

Regeneración natural y conservación de la diversidad vegetal en masas de *Pinus pinaster* Ait.

Josu G. Alday, Carolina Martínez, Felipe Bravo

RESUMEN

La conservación de la diversidad vegetal se ha convertido en un factor clave para una gestión sostenible de los sistemas forestales. Sin embargo, existe una falta de conocimiento sobre la respuesta de las especies del sotobosque (arbustos y herbáceas) a los tratamientos selvícolas. Utilizando como sitio experimental una masa de *Pinus pinaster* Ait., se ha tratado de identificar los cambios generales en composición florística y diversidad, así como la respuesta de las especies a los tratamientos selvícolas. Los resultados muestran que los tratamientos de corta producen un efecto significativo sobre la dinámica de la vegetación a corto plazo. En concreto condicionan la riqueza de especies y la cobertura de herbáceas y leñosas, produciendo cambios en la composición de especies del sotobosque. Asimismo, la respuesta de las especies a los tratamientos se ve modulada por sus atributos funcionales (vegetativos y regenerativos). Aumentando el peso o la intensidad de corta, y con ello la alteración del hábitat, se favorece la colonización por especies generalistas y de estadios iniciales, creándose diferencias en composición y distribución de especies. Por tanto, los tratamientos analizados producen cambios sustanciales sobre la composición florística y la riqueza de las especies del sotobosque, lo que condiciona el mantenimiento de la cubierta vegetal asociada al bosque.

1. INTRODUCCIÓN

Entre los grandes retos de la silvicultura moderna se encuentra el de combinar las actividades productivas (madera y otros recursos) con la conservación de la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Newmaster *et al.*, 2007). Evidentemente, estos principios deben ser alcanzados mediante prácticas de gestión adecuadas (Kimmins, 2004), entre las que se incluyen los tratamientos selvícolas (cortas a hecho, aclareos, entresacas...). Estos tratamientos producen cambios ambientales y de hábitat para las especies forestales, al modular la disponibilidad de los diferentes tipos de recursos del bosque, como la luz, el agua y los nutrientes del suelo (Decocq *et al.*, 2004). Como resultado, la estructura de la masa, el regenerado, la diversidad y la composición de especies del sotobosque se pueden ver muy afectadas (Zenner *et al.*, 2006). Por tanto, conocer los efectos de diferentes tratamientos selvícolas, tanto distintas modalidades como pesos de corta, sobre los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo es un requisito imprescindible para el desarrollo de una gestión sostenible de los sistemas forestales (Kimmins, 2004).

El pino negral o resinero (*Pinus pinaster* Ait.) es una especie característica del Mediterráneo occidental, principalmente distribuida a lo largo de la Península Ibérica, Francia y norte de África (Alía *et al.*, 1996). El pino negral en el centro de España, y más concretamente en las grandes masas forestales de Castilla y León, ha sido tradicionalmente objeto de un aprovechamiento encaminado a la obtención de resina, con la producción de madera como objetivo secundario. No obstante, en la actuali-

dad, y debido a la inclusión en los mercados de grandes cantidades de resina y madera procedente de los países emergentes, se ha generado una reducción en la actividad resinera que, unida a la baja importancia económica de la madera de estas masas, obliga al redireccionamiento de las políticas forestales de manejo y gestión. Las nuevas estrategias se dirigen hacia la gestión multifuncional de las masas preservando los atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas forestales, a la vez que contribuyen a la conservación de la naturaleza (Leone y Lovreglio, 2004; Rodríguez *et al.*, 2008). Como resultado se pretende garantizar la actividad comercial (resina y madera), preservando el paisaje y las funciones ecológicas, las plantas y animales del sotobosque o la producción de hongos (Oria de Rueda, 2003), así como otros componentes, tales como la singularidad de la diversidad genética de las masas de negral (De Lucas *et al.*, 2009) o los stocks de carbono fijados por el bosque (Bravo *et al.*, 2009). No obstante, el pilar básico de estas estrategias es tratar de conseguir la regeneración natural de las masas. Un primer paso hacia esta nueva selvicultura implica que los gestores reconozcan la necesidad de mejorar el conocimiento de la respuesta a los tratamientos selvícolas, no solo del regenerado sino también de la vegetación del sotobosque que se ha demostrado como un aliado para la regeneración de ciertas zonas (Pausas *et al.*, 2004, Rodríguez-García *et al.*, 2007).

La inclusión de objetivos de conservación del bosque dentro de las estrategias de manejo requiere de un mejor conocimiento de los patrones generales de respuesta de la vegetación del sotobosque a los efectos de las diferentes técnicas de gestión forestal (D'Amato *et al.*, 2009). Sin embargo, pese a que los cambios en la diversidad vegetal y composición florística del sotobosque son complejos (Tárrrega *et al.*, 2006; Alday *et al.*, 2010a), el uso de ensayos selvícolas controlados (diferentes intensidades de corta; ver en este libro Bravo *et al.*, 2012) o el análisis de las respuestas en función de los atributos funcionales de las especies (Alday *et al.*, 2010b), nos permiten obtener generalidades muy interesantes desde el punto de vista del manejo. Sobre esta base se utilizó como sitio de ensayo experimental una masa de *Pinus pinaster* de la meseta castellana, con la intención de observar cuáles son los cambios más significativos en composición y diversidad que nos permitan comprender la respuesta de las especies a las perturbaciones producidas por los tratamientos selvícolas, y poder diseñar planes de gestión y manejo más apropiados para este tipo de masas.

En concreto, el objetivo de este estudio fue determinar el efecto de tres tratamientos de corta, en comparación con un control, sobre la regeneración natural de *Pinus pinaster*, así como sobre la diversidad y composición florística de la vegetación subyacente. Se parte de la hipótesis de que existe una respuesta de la comunidad vegetal y de las plántulas de pino a los cambios ambientales producidos por los tratamientos selvícolas (luz, nuevos espacios, alteraciones de suelo...). En concreto se pretende describir: (1) la variación en el número de plántulas de *Pinus pinaster* en función del peso de la corta; (2) si la diversidad y riqueza de especies de plantas se ven afectadas por los pesos o intensidades de corta; (3) si los tratamientos aplicados producen cambios en la composición florística en relación al control; y (4) si los atributos funcionales de la vegetación están relacionados con los cambios en composición florística producidos como consecuencia de los tratamientos selvícolas.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio sobre la diversidad vegetal y regeneración natural se realizó en una masa de *Pinus pinaster* situada en Cuéllar, provincia de Segovia (757 m snm; 41° 22' N, 4° 29' W; región de proceden-

cia «Meseta Castellana»). El clima es mediterráneo semiárido con una temperatura media de 11,2°C y una precipitación media de 461 mm, distribuida principalmente en primavera e invierno, lo que produce un periodo de sequía que se prolonga desde mediados de junio hasta mediados de septiembre (MAPA, 1987). Los suelos son arenosos silíceos formados durante el cuaternario, con poca capacidad de retención de agua y fertilidad (Junta de Castilla y León, 1988). La vegetación de la zona se encuentra dominada por masas de *Pinus pinaster* con algunos pies de *Pinus pinea* L. entremezcladas con áreas de cultivo agrícola. La densidad inicial de la masa se encuentra en torno a los 140 pies/ha, con edades comprendidas entre los 80 y 100 años. La silvicultura aplicada en estas masas se ha basado tradicionalmente en tratamientos (aclareo sucesivo y uniforme) que han favorecido la obtención de resina, compatibles en principio con una regeneración natural del pinar.

2.2. Tratamientos selvícolas

Sobre una masa continua de *Pinus pinaster* que compartía la misma estructura, condiciones abióticas y composición de especies, se delimitaron 12 parcelas permanentes de 70 × 70 m en el verano de 2003 (ver en este libro Bravo *et al.*, 2012). Una vez establecidas las parcelas, se midió el diámetro (D, cm) de cada uno de los árboles mayores de 7,5 cm de diámetro. La finalidad de esta operación fue obtener el área basimétrica sobre la que realizar los distintos tratamientos. Se aplicaron tres niveles de intensidad o peso de corta sobre 9 de las 12 parcelas permanentes: (1) eliminación del 25% del área basimétrica (codificado: H25), (2) eliminación del 50% del área basimétrica (H50) y (3) eliminación del 100% del área basimétrica o cortas a hecho (H100). Estos tratamientos se realizaron de forma aleatoria sobre las 9 parcelas seleccionadas, mientras que las 3 restantes permanecieron como controles (H0), sin recibir tratamiento. Las cortas se realizaron siguiendo criterios selvícolas durante el otoño de 2003. Para más información consultar González-Alday *et al.* (2009) y en este libro Bravo *et al.* (2012).

2.3. Muestreos de vegetación

Los muestreos de vegetación de la masa se realizaron en mayo de 2006. En cada una de las 12 parcelas permanentes definidas se establecieron al azar 20 puntos de muestreo de 1 m² (Tárrega *et al.*, 2006); describiéndose un total de 240 puntos de muestreo. Con la finalidad de eliminar el posible efecto borde, no se seleccionaron cuadrados a menos de 10 m del borde de las parcelas permanentes. En cada uno de los cuadrados establecidos se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de cada una de las especies de plantas vasculares presentes, así como el número de plántulas de *Pinus pinaster* presentes menores de 3 años (ver González-Alday *et al.*, 2009).

2.4. Análisis de datos

Debido al escaso número de plántulas de *Pinus pinaster* encontradas en los muestreos se consideró para su análisis la suma total de plántulas de los 20 cuadrados por parcela permanente, de este modo se da el número de plántulas por cada 20 m². A su vez se calculó para cada una de las 12 parcelas la diversidad florística (H' γ) empleando el índice de Shannon y Weaver (1949), la riqueza de especies (S), así como la riqueza de cada uno de los grupos funcionales considerados (anuales, perennes y leñosas). El efecto de las diferentes intensidades de corta sobre estas variables, así como sobre

la cobertura de herbáceas y leñosas se analizó mediante análisis de la varianza (ANOVAs) seguidos de comparaciones por pares mediante el test de Tukey ($p < 0,05$).

Para la determinación de las diferencias en composición florística respecto al control producidas a corto plazo por los distintos tratamientos aplicados, se utilizaron métodos multivariantes. En concreto se optó por un Análisis Permutacional Multivariante de la Varianza (PMAV) en el que se utilizan matrices de distancias (índice Bray y Curtis) para cuantificar y determinar las diferencias entre tratamientos (Oksanen *et al.*, 2010). Las diferencias generales entre tratamientos selvícolas se consideraron para $\alpha = 0,05$. Todas las comparaciones por pares se testaron frente al tratamiento control (H0), por lo que para ajustar el nivel de significación de cada contraste se utilizó la corrección de Bonferroni (Sokal y Rohlf, 1995), siendo el valor crítico para encontrar diferencias significativas entre tratamientos de $\alpha = 0,017$. La visualización de las diferencias de composición y homogeneidad entre los tratamientos se realizó mediante un Análisis de Coordenadas Principales (PCoA; Oksanen *et al.*, 2010).

El análisis de los cambios en los atributos funcionales de las plantas se realizó para detectar patrones generales producidos por los tratamientos selvícolas. En primer lugar se seleccionó un conjunto de 11 atributos que fueran fácilmente determinables para cada planta, para ello se utilizó la información contenida en dos bases de datos (<http://www.ipe.csic.es/floragon/>; <http://www.ecoflora.co.uk/>). Estos 11 atributos se separaron en dos subgrupos: atributos vegetativos y atributos regenerativos. Los atributos vegetativos están relacionados con el desarrollo de las especies y engloban atributos como: forma de vida de Raunkiaer (terófito, caméfito, hemicriptófito, geófito), clonalidad (sí, no), altura media de la especie (cm) y área foliar (cm²). Los atributos regenerativos estarían relacionados con la capacidad reproductiva de la especie vía semilla y engloban: época de floración (mes), época de germinación (primavera, verano, otoño), época de dispersión de semillas (primavera, verano, otoño), método de dispersión (zoocoria, anemocoria, autocoria, barocoria), mecanismo de polinización (aire, insecto, autopolinización), peso de la semilla (g), número de semillas por flor (n°). Sobre la base de estos atributos se construyó la matriz de atributos funcionales para cada una de las especies identificadas (Figura 1), ubicándose las especies en las columnas y los atributos en las filas (Mat 1). Los atributos de origen numérico como el área

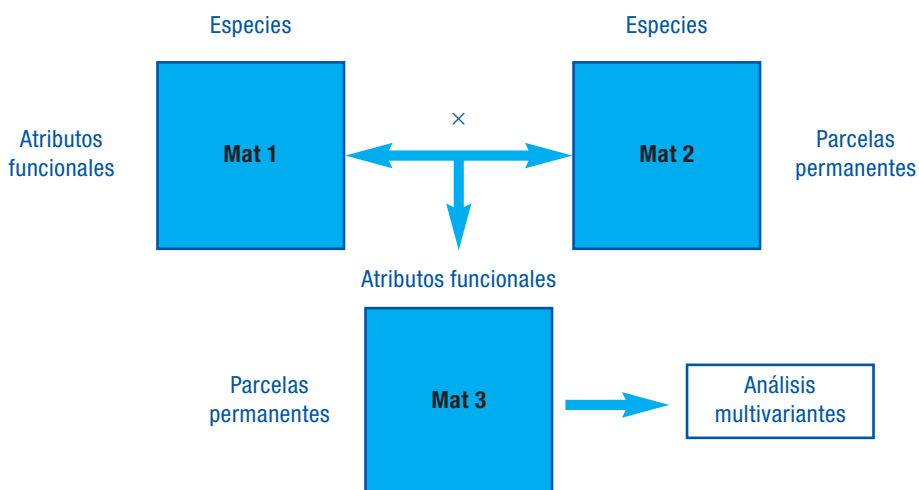


Figura 1

Esquema de la formación de la matriz de atributos funcionales por parcela (Mat 3) en base a las matrices por especie de funcionales (Mat 1) y composición (Mat 2).

de la hoja se describen en una fila, mientras que los atributos categóricos (métodos de dispersión) dispusieron de una fila para cada atributo. En segundo lugar, se multiplicó la matriz de atributos por la de composición de las especies para cada parcela permanente con las especies en columnas y las parcelas permanentes como filas (Mat 2), obteniéndose como resultado una matriz de atributos funcionales en función de su importancia por parcela (Figura 1). Sobre esta matriz de atributos funcionales (Mat 3) se aplicaron análisis multivariantes (PMAV) para identificar qué subconjunto de atributos (vegetativos o regenerativos) condicionaba más la respuesta de las especies a los tratamientos selvícolas.

Finalmente, para determinar qué atributos funcionales son los más influyentes en la respuesta de las especies a los tratamientos selvícolas, se utilizaron Análisis de Componentes Principales (PCA) sobre los dos subconjuntos de datos considerados: atributos vegetativos y atributos regenerativos vía semilla.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa R (versión 2.10.1; R Development Core Team, 2009), utilizando la librería «vegan» para los análisis multivariantes (Oksanen *et al.*, 2010).

3. RESULTADOS

3.1. Plántulas de *Pinus pinaster*

La densidad de plántulas de *Pinus pinaster* en las parcelas estudiadas fue muy baja, inferior a 3,3 plántulas/m². Considerando el número de plántulas por parcela, se encontraron diferencias significativas entre las intensidades de corta analizadas ($F_{[3,8]} = 23,4$; $p < 0,001$, Tabla 1). Las parcelas control (H0) mostraron el mayor número de plántulas por parcela ($66 \pm 13,5$), mientras que en el lado opuesto, con una plántula por cada 20 m², se encuentran las cortas a hecho (H100, $1 \pm 0,6$). Las parcelas de los tratamientos H25 y H50 mostraron un número intermedio de plántulas ($16 \pm 8,5$ y $8 \pm 1,8$ respectivamente).

3.2. Diversidad y riqueza de especies

La riqueza de especies (S) osciló entre 37 y 62 especies por tratamiento (Tabla 1), registrándose valores significativamente mayores en las cortas a hecho (H100) que en el resto de tratamientos

TABLA 1

Comparación del número de plántulas de *Pinus pinaster* (número total de plántulas en los 20 cuadrados de cada parcela), diversidad y riqueza de especies así como cobertura vegetal entre los tratamientos aplicados (media \pm error estándar). Las diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$) mediante el test de Tukey

	Tratamientos			
	H0	H25	H50	H100
Nº Plántulas	66 \pm 13,5 a	16 \pm 8,5 b	8 \pm 1,8 bc	1 \pm 0,6 c
Diversidad (H'γ)	4,2 \pm 0,1	4,3 \pm 0,2	4,2 \pm 0,1	4,4 \pm 0,3
Riqueza (S)	37 \pm 1,8 a	42 \pm 2,1 a	44 \pm 1,2 a	62 \pm 4,7 b
Riqueza de anuales	24 \pm 0,9 a	29 \pm 0,6 ab	31 \pm 0,3 b	41 \pm 1,8 c
Riqueza de perennes	9 \pm 0,6	9 \pm 0,9 a	10 \pm 0,9 a	15 \pm 1,7 b
Riqueza de leñosas	3 \pm 0,6	3 \pm 0,1	2 \pm 0,3	3 \pm 0,9
Cobertura herbáceas (%)	31,5 \pm 1 a	47,1 \pm 4,2 b	47,8 \pm 1,8 b	55,8 \pm 3,1 b
Cobertura leñosas (%)	6 \pm 0,7 a	2,3 \pm 1,6 ab	1,8 \pm 0,2 b	1,2 \pm 0,8 b

($F_{[3,8]} = 16,86$; $p < 0,001$). Por el contrario, el índice de diversidad de Shannon, aunque mantiene unos valores altos en los cuatro tratamientos analizados ($H' \gamma$ siempre por encima de 4,2; Tabla 1), no se vio afectado por los pesos de corta aplicadas ($F_{[3,8]} = 0,28$; $p = 0,835$).

Las especies herbáceas dominaron, tanto en número como en cobertura el sotobosque de las comunidades vegetales presentes en los cuatro tratamientos (Tabla 1). Un claro efecto de los tratamientos de corta fue el incremento significativo en el número de especies anuales en comparación con las parcelas control ($F_{[3,8]} = 23,21$; $p < 0,001$), especialmente en las cortas a hecho (H100, $41 \pm 1,8$), seguidas por las parcelas donde se eliminó el 50% del área basimétrica (H50, $31 \pm 0,3$). Por el contrario, el número de especies perennes únicamente fue significativamente mayor en las cortas a hecho (H100, $15 \pm 1,7$) que en el resto ($F_{[3,8]} = 7,3$; $p = 0,011$), mientras que el número de especies leñosas no se vio influenciado por los pesos de corta ($F_{[3,8]} = 0,58$; $p = 0,647$).

3.3. Cambios en la cobertura y composición florística

En cuanto al efecto de las intensidades de corta sobre la cobertura vegetal, destacar que las plantas presentaron valores similares en las tres zonas tratadas (H25, H50, H100), que oscilaron entre 47-56%, siendo significativamente mayores que los de las parcelas control (H0, $31,5 \pm 1$) ($F_{[3,8]} = 13,92$; $p < 0,01$; Tabla 1). Por el contrario, la cobertura de especies leñosas mostró el patrón inverso, siendo significativamente mayor en las parcelas control (H0) que en las cortas a hecho (H100) o en las parcelas H50 ($F_{[3,8]} = 7,01$; $p = 0,013$; Tabla 1), donde la cobertura de leñosas no alcanzó el 2%.

Los tres tratamientos de corta modificaron significativamente la composición florística en comparación con las parcelas sin cortar o controles (PMAV todos los contrastes con 1000 permutaciones; $p < 0,012$; Tabla 2 y Anexo). La aplicación de las distintas intensidades o pesos de corta fue capaz de explicar el 45% de la varianza de la composición de especies.

Una visualización gráfica de las diferencias en composición florística entre los distintos tratamientos y el control se puede observar en la Figura 2. Lo más destacable es la localización de las parcelas control (H0) en la zona inferior izquierda de la figura, alejadas de las zonas tratadas.

En las zonas control (H0) dominan las especies características de la masa [*Corynephorus canescens* (L.) Beauv., *Pinus pinaster*, *Sedum amplexicaule* (Sibth, Sm) DC.] con una cobertura de especies arbustivas entorno al 6% [*Helichrysum italicum* L., *Lavandula pedunculata* (Mill.) Cav.]. Las mayores diferencias de composición florística respecto al control se observan en las cortas a hecho (H100) situadas en la esquina superior derecha, zona más opuesta a los controles. Estas zonas (H100) están caracterizadas por un gran número de especies generalistas y ruderales (*Avena fatua* L., *Cerastium ramosissimum* Boiss., *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér., *Geranium molle* L., *Rumex acetosella* L.).

TABLA 2

Efecto de las tres intensidades de corta sobre la composición florística del sotobosque usando PMAV con 1000 permutaciones. Los contrastes por pares con respecto a los controles se determinaron usando la corrección de Bonferroni para $\alpha < 0,017$

Índice	Tratamientos/contrastos	F-valor	p-valor
Bray y Curtis	Todos los tratamientos	2,16	0,003
	Control (H0) vs Aclareo ligero (H25)	1,88	< 0,001
	Control (H0) vs Aclareo medio (H50)	3,02	0,012
	Control (H0) vs Corta a hecho (H100)	4,05	< 0,001

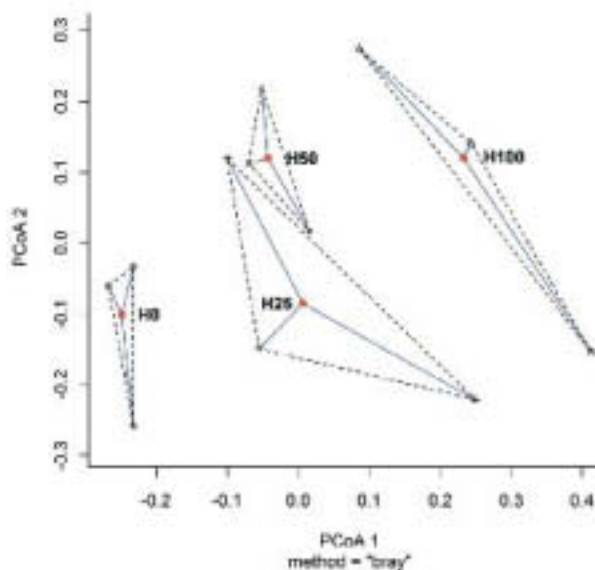


Figura 2

Dos primeros ejes del PCoA para la comparación de la composición florística entre tratamientos.

Un aspecto importante a destacar es la posición central de los dos tratamientos intermedios (H25 y H50), situadas entre los controles y las cortas a hecho. Esta posición intermedia se debe a la coexistencia en ellos de especies características de la masa, que aunque reducen su cobertura no desaparecen (*Helichrysum italicum*, *Sedum amplexicaule*, *Senecio sylvaticus* L., *Spergularia arvensis* L.), con especies colonizadoras generalistas que se incorporan a la comunidad (*Corrigiola litorales* L., *Dactylis glomerata* L., *Festuca* spp., *Mibora minima* (L.) Desv.).

3.4. Atributos funcionales y composición florística

La respuesta de las especies vegetales a los tratamientos selvícolas aplicados se vio modulada por sus atributos funcionales (vegetativos y regenerativos). En concreto los atributos vegetativos fueron capaces de explicar el 51% (PMAV 1000 permutaciones; F -valor = 2,75; p = 0,05), mientras que los atributos regenerativos fueron capaces de explicar el 64% de la respuesta de las especies a los tratamientos aplicados (PMAV 1000 permutaciones; F -valor = 4,75; p = 0,020); en consecuencia los atributos relacionados con las semillas fueron los más influyentes. No obstante, los dos grupos de atributos comparten un 20% de la variación en la respuesta de las especies a los tratamientos, indicando cierto solape entre atributos funcionales.

A la hora de determinar cuáles son los atributos funcionales más importantes y comenzando por los atributos vegetativos, observamos como los dos primeros ejes del PCA explican el 73,55% de la varianza total (Figura 3). El primer componente principal explica el 56,13% de la varianza y se encuentra relacionado con las formas de vida de Raunkiaer (contribución al primer eje del 60%; Tabla 3) seguidas de la altura de las plantas (20,33%) y la superficie foliar (19,5%). El primer eje ordena las zonas en función del tratamiento aplicado, incrementándose la intensidad de corta de izquierda a derecha. Los controles (H0) se encuentran en la parte izquierda relacionados con los caméfitos, mientras que en la parte derecha encontramos las cortas a hecho (H100) donde se da una mayor altura de las especies y superficie foliar siendo dominadas principalmente por terófitos y hemicriptófitos. El segundo

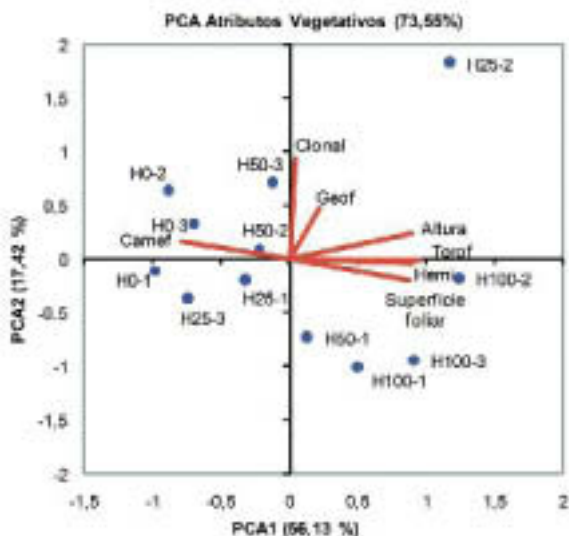


Figura 3

Dos primeros ejes del PCA de los atributos vegetativos y los tratamientos selvícolas. El número después de la abreviatura de tratamiento indica el número de réplica. Los códigos de los atributos se describen en la Tabla 3.

TABLA 3

Contribución de los atributos vegetativos y regenerativos vía semilla a los dos primeros ejes de los Análisis de Componentes Principales. La contribución está medida como la proporción de la varianza del eje que explica cada atributo (%)

Tipo de análisis	Atributos	Abreviatura	Eje 1	Eje 2
Vegetativos	% Varianza		56,13	17,46
	Terófitos	Terof	22,90	0,01
	Caméfitos	Camef	15,71	2,07
	Geófitos	Geof	1,25	17,94
	Hemicriptófitos	Hemi	20,33	0,15
	Clonal	Clonal	0,04	71,90
	Altura planta (cm)	Altura	20,33	4,55
	Superficie foliar (cm ²)		19,45	3,38
Regenerativos vía semilla	% Varianza		45,69	22,35
	Verano-Floración	Ver-Flo	1,56	42,42
	Resto año-Floración	Res-Flo	4,42	7,87
	Primavera-Dispersión	Pri-Dis	17,28	8,93
	Verano-Dispersión	Ver-Dis	9,24	13,62
	Otoño-Dispersión	Oto-Dis	10,21	1,63
	Primavera-Germinación	Pri-ger	18,03	3,98
	Nº semillas	N sem	8,15	17,27
	Zoocoria	Zoo	16,64	3,81
Anemocoria	Anemo	14,47	0,47	

componente principal explica el 17,42% de la varianza (Figura 3) y se encuentra relacionado con la clonalidad de las especies (contribución al segundo eje del 71,90%; Tabla 3) que aumenta hacia los valores positivos, produciendo una separación entre las réplicas dentro del mismo tratamiento.

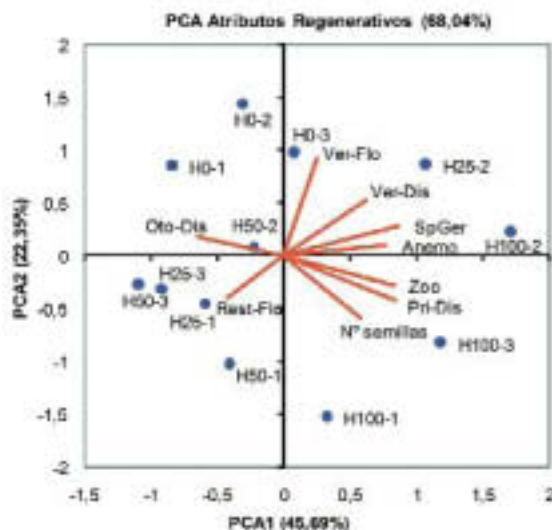


Figura 4

Los dos primeros ejes del PCA de los atributos regenerativos y los tratamientos selvícolas. El número después de la abreviatura de tratamiento indica el número de réplica. Los códigos de los atributos se describen en la Tabla 3.

Respecto a los atributos regenerativos vía semilla, los dos primeros ejes del PCA explican el 68,04% de la varianza total (Figura 4). El primer componente principal explica el 45,69% de la varianza y se encuentra relacionado con la época de dispersión de semillas (contribución al primer eje del 37%; Tabla 3) y el método de dispersión (anemocoria o zoocoria, 31%), así como con la época de germinación de las semillas (primavera, 18%). Este primer eje marca una separación clara entre las zonas que presentan un mayor dominio de especies con dispersión de semillas en otoño (parte izquierda de la Figura 4), siendo éstas las zonas control y tratamientos intermedios (H25 y H50) que comparten especies características de la masa. Por el contrario en la parte derecha de la figura encontramos las zonas (cortas a hecho, H100) en las que dominan la dispersión y germinación de semillas en primavera, así como plantas con mecanismos de dispersión adaptados a largas distancias como (zoocoria y anemocoria).

El segundo componente principal explica el 22,35% de la varianza y se encuentra relacionado con la época de floración (contribución al segundo eje del 50,28%; Tabla 3), seguida del número de semillas (17,26%) y de la dispersión de verano (13,62%). Sorprendentemente el segundo eje crea una clara separación entre los controles (H0; Figura 4), que se sitúan en la parte superior (positiva), relacionados con la floración y dispersión de las semillas en verano, mientras que hacia el lado negativo encontramos la mayoría de parcelas de las cortas intermedias y a hecho (H25, H50 y H100), con plantas cuya dispersión es predominante en el resto de estaciones, las cuales presentan a su vez un mayor número de semillas.

4. DISCUSIÓN

Los tres tratamientos de corta ensayados sobre la masa de *Pinus pinaster* en los arenales de Meseta Castellana tuvieron un impacto significativo, en comparación con el control, sobre el regenerado y la dinámica de la vegetación a corto plazo, siendo la respuesta de las especies a los tratamientos modulada de manera importante por sus atributos funcionales (vegetativos y regenerativos). Los tratamientos selvícolas afectaron a la riqueza de especies y a la cobertura de herbáceas y leñosas, produciendo claros cambios en la composición de especies del sotobosque, especialmente en el caso de

las especies características de la masa. A su vez los tratamientos aplicados redujeron el número de plántulas de pino, dificultando el objetivo de regenerar la masa naturalmente. Estos resultados muestran como aumentando el peso o intensidad de corta, y con ello la alteración del hábitat, se favorece la colonización por especies generalistas y de estadios iniciales de la sucesión, generándose diferencias en la composición y distribución de especies.

4.1. Regenerado de *Pinus pinaster*

Un resultado muy importante fue la reducción del número de plántulas de *Pinus pinaster* que se produjo en las tres intensidades de corta aplicadas en comparación con las parcelas control. Partiendo de la idea de que lo que se pretendía era facilitar la regeneración natural de la masa, los resultados obtenidos no fueron muy alentadores. Al reflexionar sobre los motivos de la reducción de plántulas, se llega a la idea de que ésta puede ser causada por una combinación de factores: (1) una disminución en la entrada de semillas, producida por la eliminación de árboles en las parcelas tratadas en comparación con las control (ver en este libro del Peso *et al.*, 2012); (2) una reducción de la cubierta arbórea, lo que altera el microclima del sotobosque, por el aumento de la radiación solar durante el verano y la reducción de la disponibilidad de agua para las plántulas (Ruano *et al.*, 2009); (3) una alteración de la capa superficial del suelo debido a los trabajos selvícolas; y (4) la competencia por el agua y nutrientes entre las plántulas y las especies anuales capaces de secar la parte superior del suelo, provocando cierta mortalidad de plántulas, en especial, durante las primeras fases del desarrollo de éstas (Peltzer *et al.*, 2000; Sternberg *et al.*, 2001). De hecho, la influencia de estos factores puede estar intensificada por las intensas sequías estivales durante los años 2004-2006, especialmente en las parcelas tratadas, ya que la cubierta arbórea disminuye el estrés hídrico y la temperatura del suelo (Aussenac, 2000).

Otro aspecto a destacar es que la densidad de las plántulas alcanzada tres años después de los tratamientos es muy baja, incluso en los controles (3,3 plántulas/m²), en comparación con las 8 plántulas/m² recomendadas para garantizar la regeneración natural (Luis-Calabuig *et al.*, 2002). El motivo son las dificultades de supervivencia del regenerado que presentan estas zonas por sus difíciles condiciones edáficas (suelos arenosos, poco evolucionados, con limitada retención de agua) y climáticas (veranos calurosos con marcado déficit hídrico). Para mitigar esta carencia de regenerado, la reintroducción artificial de semillas o plántulas de pino pueden ser una opción adecuada para aumentar su densidad (Pausas *et al.*, 2004), con el objetivo de hacer frente a la mortalidad causada por la escasa disponibilidad de agua durante los periodos estivales (Gómez-Aparicio *et al.*, 2005), unida a la competencia inter-específica (Eshel *et al.*, 2000). De hecho, en la práctica selvícola tradicional de este tipo de masas, es común recurrir a la siembra en los rodales donde la regeneración es defectuosa. En este caso, debe prestarse especial atención a la procedencia de la semilla, teniendo en cuenta que en situaciones de cambio global como la actual, la procedencia local puede no ser la más adecuada a las condiciones futuras.

4.2. Diversidad y riqueza de especies

Como resultado de los tratamientos de corta la riqueza de especies del sotobosque se vio modificada, aunque no así la diversidad vegetal. Pese a que tres años después de los tratamientos la diversidad de Shannon alcanzó unos valores elevados en todas las zonas, indicando la ausencia de

**Figura 5**

Vista del sitio experimental de Cuellar en junio. Se observa como el sotobosque se encuentra dominado por especies anuales.

dominancia en la vegetación del sotobosque por parte de unas pocas especies (Krzic *et al.*, 2003), no se encontraron diferencias significativas en diversidad frente a los controles. Resultados similares han sido observados en distintas masas, por ejemplo Peltzer *et al.* (2000) observaron como un aumento en la intensidad de los tratamientos selvícolas mantenía la diversidad, a pesar del aumento en la riqueza de especies que se producía debido al establecimiento de un mayor número de especies herbáceas. Nuestros resultados muestran este patrón de mayor riqueza de especies en las zonas tratadas que en los controles, aunque las diferencias únicamente fueron significativas en el caso de las cortas a hecho (H100). El aumento de la riqueza con la intensidad de corta es una característica que se ha demostrado en estudios similares llevados a cabo en diferentes tipos de bosques (boreales, templados y mediterráneos; Pérez y Moreno, 1998; Krzic *et al.*, 2003; Zenner *et al.*, 2006). Estos aumentos en la riqueza de especies son debidos a la colonización por parte de plantas anuales y ciertas perennes que se ven más adaptadas a las nuevas condiciones de hábitat que producen las cortas (Ares *et al.*, 2010).

Otro resultado destacable fue la influencia de los tratamientos aplicados, en comparación con los controles, sobre la riqueza de herbáceas (anuales y perennes) y la cobertura de herbáceas y leñosas. Los cambios ambientales que producen las cortas (incremento de luz, espacio potencial para crecimiento) favorecen el establecimiento de especies colonizadoras (Ares *et al.*, 2010). En concreto, se produce un incremento en riqueza de las anuales y en cobertura de las herbáceas a lo largo del gradiente de intensidad de corta (de los controles a las cortas a hecho).

Una particularidad de estas masas es su clima mediterráneo semiárido, en el que la sequía estival genera hábitats con una fuerte estacionalidad y con el sotobosque dominado por especies anuales (Figura 5). Bajo estas condiciones, las especies perennes se establecen con dificultad en comparación con las anuales, cuyo ciclo de vida se encuentra adaptado al estrés estacional (Madon y Medail, 1997). En contraposición, un gran desarrollo de la cobertura de especies anuales puede limitar el establecimiento de nuevas plántulas de pino a través de la competencia inter-específica (Eshel *et al.*, 2000).

Las especies leñosas son un grupo que sufre considerablemente los efectos mecánicos de los tratamientos selvícolas (Newmaster *et al.*, 2007), por ello nuestros resultados mostraron una disminución

de su cobertura a lo largo de la intensidad de corta (de los controles a las cortas a hecho), mientras que se mantenía su riqueza. La mayor presencia de especies leñosas se encontró en los controles (H0) seguida de las cortas ligeras (H25), es probable que un aumento en el peso de la corta incremente la posibilidad de producir daño mecánico a las matas, lo que unido a la marcada estacionalidad produzca una reducción en su cobertura vegetal que no tiene que verse reflejada en una disminución de su riqueza.

4.3. Cambios en la composición florística

La composición florística del sotobosque se vio afectada por los tres tratamientos de corta aplicados, en comparación con los controles. Los mayores cambios en la composición de especies del sotobosque frente a las parcelas control (H0) se encontraron en las cortas a hecho (H100). La causa de estas diferencias se debió a la reducción en las parcelas cortadas de la frecuencia de aparición y cobertura vegetal de las especies características de la masa (*Corynephorus canescens*, *Helichrysum italicum*, *Lavandula pedunculata*, *Pinus pinaster*, *Sedum amplexicaule*), así como a un incremento, también en frecuencia y cobertura, de especies ruderales y de estadios iniciales que se produjo en las cortas a hecho (*Corrigiola litoralis*, *Dactylis glomerata*, *Erodium cicutarium*, *Festuca* spp., *Geranium* spp., *Mibora minima*, *Rumex* spp.; ver Anexo). Es bien sabido que las cortas a hecho producen alteraciones muy importantes en las condiciones ambientales de la masa, creando grandes superficies sin protección arbórea que sufren un incremento de luz y temperatura del suelo, así como un aumento en el espacio disponible, promoviendo la colonización de estas nuevas zonas por especies generalistas más adaptadas a zonas perturbadas (Zang y Ding, 2009; Figura 6). A pesar de que la aparición de especies generalistas es bastante común tras la realización de tratamientos selvícolas, los cambios sustanciales que las cortas a hecho producen hacen que no sean una herramienta adecuada para la implementación de planes de gestión garantizando tanto la regeneración natural como la conservación de especies características de la masa.

El resultado más significativo en cuanto a composición florística fue el posicionamiento de los tratamientos de corta intermedios (ligeras H25 y medias H50) entre los controles y las cortas a hecho, indicando que comparten especies de ambos extremos. Estos resultados sugieren que las cortas intermedias (H25 y H50) son adecuadas para mantener las especies de la masa, por lo menos durante los primeros tres años tras las cortas; parece ser que la masa es resiliente a estas bajas intensidades (< 50%). Sin embargo, en cuanto aumentamos la intensidad del tratamiento (> 50%) se observa un claro efecto sobre la composición de especies y sobre el regenerado, por lo que probablemente en al-



Figura 6

Colonización de las zonas aclaradas por parte de especies generalistas.

gún peso de corta entre el 50% y el 100% del área basimétrica se encuentre el umbral a partir del cual se daña la composición florística de estos ecosistemas forestales de forma irreversible a corto plazo (Alday *et al.*, 2010a).

4.4. Atributos funcionales y composición florística

La respuesta de las especies vegetales del sotobosque a los tratamientos selvícolas se vio modulada por sus atributos funcionales, siendo los atributos relacionados con las semillas (regenerativos) más influyentes, a la hora de explicar la respuesta de las especies a los tratamientos, que los relacionados con la funcionalidad de la planta (vegetativos). No obstante, una proporción importante de la respuesta de las especies (20%) es compartida por los dos grupos de atributos. Se debe tener en cuenta que tras la eliminación de un árbol el nuevo espacio es ocupado por nuevas especies, cuyo éxito depende de una combinación de factores. En primer lugar una especie tiene que haber sido capaz de alcanzar la nueva zona (colonización) y, una vez allí, ser capaz de germinar y desarrollarse (Aubin *et al.*, 2008). Sin embargo el que se desarrolle más exitosamente dependerá de las funcionalidades de la planta, como su área foliar o altura (Pakeman *et al.*, 2009). De acuerdo con estos resultados, es recomendable un uso combinado de los atributos vegetativos y regenerativos más importantes, que junto con los cambios en composición florística, permiten obtener una visión más generalizada de los efectos de los tratamientos selvícolas sobre las comunidades vegetales.

Los resultados de los atributos, tanto vegetativos como regenerativos, muestran un claro patrón en la respuesta funcional de las especies a lo largo del gradiente de intensidad de corta (desde los controles a las cortas a hecho). En los controles (H0) abundan los caméfitos (arbustos), así como plantas más bajas con una superficie foliar menor (*Sedum sediforme*) y con dispersión de semillas en otoño, lo que favorece su germinación llegadas las primeras lluvias otoñales (Crawley, 1997). Un sotobosque con una gran proporción de especies con estas características indica una masa madura. Por el contrario, en las cortas a hecho (H100) abundan los terófitos (especies anuales) y/o hemicriptófitos (plantas herbáceas), con mayor altura y superficie foliar, así como las especies con mecanismos de dispersión de semillas adaptados a largas distancias (anemocoria y zoocoria) o con mayor número de semillas (Crawley, 1997). Un sotobosque formado por especies con estas características indica que es una zona en un estadio sucesional joven. Al igual que sucedía en el caso de la composición florística, los atributos funcionales en las cortas intermedias (H25 y H50) comparten características intermedias entre los dos extremos (controles y cortas a hecho). Esta situación es debida a la convivencia de las especies características de la masa con las especies generalistas que han colonizado los espacios abiertos tras los tratamientos.

En cualquier caso, la identificación de los atributos funcionales que más condicionan la respuesta de las especies a los tratamientos aplicados, recogidos en la Tabla 3, sirve de base para predecir de manera sencilla cuál puede ser la posible respuesta de una especie a las intensidades de corta; aspectos interesantes a considerar en el desarrollo futuro de planes de manejo y gestión de la vegetación.

5. CONCLUSIONES

Los tres tratamientos de corta ensayados produjeron cambios sustanciales sobre la composición florística y la riqueza de las especies del sotobosque, lo que condiciona el mantenimiento de la cubierta vegetal asociada al bosque.

No obstante, desde el punto de vista de la conservación, las cortas intermedias (H25 y H50) son una opción más adecuada que las cortas a hecho (H100), al garantizar el mantenimiento de un número de especies características de la masa, a pesar de producir un efecto significativo sobre la composición florística en comparación con los controles (H0). En cualquier caso, siempre que se quiera incluir un objetivo de conservación en el manejo de estas masas o masas similares, es esencial el considerar las diferentes respuestas a los tratamientos selvícolas de la vegetación del sotobosque durante la fase de planificación de las cortas, ya sea individualmente o mediante el uso de sus atributos funcionales.

Nuestros resultados indican el camino a seguir para desarrollar estrategias de manejo forestal en las que la conservación de la biodiversidad pueda ser integrada con el mantenimiento del paisaje y de las características ecológicas de la masa, mientras se consigue una producción sostenible de madera y resina. En cualquier caso, abrir nuevas líneas de investigación y mantener las actuales es una necesidad, sobre todo para comprobar los efectos de las intensidades de corta a largo plazo, tanto sobre el regenerado como sobre la vegetación del sotobosque, en especial debido a la bien conocida resiliencia que presentan los ecosistemas mediterráneos.

6. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido financiado mediante dos proyectos del Plan Nacional de I+D: «Regeneración natural y primer desarrollo de rodales forestales para masas de *Pinus pinaster* Ait.» (AGL2004-02094-C02-02) y «*Dinámica de masas maduras y primer desarrollo de pinares Mediterráneos* - subproyecto 1» (AGL2007-65795-C02-01) (AGL2007-65795-C02-01) coordinados por el Dr. Felipe Bravo. La financiación del Dr. Josu González Alday corrió a cargo de una beca Pre-doctoral del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco-Eusko Jaurlaritza (BFI06.114). Agradecemos a Sonia García-Muñoz, Rafael García, Cristóbal Ordóñez y Ana I. de Lucas su colaboración en el trabajo de campo.

CONCLUSIONES E IMPLICACIONES PARA LA GESTIÓN

Los tratamientos selvícolas modifican de forma sustancial la composición florística y la riqueza del sotobosque.

Las cortas progresivas son una opción más adecuada que las cortas a hecho para garantizar la persistencia de una representación correcta de la composición florística característica de las masas maduras.

7. LISTADO DE REFERENCIAS

- Alday, J. G., Martínez-Ruiz, C., Marrs, R. H., Bravo, F. (2010a). Influence of harvesting intensity on the floristic composition of natural Mediterranean maritime pine forest. *Acta Oecologica*, 36: 349-356. doi: 10.1016/j.actao.2010.03.001.
- Alday, J. G., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2010b). Are plant functional traits determining species response to harvest treatments? En: Azevedo, J. C., Feliciano, M., Castro, J., Pinto, M. A. (Eds.), *Forest Landscapes and Global Change Book of Abstracts* (pp. 111). Braganza, Portugal.

- Alía, R., Martín, R., De Miguel, J., Galera, R. M., Agúndez, D., Gordo, J. *et al.* (1996). Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Ait. DGCN, Madrid, España.
- Ares, A., Neill, A. R., Puettmann, K. J. (2010). Understory abundance, species diversity and functional attribute response to thinning in coniferous stands. *Forest Ecology and Management*, 260: 1104-1113. doi:10.1016/j.foreco.2010.06.023.
- Aubin, I., Messier, C., Bouchard, A. (2008). Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerates forest? *Biological Conservation*, 141: 2461-2476. doi: 10.1016/j.biocon.2008.07.007.
- Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences of silviculture. *Annals of Forest Science*, 57: 287-301. doi: 10.1051/forest:2000119.
- Bravo, F., Ordóñez, C., Bravo-Oviedo, A. (2009). Forest and carbon sequestration in Atlantic, Mediterranean and Subtropical areas in Spain. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 6: 252013. doi: 10.1088/1755e1307/6/25/252013.
- Crawley, M. J. (1997). Life history and environment. En: Crawley, M. J. (Eds.), *Plant Ecology* (pp. 73-131). Blackwell Science Ltd, Malden, MA, USA.
- De Lucas, A. I., González-Martínez, S. C., Hidalgo, E., Bravo, F., Heuertz, M. (2009). Admixture, one-source colonization or long-term persistence of maritime pine in the Castilian Plateau? Insights from nuclear microsatellite markers. *Forest Systems*, 18: 3-12. ISSN 1131-7965.
- D'Amato, A. W., Orwig, D. A., Foster, D. R. (2009). Understory vegetation in old-growth and second-growth *Tsuga canadensis* forests in western Massachusetts. *Forest Ecology and Management*, 257: 1043-1052. doi: 10.1016/j.foreco.2008.11.003.
- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A. (2004). Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*, 41: 1065-1079. doi: 10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x.
- Eshel, A., Henig-Sever, N., Ne'eman, G. (2000). Spatial variation of seedling distribution in an east Mediterranean pine woodland at the beginning of post-fire succession. *Plant Ecology*, 148: 175-182. doi: 10.1023/A:1009880416760.
- Gómez-Aparicio, L., Gómez, J. M., Zamora, R., Boettinger, J. L. (2005). Canopy vs soil effects of shrubs facilitating tree seedlings in Mediterranean montane ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, 16: 191-198. doi: 10.1658/1100-9233(2005)016[0191:CVSEOS]2.0.CO;2.
- González-Alday, J., Martínez-Ruiz, C., Bravo, F. (2009). Evaluating different harvest intensities over understory plant diversity and pine seedlings, in a *Pinus pinaster* Ait. natural stand of Spain. *Plant Ecology*, 201: 211-220. doi: 10.1007/s11258-008-9490-2.
- Junta de Castilla y León. (1988). Análisis del medio físico de Segovia. EPYPSA, Valladolid, España.
- Kimmins, J. P. (2004). *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. Prentice Hall, NJ, USA.
- Krzic, M., Newman, R. F., Broersma, K. (2003). Plant species diversity and soil quality in harvested and grazed boreal aspen stands of northeastern British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 182: 315-325. doi: 10.1016/S0378-1127(03)00064-1.
- Leone, V., Lovreglio, R. (2004). Conservation of Mediterranean pine woodlands: scenarios and legislative tools. *Plant Ecology*, 171: 221-235. doi: 10.1023/B:VEGE.0000029377.59216.e5.
- Luis-Calabuig, E., Torres, O., Valbuena, L., Calvo, L., Marcos, E. (2002). Impact of large fires on a community of *Pinus pinaster*. En: Traubaud, L., Prodon, R. (Eds.). *Fire and biological processes* (pp. 1-12). Backhuys Publishers, Leiden, Alemania.
- M.A.P.A. (1987). *Caracterización agroclimática de la provincia de Segovia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, España.
- Madon, O., Médail, F. (1997). The ecological significance of annuals on a Mediterranean grassland. *Plant Ecology*, 129: 189-199. doi: 10.1023/A:1009759730000.

- Newmaster, S. G., Parker, W. C., Bell, F. W., Paterson, J. M. (2007). Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. *Forest Ecology and Management*, 246: 196-207. doi: 10.1016/j.foreco.2007.03.058.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Wagner H. (2010). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.18-4/r1180. <http://R-Forge.R-project.org/projects/vegan/>.
- Oria de Rueda, J. A. (2003). *Guía de los árboles y arbustos de Castilla y León*. Calamo, Palencia, España.
- Pakeman, R. J., Leps, J., Kleyer, M., Lavorel, S., Garnier, E., VISTA consortium (2009). Relative climatic, edaphic and management controls of plant functional trait signatures. *Journal of Vegetation Science*, 20: 148-159. doi: 10.1111/j.1654-1103.2009.05548.x.
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A. (2004) Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice-a review. *Plant Ecology*, 171: 209-220. doi: 10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20.
- Peltzer, D. A., Bast, M. L., Wilson, S. D., Gerry, A. K. (2000). Plant diversity and tree responses following contrasting disturbances in boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 127: 191-203. doi: 10.1016/S0378-1127(99)00130-9.
- Pérez, B., Moreno, J. M. (1998). Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland. *Plant Ecology*, 134: 27-41. doi: 10.1023/A:1009733818670.
- R Development Core Team. (2009). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. ISBN:3-900051-07-0, URL /[http:// www.r-project.org](http://www.r-project.org), Vienna.
- Rodríguez, R. J., Serrada, R., Lucas, J. A., Alejano, R., del Río, M., Torres, E., Cantero, A. (2008). Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait subsp. *Mesogeensis* Fieschi, Gaussen. En Serrada, R., Montero, G., Reque, J. A. (Eds.), *Compendio de selvicultura aplicada en España* (pp. 399-430). INIA, Madrid, España.
- Rodríguez-García, E., Juez, L., Bravo, F. (2007). Análisis de la regeneración natural de *Pinus pinaster* Ait. en los arenales de Almazán-Bayubas (Soria, España). *Forest Systems*, 16: 25-38.
- Ruano, I., Pando, V., Bravo, F. (2009). How do light and water influence *Pinus pinaster* Ait. germination and early seedling development?. *Forest Ecology and Management*, 258: 2647-2653. doi:10.1016/j.foreco.2009.09.027.
- Shannon, C. E., Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, USA.
- Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (1995). *Biometry* (3rd. ed.). W.H. Freeman and Co., New York, NY, USA.
- Sternberg, M., Danin, A., Noy-Meir, I. (2001). Effects of clearing and herbicide treatments on coniferous seedling establishment and growth in newly planted Mediterranean forests. *Forest Ecology and Management*, 148: 179-184. doi:10.1016/S0378-1127(00)00528-4.
- Tárrega, R., Calvo, L., Marcos, E., Taboada, A. (2006). Forest structure and understory diversity in *Quercus pyrenaica* communities with different human uses and disturbances. *Forest Ecology and Management*, 227: 50-58. doi:10.1016/j.foreco.2006.02.008.
- Zang, R., Ding, Y. (2009). Forest recovery on abandoned logging roads in a tropical montane rain forest of Hainan Island, China. *Acta Oecologica*, 35: 462-470. doi:10.1016/j.actao.2008.12.006.
- Zenner, E. K., Kabrick, J. M., Jensen, R. G., Peck, J. E., Grabner, J. K. (2006). Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks. *Forest Ecology and Management*, 222: 326-334. doi:10.1016/j.foreco.2005.10.027.

ANEXO

Listado de especies indicadoras de cada uno de los tratamientos selvícolas aplicados.
Basado en Alday *et al.* (2010)

Tratamientos selvícolas	Especies
Control (H0)	<i>Corynephorus canescens</i>
	<i>Helichrysum italicum</i>
	<i>Jasione montana</i>
	<i>Lavandula pedunculata</i>
	<i>Lupinus angustifolius</i>
	<i>Pinus pinaster</i>
	<i>Sedum amplexicaule</i>
	<i>Senecio sylvaticus</i>
Eliminación 25% AB (H25)	<i>Aira caryophylla</i>
	<i>Andryala ragusina</i>
	<i>Dactylis glomerata</i>
	<i>Festuca spp.</i>
	<i>Hieracium pilosella</i>
	<i>Xolantha guttata</i>
Eliminación 50% AB (H50)	<i>Corrigiola litoralis</i>
	<i>Logfia gallica</i>
	<i>Mibora minima</i>
	<i>Micropyrum tenellum</i>
	<i>Ornithopus pinnatus</i>
	<i>Rumex bucephalophorus</i>
Cortas a hecho (H100)	<i>Alyssum serpyllifolium</i>
	<i>Asterolinon linum-stellatum</i>
	<i>Avena fatua</i>
	<i>Bromus tectorum</i>
	<i>Centaurea melitensis</i>
	<i>Cerastium ramossissimum</i>
	<i>Chondrilla juncea</i>
	<i>Cynodon dactylon</i>
	<i>Erodium cicutarium</i>
	<i>Filago lutescens</i>
	<i>Geranium molle</i>
	<i>Hieracium umbellatum</i>
	<i>Hypochoeris maculata</i>
	<i>Ornithopus compressus</i>
	<i>Petrorhagia nanteuillii</i>
	<i>Rumex acetosella</i>
	<i>Senecio gallicus</i>
	<i>Silene continhoi</i>
	<i>Trifolium arvense</i>
	<i>Trifolium campestre</i>
<i>Veronica arvensis</i>	
<i>Vulpia myuros</i>	