

EL GRAN INCENDIO DE YESTE EN 1994: REGENERACIÓN NATURAL DEL MONTE QUEMADO E INFLUENCIA DE LOS TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS EN SU RECUPERACIÓN

Por

Jorge DE LAS HERAS ⁽¹⁾

Daniel MOYA ^{(1)*}

Francisco Ramón LÓPEZ SERRANO ⁽²⁾

Recibido: 30-noviembre-2010

Aprobado: 14-mayo-2012

⁽¹⁾ Departamento de Producción Vegetal y Tecnología Agraria.

⁽²⁾ Departamento de Ciencia y Tecnología Agroforestal y Genética

Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos de Albacete, Universidad de Castilla-La Mancha, Campus Universitario s/n, 02071, Albacete, España.

* Autor para correspondencia: Daniel.Moya@uclm.es

RESUMEN

En la Cuenca Mediterránea, el cambio climático esta provocando un cambio en las temperaturas y precipitaciones, aumentando el periodo de sequias y variando el régimen de incendio. En verano de 1994 más de 14000 ha se quemaron en el incendio que se produjo en el municipio de Yeste, donde se realizaron diversos estudios sobre la regeneración natural. Mediante la monitorización y seguimiento de parcelas dispersas en dos enclaves, se realizaron seguimientos de la regeneración de la comunidad vegetal y su composición, mediante estudios de diversidad florística.

Dentro del escenario mas generalizado, alta densidad de regenerado natural de pino carrasco, se decidió llevar a cabo tratamientos silvícolas a edades muy tempranas (cinco y diez años tras incendio) estudiando su influencia sobre el crecimiento y el numero de semillas almacenado en copa. Los resultados en crecimiento y banco de semillas almacenado, mostraron que el manejo óptimo fue un clareo de alta intensidad, llevado a cabo cinco años después del incendio, reduciendo la densidad a 800 pies ha⁻¹. Otra opción que mejoraba la resiliencia fue la de reducir la densidad final a 1600 pies ha⁻¹ cinco años tras el incendio, eliminado cinco años más tarde la mitad del arbolado y aplicando además, poda a un tercio de altura. Estas intervenciones pueden mejorar el crecimiento y acelerar los procesos reproductivos ya que acorta la fase juvenil y aumenta el número de semillas almacenadas en copa, reduciendo el riesgo de inmadurez y acelerando la edad para alcanzar valores similares a los de bosques maduro.

Palabras clave: regenerado post-incendio; manejo forestal; resiliencia.

ABSTRACT

In the Mediterranean Basin, climate change is inducing changes in temperature and rainfall, increasing drought periods and varying fire regime. In the summer of 1994, a wildfire burned more than 14000 ha in Yeste. Several studies were conducted to follow natural regeneration. Two sites were monitored and sampled plots were set to record the regeneration of plant community and composition carrying out studies on floristic diversity.

Within the general scenario, high density of Aleppo pine naturally regenerated, silvicultural treatments at an early age (five and ten years after fire) were carried out. We obtained the influence on growth and the number of seeds stored in the canopy seed bank. The results showed that the optimal management was a high-intensity thinning, conducted five years after the fire,

reducing the density to 800 saplings ha⁻¹. Another option found to improve the resilience, was to carry out thinning to a final density of 1600 saplings ha⁻¹ five years after the fire, removing it to half five years later plus applying pruning in lower two-thirds height. These interventions can improve growth and accelerate reproductive processes, shortening the juvenile phase and increases the number of seeds stored in the canopy, reducing the risk of immaturity and accelerating the age to reach levels similar to those of mature forests.

Keywords: post-fire regeneration; forest management; resilience

0. INTRODUCCIÓN

En la Cuenca Mediterránea, una de las principales consecuencias de las predicciones de cambio climático es el aumento de temperatura, el cambio en el régimen de precipitaciones y el aumento, tanto en recurrencia como en duración, de los periodos de sequía (Bates y cols. 2008). En las últimas décadas, se ha producido un aumento tanto del número, severidad, superficie quemada y recurrencia de los incendios forestales, así como de la duración de la época de riesgo de incendio (Flannigan y cols. 2000). Esto podría incluso llevar al establecimiento permanente de estadios de sucesión temprana en nuestros bosques (Capitanio y Carcaillet, 2008). Distintos estudios ecológicos muestran que tras un incendio, la ocupación del territorio por las plantas suele seguir unas pautas determinadas dependiendo de su intensidad y frecuencia (Rego y Dias, 2003), pudiendo ajustarse al patrón de modelo florístico inicial o cambiando con la original (Kazanis y Ariatnousou, 2004).

En España, se ha hecho evidente la relación entre incidencia del fuego y sequía dándose picos relativos de superficie forestal quemada en los años 1978, 1985, 1989 y 1994, especialmente en las comunidades mediterráneas (Cataluña, Aragón, Valencia, Castilla-La Mancha, Murcia y Andalucía) (Martín y cols. 1998). El año 1994 fue uno de los más catastróficos de las últimas décadas, no tanto por el número de incendios sino por la alta superficie afectada, especialmente por grandes incendio (>500 ha). Este aumento también esta ligado a cambios de uso de suelo y a la reducción de gestión forestal, especialmente en zonas donde los valores económicos directos del monte son muy bajos (WWF/Adena, 2006).

Pinus halepensis Mill. es la especie de pino más ampliamente distribuida en la región mediterránea por su alta resistencia a sequía y resiliencia a incendios (por su floración temprana y acumulación de banco de semillas aéreo encerrado en piñas serótinas) (Quezel, 2000). Es la conífera más común en la España Mediterránea, tanto por la extensión de sus bosques de procedencia

natural como por el uso en reforestaciones, siendo especie paraclimax de las series de la encina, en zonas degradadas o con alta presión antrópica (Barbero y cols. 1998; Maestre y cols. 2004). Las masas regeneradas tras incendio muestran altos porcentajes de serotinidad, dependiendo de la calidad del sitio y la densidad del arbolado (Moya y cols. 2007; Moya y cols. 2008a; Tapias y cols. 2001; Verkaik y cols. 2007;), por lo que tras un incendio, dispersan sus semillas masivamente y de manera concentrada en el tiempo, siendo sus cualidades biológicas mejores que aquellas liberadas sin incendio (Saracino y Leone, 1994) y reduciendo las pérdidas por predación (Lamont y Enright, 2000). Además, hay que tener en cuenta que no todas las semillas almacenadas son fértiles, ya que hay un umbral de polinización por debajo del cual las piñas no son viables relacionado con la disponibilidad de nutrientes, luz y agua (Goubitz y cols. 2002; Moya y cols. 2008a). Se ha estimado que una masa procedente de regenerado natural tras incendio debe tener unos quince años para almacenar la cantidad suficiente de semilla almacenada como para asegurar la regeneración natural (Eugenio, 2006), valor que puede ser disminuido por la aplicación de tratamientos silvícolas tempranos (De las Heras y cols., 2012; Moya y cols. 2008a; Verkaik y cols. 2007). Siguiendo los principios fundamentales de la selvicultura (Daniel y cols., 1979), la eliminación de competencia redistribuye el crecimiento potencial para beneficiar la calidad de la masa residual incremento de la disponibilidad de agua, luz y nutrientes. Así, los tratamientos simulan el proceso de mortalidad natural, generando un incremento del crecimiento y la producción de conos viables, de manera que el aumento del banco de semillas se acelera. Como efecto añadido, se genera una ruptura de la continuidad horizontal de la vegetación y, como consecuencia, una mayor resistencia frente a la propagación de nuevos incendios.

Por todo ello, se realizaron estudios de seguimiento de la regeneración y manejo forestal del regenerado en la zona del gran incendio de Yeste, donde se observó una alta densidad de regenerado natural. Nuestro primer objetivo fue replantear parcelas de seguimiento para monitorizar la zona y comprobar si existía recuperación natural después del incendio. Para ello se realizó un estudio de las características del suelo y se caracterizó el regenerado natural, viendo si su evolución se ajusta a las pautas del modelo florístico inicial. Una vez caracterizada la recuperación en corto plazo, nos planteamos realizar una mejora de la masa a través de cuidados culturales aplicados a edades tempranas, comprobando si los tratamientos silvícolas afectan a la resiliencia por medio de la mejora del crecimiento, el aumento del banco de semillas efectivo almacenado en copa y la reducción del riesgo de inmadurez (sensu Keeley y cols 1999). Con ello, se pretende desarrollar herramientas de manejo aplicables a planes forestales para optimización de la productividad de

manera sostenible, compatibilizando los objetivos de sostenibilidad y mejora de la resiliencia en montes con alta recurrencia de incendios.

1. MATERIAL Y METODOS

1.1. ZONA DE ESTUDIO

A finales de Julio de 1994 un incendio quemó mas de 14000 ha al sur de la provincia de Albacete, en el municipio de Yeste (38°20'45''N; 2°20'28''W). La baja humedad relativa, la larga sequía temporal, la ausencia de lluvia antes del incendio (>90 días) y la alta combustibilidad de la vegetación propiciaron un gran incendio de alta intensidad. Para la caracterización climática de la zona se han utilizado los datos promediados del periodo 1975 a 2005 proporcionados por la Agencia Española de Meteorología. La temperatura media anual fue de 15,03°C y la precipitación de 498,00 mm, determinando la existencia de un ombroclima seco. El régimen de humedad de los suelos de la zona es de tipo “xérico” quedando encuadrados dentro del orden “Entisols”, Suborden “Orthents” gran grupo “Xerorthents”, subgrupo “Lithic” o “Typic” (IGN, 2006; Soil Survey Staff, 2010). La vegetación potencial de la zona de estudio corresponde a la serie *Bupleuro rigidi-Querceto rotundifoliae* S. en el piso bioclimático mesomediterráneo y a la *Berberidi hispanicae-Querceto rotundifoliae* S. en el supramediterráneo (Rivas Martínez, 1982). La vegetación real antes del incendio, favorecida por el aprovechamiento maderero, estaba constituida por un buen pinar xerófilo de *P. halepensis* en solanas, mezclado con *P. pinaster* en umbría. El sotobosque estaba constituido por *Quercus ilex* L. subsp. *ballota*, *Quercus coccifera* L., *Pistacia lentiscus* L., *Viburnum tinus* L., *Phyllirea angustifolia* L. y *P. latifolia* L., *Arbutus unedo* L., *Juniperus oxycedrus* L., *Lonicera implexa* Aiton, *Daphne gnidium* L., *Rubia peregrina* L., *Clematis vitalba* L. y *C. flammula* L., *Cytisus patens* L., *Ruscus aculeatus* L., *Cistus monspeliensis* L. y *C. clusii* Dunal, etc.

1.2. MONITORIZACION Y SEGUIMIENTO

La zona de estudio está situada dentro del enclave catalogado como “Microreserva de los montes Ardal y Tinjarra”, donde se realizaron estudios anteriores al incendio de 1994 por lo que la zona seleccionada fue la misma. Las parcelas de seguimiento se dispusieron en un área sin influencia de exposición (pendiente <5%) y que presentaba un regenerado representativo de lo que se encontró en la mayor parte de la zona incendiada, regeneración natural uniforme con alta densidad de plántulas de pino carrasco.

Se replantearon 27 parcelas rectangulares (10m x 15m; 150 m²) (Corona y cols. 1998) para seguimiento y realización de tratamientos silvícolas. Se tomaron muestras de suelo para seguimiento de la evolución de sus características físico-químicas y valor del banco de semillas de pino carrasco. Para ello, en cada parcela, se tomaron 4 submuestras (10 cm x 10 cm; 20 cm profundidad) dentro de un marco de 1x1 m seleccionado aleatoriamente (Ferrandis y cols. 2001). Estos muestreos se realizaron en la primavera de 1995 y 1999, llevándose a laboratorio para obtener porcentajes de arcilla, limo y arena, pH (1/2.5, suelo/H₂O), nitrógeno total (N, %, método Kjeldahl), y carbono orgánico (C, %, materia orgánica oxidable). Además, se utilizaron los valores de las características físico-químicas de muestreos realizados previamente al incendio (primavera 1989) en la misma zona, realizados con la misma metodología.

En las parcelas control, se realizaron estudios de riqueza florística, siguiendo el método de intercepción lineal de Canfield (1941). Se establecieron 3 líneas de 10 m de longitud, distribuidas a 5 m de la esquina de parcela, quedando una de ellas en la línea central. En los inventarios florísticos, realizados en la primavera de 2001 y 2005, se anotaban todas las especies que interceptaban verticalmente sobre la proyección de la cuerda. Los muestreos de vegetación indicaban la riqueza florística (número de individuos por especie) que fueron agrupados por familias para caracterizar si existía predominancia de alguna de ellas.

1.3. TRATAMIENTOS SILVÍCOLAS

Cinco años después del incendio (invierno de 1999), se realizaron tratamientos silvícolas en cada una de las 27 parcelas de regenerado tras incendio aplicándose poda, desbroce y clareo a tres intensidades: nula (control), intensa (a densidad final de 1600 pies/ha) y muy intensa (a 800 pies/ha). Se creó una franja de separación (6 m) entre parcelas mediante tratamiento de 3 m extra a cada lado de la parcela para evitar interacciones con tratamientos contiguos. Debido a la no influencia del tratamiento de desbroce y poda (De las Heras y cols. 2004, 2007) estos factores no fueron tenidos en cuenta. Diez años después del incendio (diciembre 2004), se realizaron nuevos tratamientos de clareo (diciembre 2004) para conformar un marco experimental con diversidad de posibilidades de manejo (Figura 1):

- **C**: Control, la misma densidad procedente de regenerado natural.
- **T1**: Clareo alta intensidad (1999), a densidad final de 1600 pie ha⁻¹.
- **t1**: Clareo muy alta intensidad (1999), a densidad final de 800 pie ha⁻¹.

- **T2**: Clareo alta intensidad (2004), a densidad final de 1600 pie ha⁻¹.
- **t2**: Clareo muy alta intensidad (2004), a densidad final de 800 pie ha⁻¹.
- **Tt**: Clareo alta intensidad (1999), a densidad final de 1600 pie ha⁻¹; se realizó un nuevo clareo (2004) para reducir la densidad final a 800 pie ha⁻¹.

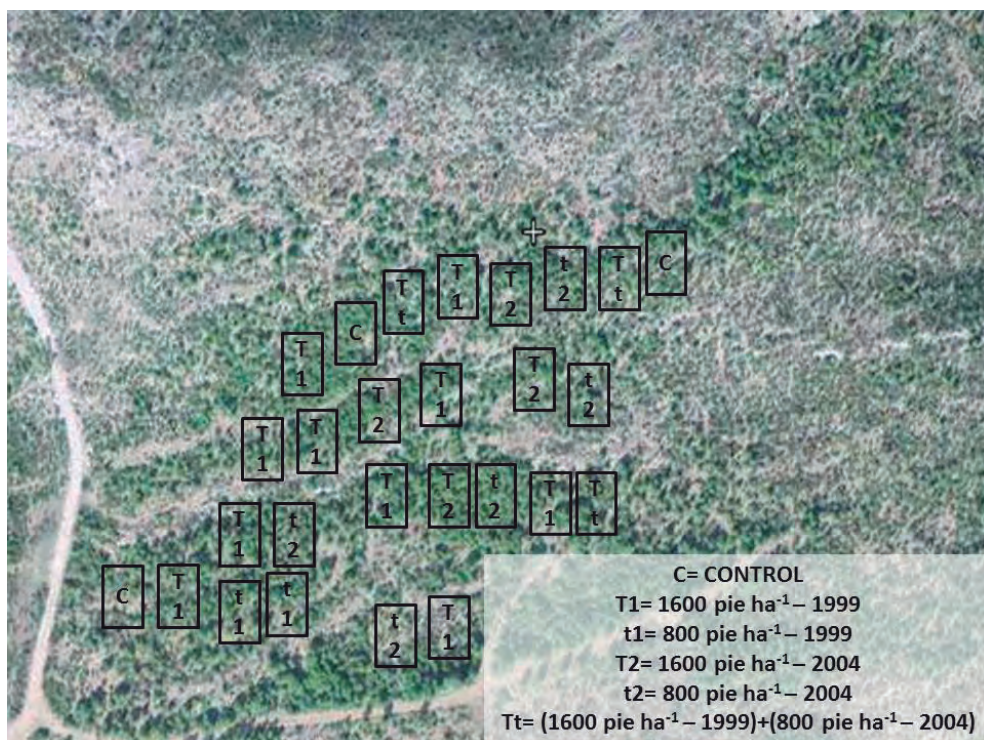


Figura 1. Croquis de la disposición final de las parcelas de estudio y seguimiento, después de los tratamientos de 1999 y 2004, en la zona de Llanos de Pozo Majano (Yeste).

Dentro de cada parcela se señalaron los individuos muestra para el estudio individual de la influencia de los tratamientos en sus características físicas, morfológicas y reproductivas. Se llevaron a cabo inventarios antes y después de la aplicación de tratamientos y dos años después (enero de 2005 y 2007). Se contaron los individuos, se midieron alturas totales (Ht) con vara graduada (precisión 1 cm), diámetro de tronco a 30 cm del suelo sobre la base (D30) con pie de rey (precisión 1 mm) y diámetro de copa, por medición de dos diámetros de su proyección horizontal con cinta graduada (precisión 1 cm). Con los valores de diámetro de copa, suponiendo las copas circulares, se obtuvo la cobertura de copa (CC).

Para caracterizar la madurez sexual, se realizó un conteo, en primavera de 2007, de los pies que tenían conos masculinos y femeninos. Con ello se

calculó el porcentaje de pies que ha alcanzado la madurez sexual (ambos tipos de conos en un mismo pie) para conocer el J_{50} de la masa, siendo la edad cuando el 50% o más de los árboles que conforman una masa es reproductiva (normalmente se alcanza a los 20 años) (Thanos y Daskalaku 2000). Para caracterizar y conocer los valores de los bancos de semillas aéreo se realizó conteo y medición de todas las piñas (largo y diámetro máximos con pie de rey (precisión 1 mm)) marrones y grises existentes en las copas de los árboles existentes en las parcelas de seguimiento, anotando todas aquellas que estaban abiertas. El porcentaje de serotinidad se obtuvo al dividir el número de piñas cerradas por el número total de piñas en copa (cerradas y abiertas) y multiplicado por cien.

En la misma primavera 2007, se cortaron 6 piñas en cada parcela, marrones (madurez en verano de ese año) y grises (madurez alcanzada en años anteriores), que conformaron la muestra que se llevó a laboratorio. Se midió su longitud y diámetro máximos (calculando su volumen con la fórmula del cono) con pie de rey (precisión 1 mm). Posteriormente se introdujeron en estufa a 45°C durante una semana, considerándose serótinas aquellas que permanecían cerradas y desechándose las no serótinas. Las piñas serótinas, separadas por color, se abrieron manualmente, introduciéndolas en agua a 85°C unos segundos para romper los sellos de resina lo que no influye en su viabilidad ni germinabilidad (Moya y cols. 2008b). El número de semillas fue contado y una muestra sometida a test de germinación (G, %), donde 100 semillas se disponían en placa Petri durante 28 días en germinadora (fotoperiodo de 8h luz y 20±1°C), siendo revisadas y humedecidas cada 2-3 días, contando y eliminando aquellas germinadas (radícula emergente mayor de 2 mm). Otra muestra se sometía a test de corte para comprobar, visualmente por el estado de los tejidos, cuantas eran sanas (todos los tejidos en perfecto estado) (S) y éstas se sometían a test de tetrazolio para comprobar su viabilidad (V), siendo el porcentaje de semillas cuyos tejidos están vivos por coloración amarillo-naranja un día después de la aplicación del tetrazolio. Con todo ello, se obtuvo el factor de potencialidad (f_{pot}) de semillas que relacionaba el número total de semillas con las que realmente podrían llegar a producir plántula (1). También relacionamos el número de semillas con el volumen de piña, que aplicamos al inventario realizado en campo y multiplicando por el f_{pot} obteníamos el banco de semillas disponible (BSD) almacenado en copa (2).

$$f_{pot} = G * S * V \quad (1)$$

$$BSD = f_{pot} * N \quad (2)$$

siendo N el número de semillas contenido en una piña.

1.4. ANALISIS ESTADISTICO

Para el tratamiento de datos y análisis estadístico se ha usado el Statgraphics Centurión XVI Versión 16.1.11. Para comprobar las diferencias entre grupos homogéneos se han realizado análisis de varianza simple, utilizando como variables las observaciones y mediciones de características continuas y relacionándolas con los factores tenidos en cuenta en este trabajo (momento y tratamiento). Los datos no se ajustaban al modelo normal, por lo que se analizaron con el test no paramétrico de Kruskall Wallis. Hemos utilizado como valor límite el 0.05, que nos proporciona un nivel de confianza del 95% ($p\text{-value}>0.05$). Para el Test de Rangos Múltiples se ha seguido el test de la mínima diferencia significativa de Fisher (Least Significant Difference (LSD)), que compare los valores para agruparlos por diferencias significativas.

También se han realizado Análisis de Regresión Simple para relaciones volúmenes de piña y número de semillas contenido, comparando los valores del intercepto y pendiente según edad de la piña (marrón o gris) y el tratamiento de la parcela de donde procede. Así, obtenemos los valores de a (intercepto) y b (pendiente), que definen la recta $Y=a+bX$. Dicha recta será la que mejor se ajuste a la nube de puntos maestres según el criterio de los mínimos cuadrados. Esta ecuación tiene carácter predictivo dependiendo de la variabilidad incluida en ella.

2. RESULTADOS

2.1. RESPUESTA DEL ECOSISTEMA

Tras los incendios del verano de 1994 se generó una gran preocupación por la continuidad de los montes quemados y la necesidad de su restauración. Por ello, en ese invierno se iniciaron diversos estudios para conocer como fue la respuesta del ecosistema al incendio. En este estudio nos centramos en la evolución de las características físico-químicas del suelo y la regeneración natural de la comunidad vegetal en el corto plazo (Figura 2).

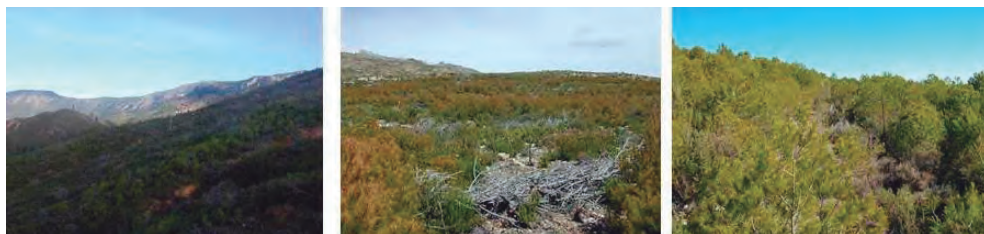


Figura 2. Imágenes del estado de la masa en la zona de estudio a través del paso del tiempo. De izquierda a derecha: zona de Los Llanos de Pozo Majano, solana de Monte Ardal, en 1996, 1999 y 2004.

En primer lugar comparamos las características físico-químicas obtenidas de las muestras tomadas previamente al incendio y aquellas recogidas en 1995 y 1999 (Tabla 1). Se observó que un año tras el incendio los valores de limo y arcilla disminuyeron, aumentando el porcentaje de arena. Sin embargo, cinco años después los valores de limo volvían a ser similares (sin diferencia significativa) y aunque el valor de arena disminuyó y el de arcilla aumentó, tras cinco años, la textura no era la misma que antes del incendio. Los valores de pH aumentaron medio punto tras el incendio, manteniéndose ese valor cinco años después. Aunque no existen datos de conductividad eléctrica y potasio antes del incendio, parece que la tendencia en sus valores es a aumentar, aunque no mostraron diferencias significativas. Los valores de porcentaje de materia orgánica y nitrógeno disminuyeron con el incendio pero estaban recuperados cinco años después. También se realizó un estudio del banco de semillas edáfico tras incendio, observándose la total nulidad de semillas viables de pino carrasco.

Tabla 1. Principales características físico-químicas del suelo en la zona de estudio, antes del incendio (1989) y después del incendio (1995 y 1999). Se incluyen porcentajes de arena, limo y arcilla (%) para caracterizar textura, pH, conductividad eléctrica (CE, mmhos cm⁻¹), materia orgánica (MO, %), nitrógeno (N; Kejdhal) y potasio (K, ppm). Se incluyen los valores medios y error estándar. Las letras pequeñas mostradas como superíndice indican diferencias significativas en los resultados, obtenidas con ANOVA mediante test de la mínima diferencia significativa de Fisher (LSD) con nivel de confianza al 95%.

FECHA MUESTREO	ARENA	LIMO	ARCILLA	pH	CE	MO	N	K
PRE INCENDIO (1989)	46.35±1.90 ^a	29.35±0.96 ^b	24.30±1.79 ^c	7.95±0.06 ^a	-	3.28±0.16 ^b	0.15±0.01 ^a	-
1 AÑO TRAS INCENDIO (1995)	85.25±1.41 ^c	9.00±1.13 ^a	5.75±0.45 ^a	8.48±0.07 ^b	0.27±0.01 ^a	2.22±0.10 ^a	0.52±0.05 ^b	194.38±19.00 ^a
5 AÑOS TRAS INCENDIO (1999)	58.33±6.83 ^b	24.48±4.43 ^b	17.20±2.40 ^b	8.58±0.02 ^b	0.37±0.01 ^b	3.67±0.06 ^b	0.15±0.01 ^a	407.50±90.95 ^a

Cinco y diez años después del incendio se realizaron estudios de riqueza florística para caracterizar si la vegetación se ajustaba al modelo florístico inicial. Como se puede apreciar (Tabla 2), el número de especies disminuyó con el tiempo, pasando de 87 especies en 2001 a 22 especies en 2005. Se produjo una variación en el número de especies pertenecientes a las familias predominantes que en la etapa joven eran las Compuestas y Leguminosas mientras que posteriormente desaparecían las especies de la familia Compuestas dando paso al predominio de Labiadas.

ESPECIES 2001	ESPECIES 2005	FAMILIA
<i>Achillea ageratum</i> L.		
<i>Atractylis humilis</i> L.		
<i>Andryala integrifolia</i> L.		
<i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smolj.		
<i>Chondrilla juncea</i> L.		
<i>Crepis vesicaria</i> L.		
<i>Crupina vulgaris</i> Cass.		
<i>Filago pyramidata</i> L.		
<i>Helichrysum stoechas</i> L. Moench.	<i>Helichrysum stoechas</i> L. Moench.	<i>Compositae</i>
<i>Leuzea conifera</i> L. DC		
<i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat		
<i>Phagnalon saxatile</i> L. Cass		
<i>Pallenis spinosa</i> L. Cass		
<i>Petrorhagia nanteuillii</i>		
<i>Scorzonera angustifolia</i> L.		
<i>Staelhelia dubia</i> L.		
<i>Urospermum picroides</i> (L.) Scop.		
<i>Xeranthemum inapertum</i> (L.) Mill.	<i>Xeranthemum inapertum</i> (L.) Mill.	
<i>Brachypodium retusum</i> (Pers.) Beauv.	<i>Brachypodium retusum</i> (Pers.) Beauv.	<i>Graminaeae</i>
<i>Dactylis glomerata</i> L.		
<i>Avena barbata</i> Pott ex Link.		
<i>Cynodon dactilon</i> (L.) Pers		
<i>Lavandula latifolia</i> Medicus	<i>Lavandula latifolia</i> Medicus	
<i>Phlomis lychnitis</i> L.		
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	<i>Labiataeae</i>
<i>Satureja obovata</i> Lag.	<i>Satureja obovata</i> Lag	
<i>Sedum</i> sp.		
<i>Teucrium capitatum</i> L.	<i>Teucrium capitatum</i> L.	
<i>Teucrium pseudochamaepitys</i> L.		
<i>Thymus vulgaris</i> L.	<i>Thymus vulgaris</i> L.	
<i>Astragalus sesameus</i> L.		
<i>Astragalus incanus</i> L.		
<i>Astragalus</i> sp.		
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.		
<i>Argyrolobium zanonii</i> (Turra) P.W. Ball..	<i>Argyrolobium zanonii</i> (Turra) P.W. Ball..	
<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) Koch	<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) Koch	<i>Leguminosae</i>
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	
<i>Genista scorpius</i> (L.) DC	<i>Genista scorpius</i> (L.) DC	
<i>Hippocrepis cilata</i> Willd.		
<i>Medicago minima</i> (L.) L.		
<i>Ononis minutissima</i> L.		
<i>Ononis reclinata</i> L.		
<i>Ononis</i> sp.		
<i>Psoralea bituminosa</i> L.		
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	<i>Pinaceae</i>
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	<i>Cupresaceae</i>
<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Timeleaceae</i>
<i>Quercus coccifera</i> L.	<i>Quercus coccifera</i> L.	<i>Fagaceae</i>
<i>Quercus ilex</i> L.	<i>Quercus ilex</i> L.	
<i>Rhamnus lycioides</i> L.	<i>Rhamnus lycioides</i> L.	<i>Rhamnaceae</i>
<i>Pistacia lentiscus</i> L.	<i>Pistacia lentiscus</i> L.	<i>Anacardiaceae</i>

<i>Cistus albidus</i> L.		
<i>Cistus clusii</i> Dunal	<i>Cistus clusii</i> Dunal	<i>Cistaceae</i>
<i>Cistus monspeliensis</i> L.		
<i>Fumana hispidula</i> Loscos & J. Pardo	<i>Fumana hispidula</i> Loscos & J. Pardo	
<i>Helianthemum asperum</i> Lag. ex Dunal in DC		
<i>Antirrhinum australe</i> Rothm.		
<i>Anarrhinum laxiflorum</i> Boiss		<i>Escrophulariaceae</i>
<i>Chaenorhinum minus</i> (L.) Lange		
<i>Linaria aeruginea</i> (Gouan) Cav.		
<i>Euphorbia exigua</i> L.		
	<i>Euphorbia serrata</i> L.	<i>Euforbiaceae</i>
<i>Misopates orontium</i> (L.) Raf.		
<i>Eryngium campestre</i> L.		<i>Umbeliferae</i>
<i>Linum strictum</i> L.		<i>Linaceae</i>
<i>Linum suffruticosum</i> L.		
<i>Sisymbrium orientale</i> L.		<i>Cruciferae</i>
<i>Anagallis arvensis</i> L.		<i>Primulaceae</i>
<i>Asetrolinon Linum-stellatum</i> (L.) Duby in DC		
<i>Coris monspeliensis</i> L.		
<i>Campanula dichotoma</i> L.		<i>Campanulaceae</i>
<i>Centranthus calcitrapae</i> (L.) Duffr		<i>Valerianaceae</i>
<i>Centaurea boissieri</i> DC.		<i>Centaureaceae</i>
<i>Cynoglossum cheirifolium</i> L.		<i>Boraginaceae</i>
<i>Echium vulgare</i> L.		
<i>Galium parisiense</i> L.		<i>Rubiaceae</i>
<i>Malva hispanica</i> L.		<i>Malvaceae</i>
<i>Paronychia capitata</i> (L.) Lam		<i>Cariofilaceae</i>
<i>Velezia rigida</i> L.		
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.		
<i>Polygala rupestre</i> Pourret		<i>Poligonaceae</i>
<i>Rumex acetosella</i> L.		
<i>Papaver rhoeas</i> L.		<i>Papaveraceae</i>
<i>Reseda luteola</i> L.		<i>Resedaceae</i>
<i>Scabiosa stellata</i> L.		<i>Dipsacaceae</i>
<i>Thesium divaricatum</i> DC.		<i>Santalaceae</i>
<i>Rosa sp.</i>		<i>Rosaceae</i>

Tabla 2. Especies muestreadas mediante método de intercepción lineal en el área de estudio, 7 y 11 años después del incendio, se muestran agrupadas por familias.

2.2. MEJORA POR ASISTENCIA AL REGENERADO NATURAL

De los inventarios realizados, obtuvimos los incrementos de los crecimientos desde la aplicación de los últimos tratamientos hasta el último inventario (enero 2005 a enero 2007) y los parámetros de serotinidad, árboles reproductivos y la edad para alcanzar el J_{50} (Tabla 3). Se puede observar que en todas las zonas tratadas se ha producido un incrementos significativamente mayor que en las parcelas control, siendo los mayores incrementos de Ht y D30 en t2, mientras que el incremeneto en CC fue en T1 y t1. Los valores

de serotinidad son muy altos, prácticamente del 100% en toda el area, con la excepción de las parcelas sometidas a t1 cuyo valor es significativamente menor. En todas las parcelas tratadas el porcentaje de arboles reproductivos es mayor en parcelas clareadas, dándose el mayor valor en t2. Se considero que las parcelas tratadas habían pasado la edad de madurez antes del año de muestro (2007), excepto las de control que alcanzaban el 50% ese año.

Tabla 3. Valores finales de numero de semillas almacenado en el banco de semillas aéreo en 2007 (BSA), serotinidad (SEROT, %), porcentaje de arboles reproductivos (REPROD, %) y edad cuando se alcanza el 50% de individuos reproductivos (J₅₀, años) e incrementos en crecimiento medidos por la variación en altura total (Ht, cm), diámetro a 30 cm del suelo (D30, cm) y cobertura de copa de pies de pino carrasco (CC, m²) obtenidos de los inventarios llevados a cabo en enero 2005 y 2007 en las parcelas de estudio donde se realizaron tratamientos silvícolas. Se incluyen los valores medios y error estándar. Las letras pequeñas mostradas como superíndice indican diferencias significativas en los resultados, obtenidas con ANOVA mediante test de la mínima diferencia significativa de Fisher (LSD) con nivel de confianza al 95%.

TRATAMIENTO	ΔHt	ΔD30	ΔCC	SEROT	REPROD	J ₅₀	BSA
C	19.22±1.17 ^a	0.71±0.07 ^a	-0.07±0.01 ^a	97.33±1.37 ^b	52.00±8.33 ^a	13	426791±62760 ^a
T1	20.52±0.72 ^{ab}	1.04±0.05 ^b	0.20±0.05 ^b	96.30±0.94 ^b	70.00±4.14 ^{ab}	<12	453044±79249 ^a
T2	21.74±0.80 ^{ab}	0.79±0.05 ^a	0.02±0.01 ^a	96.98±2.01 ^b	75.00±7.19 ^{ab}	<12	315213±75812 ^a
Tt	19.22±1.17 ^{bc}	0.90±0.10 ^{ab}	0.08±0.02 ^{ab}	100.00±0.00 ^b	74.36±14.28 ^{ab}	<12	391775±137092 ^a
t1	20.52±0.72 ^{ab}	1.04±0.12 ^{ab}	0.21±0.07 ^b	87.90±4.84 ^a	76.92±7.69 ^{ab}	<12	634175±12349 ^a
t2	21.74±0.80 ^c	1.42±0.13 ^c	-0.06±0.01 ^a	96.87±1.40 ^b	78.46±6.15 ^b	<12	612327±45263 ^a

Para incluir el efecto de los nuevos tratamientos sobre la resiliencia de la masa, se estudió la aportación de cada tipo de tratamiento sobre el valor final (en 2007) de la cosecha existente ese año tanto en piñas marrones como grises. Para ello, mediante los datos obtenidos en laboratorio, se obtuvo el f_{pot} de la muestra total, encontrándose diferencias significativas tanto por tipo de piña como por tratamiento silvícola (Figura 3). Además, se obtuvo una regresión lineal que relacionaba el numero de semillas contenido en una piña y su volumen, siendo el factor significativo en este caso el tipo de piña (marrones (3) y grises (4)), quedando exento de efecto el factor tratamiento (F=98.98; P-valor<0.01; R²= 64.98%):

$$N_{\text{marrón}} = 36.10 + 2.07 * V \quad (3)$$

$$N_{\text{gris}} = 44.25 + 3.19 * V \quad (4)$$

siendo N: número de semillas (por tipo de piña) y V: volumen de la piña (cm³).

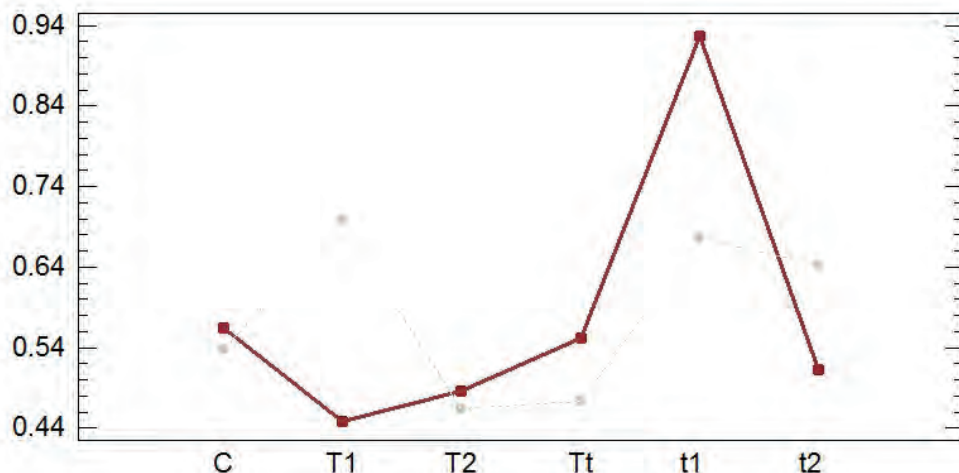


Figura 3. Valores finales del factor de potencialidad (f_{pot} , tanto por uno) compuesto por los valores de germinabilidad, viabilidad y semillas sanas. Se dan valores medios obtenidos por tratamiento (eje X) y por tipo de piña (piñas marrones en color marrón y piñas grises en gris).

Aplicando f_{pot} y las ecuaciones predictivas a los datos del inventario de piñas realizado en campo, obtuvimos por unidad de superficie, el valor de número de semillas almacenado en la copa compuesto por aquellas semillas almacenadas en el banco aéreo histórico (en piñas grises) y las del banco aéreo del año actual (en piñas marrones) (Tabla 3). Con estos valores, se obtuvo una relaciones lineales significativas entre el diámetro y el el banco de semillas aéreo (5), aunque no se encontraron diferencias al comparar valores de distintos tratamientos ($F=16.90$; $P\text{-valor}<0.01$; $CC= 0.6351$; $R^2= 40.33\%$). Según esta ecuación, el diámetro medio de 1.35 cm es el mínimo valor para que se inicie la producción de semillas (ya que valores negativos no son reales).

$$\text{BANCO SEMILLAS} = -148802 + 110874 * D30 \quad (5)$$

3. DISCUSION

Debido al creciente número de incendios y la superficie quemada, se hace más notoria la falta de información y de conocimiento existentes sobre la regeneración y recolonización de los espacios quemados por las comunidades vegetales pre-existentes. La revegetación no siempre se produce, lo que genera problemas de erosión y pérdida de suelo. A veces, la regeneración natural no sigue el modelo de autosucesión, desviándose del modelo de composición florística inicial según el periodo de recurrencia o la severidad del incendio (Kazanis y Arianoutsou, 2004). Así, se ha demostrado para *P. halepensis*, que si el intervalo de los fuegos es inferior a quince o veinte años, puede llevar a

extinguirse localmente (Eugenio, 2006). Los primeros años tras el incendio se producen grandes cambios en las características físico-químicas del suelo que en su mayor parte dependen de la evolución de la comunidad vegetal (Cerdá y Doerr, 2005).

En nuestro caso, el incendio de alta intensidad provocó que la textura de suelo fuese más arenosa debido a la pérdida de grupos hidroxilo por parte de las arcillas y a la formación de óxidos derivados de la disociación de carbonatos (Giovannini, 1994), recuperándose con el paso del tiempo. Igualmente se observó un incremento del pH (que no llega a recuperarse en el corto-medio plazo) y una recuperación de los valores de materia orgánica y nitrógeno, aunque no parece normal que valor intermedio de nitrógeno fuese mayor tras el incendio ya que gran parte se volatiliza por efecto del calor (Úbeda, 2001). Los primeros estudios de revegetación de estas áreas indicaban que las especies invasoras anuales, predominantemente del género *Leguminosae*, eran las pioneras en los dos primeros años tras el incendio pero que fueron desplazadas por las especies preexistentes en la zona, bien por germinación de su banco de semillas o por rebrote (Herranz y Martínez-Sánchez, 1999; Ferrandis y cols. 1996). Las especies obtenidas en los muestreos florísticos demuestran que en un principio hay una entrada de especies pioneras anuales, disminuyendo la riqueza florística de los siete a los once años después del incendio, cuando la composición es más similar a estadios maduros del bosque existente en esta zona (Moya y cols. 2009).

Por ello, se hace necesario un conocimiento científico de la influencia de las herramientas de manejo silvícolas disponibles para cambiar los parámetros influyentes sobre la disponibilidad de semillas almacenadas en los bancos aéreos (encerradas en la piñas serótinas) para mejorar la resiliencia de masas que se encuentran en lugares donde la recurrencia de incendios es alta y/o su tendencia sea a aumentar debido a cambios en el uso de suelo, cambio climático, etc.

Para realizar una asistencia al regenerado natural y conseguir una mejora de la resiliencia de la masa, buscamos una cantidad mínima de semilla almacenada y protegida en las piñas para conseguir un número mínimo que asegure un regenerado natural tras un nuevo incendio, siempre que las condiciones necesarias sean las adecuadas (época de lluvias, no erosión del suelo, transporte por escorrentía superficial, etc.) (Moya y cols. 2008a). Los resultados indican que se la mejora en productividad se da con todos los tratamientos, siendo máxima al aplicar un clareo de muy alta intensidad diez años tras el incendio, lo que también acelera el número de pies reproductivos y las piñas almacenadas en copa (dato no mostrado). Aunque el banco de semillas

no mostro diferencias significativas, se observa que existen altos valores de producción de semilla en arboles individuales en los clareos a 1600 pies ha⁻¹ realizados en 1999 y a 800 pies ha⁻¹ en 2004 ya que sus valores totales son superiores a los de parcelas control a pesar de la baja densidad de arbolado.

4. CONCLUSIONES

Los mejores tratamientos silvícolas, teniendo en cuenta los resultados de manera global, resultaron ser la realización de clareo temprano (cinco años tras incendio) de alta intensidad (1600 pies ha⁻¹), dependiendo del riesgo de ataque por plagas (González-Ochoa y De las Heras 2002). También es aconsejable que diez años después del incendio se reduzca la densidad a 800 pies ha⁻¹ si no se había realizado previamente. Este manejo forestal temprano puede mejorar el crecimiento y acelerar los procesos reproductivos ya que acorta la fase juvenil y aumenta el número de semillas almacenadas en copa, reduciendo el riesgo de inmadurez y, al mismo tiempo, promueve un aumento de la biodiversidad acercando sus valores a los de bosques maduros. (Moya y cols. 2009).

BIBLIOGRAFÍA

- Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D.M., Romane, F. (1998). Pines of the Mediterranean Basin. En D.M. Richardson (ed.): Ecology and biogeography of *Pinus*, pp 153-170. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bates, B.C., Kundzewicz, Z.W., Wu, S., Palutikof, J.P. (2008). Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat, Geneva.
- Capitanio, R. y Carcaillet, C. (2008). Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest Ecology and Management*, 255(3): 431-439.
- Cerda, A. y Doerr, S.H. (2005). Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an eleven-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*, 14(4): 423-437.
- Corona, P., Leone V., Saracino, A. (1998). Plot size and shape for the early assessment of post-fire regeneration in Aleppo Pine Stands. *New Forests*, 16 (3): 213-220.
- Daniel, P.W., Helms, U.E., Baker, F.S. (1979). Principles of silviculture. McGraw-Hill, New York.

- De las Heras, J., González-Ochoa, A.I., López-Serrano, F.R., Simarro, M.E. (2004). Effects of silviculture treatments on vegetation after fire in *Pinus halepensis* Mill. Woodlands (SE Spain). *Annals of Forest Science*, 61:661-667.
- De las Heras, J., Moya, D., López-Serrano, FR, Condes, S. (2007). Reproduction of postfire *Pinus halepensis* Mill. stands six years after silvicultural treatments. *Annals of Forest Science*, 64:59-66.
- De las Heras, J., Moya, D., Vega, J.A., Daskalidou, E., Vallejo, V., Grigoriadis, N., Tsitsoni, T., Baeza, J., Valdecantos A., Fernández, C. (2012) Post-Fire Management of Serotinous Pine Forests. En F., Moreira, M. Arianoutsou, P. Corona, J. De las Heras (eds.): *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems*, 24: 121-150.
- Eugenio, M. 2006. Fire recurrence effects on *Pinus halepensis* Mill. communities of Catalonia. Tesis doctoral, UAB, Barcelona.
- Flannigan, M.D., Stocks, B.J., Wotton, B.M. (2000). Climate change and forest fires. *Science of the Total Environment*, 262: 221-230.
- Ferrandis, P., Martínez-Sánchez, J.J., Herranz J.M. (1996). The role of soil seed bank in the early stages of plant recovery after fire in a *Pinus pinaster* forest in SE Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 6: 31-35.
- Ferrandis, P., Las Heras, J., Martinez-Sanchez, J.J., Herranz, J.M. (2001). Influence of a low-intensity fire on a *Pinus halepensis* Mill. forest seed bank and its consequences on the early stages of plant succession. *Israel Journal of Plant Sciences*, 49: 105–114.
- Giovannini, G. (1994). The effect of fire on soil quality. En: M. Sala, J.L. Rubio (eds.), *Soil erosion as a consequence of forest fires*, pp 15-27. Geoderma Ediciones, Logroño.
- Goubitz, S., Werger, M., Shmida, A., Ne'eman, G. (2002). Cone abortion in *Pinus halepensis*: the role of pollen quantity, tree size and cone location. *Oikos*, 97: 125–133.
- Gonzalez-Ochoa, A., De Las Heras, J. (2002). Effects of post-fire silvicultural practices on *Pachyrhinus squamosus* defoliation levels and *Pinus halepensis* Mill. growth. *Forest Ecology and Management*, 167: 185-194.
- Herranz, J.M., Martinez-Sanchez J.J. (1999). Importancia de las leguminosas en las primeras etapas de la sucesión vegetal en un pinar quemado de la provincia de Albacete (España). *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, 8(Extra 1): 273-282.
- IGN (2006). Mapa de suelos de España. Instituto Geográfico Nacional, Madrid, Spain.

- Kazanis, D., Arianoutsou, M. (2004). Long-term post-fire vegetation dynamics in *Pinus halepensis* forests of Central Greece: A functional group approach. *Plant Ecology*, 171:101-121.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J., Ne'eman, G. (1999). Immaturity risk in a fire dependent pine. *Journal of Mediterranean Ecology*, 1: 41-48.
- Lamont, B.B. y Enright, N.J. (2000). The adaptive advantages of aerial seed banks. *Plant Species Biology*, 15: 157-166.
- Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S. (2004). Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management*, 198: 303–317.
- Martín, M. P., Chuvieco, E., Aguado, i: (1998). La incidencia de los incendios forestales en España. *Serie Geográfica*, 7: 23-36.
- 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.
- Moya, D., Espelta, J.M., Verkaik, I., Lopez-Serrano, F.R., De las Heras. J. (2007). Tree density and site quality influence on *Pinus halepensis* Mill. reproductive characteristics after large fires. *Annals of Forest Science*, 64 (6): 649-656.
- Moya, D., De las Heras, J., López-Serrano, F.R., Leone, V. (2008a). Optimal intensity and age management in young Aleppo pine stands for post-fire resilience. *Forest Ecology and Management*, 255: 3270–3280.
- Moya, D., Saracino, A., Salvatore, R., Lovreglio, R., De las Heras, J., Leone, V. (2008b). Anatomic basis and insulation of serotinous cones in *Pinus halepensis* Mill. *Trees Structure and Function*, 22: 511–519.
- Moya, D., De las Heras, J., Lopez-Serrano, F.R., Condes, S., Alberdi, I. (2009). Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. *Plant Ecology*, 200(2): 217-228.
- Quezel, P. (2000). Taxonomy and biogeography of Mediterranean pines (*Pinus halepensis* and *P. brutia*). En G. Ne'eman, L. Trabaud (eds.): *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*, pp: 1-12. Backhuys publishers, Leiden.
- Rego, F. y Días, S. (2003). Forests, Fires and Biodiversity. IUFRO Conference on Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe- From ideas to operationality. Abstracts booklet, IUFRO Conference, Florence.

- Rivas Martinez, S. (1982). Etages bioclimatiques, secteurs chorologiques et série de végétation de l'Espagne méditerranéenne. *Ecologia mediterranea*, 8: 275-288.
- Saracino, A. y Leone, V. (1994). The Ecological role of fire in Aleppo pine forests: overview of recent research. En X.D. Viegas (ed.): *Proceedings 2nd International Conference of Forest Fire Research*, pp. 887-897. Elsevier, Coimbra.
- Soil Survey Staff. (2010). *Keys to Soil Taxonomy*, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Tapias, R., Gil, L., Fuentes-Utrilla, P., Pardos, J.A. (2001). Canopy seed bank in Mediterranean pines of southeastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn. and *P. pinea* L. *Journal of Ecology*, 89(4): 629-638.
- Thanos, C.A., Daskalakou, E.N. (2000). Reproduction in *Pinus halepensis* and *P. brutia*. En G. Ne'eman, L. Trabaud (eds.): *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean basin*, pp: 79-90. Backhuys publishers, Leiden.
- Ubeda, X. (2001). Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo despues de un incendio forestal. *Edafologia* 8: 41-49.
- WWF/Adena. (2006). *Grandes Incendios Forestales. Causas y efectos de una ineficaz gestión del territorio*. Madrid, 34 pp.
- Verkaik, I. y Espelta, J.M. (2006). Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management*, 231:155-163.