



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-320

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

La combinación de desbroce y plantación en ecosistemas mediterráneos para dirigir el ecosistema hacia comunidades menos inflamables y más resilientes

SANTANA, V. M.¹, BAEZA, M. J.², VALDECANTOS, A.² y VALLEJO, V.R.¹

¹ Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals. Universitat de Barcelona.

² Fundación de la Generalitat Valenciana Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo.

Resumen

El abandono de tierras de cultivo ha conllevado un aumento del área quemada en las últimas décadas y, consecuentemente, ha promovido cambios de bosques hacia matorrales propensos al fuego. La regeneración de especies propensas al fuego se ve favorecida por las perturbaciones, y puede situar los ecosistemas dentro de un bucle de retroalimentación positiva de fuego y degradación. Esfuerzos considerables son necesarios para revertir estos procesos degradativos, y la reintroducción de especies nativas leñosas es fundamental para la aceleración de la sucesión hacia comunidades más maduras. En este trabajo evaluamos la restauración de aulagares en el SE de la Península Ibérica con el objetivo de mitigar los posibles bucles de retroalimentación fuego-vegetación. El experimento combinó plantaciones de tres especies de estados sucesionales avanzados con el desbroce de especies de matorral altamente inflamables. La cobertura de especies y la biomasa se valoró 13 años después de los tratamientos. Observamos que la combinación de plantación y desbroce desplazó la comunidad hacia un matorral mixto de especies rebrotadoras y germinadoras, con una cantidad menor de biomasa total y de la fracción de biomasa fina muerta. Por el contrario, la plantación sin la eliminación de la vegetación por desbroce tuvo un menor éxito. Las especies de matorral germinadoras compitieron con los plantones y disminuyeron la capacidad de establecerse y crecimiento. Al mismo tiempo, estas comunidades fueron más propensas al fuego por su mayor contenido en biomasa y de la fracción de biomasa fina muerta. Estos resultados son de interés ya que sugieren estrategias para diseñar acciones de restauración efectivas.

Palabras clave

Matorral mediterráneo, restauración, riesgo de incendio, sucesión arrestada.

1. Introducción

En la cuenca mediterránea, el abandono extensivo de campos de cultivo durante el siglo veinte ha conllevado la formación de grandes extensiones de territorio en estados iniciales de la sucesión (Sluiter y Jong 2007; Weissteiner et al. 2011). Estos paisajes están dominados por especies típicas de estados iniciales de la sucesión, distinguidas por su gran capacidad de crecimiento (Verdú 2000, Baeza y Santana 2015). Comúnmente denominadas “germinadoras”, las especies dominantes producen y almacenan numerosas semillas en bancos de semillas persistentes en el suelo para asegurar su regeneración después de perturbaciones (Santana et al. 2014a). Estas semillas presentan a menudo una dormancia física que se rompe por acción del fuego o fluctuaciones diarias de temperatura, la cual conlleva un máximo de germinación justo después de la perturbación (Baeza y Roy 2008; Santana et al. 2013). En muchos casos, la habilidad de regeneración post-perturbación de las especies germinadoras se ensambla con sus características intrínsecas de alta inflamabilidad. Esto es, las especies germinadoras se caracterizan por acumular grandes proporciones de combustible fino y muerto en su estructura (Baeza y Santana 2015). Por lo tanto, podría ocurrir bucles de retroalimentación positiva entre el fuego y la vegetación, situando el ecosistema en estados arrestados de la sucesión (Grigulis et al. 2005).

Estos estados de sucesión arrestada pueden afectar las propiedades del ecosistema y degradar su funcionalidad. Fuegos recurrentes están asociados a cambios catastróficos en la estructura de la vegetación, además de pérdidas en carbono del suelo y fertilidad (Mayor et al. 2016). La diversidad del ecosistema puede verse también afectada negativamente por el riesgo de inmadurez de las especies; es decir, existe extinción de especies debido a que el intervalo entre incendios no es suficiente como para rellenar el banco de semillas (Santana et al. 2014a). Incluso, las especies germinadoras establecidas pueden arrestar la colonización de especies típicas de estados sucesionales más avanzados repeliendo a los dispersores de semillas (frugívoros), así como limitar su establecimiento mediante competición por los recursos (Gómez 2004; Pons y Pausas 2006, 2007). El arresto del establecimiento de especies dispersadas por frugívoros, además de afectar la diversidad de especies, es un proceso clave para impedir transiciones hacia estados más tardíos de la sucesión.

En la cuenca mediterránea, ha existido tradicionalmente un interés en la restauración de estados avanzados de la sucesión en detrimento de matorrales dominados por especies germinadoras de alta inflamabilidad (Vallejo et al. 2006). Sin embargo, prácticamente todos los estudios se han centrado en el estudio de actuaciones puntuales, cuyo éxito se evalúa a corto plazo y obviando posibles redirecciones en la trayectoria sucesional en el tiempo (Valdecantos et al. 2009). En la restauración ecológica, la resistencia y resiliencia de las comunidades y su conexión con posibles estados alternativos es un concepto fundamental (Alday y Marrs 2014). Para saltar de un estado hacia otro es fundamental superar la resistencia y resiliencia de la comunidad inicial, así como crear otra con suficiente resistencia/resiliencia para mantenerse en ese estado (Alday y Marrs 2014). En el caso de los matorrales mediterráneos, es esencial la aplicación de técnicas de manejo con el objetivo de eliminar las especies germinadoras y evitar su regeneración, al mismo tiempo que se promueve el establecimiento de especies típicas de estados avanzados de la sucesión. El desbroce mecánico puede ser una técnica eficiente para superar la resistencia/resiliencia del matorral de germinadoras (Baeza et al. 2003). Por otro lado, las plantaciones de especies típicas de estados sucesionales avanzados puede ser clave para la implantación de comunidades más maduras y estables. Estas comunidades presentan una alta resiliencia a las perturbaciones debido a la capacidad de rebrote. Estas plantaciones se han realizado con diferentes resultados en supervivencia y crecimiento, pero evaluando el éxito solo a corto plazo (Valdecantos et al. 2009). No hay estudios que aborden el éxito de todas estas técnicas como un todo, con el objetivo de redirigir la vegetación hacia comunidades más estables en el medio y largo plazo.

2. Objetivos

En este estudio evaluamos la efectividad de actuaciones de restauración combinadas para redirigir comunidades de matorral típicas mediterráneas (aulagares) hacia comunidades más maduras. Diferentes tratamientos, incluyendo desbroce mecánico y plantación de especies típicas de estados sucesionales avanzados, fueron aplicados en comunidades altamente inflamables dominadas por especies germinadoras. Específicamente, los tratamientos aplicados fueron: (i) plantación dentro del matorral, (ii) desbroce mecánico del matorral, y la combinación de ambos tratamientos (iii) desbroce + plantación. En primer lugar, trece años después de los tratamientos valoramos el efecto del desbroce en la supervivencia y crecimiento de los plantones. En segundo lugar evaluamos divergencias en la trayectoria sucesional hacia comunidades más maduras por efecto de los tratamientos. Finalmente, se valoró la biomasa total y la proporción de biomasa fina muerta como efecto de los tratamientos.

3. Metodología

El área de estudio está situada en el interior de la provincia de Valencia (Comarca de Ayora-Cofrentes). Un área típicamente montañosa compuesta por un mosaico de campos de cultivo, tierras abandonadas y pinares (Baeza et al. 2007). La vegetación potencial es un bosque de *Quercus ilex*, pero esta vegetación es escasa debido a la larga tradición de explotación humana. La temperatura

media anual es de 13.4°C y la precipitación de 458 mm. En 1979, un incendio de 33.000 ha quemó gran parte de esta zona.

En 2003, se combinaron tratamientos de desbroce y plantación dentro de un diseño experimental. La vegetación regenerada 24 años después del fuego estaba dominada por *Ulex parviflorus* acompañado por algún individuo disperso de *Pinus halepensis* o *P. pinaster*. La presencia de especies rebrotadoras era muy escasa. Este matorral se caracteriza por acumular grandes cantidades de biomasa fina muerta y por su alta continuidad (Baeza et al. 2003). El experimento se replicó tres veces en sitios separados: Roñoso (39°07'22"N, 0°57'56"W), Morera (39°07'17"N, 0°57'11"W) y Gachas (39°01'58"N, 0°53'30"W). Todos los sitios eran campos de cultivo abandonado, orientados al NE y a una elevación entre 978 y 1032 metros sobre el nivel del mar.

Cuatro parcelas de aproximadamente 1000 m² se seleccionaron en cada sitio en 2003, a los que se le aplicaron los diferentes tratamientos: (i) desbroce, (ii) plantación, (iii) desbroce + plantación, y (iv) control. El desbroce consistió en la eliminación del matorral mediante tractor de cadenas. La plantación consistió en la apertura de hoyos con una retroexcavadora, y posteriormente la plantación de tres especies típicas de estados sucesionales avanzados: *Quercus ilex*, *Rhamnus alaternus* y *Pistacia lentiscus*. El tratamiento de plantación solamente consistió en introducir los plantones dentro del matorral sin desbrozar. Una plantación de aproximadamente 800 individuos ·ha⁻¹ se realizó para cada una de las tres especies.

Cinco transectos permanentes de cobertura de 10 m de largo se establecieron en cada parcela, donde se valoró la cobertura de especies mediante el método de punto-intersección. Los contactos se tomaron cada 20 cm con una varilla metálica. Los muestreos se realizaron anualmente los tres primeros años, un cuarto a los 5 años y un último muestreo a los 13 años. La biomasa se muestreó en 5 cuadrados de 1 x 1 m dispuestos aleatoriamente dentro de cada tratamiento. Toda la vegetación aérea fue cortada y llevada al laboratorio junto con la hojarasca. En el laboratorio se separó entre biomasa viva y muerta, y se determinó el peso seco mediante su secado en estufa (48 horas a 80°C). No se muestrearon todos los tratamientos, en 2003 se muestreó el control, mientras que en 2016 (13 años después se muestrearon los tratamientos) se muestreó los tratamientos de plantación y desbroce + plantación.

Todos los análisis estadísticos se ejecutaron mediante el programa estadístico R (v.2.12.2; R Development Core Team). El análisis de los cambios en la composición de la comunidad como consecuencia de los tratamientos, y a lo largo del tiempo se realizó mediante Curvas de Respuesta Principal (PRC). Este es un tipo especial de análisis multivariante de redundancia (RDA) que describen cambios temporales en la comunidad en los diferentes tratamientos, y teniendo en cuenta como referencia el control (Alday y Marrs. 2014). El peso de las especies (b_k) representa la afinidad de cada especie para los tratamientos analizados, y el signo indica la dirección de los cambios en abundancia. Los análisis multivariantes se realizaron con la ayuda del paquete estadístico “vegan”. Cambios en la composición para cada tratamiento y año fue testado mediante análisis de permutación (función “permKS” del paquete “perm” con 1000 permutaciones). Diferencias en la supervivencia, cobertura de especies y biomasa entre tratamientos se realizaron mediante modelos mixtos lineales (LMM). Para esto se utilizó los tratamientos como factores fijos y los diferentes sitios como factor aleatorio. Estos análisis se realizaron mediante el paquete “lme4” y la función “lmer”.

4. Resultados

La supervivencia de los plantones fue superior para *R. alaternus* y *Q. ilex* que para *P. lentiscus* (Figura 1a). No hubo un efecto claro del desbroce en la supervivencia, solamente aumentó ligeramente en *P. lentiscus*. En cambio, la cobertura de estos plantones sí que se vio afectada por el desbroce. Fue mayor en las parcelas con estos tratamientos, teniendo mayor efecto en *R. alaternus*, seguido por *Q. ilex*, y mucho menor efecto en *P. lentiscus* (Figura 1b).

La biomasa total 13 años después de los tratamientos decreció con el tiempo si comparamos el control con la plantación (Figura 2a). Además, la biomasa en el tratamiento de desbroce fue aproximadamente la mitad que el tratamiento de plantación solamente. La proporción de biomasa muerta fue similar en el control y la plantación dentro del matorral trece años después (Figura 2b). Sin

embargo, el desbroce redujo a la mitad la proporción de combustible muerto respecto a la plantación dentro del matorral.

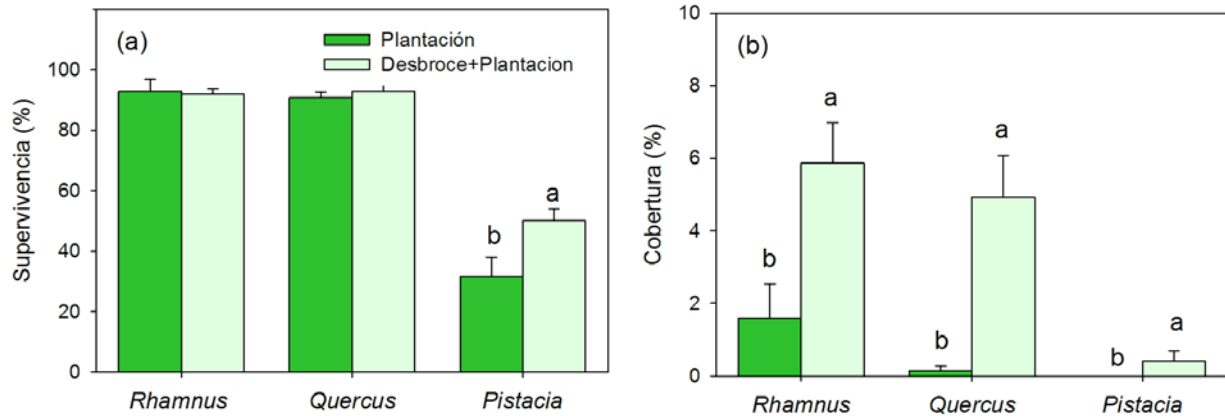


Figura 1. Supervivencia (a) y cobertura (b) de los plantones de especies típicas de estados avanzados de la sucesión (*Rhamnus alaternus*, *Quercus ilex* y *Pistacia lentiscus*) trece años después de los tratamientos. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). La barra de error indica el error estándar.

En los primeros años post-tratamiento (5 años), no hubo cambios significativos entre el control y la plantación dentro del matorral en la composición de especies de la comunidad (Figura 3a). Sin embargo, el desbroce sí que tuvo un efecto inmediato en los dos primeros años, tanto para el desbroce solamente como para el desbroce + plantación. No obstante, estas diferencias fueron disminuyendo con el tiempo según la regeneración de la vegetación avanza. Cinco años tras los tratamientos el desbroce + plantación tuvo una comunidad similar al control. Más a largo plazo (entre 5 y 13 años después de los tratamientos), se observó una tendencia a diferenciarse respecto al control de los diferentes tratamientos (Figura 3b). Los tratamientos que más se diferenciaron fueron el desbroce y desbroce + plantación, mientras que la plantación tuvo una menor tendencia. Esta tendencia fue debida al peso adquirido en estos tratamientos (b_k) por *Q. ilex*, *R. alaternus* y la regeneración de *U. parviflorus* (Figura 3b).

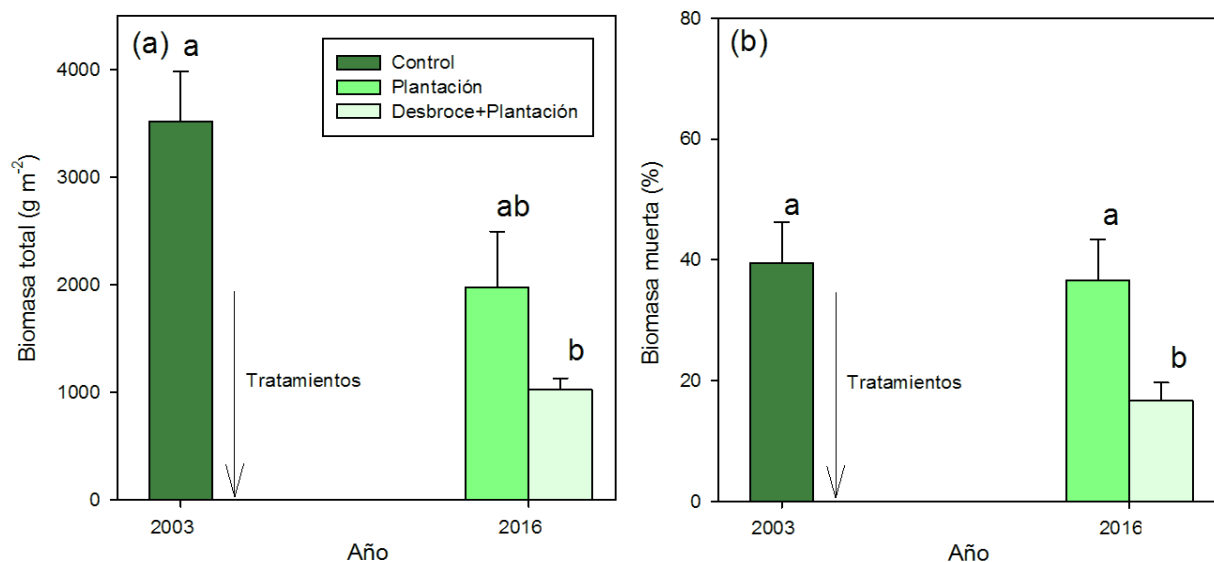


Figura 2. Biomasa total (a) y proporción de biomasa muerta (b) trece años después de los tratamientos. Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0.05$). La barra de error indica el error estándar.

5. Discusión

La trayectoria de la vegetación puede verse redirigida hacia comunidades menos inflamables y más resilientes mediante prácticas de manejo. El desbroce de especies germinadoras muy inflamables combinado con la plantación de especies típicas de estados sucesionales avanzados podría ser una estrategia adecuada. Trece años después de los tratamientos, se ha cambiado la direccionalidad en la trayectoria sucesional de las parcelas tratadas en comparación con las no tratadas. Las especies típicas de estados sucesionales avanzados empiezan a tener una importancia relativa en la comunidad, aunque todavía de forma incipiente. Además, el riesgo de incendio se vio reducido activamente por la disminución de especies germinadoras y la promoción de especies de estados sucesionales avanzados, las cuales acumulan menor proporción de biomasa muerta (Baeza y Santana 2015). Estas observaciones son relevantes para el manejo de grandes extensiones de la cuenca mediterránea, donde el matorral se encuentra en estado de sucesión arrestada y dominado por especies germinadoras típicas de estados sucesionales iniciales (Acacio et al 2007; Siles et al. 2008).

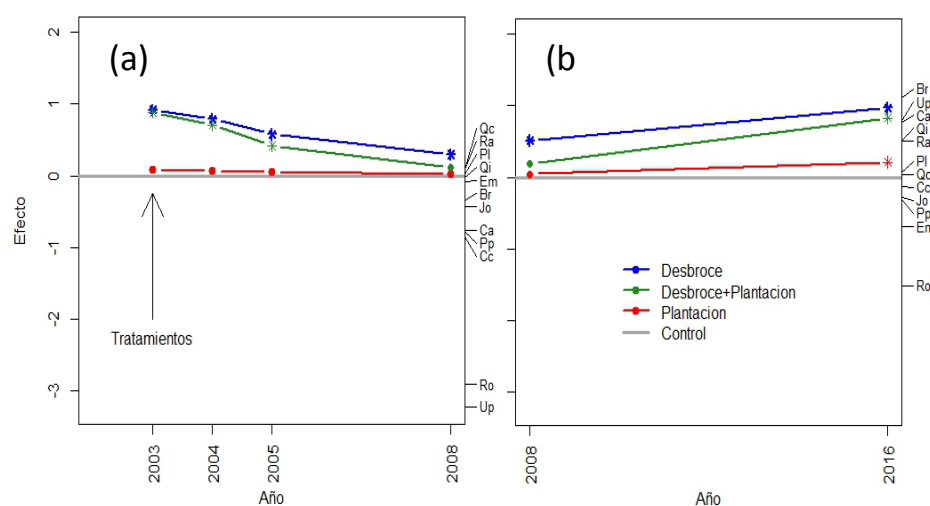


Figura 3. PRCs para cambios en la composición de la comunidad durante (a) los primeros cinco años después de los tratamientos (corto plazo) y (b) entre cinco y trece años después de los tratamientos (largo plazo). Diferencias significativas respecto al control de cada tratamiento se indica con un asterisco ($p < 0.05$, test de permutación). En el margen derecho se indica el peso específico de las especies más importantes (b_k) en relación con los tratamientos. Código de especies: Qc=Quercus *coccifera*, Ra=Rhamnus alaternus, Pl=Pistacia lentiscus, Qi=Quercus ilex, Em=Erica multiflora, Br=Brachypodium retusum, Jo=Juniperus oxycedrus, Ca=Cistus albidus, Pp=Pinus pinaster, Cc=Cistus clusii, Ro=Rosmarinus officinalis, Up=Ulex parviflorus.

El desbroce mecánico del matorral dominado por especies germinadoras podría ser una técnica de gestión fundamental para romper el arresto de la sucesión. En primer lugar, puede abrir una ventana de oportunidad para la colonización y establecimiento de plántulas de especies dispersadas por frugívoros típicas de estados sucesionales avanzados (Gómez 2004; Pons y Pausas 2006, 2007). Además, el crecimiento y supervivencia de los plantones fue menor si el matorral no se eliminaba. Este efecto negativo puede ser atribuido a la competencia por recursos entre el matorral previamente establecido y los plantones (Valdecantos et al. 2009). Estos resultados sugieren que el desbroce podría ser una técnica de manejo interesante para mejorar la resiliencia del ecosistema mediante el incremento del establecimiento de especies típicas de estados sucesionales avanzados, ya sea mediante plantación o por colonización natural.

Además de ser fundamental en la introducción de especies de estados sucesionales avanzados, el desbroce mecánico del matorral es también efectivo en la reducción del riesgo de

incendio. A corto plazo, el desbroce reduce casi completamente la biomasa, y es a lo largo del tiempo (10-15 años) cuando el matorral empieza a recuperar su estructura y biomasa. Sin embargo, el matorral (formado principalmente por *U. parviflorus* y *R. officinalis*) no recupera el vigor previo a los tratamientos de desbroce, ya que la biomasa total se reduce a la mitad en este tratamiento. Además, trece años después de los tratamientos la proporción de biomasa muerta siguió un patrón similar. Esto es consecuencia de la reducción cuantitativa de las especies germinadoras dominantes, pero especialmente de *U. parviflorus* que es la especie con mayor acumulación de biomasa total y muerta (Baeza y Santana 2015). La regeneración de *U. parviflorus* está conectada a la ruptura de la dormancia de su banco de semillas a través de fluctuaciones de temperatura (Baeza and Roy 2008). Después de las perturbaciones, la vegetación es eliminada, y las fluctuaciones de temperatura diaria en el suelo desnudo por incidencia del sol pueden romper la dormancia física de las semillas (Santana et al. 2013). El desbroce mecánico aplicado proporcionó que los restos triturados de la vegetación quedaran esparcidos en la superficie del suelo, lo que pudo mitigar activamente la regeneración de *U. parviflorus*. Los restos del desbroce pueden amortiguar las fluctuaciones de temperatura necesarias para la ruptura de la dormancia física, pero también pueden actuar como barrera física e interferir en la emergencia de las plántulas germinadas (Dodson y Peterson 2010; Santana et al. 2013, 2014b).

La efectividad de los tratamientos, sin embargo, no es completa e inmediata. A pesar de que existe un desplazamiento en la composición de la comunidad trece años después de los tratamientos, la cobertura de especies de estados sucesionales tardíos no superó el 10-15% en ningún caso. Es bien conocido estas especies son de crecimiento lento (Verdú 2000), y por ejemplo, estos valores de cobertura están lejos de alcanzar los niveles de recuperación rápida de la vegetación y protección después de perturbaciones (30% de cobertura para evitar pérdidas significativas de suelo después del fuego; Francis y Thornes 1990) que proporcionan las especies rebrotadoras. Por lo tanto, estos resultados a medio plazo no señalan un completo cambio hacia comunidades maduras, donde los objetivos de la restauración se vean cumplidos. Más esfuerzos de manejo son necesarios si se quiere acelerar la trayectoria sucesional. En este sentido, un segundo desbroce podría ayudar a acelerar el cambio en el tipo de vegetación. Entre diez o quince años después de los tratamientos, las especies de matorral germinadoras pueden empezar a competir nuevamente con las especies típicas de estados avanzados establecidas, aunque no regeneren de forma tan vigorosa como antes de los tratamientos. Este segundo desbroce podría ayudar a mejorar el crecimiento de las especies de estados sucesionales avanzados, así como reducir incluso más la presencia de especies germinadoras altamente inflamables (agotando su banco de semillas).

6. Conclusiones

La combinación del desbroce junto con la plantación de especies típicas de estados sucesionales avanzados podría ser un tratamiento efectivo para redirigir la trayectoria sucesional hacia comunidades más resilientes y con menor riesgo de incendio. El desbroce mejora el establecimiento y crecimiento de las especies plantadas y, además, reduce la presencia de especies germinadoras que acumulan gran cantidad de combustible muerto. Estos tratamientos serían una herramienta eficaz para romper el estado de sucesión arrestada dominado por especies altamente inflamables en el que se encuentran grandes extensiones de la cuenca mediterránea.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido desarrollado dentro del marco del proyecto europeo SPREAD (EVG1-2001-0027). Víctor M. Santana está financiado por el programa Beatriu de Pinós de la Generalitat de Catalunya (2014BP-B 00056). Agradecemos la colaboración de Divalterra en los tratamientos de desbroce realizados durante el desarrollo de esta investigación. El CEAM es soportado por la Generalitat Valenciana.

8. Bibliografía

- ACÁCIO, V.; HOLMGREN, M.; JANSEN, P. A.; SCHROTTER, O.; 2007. Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems*, 10(7), 1220-1230.
- ALDAY, J. G.; MARRS, R. H. 2014. A simple test for alternative states in ecological restoration: the use of principal response curves. *Appl veg sci*, 17(2), 302-311.
- BAEZA, M. J.; RAVENTÓS, J.; ESCARRÉ, A.; VALLEJO, V. R.; 2003. The effect of shrub clearing on the control of the fire-prone species *Ulex parviflorus*. *Forest Ecol Manag*, 186(1), 47-59.
- BAEZA, M. J.; VALDECANTOS, A.; ALLOZA, J. A.; VALLEJO, V. R.; 2007. Human disturbance and environmental factors as drivers of long-term post-fire regeneration patterns in Mediterranean forests. *J Veg Sci*, 18(2), 243-252.
- BAEZA, M. J.; ROY, J.; 2008. Germination of an obligate seeder (*Ulex parviflorus*) and consequences for wildfire management. *Forest Ecol Manag*, 256(4), 685-693.
- BAEZA, M. J.; SANTANA, V. M.; 2015. Biological significance of dead biomass retention trait in Mediterranean Basin species: an analysis between different successional niches and regeneration strategies as functional groups. *Plant Biol*, 17(6), 1196-1202.
- DODSON, E. K.; PETERSON, D. W.; 2010. Mulching effects on vegetation recovery following high severity wildfire in north-central Washington State, USA. *Forest Ecol Manag*, 260(10), 1816-1823.
- FRANCIS, C. F.; THORNES, J. B.; 1990. Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types. En: THORNES, J. B. (ed.): *Vegetation and erosion*, 363-384. Wiley, Chichester.
- GÓMEZ, J. M.; 2004. Importance of microhabitat and acorn burial on *Quercus ilex* early recruitment: non-additive effects on multiple demographic processes. *Plant Ecol*, 172(2), 287-297.
- GRIGULIS, K.; LAVOREL, S.; DAVIES, I. D.; DOSSANTOS, A.; LLORET, F.; VILÀ, M.; 2005. Landscape-scale positive feedbacks between fire and expansion of the large tussock grass, *Ampelodesmos mauritanica* in Catalan shrublands. *Glob Change Biol*, 11(7), 1042-1053.
- MAYOR, A. G.; VALDECANTOS, A.; VALLEJO, V. R.; KEIZER, J. J.; BLOEM, J.; BAEZA, J.; GONZÁLEZ-PELAYO, O.; MACHADO, A. I.; DE RUITER, P. C.; 2016. Fire-induced pine woodland to shrubland transitions in Southern Europe may promote shifts in soil fertility. *Sci Total Environ*, 573, 1232-1241.
- PONS, J.; PAUSAS, J. G.; 2006. Oak regeneration in heterogeneous landscapes: the case of fragmented *Quercus suber* forests in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecol Manag*, 231(1), 196-204.
- PONS, J., PAUSAS, J. G.; 2007. Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia*, 153(4), 903-911.
- SANTANA, V. M.; BAEZA, M. J.; BLANES, M. C.; 2013. Clarifying the role of fire heat and daily temperature fluctuations as germination cues for Mediterranean Basin obligate seeders. *Ann. bot*, 111(1), 127-134.
- SANTANA, V. M.; ALDAY, J. G.; BAEZA, M. J.; 2014a. Effects of fire regime shift in Mediterranean Basin ecosystems: changes in soil seed bank composition among functional types. *Plant ecol*, 215(5), 555-566.

SANTANA, V. M.; ALDAY, J. G.; BAEZA, M. J.; 2014b. Mulch application as post-fire rehabilitation treatment does not affect vegetation recovery in ecosystems dominated by obligate seeders. *Ecol Eng*, 71, 80-86.

SILES, G.; REY, P. J.; ALCÁNTARA, J. M.; RAMÍREZ, J. M.; 2008. Assessing the long-term contribution of nurse plants to restoration of Mediterranean forests through Markovian models. *J Appl Ecol*, 45(6), 1790-1798.

SLUITER, R.; DE JONG, S. M.; 2007. Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions. *Landscape Ecol*, 22(4), 559-576.

VALDECANTOS, A.; BAEZA, M. J.; VALLEJO, V. R.; 2009. Vegetation Management for Promoting Ecosystem Resilience in Fire-Prone Mediterranean Shrublands. *Restor Ecol*, 17(3), 414-421.

VALLEJO, R.; ARONSON, J.; PAUSAS, J. G.; CORTINA, J.; 2006. Restoration of Mediterranean woodlands. En: VAN ANDEL, J.; ARONSON, J (eds.): *Restoration ecology: The new frontier*, 193-207. Blackwell Science, Oxford.

VERDÚ, M.; 2000. Ecological and evolutionary differences between Mediterranean seeders and resprouters. *J Veg Sci*, 11(2), 265-268.

WEISSTEINER, C. J.; BOSCHETTI, M.; BÖTTCHER, K.; CARRARA, P.; BORDOGNA, G.; BRIVIO, P. A.; 2011. Spatial explicit assessment of rural land abandonment in the Mediterranean area. *Glob Planet Change*, 79(1), 20-36.