

Regeneración post-incendio de la encina mediante procesos naturales y asistidos y valoración económica de los servicios ecosistémicos

A.B. Leverkus^{1,2*}

(1) Departamento de Ecología, Universidad de Granada, Avenida de la Fuente Nueva S/N C.P. 18071 Granada, España.

(2) Departamento de Ciencias de la Vida. Edificio de Ciencias, Universidad de Alcalá. 28871 Alcalá de Henares, Madrid, España.

* Autor de correspondencia: A. B. Leverkus [alexandro.leverkus@uah.es]

> Recibido el 10 de junio de 2016 - Aceptado el 20 de septiembre de 2016

Leverkus, A. B. 2016. Regeneración post-incendio de la encina mediante procesos naturales y asistidos y valoración económica de los servicios ecosistémicos. *Ecosistemas* 25(3):121-127. Doi.: 10.7818/ECOS.2016.25-3.15

Introducción y objetivos

Para recuperar la vegetación después de perturbaciones forestales se puede acudir a la restauración activa o pasiva. La restauración activa implica la siembra de semillas o la plantación de plantones, mientras que la pasiva se basa en la regeneración natural. El éxito de cada estrategia y sus balances de coste-efectividad dependen de factores como las interacciones interespecíficas, los gradientes climáticos y las alteraciones producidas por el manejo post-perturbación. La saca de la madera tras un incendio, que implica la tala y extracción de los troncos quemados y frecuentemente el astillado o quema de los residuos, es una práctica común que puede alterar elementos del hábitat que afectan al desarrollo de las plantas y la selección de hábitat por parte de especies mutualistas y antagonistas (Lindenmayer et al. 2008). En consecuencia, el manejo de la madera quemada puede alterar profundamente la sucesión secundaria y la regeneración, tanto activa como pasiva, del área incendiada.

En esta tesis (Leverkus 2015) se analizaron los factores que afectan a la regeneración post-incendio de la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) en función del manejo de la madera quemada. Se estudió la depredación de bellotas sembradas, el éxito de una plantación y la regeneración natural y se realizó una valoración económica de estos métodos (Tabla 1). Para ello, en la zona afectada por el incendio de Lanjarón de 2005 se establecieron tres parcelas experimentales en un gradiente altitudinal, cada una con tres réplicas de tres tratamientos de la madera quemada: Extracción (E; intervención máxima), Ramas (R; intervención intermedia) y Control (C; sin intervención; ver explicaciones en la Figura 1). Además, unos rodales de pinos que sobrevivieron constituyeron el hábitat Pinos (P) (Fig. 1).

Regeneración asistida: siembra

La siembra de bellotas es el método más económico de regeneración activa de los *Quercus* y favorece el desarrollo de su sis-

tema radicular. Sin embargo, los mamíferos depredadores de bellotas ponen en jaque su eficacia. Por ello se abordó la búsqueda de métodos para incrementar el éxito de la siembra. Se testó el uso combinado del manejo de la complejidad estructural a escala de paisaje y una protección a escala de las bellotas individuales. Se realizaron tres experimentos de siembra testando el efecto de los tratamientos C y E, la siembra a distintas profundidades (2 vs 8 cm), la aplicación de capsaicina y el uso del dispositivo *seed shelter* (Fig. 2).

Los tratamientos post-incendio afectaron de forma contraria a la depredación por los principales gremios de depredadores: la mayor complejidad estructural del tratamiento C redujo la depredación por jabalíes, probablemente al dificultar su movimiento, pero incrementó las pérdidas por roedores. Mientras que la siembra a mayor profundidad y la capsaicina no afectaron a la supervivencia, el *seed shelter* fue muy efectivo (Fig. 2). Esperamos que el *seed shelter* tenga un bajo coste de producción y uso, con lo cual podría ser económicamente ventajoso frente a la plantación y más fiable que la siembra tradicional (Fig. 3A).

Regeneración asistida: plantación

Se realizó una plantación experimental mecanizada con dos objetivos. El primero fue testar el razonamiento tradicional de que la saca de la madera quemada puede suponer un beneficio económico debido a que mejora las condiciones de trabajo (y consecuentemente reduce los costes) de las labores posteriores de repoblación. Para ello se contabilizó el tiempo y materiales empleados en las distintas fases de manejo y repoblación en cada tratamiento y se estimaron sus costes. El coste de los tratamientos selvícolas fue nulo en C, intermedio en R y máximo en E. Como esperado, el patrón fue inverso para la reforestación, donde el coste fue C>R>E como resultado de la mayor dificultad para los operarios de transitar la zona cubierta de ramas y troncos (Fig. 3B). Sin embargo, las diferencias en el coste de reforestación fueron un orden de magnitud menores a las diferencias en el coste del tratamiento

Tabla 1. Variables estudiadas

Tipo de regeneración	Método	Variable respuesta	Variables explicativas
Asistida	Siembra de bellotas	Depredación de bellotas (roedor, jabalí)	Tratamiento post-incendio Profundidad de siembra Repelente (capsaicina) Seed shelter*
		Germinación de bellotas y emergencia	Tratamiento post-incendio Repelente (capsaicina) Seed shelter*
		Coste económico de la siembra	Tratamiento post-incendio Seed shelter*
	Plantación	Supervivencia de plantones	Tratamiento post-incendio Especie Altitud
		Crecimiento y estado hídrico y nutricional foliar de plantones	Especie Altitud
		Coste económico de la plantación	Tratamiento post-incendio
Natural	Dispersión de semillas y rebrote	Uso de hábitat por dispersores	Tratamiento post-incendio
		Dispersión de bellotas	Tratamiento post-incendio
		Reclutamiento y rebrote de encinas	Tratamiento post-incendio Tiempo (caída de árboles)
		Supervivencia y crecimiento de plántulas	Tratamiento post-incendio Tiempo (caída de árboles)
		Valor del servicio ecosistémico de la regeneración natural	Tratamiento post-incendio

* Dispositivo protector de semillas diseñado y patentado como resultado de esta tesis; ver [Figura 2](#).

selvícola, lo que dio un resultado global de coste en el orden $C < R < E$. Se concluye que en pinares incendiados de repoblación mediterráneos donde el valor de la madera es escaso (como en este caso) la saca de la madera no genera un beneficio económico.

El segundo objetivo de la plantación fue testar el efecto de la altitud sobre el desarrollo de los plantones de *Q. ilex* y *Q. pyrenaica*. Para reforestar un sitio se suele acudir a la vegetación potencial, que se asume que es la mejor adaptada a las condiciones locales. Sin embargo, en las últimas décadas se han constatado cambios en la distribución potencial de muchas especies debido al cambio climático (Matías y Jump 2014). Para estudiar el posible ascenso en el nicho de regeneración de estas dos especies se estudió la supervivencia, crecimiento y concentraciones foliares de N, P, $\delta^{13}C$ y $\delta^{18}O$ en dos de las parcelas experimentales: una en el piso bioclimático supramediterráneo, caracterizado por la presencia de bosques de *Quercus*, y la otra en el piso oromediterráneo, por encima del límite de estos bosques. Los resultados, resumidos en la [Tabla 2](#), sugieren un ascenso altitudinal en el rango de distribución potencial de estas especies debido al cambio climático y con ello apoyan las predicciones hechas para este siglo (Benito et al. 2011). Como conclusión, la elección de especies para la restauración en un escenario de rápido cambio climático debería considerar las condiciones

del futuro más que las del presente. Por otra parte, la restauración ecológica puede ser una oportunidad para favorecer la migración altitudinal de las especies con el cambio climático, lo cual, a su vez, favorecería la persistencia de dichas especies y la adaptación de los ecosistemas a las condiciones climáticas futuras.

Regeneración natural

El arrendajo (*Garrulus glandarius* L.) es el principal dispersor de bellotas a larga distancia en el Paleártico (Bossema 1979). Al ser éste un ave de bosque, se planteó el objetivo de analizar si los tratamientos post-incendio podían afectar su selección de hábitat y si esto se traduciría en diferencias en el reclutamiento post-incendio de encinas. Se monitorizaron los vuelos de arrendajos y la dispersión de bellotas en una de las parcelas, cercana a unos núcleos de encinas adultas no afectadas por el incendio. Asimismo, se monitorizó exhaustivamente la superficie de la parcela para estudiar la emergencia de plántulas durante los siete años posteriores al incendio y se estudió su supervivencia y tamaño al final del estudio.

Los arrendajos mostraron preferencia por el tratamiento C. Ello generó un mayor reclutamiento de plántulas bajo los pinos quemados en pie que en el resto de los tratamientos. Sin embargo,

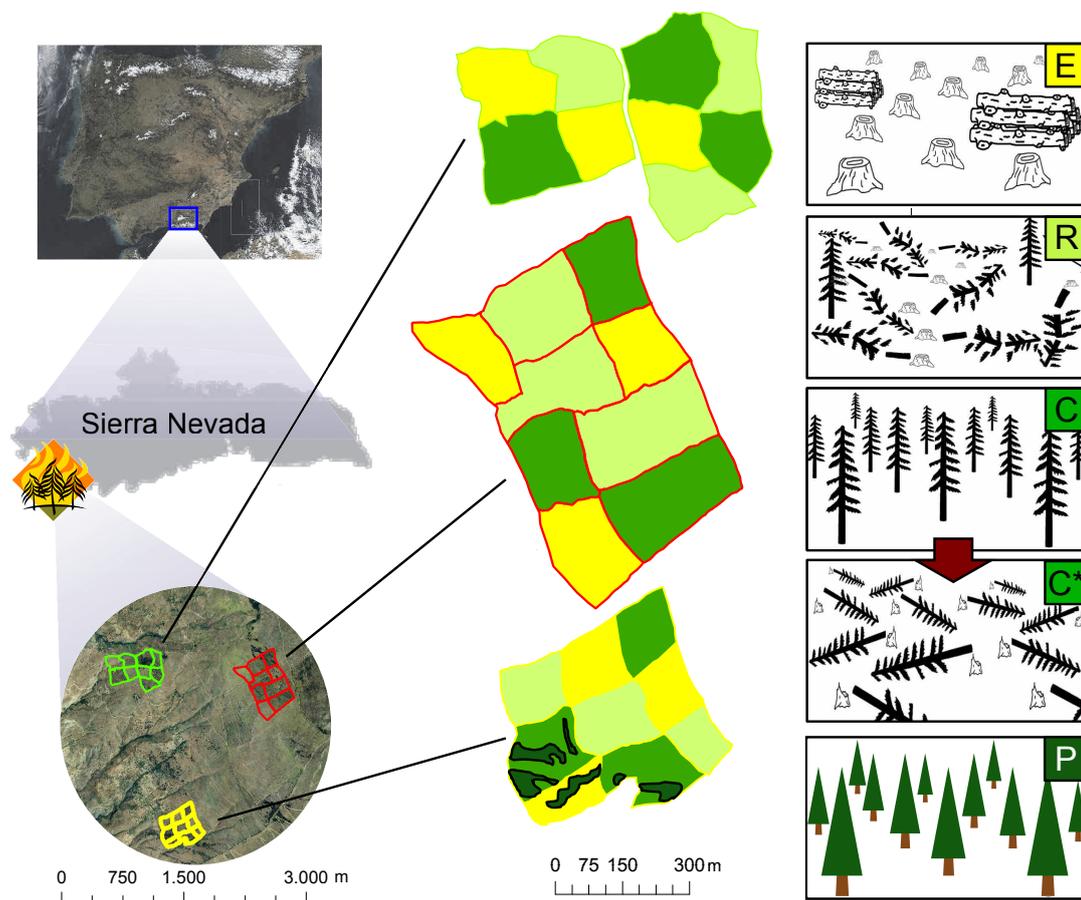


Figura 1. Localización de las parcelas de estudio y diseño experimental de manejo post-incendio. Cada parcela se dividió en nueve subparcelas, que conformaron tres réplicas seleccionadas al azar de tres tratamientos de la madera quemada: Extracción (E), donde se talaron los árboles quemados, se trocearon y apilaron los troncos y se astillaron las ramas; Ramas (R), donde se taló el 90% de los árboles, se trocearon los troncos y se separaron las ramas principales, dejando toda la madera esparcida por el suelo; Control (C), donde no se realizó ninguna actuación pero los pinos quemados cayeron paulatinamente a partir de 2007 hasta alcanzar el 100% en 2010 (C*). Unos rodales de Pinos (P) sobrevivieron al incendio en una de las parcelas, permanecieron en pie y fueron considerados como un cuarto tipo de hábitat en los estudios de regeneración natural. Los tratamientos se establecieron en primavera de 2006, unos seis a ocho meses después del incendio. Las parcelas se localizaban en la misma ladera, con orientación SO, sobre micaesquistos y a una altitud de 1477 m (Parcela 1, inferior), 1698 m (Parcela 2, centro) y 2053 m (Parcela 3, superior). La superficie de las parcelas era de 18-32 ha. El incendio, que fue clasificado como de mediana a alta intensidad, afectó una superficie de unas 3000 ha, de las cuales 1300 ha eran pinares de repoblación.

Figure 1. Study plot emplacement and experimental design on post-fire management. Each plot was divided in nine subplots, which were randomly assigned one of three replicates of one of three post-fire management treatments: Extraction (E), commonly called salvage logging, where the burnt trees were felled and cut in pieces and the remaining branches were masticated; Partial Cut (R), where 90% of the burnt trees were felled, the trunks were cut in pieces and separated from their main branches but leaving all the residuals spread over the ground; Control (C), where no action was taken but the burnt pines gradually collapsed from 2007 until reaching 100% in 2010 (C*). Some clusters of Pines (P) survived the fire in one of the plots, remained standing throughout the study period and were considered a fourth habitat type in the studies on natural regeneration. The treatments were established in spring 2006, some six to eight months after the fire. The plots were located on the same hillslope, with a SW aspect, with micaesquist as bedrock and at an elevation of 1477 m (Plot 1, bottom), 1698 m (Plot 2, centre) and 2053 m (Plot 3, top). The surface of the plots ranged between 18 and 32 ha. The fire, which was classified as of medium to high intensity, affected an area of ca. 3000 ha, of which 1300 ha were planted pine stands.

estos pinos fueron cayendo paulatinamente hasta llegar al 100% después de 5 años. Este hecho conllevó una reducción continuada en el reclutamiento en el tratamiento C a partir de 2009 y un incremento en los rodales de pinos vivos (P) (Fig. 4).

El patrón espacial de reclutamiento de encinas sufrió un cambio unidireccional a lo largo de los años. Como consecuencia, el ambiente biótico y abiótico en el que emergieron las cohortes sucesivas de encinas también sufrió un cambio de esta índole. Los rodales de pinos vivos ejercieron un efecto positivo sobre la supervivencia de las plántulas pero negativo sobre su crecimiento (Fig. 4), un patrón ampliamente conocido (Zavala et al. 2000). Al ir incrementando la proporción de plántulas reclutadas en este hábitat, también incrementó la relevancia del conflicto demográfico de mayor supervivencia/ menor crecimiento a lo largo de cohortes sucesivas de reclutamiento. Como consecuencia, se produjo un cambio unidireccional a nivel de paisaje en el aspecto cualitativo de la efectividad

de dispersión de semillas (*seed dispersal effectiveness*; Schupp et al. 2010). Se concluye que al principio de la sucesión secundaria existen rápidas alteraciones ambientales capaces de modificar unidireccionalmente el tipo de hábitat donde ocurre el reclutamiento y como consecuencia el tipo de conflicto demográfico que experimentarán las plantas, todo ello debido a mecanismos indirectos relacionados con cambios en la preferencia de hábitat de los organismos dispersores.

Valoración del servicio ecosistémico

La regeneración natural post-incendio por dispersión y rebrote representa un servicio ecosistémico que puede reducir la necesidad de reforestar y, por ende, los costes de estas actuaciones (Hougnier et al. 2006). La valoración económica de la regeneración natural en este estudio arrojó valores de entre 200 y 1150 €/ha,

Tabla 2. Resultados demográficos y ecofisiológicos de la plantación a distintas altitudes e interpretación de los mismos.

Resultado	Interpretación
Elevada mortalidad estival y baja invernal; aumento de supervivencia y crecimiento en altitud; correlaciones positivas entre $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{18}\text{O}$	Sequía estival como principal causa de mortandad; limitación estomática para la fotosíntesis
Alta mortalidad, baja concentración foliar de N y nulo crecimiento de <i>Q. pyrenaica</i> en cotas bajas; mayor aumento de crecimiento en altitud en <i>Q. pyrenaica</i> que en <i>Q. ilex</i>	Mayor resistencia a la sequía de la encina que del roble melojo
Correlación positiva de biomasa de <i>Q. pyrenaica</i> con concentración foliar de N y negativa con $\delta^{18}\text{O}$ en cotas elevadas; correlación negativa entre biomasa aérea y $\delta^{13}\text{C}$ foliar en encina a cotas bajas	Mejora en el crecimiento al mejorar el estado hídrico y nutricional
Mejora general en parámetros demográficos y ecofisiológicos en el piso bioclimático oromediterráneo con respecto al supramediterráneo	Ascenso en el rango potencial de regeneración y distribución de ambas especies debido al cambio climático
Enriquecimiento en $\delta^{18}\text{O}$ a mayor altitud en ambas especies	Resultado inesperado. Posibles explicaciones: - Mayor viscosidad del agua a mayor altitud - Fenología retrasada a mayor altitud - Mejora en el control estomático a mayor altitud debido a una mejora en la nutrición foliar*

* Esta hipótesis se apoya en correlaciones positivas entre la concentración foliar de N y los valores tanto de $\delta^{18}\text{O}$ como $\delta^{13}\text{C}$, que probablemente sean debidas a mejoras en el control estomático de la transpiración resultantes de una mejora en la nutrición foliar. En caso de ser cierta la hipótesis, dado que una mejora en la nutrición foliar en altitud es un patrón observado a escala global (Körner, 1989), este efecto podría suponer un mecanismo de retroalimentación positiva que favorezca la migración altitudinal de las especies de plantas con el cambio climático; actualmente está en curso un estudio financiado por la AEET ("Tomando la Iniciativa") para testar esta hipótesis.

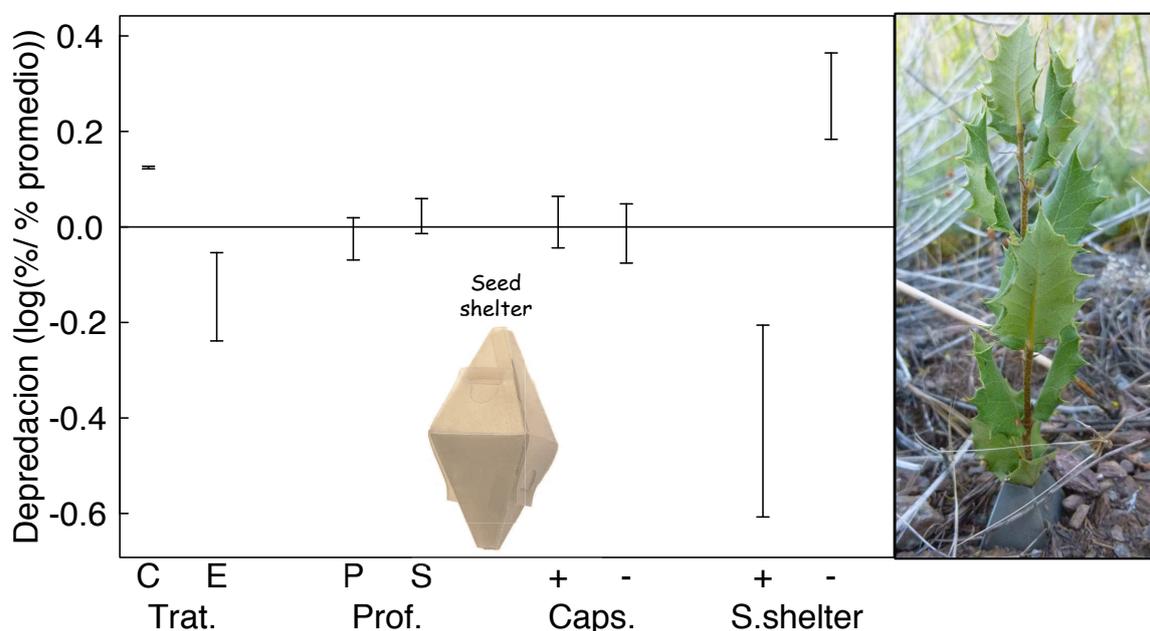


Figura 2. Resultados de los experimentos de depredación de bellotas. Los factores estudiados fueron el tratamiento de la madera (C= Control, E= Extracción), la profundidad de siembra (P= 8 cm, S= 2 cm), el uso de capsaicina y el seed shelter. Se muestran los datos de los tratamientos individuales, promediando los demás tratamientos. En todos los casos, los valores mostrados son el logaritmo de las medias estandarizadas (± 1 Err. Est.) a nivel de réplica ($n= 3$). El uso del seed shelter en el tratamiento C redujo la depredación a un mínimo, al atajar la depredación tanto por roedores (seed shelter) como por jabalíes (tratamiento C). El seed shelter también incrementó la germinación de las bellotas (82%, vs 51% sin dispositivo). La patente ha sido licenciada al Grupo Sylvestris. En la fotografía del lado derecho: encina con seed shelter emergida en campo.

Figure 2. Results of the acorn predation experiments. The studied factors were the treatment of burnt wood (C= Control, E= Extraction), sowing depth (P= 8 cm, S= 2 cm), the use of capsaicin, and the use of the seed shelter. Data of the individual treatments are shown, averaged over the rest of the treatments. In all cases, the values shown are the logarithm of standardised means (± 1 SE) at the replicate level ($n= 3$). The use of the seed shelter in the C treatment reduced acorn predation to a minimum, as it tackled predation both by rodents (seed shelter) and by wild boars (C treatment). The seed shelter also enhanced acorn germination (82%, vs 51% without device). The patent is licensed to Grupo Sylvestris. The photograph on the right shows a holm oak seedling emerged from within a seed shelter in the field.

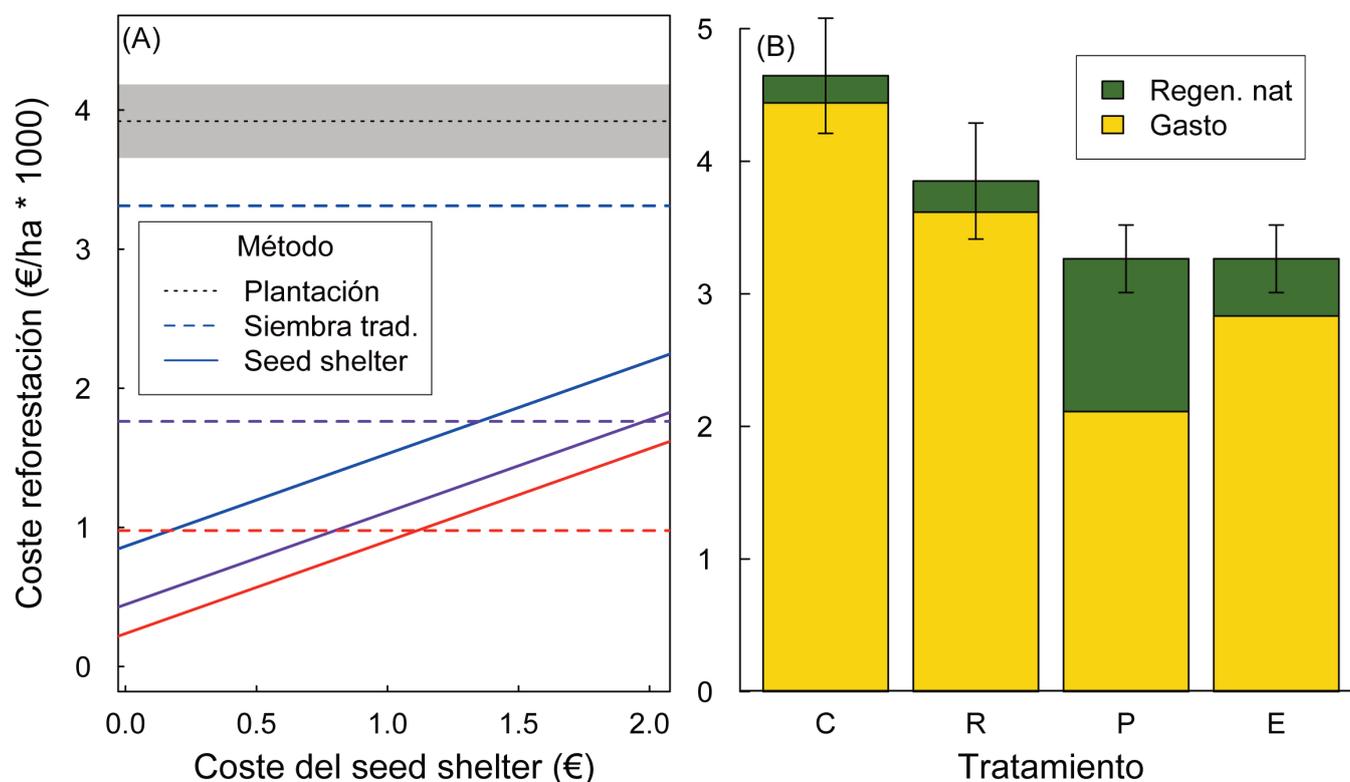


Figura 3. Coste de reforestación y valor económico del servicio ecosistémico de la regeneración natural. El panel A muestra el coste por hectárea de reforestar para obtener 400 plantas vivas en función del método empleado. El área gris representa el intervalo de confianza de 95% del coste de plantación, calculado con datos empíricos de la repoblación y con costes tabulados y asunciones estándar de Tragsa. Los costes de siembra tradicional y con seed shelter se calcularon para los escenarios de que se requieran 2 min (líneas azules), 1 min (morado) o 0.5 min (rojo) en sembrar una bellota (asumiendo que se tarde el doble en sembrar una bellota con seed shelter). El valor del eje X donde intersectan las líneas de los métodos de siembra del mismo color es el coste por unidad de seed shelter a partir del cual el uso del dispositivo deja de ser económicamente ventajoso para ese escenario del tiempo requerido. Las barras del panel B muestran el coste total de plantación en función del tratamiento post-incendio, calculado mediante datos de la repoblación experimental (excepto para Pinos, donde se estimó un valor teórico). La parte amarilla representa el gasto ineludible y la verde es el ahorro potencial que se generaría si se descontasen las encinas obtenidas por regeneración natural del objetivo de obtener 400 plantas vivas por hectárea. Esta zona verde representa el valor económico por hectárea del servicio ecosistémico de la regeneración natural post-incendio de la encina en cada uno de los tratamientos. Las barras de error indican ± 1 Err. Est. del coste total ($n=6$).

Figure 3. Reforestation costs and economic value of the ecosystem service of natural regeneration. Panel A shows the per hectare cost of reforesting to obtain 400 live plants as a function of the method employed. The grey area represents the 95% confidence interval of the cost of plantation, calculated with empirical data from the experimental reforestation and with tabulated costs and standard assumptions from Tragsa. The cost of traditional sowing and sowing with the seed shelter was estimated for the scenarios that it takes 2 min (blue lines), 1 min (purple) or 0.5 min (red) to sow one acorn (always assuming that twice this time is needed to sow one acorn with a seed shelter). The value of the X axis where the two same-coloured sowing lines intersect is the per unit seed shelter cost at which the use of this device stops being economically advantageous for that time-requirement scenario. The bars in panel B show the total cost of plantation as a function of post-fire treatment, calculated from empirical data of the experimental reforestation (except for the Pines treatment, where a theoretical cost was estimated). The green part shows the potential savings that would arise if the oaks obtained from natural regeneration were discounted from the objective of obtaining 400 live oaks per hectare. This green zone thus represents the economic value per hectare of the ecosystem service of post-fire holm oak natural regeneration for each of the post-fire treatments. The error bars indicate ± 1 SE of total costs ($n=6$).

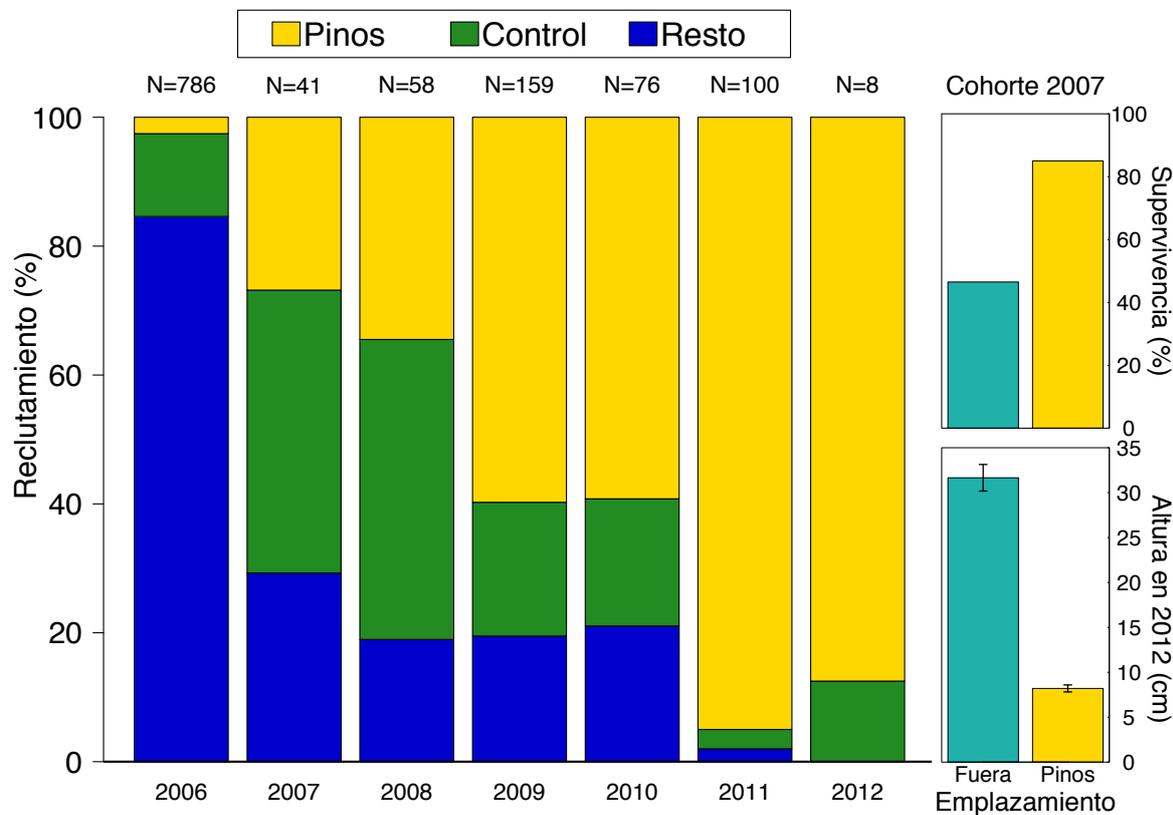


Figura 4. Patrón temporal en la distribución del reclutamiento de encinas en los distintos hábitats post-incendio. Las encinas halladas en 2006, que corresponden bien con rebrotes o con reclutamiento posterior al incendio pero previo a la realización de los tratamientos selvícolas post-incendio, se localizaban especialmente cerca de las encinas productoras de bellotas, especialmente en una réplica del tratamiento Extracción (marcado aquí junto con el tratamiento Ramas como "Resto"). A partir de 2007 la mayor parte del reclutamiento ocurrió en los hábitats Control y Pinos, ambos con pinos (vivos o quemados) en pie. En los primeros años hubo una selección positiva de los arrendajos por el tratamiento Control, pero ésta fue disminuyendo a la vez que caían los pinos quemados. Ello generó un aumento paulatino en la proporción de reclutamiento bajo los Pinos. Este proceso conllevó un cambio unidireccional en la calidad del hábitat para algunos procesos demográficos, como se aprecia en los gráficos de la derecha [donde se ejemplifica con la supervivencia y la altura (ambas medidas en 2012) de la cohorte de plántulas reclutadas en 2007; aquí los tratamientos Control, Extracción y Ramas aparecen aglomerados como "Fuera" de los rodales de pinos]. El aumento progresivo en el reclutamiento bajo pinos generó un aumento en las probabilidades de supervivencia pero una disminución en el crecimiento y desarrollo de sucesivas cohortes de plántulas. Figura adaptada de Leverkus et al. (2014).

Figure 4. Temporal recruitment (Reclutamiento) patterns of holm oaks in the different post-fire habitats. The oaks encountered in 2006, which correspond either to resprouts or to post-fire yet pre-treatment recruitment, were particularly located near the acorn-producing holm oaks, mainly in one replicate of the Extraction treatment (here marked as Resto, along with the Partial Cut treatment). From 2007 onwards the largest fraction of recruitment occurred in the Control and Pines habitats, both with standing live or dead trees. During the first years, there was a positive selection by European jays for the Control treatment, but this effect diminished along with the collapse of the standing burnt trees. As a consequence, there was a gradual increase in the proportion of recruitment occurring under Pines. This, in turn, generated a directional shift in the habitat quality for some demographic stages, as can be seen in the graphs on the right [which exemplify this point with the survival and height (both measured in 2012) of the cohort of recruits encountered in 2007; here the treatments Control, Extraction and Partial Cut are merged into the category Fuera (Outside the pine canopy)]. The progressive increase in the recruitment occurring under pines enhanced the probability of survival yet reduced the growth of successive plant cohorts. Figure modified from Leverkus et al. (2014).

dependiendo del reclutamiento y los costes de reforestación cada hábitat post-incendio (Fig. 3B). En los tratamientos E y R, la mayor parte del valor de este servicio ecosistémico fue debido al rebrote de individuos quemados. En el tratamiento Control el valor del reclutamiento post-incendio fue similar al rebrote. Por el contrario, en los rodales de pinar que quedaron vivos (tratamiento P) el valor del reclutamiento posterior al incendio y al manejo fue un orden de magnitud superior al del rebrote y la tendencia es que siga en aumento. De cara a la gestión, la retención de árboles en pie, ya sean vivos o quemados, puede favorecer la regeneración natural al atraer a las aves dispersoras de semillas. Como conclusión, los legados biológicos, como troncos quemados o rodales de árboles que sobreviven a un incendio, pueden proveer servicios ecosistémicos relevantes desde el punto de vista del funcionamiento del ecosistema, de la sucesión secundaria e incluso del económico (Castro et al. 2016). Es necesaria la consideración explícita tanto de estos servicios como de su variabilidad espacial para dar solidez a los balances de coste/efectividad de las estrategias de manejo post-incendio.

Agradecimientos

Agradezco profundamente la dirección de esta tesis por parte de Jorge Castro y José María Rey Benayas y la colaboración de numerosos compañeros, estudiantes e investigadores. Esta tesis fue financiada por una beca FPU (MECD AP2010-0272) y por diversos proyectos (ver referencias en las publicaciones). Un revisor anónimo contribuyó a mejorar este texto.

Referencias

- Benito, B., Lorite, J., Peñas, J. 2011. Simulating potential effects of climatic warming on altitudinal patterns of key species in Mediterranean-alpine ecosystems. *Climatic Change* 108: 471-483.
- Bossema, I. 1979. Jays and oaks: An eco-ethological study of a symbiosis. *Behaviour* 70: 1-117.
- Castro, J., Leverkus, A.B., Navarro, J., Guzmán, J.R. 2016. Qué hacer con los árboles quemados tras un incendio forestal. *Quercus* 366: 32-38.
- Hougnier, C., Colding, J., Söderqvist, T. 2006. Economic valuation of a seed dispersal service in the Stockholm National Urban Park, Sweden. *Ecological Economics* 59: 364-374.
- Körner, C. 1989. The nutritional status of plants from high altitudes- a worldwide comparison. *Oecologia* 81: 379-391.
- Leverkus, A.B. 2015. Colonización de áreas incendiadas por quercíneas: análisis de la concordancia entre los factores de dispersión y establecimiento y valoración económica de los servicios ecosistémicos. [Curso electrónico] Tesis doctoral, ISBN 9788491255635, Universidad de Granada, Granada. URL <http://0-hera.ugr.es/adrastea.ugr.es/tesisugr/26080138.pdf>
- Leverkus, A.B., Castro, J., Rey Benayas, J.M. 2014. Regeneración post-incendio de la encina en pinares de repoblación mediterráneos. *Ecosistemas* 23: 48-54.
- Lindenmayer, D.B., Burton, P.J., Franklin, J.F. 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press, Washington, D.C., Estados Unidos.
- Matías, L., Jump, A.S. 2014. Asymmetric changes of growth and reproductive investment herald altitudinal and latitudinal range shifts of two woody species. *Global Change Biology* 21: 882-896.
- Schupp, E.W., Jordano, P., Gómez, J.M. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist* 188: 333-353.
- Zavala, M.A., Espelta, J.M., Retana, J. 2000. Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: The case of Holm oak-Aleppo pine forests. *The Botanical Review* 66: 119-149.

ALEXANDRO B. LEVERKUS

Post-fire regeneration of the holm oak through natural and assisted processes and economic valuation of related ecosystem services. Regeneración post-incendio de la encina mediante procesos naturales y asistidos y valoración económica de los servicios ecosistémicos

Tesis Doctoral

Departamento de Ecología, Universidad de Granada

Noviembre 2016

Directores: Jorge Castro y José María Rey Benayas

Publicaciones resultantes de la tesis

- Castro, J., Leverkus A.B., 2014. Dispositivo protector de semillas ante depredadores. Número de patente: 201331441; Concesión: 23/07/2014; País de prioridad: España; Estado: en explotación comercial (Grupo Sylvestris); Titular: Universidad de Granada.
- Castro, J., Leverkus A.B., 2016. Dispositivo protector de semillas ante depredadores. Número de solicitud: P201690010; Solicitud de división presentada ante la OEPM de Madrid el 29/01/2016; País de prioridad: España; Estado: en explotación comercial (Grupo Sylvestris); Titular: Universidad de Granada.
- Castro, J., Puerta-Piñero, C., Leverkus, A.B., Moreno-Rueda, G., Sánchez-Miranda, A., 2012. Post-fire salvage logging alters a key plant-animal interaction for forest regeneration. *Ecosphere* 3, art90.
- Leverkus, A.B., Castro, J., Puerta-Piñero, C., Rey Benayas, J.M., 2013. Suitability of the management of habitat complexity, acorn burial depth, and a chemical repellent for post-fire reforestation of oaks. *Ecological Engineering* 53, 15-22.
- Leverkus, A.B., Rojo, M., Castro, J., 2015. Habitat complexity and individual acorn protectors enhance the post-fire restoration of oak forests via seed sowing. *Ecological Engineering* 83, 276-280.
- Leverkus, A.B., Puerta-Piñero, C., Guzmán-Álvarez, J.R., Navarro, J., Castro, J., 2012. Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forests* 43, 601-613.
- Leverkus, A.B., Castro, J., Delgado-Capel, M.J., Molinas-González, C., Pulgar, M., Marañón-Jiménez, S., Delgado-Huertas, A., Querejeta, J.I., 2015. Restoring for the present or restoring for the future: enhanced performance of two sympatric oaks (*Quercus ilex* and *Quercus pyrenaica*) above the current forest limit. *Restoration Ecology* 23, 936-946.
- Leverkus, A.B., Castro, J., Rey Benayas, J.M., 2014. Regeneración post-incendio de la encina en pinares de repoblación mediterráneos. *Ecosistemas* 23, 48-54.
- Leverkus, A.B., Lorite, J., Navarro, F.B., Sánchez-Cañete, E.P., Castro, J., 2014. Post-fire salvage logging alters species composition and reduces cover, richness, and diversity in Mediterranean plant communities. *Journal of Environmental Management* 133, 323-331.
- Leverkus, A.B., Rey Benayas, J.M., Castro, J. 2016. Shifting demographic conflicts across recruitment cohorts in a dynamic post-disturbance landscape. *Ecology* 97:2628-2639.