): 81-89.
- Riera, J.; Castell, C. 1997. **Efectes des incendis forestalls recurrents sobre la distribució de dues especies del Parc Natural del Garraf: el pi blanc (*Pinus halepensis*) i la savina (*Juniperus phoenicea*).** Bulletí de l'Institut Català d'Historia Natral. 65: 105-116.
- Rivas-Martínez, S. 1987. **Mapa de series de vegetación de España. Memoria del Mapa de Series de vegetación de España.** ICONA. Madrid.
- Robichaud, P.R.; Beyers, J.L.; Neary, D.G. 2000. **Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments.** General Technical Report. RMRS-GTR. 63. USDA Forest Service.
- Robichaud, P. R.; MacDonald, L.; Freeouf, J.; Neary, D.; Marin, D.; Ashmun, L. 2003. **Post-fire rehabilitation of the Hayman fire.** En: R.T. Graham (ed). 2003 Hayman Fire Case Study. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. RM-RS-GTR-114.

- Rodrigo, A.; Broncano, M.J.; Retana, J. 1999. **Regeneration patterns of Mediterranean forest communities of large forest fires. Is autosuccession the only response.** En: **Actas Symposium Forest Fires needs and innovations.** Athenas. Delphi Concerted action. DG XII. 291-294.
- Ryan K C, Noste N V. 1983. **Evaluating prescribed fires.** In: Lotan JE, Kilgore BM, Fischer W C, Mutch R W (Tech. Coord.) Symposium and Workshop of Wilderness Fire. Proc. Gen. Tech. Rep. INT-182. USDA Forest Service Res. Sta.: 230-238.
- Runnels, C.N. 1995. **Degradación del suelo en la Grecia Antigua.** Investigación y Ciencia. 95: 74-77.
- Santalla, S.; Marcos, E.; Valbuena, L.; Calvo, L.; Tárrega, R.; Luis, E. 2002. **First years of regeneration of *Quercus pyrenaica* forest and *Pinus pinaster* stand alter wildland fire.** In: Viegas, D.X. (Ed.), Proc. IV Int. Conf. Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit, Millpress Science Publishers, Rotherdam, CD-ROM.
- Sarracín, A.; Leone, V. 1993. **Natural regeneration 2 and 4 years after fire en *Pinus halepensis* Miller in dunal environment** En: Trabaud, L. y R. Prodon (eds.). Fire en Mediterranean Ecosystem. Ecosystems Research Report Comission of the European Communities. 141-150.
- Tapias, R.T.; Gil, L.; 2000. **Adaptación reproductiva de las especies forestales ante el fuego.** En Velez, R. (Ed). La defensa contra incendios forestales: Fundamentos y experiencias. McGraw-Hill, Madrid 4.33-4.66.
- Tapias, R.T.; 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*.** Journal of Ecology 89:629-623.
- Tapias, R. T. ; Climent, J.; Pardos, J.; Gil, L.; 2004. **Life histories of Mediterranean pines .** Plant Ecol. 171, 53-68.
- Tárrega, R. ; Calvo, L. Luis, E.; 1990. **Comparative study of the floristic composition in the post-fire regeneration of *Quercus pyrenaica* ecosystems.** Acta Botanica Malacitana. 15: 331-339.
- Tárrega, R. ; Luis, E.; Marcos, E.1996. **Relationship between soil changes and plant succession in postfire regeneration of *Quercus pyrenaica* ecosystems.** Arid Soil Research and Rehabilitation. 10(1): 85-93.
- Thirgood, J.V. 1981. **Man and the Mediterranean forests.** A history of resource depletion. Academic Press. London.
- TNC (The Nature Conservancy). 2004. **Fire, ecosystems and people: A preliminary assessment of fire as a global conservation issue.** Global Fire Initiative. October 2004. <http://nature.org/initiatives/fire/science/>.
- Trabaud, L. 1990. **Fire resistance of *Quercus coccifer* L. garrigue.** En: Goldammer, J G, Jenkins, M.J (eds.). Fire and Ecosystem Dynamics. SPB Academic Publishing: The Hague; 21-33.
- Trabaud, L. 1991. **Difficulté de recolonisation naturelle du pin de Salzmann *Pinus nigra* Arn. ssp. salzmanii (Dunal) Franco après de incendie.** Biological Conservation. 58 : 329-343.
- Trabaud, L. 1994. **Postfire plant community dynamics in the Mediterranean basin.** En: J.M. Moreno; W. Oechel (eds.). The role of fire in Mediterranean type ecosystems. Springer-Verlag. Nueva York; 1-15.

- Trabaud, L. 2000. **Post fire regeneration of Pinus halepensis forest in the west Mediterranean.** En: Ne'eman, G., Trabaud, L (eds.). Ecology, biogeography, and management of *Pinus halepensis* and *Pinus brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin. Backhuys, Leiden. 257-268.
- Urbanska, K.M.; Webb; N.R.; Edwards, P.J. 1997. **Restoration ecology and sustainable development.** Cambridge University Press. Cambridge.
- Vallejo, V.R.; Alloza, J.A. 1998. **The restoration of burned lands.** The case of Eastern Spain. En: J.M. Moreno (ed.). Large Forest Fires. Backhuys Public., Lienden; 91-108.
- Vallejo, V.R.; Cortina, J.; Vilagrosa, A.; Seva, J. Alloza, J.A. 2003. **Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal.** En: Rey J.M, Espigares, T., Nicolau J.M. (eds). Restauración de ecosistemas mediterráneos. Universidad de Alcalá. Servicio de Publicaciones; 11-42.
- Vallejo, V.R.; Serrasolses, I.; Alloza, J.A.; Baeza, M.J.; Bladé, C.; Chirino, E.; Duguay, B.; Fuentes, D.; Pausas, J.G.; Valdecantos, A.; Vilagrosa, A. 2006. **Long-term restoration strategies and techniques.** En: A. Cerdá; P. Robichaud (eds.). Restoration strategies after forest fires. Science Publisher Inc. Enfield, New Hampshire. USA. en prensa.
- Van Andel, J.; Grootjans, A.P. 2006. **Concepts in restoration ecology.** In: J. van Andel and J. Aronson (eds.). Restoration ecology. The new frontier. Backweel Publishing. Malden, USA; 16-28.
- Vega, J. A. 2000. **Resistencia vegetativa ante el fuego a través de la historia de los incendios.** In : R. Vélez (ed.). La defensa contra incendios forestales. Fundamentos y experiencias. Mc Graw Hill, 4.66-4.85.
- Vega, J.A.; Diaz-Fierros, F. 1987. **Wildfire effects on soil erosion.** Ecología Mediterránea. Vol.: XII(4). 119-125.
- Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbel, T., Cuiñas, P., Fernández, C., Hernando, C., Guijarro, M., 2005a **Efectos de diferentes niveles de severidad del fuego sobre la emergencia y mortalidad inicial de plántulas de Pinus pinaster Ait.** 4º Congreso Forestal Español. Zaragoza.
- Vega, J.A.; Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbel, T., Bareiro, A., Fernández, C., Cuiñas, P. 2005b. **Variables influyentes en la respuesta regenerativa vegetativa a corto plazo de Quercus pyrenaica Wild. tras incendios en Galicia.** 4º Congreso Forestal Español. Zaragoza.
- Vega, J.A.; Fernández, C.; Fonturbel, T. 2005 c. **Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain).** Land Degradation and Development. 15: 1-15.
- Whelan, R.J. 1995. **The ecology of fire.** Cambridge University Press.

- Zavala, M.A. 1999. **A model of stand dynamics for holm oak-aleppo pine forests.** En: F. Rodá, J. Retana, C. Gracia y J. Bellot (eds.). Ecology of mediterranean evergreen forests. Springer-Verlag. Berlin; 105-117.
- Zavala, M.A. 2000. **The ecology and dynamics of Mediterranean evergreen pine oak forests.** Tesis Doctoral. Univ. Princeton.
- Zavala, M.A. 2003. **Dinámica y sucesión en bosques mediterráneos. Modelos teóricos e implicaciones para la silvicultura.**
- Zavala, M.A.; Espelta, J.M.; Retana, J. 2000. **Constratints and trade-offs in mediterranean plant communities. The case of mixed holm oak-aleppo pine forests.** Botanical Review. 66: 119-149.