

AVANCES EN LA RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FORESTALES TÉCNICAS DE IMPLANTACIÓN

Palencia, 22-23 de noviembre de 2012

E D I T O R E S

Carolina Martínez Ruiz

Francisco José Lario Leza

Belén Fernández Santos



II Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales de la SECF y del Grupo de Trabajo de Restauración Ecológica de la AEET

VI Reunión del GT de Repoblaciones Forestales de la SOCIEDAD ESPAÑOLA DE CIENCIAS FORESTALES - SECF
II Reunión del GT de Restauración Ecológica de la ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE ECOLOGÍA TERRESTRE - AEET



Universidad de Valladolid



PROYECTO VA042A10-2

AVANCES EN LA RESTAURACIÓN DE SISTEMAS FORESTALES. TÉCNICAS DE IMPLANTACIÓN

II Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de
Repoblaciones Forestales de la SECF y del Grupo de
Trabajo de Restauración Ecológica de la AEET

EDITORES:

Carolina Martínez Ruiz

Francisco José Lario Leza

Belén Fernández Santos

VI Reunión del GT de Repoblaciones Forestales de la SOCIEDAD ESPAÑOLA DE
CIENCIAS FORESTALES -SECF

II Reunión del GT de Restauración Ecológica de la ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE
ECOLOGÍA TERRESTRE – AEET



Palencia, 22-23 noviembre 2012

E.T.S. de Ingeniería Agrarias de Palencia
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID



COMITÉ ORGANIZADOR:

Presidentes:

Carolina Martínez Ruiz (Universidad de Valladolid, IUGFS, AEET)

Francisco José Lario Leza (TRAGSA, SECF)

Secretaria:

Belén Fernández Santos (Universidad de Salamanca, AEET)

Vocales:

José María del Arco Montero (Universidad de Valladolid, AEET)

Leonor Calvo Galván (Universidad de León, AEET, SECF)

Luis Ocaña (TRAGSA, SECF)

Jesús Pemán (Universidad de Lleida, SECF)

José Arturo Reque Kilchenmann (Universidad de Valladolid, IUGFS, SECF)

María Pilar Zaldívar García (Universidad de Valladolid)

Alumnas colaboradoras: Paloma Torroba Balmori, Daphne López Marcos.

COMITÉ CIENTÍFICO

Ricardo Alía Miranda (INIA, SECF)

Felipe Bravo Oviedo (Universidad de Valladolid, IUGFS, AEET, SECF)

Mercedes Casal Jiménez (Universidad de Santiago de Compostela, AEET, SECF)

Jorge Castro González (Universidad de Granada, AEET, SECF)

Jordi Cortina Segarra (Universidad de Alicante, AEET)

Belén Fernández Santos (Universidad de Salamanca, AEET)

Josu González Alday (Universidad de Valladolid, IUGFS, Universidad de Liverpool)

Carolina Martínez Ruiz (Universidad de Valladolid, IUGFS, AEET)

Juan A. Oliet Palá (ETSIAM-Universidad de Córdoba, SECF)

José María Rey Benayas (Universidad de Alcalá, AEET)

Roque Rodríguez Soalleiro (Universidad de Santiago de Compostela, SCEF)

Reyes Tárrega García Mares (Universidad de León, AEET, SECF)

María Luz Valbuena Relea (Universidad de León, AEET)

Fernando J. Valladares Ros (CSIC, AEET, SECF)

Pedro Villar Salvador (Universidad de Alcalá, AEET, SECF)

Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF) y Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET).

Editores Científicos: Carolina Martínez Ruiz, Francisco José Lario Leza y Belén Fernández Santos

Diseño de la portada: Miguel Ángel Negro Domínguez, 4gestudiografico@gmail.com

I.S.B.N.: 978-84-937964-6-4

Depósito Legal: PO 142-2013

Cita recomendada:

Martínez-Ruiz, C.; Lario Leza, F.J. y Fernández-Santos, B. eds. 2013. Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación. SECF-AEET, Madrid, España.

ÍNDICE

	<u>Páginas</u>
PRÓLOGO	5
L. Hernández: Estándares para la Certificación de Proyectos de Restauración de Ecosistemas Forestales	7
J. del Río, E. Gómez, J. Reque Kilchenmann y A. Martínez de Azagra: Reponer marras o regar brinzales: una disyuntiva a analizar en zona árida	13
J. Coello y M. Piqué: Nuevas técnicas contra la vegetación competidora en reforestación: madera rameal, astilla y bioplástico	19
J. Castro y A.B. Leverkus: La saca de la madera quemada perjudica la regeneración natural y asistida de especies forestales en el Parque Nacional de Sierra Nevada	27
A.B. Leverkus, J. Castro, C. Puerta-Piñero y J.M. Rey-Benayas: Efecto del manejo de la madera quemada y la profundidad de siembra de bellotas sobre el éxito de reforestación con encina de áreas incendiadas	35
M. Pardos, R. Calama, C. Mayoral, G. Madrigal y M. Sánchez-González: Efecto del riego estival y del mulch orgánico en la supervivencia inicial y crecimiento de una plantación de <i>Pinus pinea</i> y <i>Quercus ilex</i> en una zona quemada	41
M.B. Turrión, E. San José, F. Lafuente, O. López y R. Mulas: Recuperación de un suelo forestal quemado mediante la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos: Efectos en la dinámica y disponibilidad del P edáfico	49
M. Fernández, C. Rad, D. Pérez, J.D. Blasco y S. González: Evaluación de la biomasa aérea y subterránea en los primeros estadios de una repoblación con pino piñonero de un suelo forestal quemado	57
M. Casal y O. Reyes: Claves ecológicas para la restauración de la vegetación de áreas quemadas en Galicia	69
S. Villa, C. Martínez-Ruiz, J.A. García y B. Fernández-Santos: Influencia de <i>Cytisus multiflorus</i> en la supervivencia y crecimiento de plantas de <i>Quercus ilex</i> y <i>Q. pyrenaica</i> , durante los dos primeros años	75
P. Torroba, M.P. Zaldívar, B. Fernández-Santos y C. Martínez-Ruiz: Papel de los matorrales autóctonos en la expansión del bosque en minas de carbón restauradas en el norte de Palencia	81
A.I. Milder, E. Salazar, B. Fernández-Santos y C. Martínez-Ruiz: Regeneración natural de <i>Quercus petraea</i> en minas de carbón restauradas: influencia positiva de los matorrales autóctonos	89
J.M. del Arco y M. Carretero: Preferencias en el consumo de bellotas por <i>Mus spretus</i> Lataste (1883) y su influencia en la dispersión de especies quercíneas	95
A. Vázquez de Castro, J.A. Oliet y J. Puértolas: Efecto de la transmisividad del tubo protector y la sequía sobre el establecimiento de dos especies mediterráneas <i>Quercus ilex</i> y <i>Pinus halepensis</i>	101
N. Vizcaíno, J.A. Oliet y D.F. Jacobs: Biomasa y dinámica de nutrientes de encina en fase de plántula. Efectos de la disponibilidad durante el desarrollo ontogénico	107

F.J. Lario Leza, B. Omil, A. Merino y L. Ocaña: Diagnóstico morfológico y nutricional de <i>Pinus pinaster</i> Ait. producido en vivero en clima continental y lluvioso	113
M. Uscola, K. Quispe, J. Maroto, P. Villar-Salvador, C.R. Warren y J.A. Oliet: Efectividad de la fertilización foliar nitrogenada como herramienta para incrementar la concentración de nitrógeno en brinzales de <i>Pinus halepensis</i> Mill. y <i>Quercus ilex</i> L.	121
C. Eimil, F. Sánchez, C. Pérez, R. Rodríguez, E. Álvarez, G. Toval, R. Díaz y M. Menéndez: Evaluación del estado nutricional e índice de sitio en repoblados de <i>Pinus pinaster</i> atlántico: efecto del sustrato geológico	129
P. Ferrandis, E. Martínez-Duro, A.L. Luzuriaga, A. Escudero y M. Seifan: Regeneración natural de comunidades vegetales en ambientes semiáridos con suelos restrictivos: ¿cuestión de tiempo o de condiciones edáficas?	137
A. Vilagrosa, M. Llorca, J. Puértolas, V.C. Luis, E. Chirino, J. Llovet, S. Bautista, J.A. Alloza y V. R. Vallejo: Cambios en la funcionalidad y diversidad en ecosistemas degradados y su relación con las actividades de reforestación	143
X. García Martí y P.P. Ferrer Gallego: La creación de núcleos de dispersión y reclamo como modelo de restauración ecológica forestal	149
J. Schmitt: Innovación en la producción de semillas. Experiencia de una empresa en el sector forestal y de la restauración	159
J.C. Muñoz Reinoso y J.L. Rodríguez: Datos para la plantación del enebro marítimo en sistemas dunares	163
F. Garrido, F. López, R. San Martín y R. Sierra: Avances en la producción de planta en contenedor: Los Air-pot	169
E. Chirino, A. Erades, A. Vilagrosa y V. R. Vallejo: Dinámica, morfología y topología del sistema radical de seis especies leñosas mediterráneas	177
E. Andivia, M. Fernández, R. Alejano y J. Vázquez-Piqué: Diferencias en el estado hídrico entre procedencias de encina. Implicaciones para futuros programas de restauración forestal .	183
D. Lafuente, L. Santos y J.M. Climent: Variación intraespecífica en caracteres de historia vital en pino carrasco (<i>Pinus halepensis</i> Mill.)	189
B. Fernández-Santos, D. Moro, C. Martínez-Ruiz, M.J. Fernández y F.J. Martín: Efectos del peso de la bellota y de la edad del árbol productor en las características regenerativas de <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	197
J. Tormo, J. Cortina y S. García-Barreda: Selección de especies para restauración mediante modelos de germinación hidrotermal	203
J.G. Alday, R.H. Marrs y C. Martínez-Ruiz: Establecimiento y desarrollo de leñosas en restauraciones mineras	209
D. López Marcos, M.B. Turrión y C. Martínez-Ruiz: Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la composición de especies vegetales sobre escombreras mineras de carbón del norte de España	215

PRÓLOGO

Durante los días 22 y 23 de noviembre de 2012 tuvo lugar la II Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF) y el Grupo de Trabajo de Restauración Ecológica de la Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET). La reunión se celebró en la Universidad de Valladolid, Campus de Palencia, bajo el título: *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. Asistieron 55 participantes y se presentaron 38 contribuciones, en su mayoría comunicaciones orales, agrupadas por afinidad temática en tres sesiones: “*Técnicas de implantación*”, “*Investigación en producción de planta de calidad y cultivo de planta forestal en vivero*” y “*Cambio climático y elección de especies y orígenes*”. Además, se presentaron dos libros de transferencia de resultados de investigación: “*Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*”¹ y “*La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*”², se organizó una mesa redonda sobre la “*Repercusión de la innovación en la producción de semillas, plantas y plantaciones*” y tuvo lugar una visita técnica a *zonas de ensayos de implantación de quercíneas y otras especies forestales*. Una agenda apretada para alcanzar los objetivos de la reunión: 1) la transferencia de resultados de investigación, tecnología y/o metodologías de trabajo entre investigadores y gestores forestales de las administraciones públicas y empresa privadas, y 2) la coordinación de trabajos en relación con el cultivo en vivero e implantación de especies en sistemas forestales.

El contenido de este libro proviene de las comunicaciones presentadas en la Reunión, por especialistas de ámbitos muy diversos, desde viveristas privados y técnicos de diferentes administraciones autonómicas, hasta investigadores de centros públicos, fundaciones y universidades españolas. En primer lugar, se destaca la necesidad del desarrollo de protocolos de evaluación de las restauraciones que incorporen principios de gestión participativa e integrada, así como de estándares de certificación de proyectos de restauración de ecosistemas y, en particular, de los forestales (Hernández, p. 7). También, la oportunidad de transferir resultados de investigación al ámbito de tecnólogos y gestores, así como de potenciar el seguimiento de las medidas de restauración propuestas a través de los planes de vigilancia ambiental. Se plantea la disyuntiva entre micro-riego y reposición de marras (Del Río et al., p. 13).

Por otro lado, se realizan análisis comparativos de diferentes tratamientos en zonas quemadas, para valorar la eliminación de vegetación competitiva en reforestaciones de zonas quemadas (Coello y Piqué, p. 19), los efectos del manejo de la madera quemada sobre la regeneración natural o no (Castro y Leverkus, p. 27; Leverkus et al., p. 35), la influencia del riego estival y el mulch orgánico en la supervivencia de *Pinus* y *Quercus* spp. (Pardos et al., p. 41), y la aplicación de residuos sólidos urbanos en la dinámica y disponibilidad del P edáfico en zonas quemadas (Turrión et al., p. 49). Asimismo, se muestran modelos de estimación del carbono y nitrógeno fijados en la biomasa aérea y subterránea, tras la regeneración post-fuego de masas de pino piñonero (Fernández et al., p. 57), y se dan algunas claves para la restauración de la vegetación de áreas quemadas en Galicia (Casal y Reyes, p. 69).

En cuanto a quercíneas, se analizan los efectos del tamaño de la planta de encina y la aplicación de mulch en la supervivencia, crecimiento y patrón anual de nutrientes foliares, así como de la aplicación de mulches en una forestación con encinas bajo condiciones semiáridas continentales. Se describe el papel facilitador de los matorrales en la supervivencia y crecimiento de quercíneas en ambientes estresados (Villa et al., p. 75; Torroba et al., p. 81; Milder et al., p. 89), las preferencias del consumo de bellotas por algunos dispersantes de quercíneas (Del Arco y Carretero, p. 95), la respuesta específica a los tubos protectores y la necesidad de considerar la transmisividad como variable de diseño a ajustar al temperamento de las diferentes especies (Vázquez de Castro et al., p. 101).

Respecto a la fertilización edáfica, se destaca el efecto de la misma sobre la ontogenia de las plántulas de encina más que sobre la biomasa o estado nutricional de las mismas (Vizcaíno et al., p.

¹ Valladares, F., Balaguer, L. Mola, I., Escudero, A., Altaya, V. (eds.) 2011. *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Fundación Biodiversidad, Madrid, España.

² Gordo, J., Calama, R., Pardos, M., Bravo, F., Montero, G. (eds.) 2012. *La regeneración natural de los pinares en los arenales de la Meseta Castellana*. Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (Universidad de Valladolid-INIA), Valladolid, España.

107), y se definen criterios para mejorarla en pino negral de cara a mejorar, también, su efecto diferido en repoblaciones teniendo en cuenta, entre otras cosas, la época de despacho y plantación (Lario et al., p. 113). Además, se determina la mejor formulación para el éxito de la fertilización foliar en pino carrasco y encina creándose expectativas para su uso en momentos de mayor requerimiento nutricional (Uscola et al., p. 121). También se valora la importancia del sustrato geológico, en concreto por la diferente disponibilidad de potasio en los suelos, en el estado nutricional de *Pinus pinaster* en Galicia y su influencia en la calidad de estación (Eimil et al., p. 129), y se modeliza la sucesión secundaria tras abandono de cultivos en zonas áridas con suelos restrictivos (Ferrandis et al., p. 137).

En otras aportaciones se profundiza en las interacciones entre funcionalidad y diversidad en ecosistemas degradados y su relación con las actividades de reforestación (Vilagrosa et al., p. 143), y se destaca la importancia de la creación de núcleos de dispersión y reclamo como modelo de restauración ecológica forestal (García y Ferrer, p. 149). Se insiste en la repercusión de la innovación en la producción de semillas (Schmitt, p. 159) y se establecen pautas para la plantación del enebro marítimo (Muñoz y Rodríguez, p. 163). Se valora el empleo de nuevos tipos de contenedor (Los Air-Pot) para mejorar la estructura del sistema radicular y con ello la estabilidad de las plantas frente a agentes como el viento (Garrido et al., p. 169). También se analiza la dinámica, morfología y topología del sistema radical de seis especies leñosas mediterráneas y sus implicaciones en la eficiencia en el transporte y absorción de recursos (Chirino et al., p. 177).

Además, se aborda la variabilidad inter e intrapoblacional. Se analiza la influencia de la región de procedencia sobre multitud de parámetros de la planta, entre ellos la diferenciación de caracteres reproductivos, grado de serotinia en pinos, espesor de la corteza, o las diferencias en la tolerancia al estrés hídrico en encinas (Andivia et al., p. 183), y de su importancia dependiendo de los objetivos de reforestación, así como de la variabilidad intraespecífica en la sostenibilidad a largo plazo de las plantaciones de *Pinus halepensis* (Lafuente et al., p. 189). Se constata la influencia de la variabilidad intrapoblacional en dehesas de encina en las características de la bellota producida y cómo el peso de las bellotas y la edad de los árboles madre influyen en la velocidad de germinación y en la amplitud del período de germinación (Fernández-Santos et al., p. 197).

Finalmente, se establecen directrices de interés para favorecer la restauración en diferentes tipos de ecosistemas, tales como los ambientes semiáridos y las zonas mineras de carbón. En el primer caso, se enfatiza el empleo de modelos de germinación hidrotermal para la selección de especies para restauración y para favorecer el reclutamiento una vez introducidas las primeras plantas (Tormo et al., p. 203). En el ámbito de las zonas mineras de carbón, se valora el papel de los matorrales autóctonos como mejoradores del sustrato para favorecer la implantación de leñosas arbóreas (Alday et al., p. 209), y se destaca la importancia de un buen diseño de los taludes, teniendo en cuenta las condiciones topográficas locales, para una adecuada recuperación de las escombreras mineras y conservación de la biodiversidad (López et al., p. 215).

Los miembros del comité organizador queremos agradecer a las instituciones y personas que han hecho posible esta reunión y la edición de este libro. La Universidad de Valladolid, a través de una “ayuda para la realización de congresos y reuniones científicas” y la Junta de Castilla y León, a través del proyecto VA042A10-2, han financiado en parte la realización de la Reunión y la edición de este libro. La AEET también ha financiado en parte la realización de la Reunión y la empresa TRAGSA ha colaborado en su organización y edición del libro. La E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia cedió sus instalaciones para el desarrollo de la Reunión. Además, agradecemos a los miembros del comité científico la minuciosa revisión de los manuscritos presentados y a todos los asistentes, de procedencias muy diversas (universidades, centros de investigación, viveristas privados, técnicos de las administraciones, fundaciones, etc.), porque han contribuido muy activamente en las discusiones objeto de la reunión, así como al resto de participantes.

Finalmente, queremos destacar que, en Palencia, el debate suscitado tras las intervenciones de los diferentes especialistas fue muy enriquecedor y se desarrolló en un ambiente agradable y constructivo. La interacción entre ambas sociedades convocantes se mostró muy positiva y puso de manifiesto la necesidad y oportunidad de seguir desarrollando actividades conjuntas en un futuro inmediato.

El comité organizador de la II Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF) y el Grupo de Trabajo de Restauración Ecológica de la Asociación Española de Ecología Terrestre (AEET)

ESTÁNDARES PARA LA CERTIFICACIÓN DE PROYECTOS DE RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS FORESTALES

Lourdes Hernández

Consultora en Bosques de WWF España. Gran Vía de San Francisco, 8D. 28005 Madrid. Correo Electrónico: lhernandez@wwf.es

Resumen

La práctica totalidad de los sistemas forestales españoles están, con carácter general, y en términos de pérdida de superficie boscosa y de biodiversidad, alejados de su óptimo ecológico (Hernández y Romero, 2011). Los importantes bienes y las vitales funciones que desempeñan, entre otros, como elemento esencial en la lucha contra el cambio global, hacen de su conservación y restauración una excelente inversión económica y social. Sin embargo, los modelos de restauración impulsados hasta la fecha en España no están contribuyendo en la medida deseada a la recuperación de ecosistemas forestales que además estén más adaptados a posibles futuros impactos relacionados con el cambio climático. WWF España, en colaboración con técnicos e investigadores de reconocido prestigio en el ámbito de la restauración, ha impulsado un Estándar para la Certificación de Proyectos de Restauración de Ecosistemas Forestales. El objetivo consiste en consolidar una metodología común, coherente con las condiciones ecológicas de las zonas de actuación, que redunde en una mejora de la funcionalidad de los sistemas forestales y en un mayor consenso entre los intereses sociales, económicos y ambientales.

Palabras clave: certificación, funcionalidad, recuperación, sistemas forestales.

LOS SISTEMAS FORESTALES EN ESPAÑA

Los bosques ocupan en España unos 13,1 millones de hectáreas, algo menos del 26% de la superficie del territorio nacional, y apenas el 29% de la superficie potencial que podrían ocupar (SAIZ et al., 2009). Aproximadamente la mitad de la superficie forestal española (unos 26 millones de hectáreas) está desarbolada y de esta superficie un 60% (más de 7 millones de hectáreas) sufren procesos de erosión hídrica grave o muy grave, siendo la Comunidad Valenciana, Andalucía y Murcia las comunidades autónomas más afectadas (ROJO, 1990). La agricultura, la ganadería, las malas prácticas de explotación forestal, el desarrollo de cultivos forestales, la construcción de infraestructuras y la expansión urbanística han transformado el territorio, dejándonos un paisaje forestal profundamente alterado.

En los últimos años el abandono de actividades tradicionales ha repercutido en un aumento de la superficie forestal. Concretamente, desde 1990 se han

abandonado más de tres millones de hectáreas. Sin embargo, se trata de un crecimiento teórico, puesto que sobre el terreno corresponden, en gran medida, a tierras compactadas, erosionadas, que en muchos casos han perdido su capacidad de regeneración natural, dando lugar a estados menos maduros de la evolución del ecosistema, de menor calidad ecológica. Además, los bosques están muy fragmentados. Los incendios forestales afectan cada año a una media de 120.000 hectáreas, aproximadamente la mitad de las cuales son arboladas, dejando unos sistemas mermados en calidad a pesar de que los inventarios nacionales reflejen un aumento de la superficie forestal.

El bajo nivel de gestión planificada en el territorio forestal es una de las principales causas de este panorama de reducción de biodiversidad, fragmentación de los bosques y erosión. A pesar de que la Ley de Montes así lo exige, apenas el 13% de la superficie forestal cuenta con planes de gestión, prácticamente inexistentes también en los espacios de la Red Natura 2000. Los bosques, como albergues de

biodiversidad y fuentes de recursos naturales, como espacios de ocio, reguladores indispensables del ciclo del agua y elementos esenciales en la lucha contra el cambio climático, deben ser mantenidos en un buen estado de conservación tanto para asegurar la calidad de vida de las generaciones presentes como de las futuras.

LA RESTAURACIÓN EN ESPAÑA

Las políticas de restauración forestal, a pesar de que en los últimos años se han experimentado mejoras significativas, se han revelado insuficientes tanto a nivel de planificación como a nivel de ejecución, para mejorar eficientemente el estado de conservación de los sistemas forestales. En el año 2010, WWF España realizó un análisis sobre el estado de la restauración de ecosistemas forestales en España, evaluando para ello planes y proyectos impulsados en los últimos años por las administraciones autonómicas.

Una de las principales conclusiones fue que los proyectos, lejos de recoger la necesaria visión holística que integre conocimientos ecológicos a escala de ecosistema, con criterios socioeconómicos y culturales, continúan actuando exclusivamente sobre los síntomas de la degradación. La actividad reforestadora ha sido importante en el país, en las dos últimas décadas se ha actuado sobre una superficie de 1,6 millones de hectáreas, contribuyendo al incremento de la superficie forestal en 1,54 millones de hectáreas. Sin embargo, la calidad de las masas forestales ha sido empeorada por el efecto del fuego, la incesante fragmentación del territorio y la ausencia de gestión forestal (HERNÁNDEZ y ROMERO, 2010). En definitiva, los modelos de restauración impulsados en España no están contribuyendo en la medida deseada a la recuperación de ecosistemas forestales más adaptados a posibles futuros impactos.

UN ESTÁNDAR PARA LA CERTIFICACIÓN

WWF España, con el apoyo de la Fundación Biodiversidad, impulsó a finales de 2010 la elaboración de un sistema de certificación aplicable a los proyectos de restauración de ecosistemas forestales. Para ello constituyó un Grupo de Trabajo integrado por investigadores y técnicos de las administraciones públicas, con experiencia en restauración forestal. El objetivo consiste en crear y consolidar una metodología común y estandarizada, coherente con las condiciones ecológicas de las zonas de actuación, que permita que los proyectos de restauración, además de incorporar procedimientos consensuados por la comunidad técnica y científica, incluyan medidas de adaptación al cambio climático y canales para la participación pública.

WWF España considera que un sistema de certificación de la restauración de ecosistemas forestales supondrá una mayor responsabilidad política hacia el espacio forestal y un mayor consenso entre intereses sociales, económicos y ambientales. Todo mejorará, a su vez, la funcionalidad de los ecosistemas forestales y en un incremento en la eficiencia de las actuaciones de restauración. La implantación de un sistema de este tipo permitirá además armonizar protocolos y procedimientos en los distintos territorios al proporcionar criterios objetivos para evaluar la calidad de la restauración en sus distintas fases a técnicos, políticos y a la sociedad en general.

En abril de 2011, el proyecto alcanzó su primera fase, obteniéndose un primer borrador consensuado por el Grupo de Trabajo. Entre diciembre de 2011 y febrero de 2012, WWF España, gracias al apoyo del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, evaluó, a través de una auditoría independiente, la aplicabilidad sobre el terreno y la pertinencia de los principios, criterios e indicadores definidos. Con el fin de contrastar la norma a

situaciones reales, se realizaron dos pruebas de campo en zonas restauradas tras dos grandes incendios forestales de distinta magnitud en Castilla-La Mancha y Castilla y León. Por último, los informes y sugerencias de los auditores han sido nuevamente debatidos por el Grupo de Trabajo para producir el documento final, que próximamente será sometido a consulta pública.

CONTENIDO DEL ESTÁNDAR

Los estándares de certificación se han organizado en ocho principios relativos a:

- Principio 1.- Observación del marco legislativo y de los principios de la restauración de ecosistemas forestales
- Principio 2.- Diagnóstico
- Principio 3.- Ecosistema de referencia
- Principio 4.- Diseño de las propuestas de actuación
- Principio 5.- Estructura y contenido del proyecto
- Principio 6.- Ejecución del proyecto
- Principio 7.- Mantenimiento
- Principio 8.- Seguimiento y evaluación

Para cada principio se establecen varios criterios de certificación, con sus indicadores correspondientes y la relación de verificadores susceptibles de aplicarse. A continuación se detalla el objetivo perseguido por cada principio, y se explican los criterios de certificación.

Principio 1.- Observación del marco legislativo y los principios y criterios de la REF.

La Restauración de Ecosistemas Forestales (REF) deberá respetar todas las leyes de ámbito internacional, estatal, autonómico y local, incluyendo todos los requisitos administrativos, y deberá cumplir el conjunto de Principios y Criterios del estándar. El principio establece que los responsables de la REF:

- Demuestran que no existen evidencias de incumplimiento de la normativa ambiental de aplicación en el territorio.
- Proporcionan evidencias del cumplimiento de la normativa contractual, laboral y de seguridad y salud laboral.
- Demuestran evidencias del derecho al uso de la tierra (título de propiedad, contratos de arrendamiento).
- Muestran compromiso a largo plazo de adhesión a los principios y criterios de la REF.

Principio 2.- Diagnóstico.

El proyecto de REF debe incluir una fase de diagnóstico que justifique la necesidad de análisis e identifique los factores para la recuperación de los procesos ecológicos afectados. Este principio establece que el proyecto de REF:

- Incluye la justificación de la delimitación del territorio en estudio para su posible restauración, considerando su integración en el espacio circundante.
- Analiza las causas del deterioro y la necesidad de restauración.
- Identifica zonas homogéneas, dentro de la superficie en estudio, y en función de la extensión, a distintas escalas espaciales.
- Identifica, por zonas homogéneas, los procesos limitantes para la recuperación espontánea del ecosistema.
- Analiza la demanda social de bienes, valores y servicios del ecosistema.

Principio 3.- Ecosistema de referencia.

La REF ayudará al restablecimiento de los procesos naturales orientados hacia unos ecosistemas de referencia (ER), integrando la dinámica ecológica y los intereses sociales. Este principio vela para que:

- El proyecto de REF describa los ecosistemas de referencia, en el marco de la teoría ecológica, en consonancia con las limitaciones y potencialidades identificadas en la fase de diagnóstico.

- El ER es compatible con los aspectos socio-culturales.
- El ER se orienta a la satisfacción de necesidades sociales a través de la conservación de la biodiversidad y la provisión de bienes, valores y servicios.

Principio 4.- Diseño de propuestas de actuación.

Las propuestas de actuación diseñadas deberán estar en consonancia con el diagnóstico realizado y con el ecosistema de referencia. El principio establece que:

- Las propuestas de actuación del proyecto de REF son técnica y ecológicamente viables.
- La población local es conocedora de las propuestas y ha sido informada de ellas.
- Las propuestas de actuación optimizan los recursos económicos disponibles y se planifican para alcanzar los objetivos en el plazo más breve posible.
- Se justifica el orden temporal de las actuaciones para evitar impactos negativos de carácter irreversible, aunque podrán consentirse impactos negativos parciales o transitorios cuando contribuyan a la recuperación de los procesos ecológicos afectados a largo plazo.
- Los responsables de la REF deberán documentar, justificar y controlar estrictamente el uso de productos químicos, agentes de control biológico, especies exóticas, así como el empleo de determinadas técnicas mecánicas, de acuerdo con las leyes nacionales y los protocolos científicos aceptados internacionalmente. No se admite el uso de organismos genéticamente modificados.

Principio 5.- Estructura y contenido del proyecto.

El proyecto de REF debe estar estructurado y documentado para garantizar su aplicación. El principio vela para que:

- El documento técnico recoge las propuestas de actuación (a través de memoria, planos, presupuesto, pliegos)

y planifica su ejecución de acuerdo a los criterios normativos y técnicos que garantizan los objetivos previstos.

- La memoria contiene información suficiente para justificar y ejecutar las propuestas de actuación y las fases de ejecución, mantenimiento, seguimiento y evaluación, e incluye una síntesis de los principios 2, 3 y 4 así como la información básica para la planificación espacial y temporal de la actuación.
- El proyecto de REF incluye un pronóstico de la evolución del ecosistema sin intervención (análisis de posibles trayectorias sucesionales en un contexto de incertidumbre ambiental y socioeconómica).

Principio 6.- Ejecución del proyecto.

La ejecución de la REF se ajustará al documento técnico. El principio recoge que:

- Los recursos humanos que intervienen en la ejecución de la REF poseen la cualificación adecuada y los recursos materiales presentan las especificaciones exigidas en el proyecto de REF.
- La zonificación recogida en el documento técnico es objeto de replanteo sobre el terreno previo a la ejecución de la obra.
- Los periodos de ejecución de las diferentes fases de la obra se ajustan a los calendarios establecidos en la memoria del documento técnico de REF o se justifican las desviaciones.
- La ejecución de la REF se realiza conforme a los pliegos de condiciones o en su caso a las condiciones recogidas en la memoria descriptiva.
- Sólo se ejecutan desviaciones significativas al proyecto de REF contempladas en modificados justificados y aprobados.
- El resultado de la ejecución de la REF queda plasmado en la memoria.

Principio 7.- Mantenimiento.

El proyecto debe identificar y argumentar el mínimo mantenimiento

necesario a corto y medio plazo, garantizando la viabilidad a largo plazo de la actuación. El principio establece que las actividades de mantenimiento:

- Garantizan la funcionalidad ecológica con la mínima intervención.
- Están programadas en el tiempo en función de las características y/o necesidades de la actuación.

Principio 8.- Seguimiento y evaluación.

La REF debe asegurar un plan de seguimiento y evaluación de lo proyectado y lo ejecutado. Los criterios e indicadores del principio recogen que:

- El proyecto de REF contiene un plan de seguimiento y evaluación que se define en contenido y formato y este es sometido a información pública.
- La financiación del plan de seguimiento y evaluación se incluye en el presupuesto de la memoria REF.
- El resultado del plan de seguimiento y evaluación se recoge en un documento que refleja periódicamente el grado de aproximación al ecosistema de referencia y por tanto a los objetivos planteados.
- La REF considera medidas de gestión adaptativa en el marco del seguimiento.

Agradecimientos.

WWF España agradece su inestimable ayuda a los miembros del Grupo de Trabajo que desde su constitución, en octubre de 2010, han participado activa y entusiastamente en el desarrollo de los principios, criterios, indicadores y verificadores que componen el Estándar. Por orden alfabético: José A. Alloza (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo), Luis Balaguer (Universidad Complutense de Madrid), Jordi Cortina (Society for Ecological Restoration International), Federico Fernández (Universidad de Castilla-La Mancha), Miguel A. Ena (Gobierno de Aragón), Francisco Heras (Centro Nacional de

Educación Ambiental), Ángel Iglesias (Junta de Castilla y León), Rafael Navarro (Universidad de Córdoba), Leopoldo Rojo (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), José M. Rey Benayas (Universidad de Alcalá de Henares), Pablo Sabín (Agresta Cooperativa), Helios Sainz (Universidad Autónoma de Madrid), Rafael Serrada (Sociedad Española de Ciencias Forestales). WWF España agradece además a la Dirección General de Medio Natural de la Junta de Castilla y León y a la Dirección General de Montes y Espacios Naturales de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, por la información facilitada y su plena disposición para la realización de las pruebas de campo en sus respectivos territorios.

BIBLIOGRAFÍA

- HERNÁNDEZ, L. y ROMERO, F.; 2011. *Bosques españoles: los bosques que nos quedan y propuestas para su restauración*. WWF España. Madrid
- HERNÁNDEZ, L. y ROMERO, F.; 2010. *Recuperando bosques o plantando incendios. Un análisis de WWF sobre el futuro de los grandes incendios forestales en España*. WWF España. Madrid
- ROJO, L.; 1990. *Metodología para la elaboración de un Plan Nacional de restauración hidrológico-forestal mediante utilización de sistemas de información geográfica*. Tesis Doctoral. ETSIM. Madrid.
- SAIZ, H., GARCÍA-CERVIGÓN, A.I y SÁNCHEZ DE DIOS, R.; 2009. *Mapa de Paisajes Potenciales Vegetales*. UAM. Madrid.

REPONER MARRAS O REGAR BRINZALES: UNA DISYUNTIVA A ANALIZAR EN ZONA ÁRIDA

Jorge del Río San José¹, Ernesto Gómez Hernando², José Reque Kilchenmann³ y Andrés Martínez de Azagra Paredes⁴

¹ Junta de Castilla y León, Delegación Territorial de Valladolid. Servicio Territorial de Medio Ambiente, Duque de la Victoria, 5, 47001, Valladolid. Correo electrónico: riosanjo@jcy.l.es

² Riegos Agrícolas Españoles, S.A. División Comercial de RAESA, Carretera de Santander, km. 14, 34419 Fuentes de Valdepero (Palencia). Correo electrónico: e.gomez@raesa.com

³ Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 44, 34004, Palencia. Correo electrónico: requekch@pvs.uva.es

⁴ Unidad Docente de Hidráulica e Hidrología, Departamento de Ingeniería Agrícola y Forestal. E.T.S.II.AA., Universidad de Valladolid. Avda. de Madrid 44, 34004, Palencia. Correo electrónico: amap@iaf.uva.es

RESUMEN

Los micro-riegos de arraigo, mantenimiento y supervivencia para evitar marras por estrés hídrico constituyen una alternativa interesante que conviene conocer y estudiar. Su uso y posibilidades se han visto incrementados en los últimos tiempos por los nuevos sistemas de micro-riego desarrollados. En este trabajo se propone un modelo general y otro simplificado de evaluación y comparación económica con el que determinar la conveniencia (o no) de realizar micro-riegos frente a la solución tradicional de reponer marras, a través del cálculo del umbral de marras mínimo a partir del cual resulta rentable regar.

Palabras clave: repoblación, cuidados culturales, marras, micro-riegos, balance económico

Lista de símbolos

Símbolo	Significado
a	Término independiente de la ecuación lineal que determina C_m {€/ha}
b	Pendiente de la recta que sirve para determinar C_m {€/pie}
c	Precio unitario de las plantas {€/pie}
C_d	Coste de compra, instalación y (en su caso) retirada del micro-riego {€/ha}
C_m, C_{m_j}	Coste de la operación de reposición de marras (preparación del suelo, ...) {€/ha}, (en el año j)
C_p, C_{p_j}	Coste de las plantas a reponer {€/ha}, (en el año j)
C_r, C_{r_j}	Coste de la operación anual de riego {€/ha}, (en el año j)
i	tipo de interés anual {t.p.u.}
j	Subíndice que indica el número de orden del año ($j = 1$ es el año de repoblación) {adim}
d	Factor para obtener C_d {€/pie}
M, M_j	Nivel de marras totales (para el que se igualan los costes de las dos alternativas contempladas: regar o no regar) {t.p.u.}, (en el año j , según venga la meteorología del año)
M_R	Nivel de marras esperado en la repoblación (sin aplicar micro-riegos de apoyo) {t.p.u.}
$M^{b1}, M^{b2}, \dots, M^{bn}$	Nivel de marras el primer, el segundo, ..., el n -avo año en campo {t.p.u.}
n_{ri}	Número de años en los que se practican micro-riegos {adim}
n_{sm}	Número de años en los que se realiza reposición (sustitución) de marras {adim}
N	Último año en que se realiza reposición de marras {adim}
NAM	Nivel admisible de marras {t.p.u.}
NR	Volumen anual de agua suplementado mediante micro-riego a cada brinzal {L/pie/año}
t.p.u.	Tanto por uno {adim}
w	Coste unitario del litro de agua aportado por micro-riego {€/L}
Δn	Número de años en que se prolongan los micro-riegos respecto del año inicial de repoblación {adim}
μ, μ_j	Marras por causas distintas del estrés hídrico {t.p.u.}, (en el año j , según sea la meteorología del año)
ρ	Densidad de repoblación {pies/ha}
ρ_j	Densidad de repoblación en el año j (tras las marras del año) {pies/ha}
ψ, ψ_j	Nivel de marras por estrés hídrico {t.p.u.}, (en el año j , según venga la meteorología del año)

INTRODUCCIÓN

En muy diversas partes del mundo las técnicas de micro-riego están adquiriendo un uso y aceptación crecientes en las labores de repoblación forestal (Bainbridge, 2007). Los micro-riegos de arraigo, mantenimiento y supervivencia resultan muy útiles para evitar marras por estrés hídrico, causa principal de los fracasos en la repoblación forestal de áreas críticas en zonas áridas (MARTÍNEZ DE AZAGRA y DEL RÍO, 2012). Como finalidades principales del micro-riego forestal podemos citar: asegurar el éxito de la restauración de ecosistemas degradados, revertir procesos de desertificación y favorecer la oasisificación (MARTÍNEZ DE AZAGRA, 2010). Los micro-riegos están además plenamente justificados en otros entornos climatológicamente menos severos, en los que el objetivo de la repoblación sea asegurar un porcentaje de marras mínimo, como ocurre en la protección de infraestructuras, o en el control de procesos erosivos severos (SERRADA et al., 2005) y también cabe concebir otras aplicaciones interesantes como, por ejemplo, la producción de setas forestales con alto valor económico (ORIA DE RUEDA, 2007).

Sin embargo, la actuación técnica no debe generalizar la utilización del micro-riego en estas situaciones sin disponer de un modelo que evalúe su viabilidad y ventaja competitiva, en términos económicos, frente a otras técnicas sustitutivas, como la tradicional reposición de marras.

La cuestión que se plantea y que tratamos de responder en este trabajo es la siguiente: En una determinada estación que se desea repoblar, ¿cuándo resulta económicamente ventajosa la instalación de un micro-riego? ¿A partir de qué nivel de marras compensa invertir en un sistema concreto de micro-riego frente al coste de la técnica habitual de reposición de marras?

DESCRIPCIÓN Y DESARROLLO DEL MODELO

Modelo general de valoración

El modelo persigue determinar el nivel de marras (M) a partir del cual la técnica de micro-riego es más adecuada en términos económicos que la clásica reposición de marras. Conocido este umbral (M), si el porcentaje habitual de marras de la repoblación (nivel de marras esperado, M_R) es superior al citado umbral M , la técnica del micro-riego será más adecuada en términos económicos. En el supuesto contrario se recomienda acudir a la sustitución de marras (expresiones 1 y 2).

$$\begin{aligned} \text{si } M_R > M &\rightarrow \text{Técnica de micro-riego [1]} \\ \text{si } M_R \leq M &\rightarrow \text{Técnica clásica de situación [2]} \end{aligned}$$

Para calcular M se propone la ecuación económica [3] que plantea que el coste de la reposición de marras de las distintas especies (miembro derecho de la inecuación) debe ser superior, y por lo tanto compensar a la inversión económica que conlleva la implantación, puesta en funcionamiento y realización de los micro-riegos (miembro izquierdo de la inecuación).

$$Cd + \sum_{j=1}^{j=n_i} \frac{Cr_j}{(1+i)^{j-1}} < \left[\sum_{j=2}^{j=N} \frac{Cp_j + Cm_j}{(1+i)^{j-1}} \right]_{\text{especie A}} + \left[\sum_{j=2}^{j=N} \frac{Cp_j + Cm_j}{(1+i)^{j-1}} \right]_{\text{especie B}} + \dots \quad [3]$$

Conviene apuntar que durante el año de la repoblación (año 1) se realizan micro-riegos pero que, en cambio, no se reponen marras hasta el segundo año. Ésta es la razón de los distintos valores iniciales en

los dos sumatorios de la fórmula ($j = 1$ ó $j = 2$). Por el otro extremo, los micro-riegos pueden prolongarse un lapso de tiempo $\Delta n = 0, 1, 2, 3 \dots$ años con respecto al año de implantación. Un valor de Δn nulo puede

ser el adecuado en climas mediterráneos, pero en condiciones más extremas los micro-riegos deben prolongarse más tiempo. Vale la siguiente relación:

$$n_{ri} = 1 + \Delta n \quad [4]$$

El modelo presupone unas marras por sequía (ψ) nulas, en el caso de que se adopte la alternativa del riego. A su vez, en el modelo admitimos que el tanto por uno de marras ajenas al estrés hídrico (μ) no se ve alterado por el hecho de practicar micro-riegos, es decir: ψ y μ son variables independientes. La ecuación que relaciona estas variables es $M = \psi + \mu$.

Modelo simplificado

Planteamos unas simplificaciones al modelo general con el fin de obtener una expresión de la ecuación económica más operativa, con la que comparar las dos alternativas. 1) Consideramos una repoblación monoespecífica; 2) Prescindimos de los descuentos en los costes por tipos de interés (por ser el lapso de tiempo considerado pequeño (2 – 8 años) y al ser los intereses financieros bajos, como es el caso actual); 3) Regamos todas las plantas del repoblado sin distinción (sean originarias o de reposición:); 4) Los costes unitarios no dependen del tamaño del pedido; 5) Trabajamos con un único valor para el índice de marras totales M (con $M = \text{Media}(M_j)$), es decir: suponemos que únicamente se producen marras de primer año, o sea: $M^{b1} = M$ y $M^{b2} = M^{b3} = \dots = 0$.

A partir del modelo general [3] y de las consideraciones anteriores, la expresión [5] recoge la ecuación económica que utilizamos en este trabajo:

$$Cd + n_{ri} \cdot Cr < \sum_{j=2}^{j=N} (Cp_j + Cm_j) \quad [5]$$

La expresión [5] incluye dos incógnitas: La variable principal que buscamos (M , el tanto por uno de marras a partir del cual las técnicas de riego de apoyo y socorro son ventajosas desde el

punto de vista económico frente a los costes de la reposición de marras) y una variable auxiliar (N , el último año en que se han de reponer marras, en el caso de que no se rieguen los brinzales).

Para calcular N se utiliza la ecuación de densidades [6] ó [7] en la que se determina el número de años en que se ha de realizar reposición de marras (n_{sm}) hasta conseguir la densidad objetivo, satisfaciendo el nivel admisible de marras (NAM).

$$\rho_k = \rho \cdot (1 - M) \cdot \sum_{j=0}^{j=k-1} M^j \geq \rho \cdot (1 - NAM) \quad [6]$$

El primer año en que se satisface esta inecuación (valor de k) se corresponde con n_{sm} : $k = n_{sm}$ y $N = k + 1$

$M^{N-1} \leq NAM$ de donde se deduce que:

$$N \geq \frac{\ln NAM}{\ln M} + 1 \quad [7]$$

teniendo que ser N un número entero.

Ecuaciones auxiliares

a) Coste de la instalación: $Cd = d \cdot \rho$ [8]

El coste de la instalación se calcula a partir del coeficiente d (Tabla 1) que depende del sistema de micro-riego y de la complejidad en la instalación (alta, media o baja) según sea la accesibilidad y la transitabilidad en el rodal de repoblación.

b) Coste anual del riego: $Cr = w \cdot NR \cdot \rho$ [9]

c) Coste total de la planta:

$$Cp = c \cdot \rho \cdot \sum_{j=2}^N M^{j-1} \quad [10]$$

Coste de la planta a reponer en el año j :

$$Cp_j = c \cdot \rho \cdot M^{j-1}$$

d) Coste total de las labores de reposición de marras:

$$Cm = (N - 1) \cdot a + b \cdot \rho \cdot \sum_{j=2}^N M^{j-1} \quad [11]$$

Coste de las labores de reposición de marras en el año j : $Cm_j = a + b \cdot \rho \cdot M^{j-1}$

Para obtener la expresión operativa del modelo simplificado [5] se sustituyen en

ella las ecuaciones auxiliares (8, 9, 10 y 11) y queda:

$$d \cdot \rho + n_{ri} \cdot w \cdot NR \cdot \rho < (N - 1) \cdot a + (b + c) \cdot \rho \cdot \sum_{j=2}^N M^{j-1} \quad [12]$$

Unidad	Técnica de micro-riego	d (en €/pie) según la complejidad de la instalación		
		Baja	Media	Alta
ud	Tarros de barro	2,045	2,508	2,742
ud	Botellas de plástico modificadas (RIES) [®]	0,940	1,073	1,235
ud	Bolsas Ecobag [®]	3,825	4,602	4,940
ud	Tubos verticales	0,935	1,037	1,197
m	Riego subterráneo mediante drenes	2,338	2,760	2,905
ud	Cajas Waterboxx [®]	13,847	16,394	17,321
ud	Destiladores Konkom	0,940	1,073	1,235

Fuente: Elaboración propia

Tabla 1. Valores orientativos del coeficiente d (en €/pie) del coste de la instalación.

El problema planteado no tiene una solución inmediata a través de la ecuación económica [12], ya que una densidad inicial de repoblación (ρ) en la que se permita un número admisible de marras (NAM), precisa un número de años de reposición de marras concreto ($n_{sm} = N - 1$) para alcanzar el objetivo fijado, sin riegos. Dicho número N se obtiene de la expresión [6] ó [7]. Así pues tenemos un sistema de dos ecuaciones con dos incógnitas (M y N), que se resuelve por aproximaciones sucesivas.

CASO PRÁCTICO

Deseamos conocer a partir de qué nivel de marras (M) es mejor instalar un sistema de micro-riego por tubos verticales y aplicación manual del riego durante los dos primeros años mediante camión cisterna con dos operarios, en vez de tener que proceder a la reposición de marras, para cumplir el objetivo de la repoblación. Consideramos una repoblación mono-específica de pinos carrascos (*Pinus halepensis*) de 2 savias con envase, en una zona fácilmente accesible y transitable, con una densidad de 1000 pies por hectárea, con

preparación manual del terreno (perfilando microcuencas). Las mini-dosis de apoyo suponen 6 L/planta y año. La tasa de marras por causas ajenas al estrés hídrico se estima en un 2% ($\mu = 0,02$) y el nivel admisible de marras se ha fijado en un hipotético 3%.

Conforme a los datos del enunciado, los parámetros de entrada del modelo son los siguientes: $\rho = 1000$ pies/ha; $n_{ri} = 2$ [$\Delta n = 1$; para anular las marras por estrés hídrico con más certeza]; $\mu = 0,02$ [como $\mu \leq NAM \Rightarrow OK!$; no hay que reponer marras en la alternativa del micro-riego]; $a = 80,721$ €/ha y $b = 0,994$ €/pie (microcuencas); $c = 0,2994$ €/pie (*Pinus halepensis* en envase de 2 savias); $w = 0,0324$ €/L (riego individual); $NR = 6$ L/pie y año; $d = 0,935$ €/pie (tubos verticales sin dificultad a la ejecución; tabla 1).

El sistema de ecuaciones [6] y [12] particularizado a estos datos conduce a los siguientes resultados:

- 1) Umbral de marras $M = 0,4188$ (valor a partir del cual el sistema de riego es más rentable que la reposición anual de marras)
- 2) Costes del micro-riego = Costes de reposición de marras = 1324 € (para el umbral M)

- 3) Número de años en los que reponer marras (para alcanzar una densidad igual o superior a 970 pies/ha, sin riego): $n_{sm} = 5$; por lo que $N = 6$ (último año en que se realiza reposición de marras).
- 4) Densidad final lograda (sin riegos, al sexto año): $\rho_k = 987$ pies/ha
- 5) Densidad lograda con riegos: 980 pies/ha (pues $\mu = 0,02$)

En definitiva y para decantarse a favor de la utilización de micro-riegos, el nivel de marras esperado M_R debe ser mayor o igual que 41,88% para un nivel admisible de marras del 3%. A partir de este valor el sistema de micro-riego con pequeños tubos verticales de PVC hincados en el suelo junto a cada pino resulta más rentable que la reposición anual de marras en la repoblación considerada.

Dado que las marras ajenas al estrés hídrico de la estación son muy bajas ($\mu = 2\%$), la importancia de las marras por estrés hídrico es muy elevada, $\psi/M - \mu = 41,88 - 2,00 = 39,88\%$; por lo que $\psi/M = 39,88/41,88 = 95,22\%$, situación propia de zonas áridas.

CONCLUSIONES

El modelo general admite una amplísima casuística en la planificación y gestión de las marras en repoblaciones forestales, que prácticamente abarca la totalidad de situaciones posibles.

El modelo simplificado resulta operativo y se ajusta bien a muchas situaciones prácticas. A su vez, puede ser ampliado incorporando pequeños cambios en sus ecuaciones (otras expresiones para los costes, tipos de interés, marras de segundo año, etc.) lo que le confiere bastante versatilidad.

Esta metodología puede ser igualmente aplicada a otras medidas de apoyo en repoblaciones forestales (uso de protectores, herbicidas, escardas, acolchados, enmiendas, etc.).

Analizando los datos de la tabla nº 1, las técnicas más económicas de micro-riego

son: los tubos verticales, las botellas de plástico modificadas *RIES* y el destilador solar *Konkom*. Le siguen los tarros de barro enterrados y el riego subterráneo mediante drenes horizontales. Los micro-riegos más costosos son la bolsa *Ecobag* y las cajas *Waterboxx*.

Aún nos encontramos en un estado de aplicación práctica incipiente de estas tecnologías de micro-riego. Por ello, se requieren más datos experimentales sobre los precios de mercado de los materiales, los rendimientos de su instalación y posterior retirada del monte (en caso necesario) así como el cálculo de las eficiencias en el aprovechamiento del agua de cada sistema de micro-riego.

No se puede fijar un umbral mínimo M para una comarca a partir del cual un micro-riego compita con ventaja frente a la reposición de marras. Este análisis hay que abordarlo de manera individual para cada proyecto concreto por los múltiples factores que entran en juego.

El criterio de decisión sobre la planificación y gestión de las marras en repoblaciones forestales exige conocer los valores de NAM y M_R sobre los cuales existe aún poca información.

Se vislumbran, por todo ello, unas interesantes y necesarias vías de trabajo y estudio en la planificación y gestión de marras.

BIBLIOGRAFÍA

- BAINBRIDGE, D.A.; 2007. *A guide for desert and dryland restoration. New hope for arid lands*. Island Press. Washington.
- MARTÍNEZ DE AZAGRA, A.; 2010. La desertificación: el otro cambio climático. *Foresta* 49: 46-51.
- MARTÍNEZ DE AZAGRA, A. Y DEL RÍO, J.; 2012. Los riegos de apoyo y de socorro en repoblaciones forestales. *Foresta* 53:32-44.

ORIA DE RUEDA, J. A.; 2007. *Hongos y setas. Tesoro de nuestros montes*. Cálamo. Palencia.

SERRADA, R.; NAVARRO, R.M. Y PEMÁN, J.; 2005. La calidad de las repoblaciones forestales: una aproximación desde la selvicultura y la ecofisiología. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 14: 462-481.

Páginas web [Consulta: 26 Septiembre 2012].

Botella modificada con goteritos *RIES* [en línea].Dirección URL: <<http://www.darwinnet.org/>>

Bolsa *Eco Bag* [en línea].Dirección URL: <<http://www.ecobagindustries.com.au/>>

Caja *Waterboxx* [en línea].Dirección URL: <<http://www.groasis.com/>>

Destilador solar *Konkom* [en línea].Dirección URL: <<http://www.flutgut.com/>>

NUEVAS TÉCNICAS CONTRA LA VEGETACIÓN COMPETIDORA EN REFORESTACIÓN: MADERA RAMEAL, ASTILLA Y BIOPLÁSTICO

Jaime Coello Gómez* y Míriam Piqué Nicolau

Área de Gestión Forestal Sostenible, Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Crta vella Sant Llorenç de Morunys km 2, 25280, Solsona, Lleida. *Correo electrónico: jaime.coello@ctfc.es

Resumen

En marzo de 2010 se instala en Solsona (Prepirineo catalán) una experiencia para el estudio de seis técnicas de lucha contra malas hierbas en reforestación con frondosas productoras de madera de calidad (nogal híbrido MJ-209xRa). Los tratamientos incluyen dos técnicas de referencia: (1) herbicida (glifosato) aplicado anualmente, (2) film de polietileno tratado anti-UV; tres técnicas innovadoras 100% biodegradables: (3) film de bioplástico (prototipo de PHA), (4) cubierta de astilla forestal compostada, (5) cubierta de madera rameal fragmentada y tratamiento control (6) sin intervención. Cada tratamiento ocupa 1 m², con el árbol en el centro. Los resultados preliminares muestran cómo las técnicas biodegradables generan un estado hídrico (humedad del suelo, potencial hídrico) similar, e incluso mejor en ocasiones (especialmente en el caso de astillas y madera rameal) al del polietileno. Sin embargo, el polietileno induce un mayor crecimiento inicial de los árboles que los tratamientos biodegradables. A falta de completar la información con datos de 2012 y de los próximos años, la aplicación de herbicida parece ser por el momento el tratamiento que mejores resultados da en cuanto a crecimiento y estado hídrico (potencial hídrico y humedad del suelo), seguido por la utilización de films (de polietileno o de bioplástico).

Palabras clave: acolchado, cubierta, mulch, repoblación, técnicas de plantación

INTRODUCCIÓN

La repoblación con especies productoras de madera de calidad en terrenos agrícolas avocados al abandono es una alternativa de interés económico y ambiental (RAPEY, 1994; ALETÀ et al., 2003). Este tipo de plantaciones implican un esfuerzo de gestión muy bajo en comparación con la mayoría de usos agrícolas o ganaderos (PEDLAR et al., 2006), mientras que las rentas generadas al final del turno permiten obtener rentabilidades (TIR) cercanas al 5-6% (COELLO et al., 2009).

Partiendo de la base de que la elección del material vegetal es adecuada y que se toman medidas para evitar daños debidos a la fauna, los dos principales factores que pueden poner en riesgo una plantación de frondosas productoras de madera de calidad son la vegetación competidora y la sequía, especialmente en áreas de influencia mediterránea. Estos factores, actuando de manera independiente o conjunta, condicionan la rentabilidad e incluso la viabilidad de una plantación. La vegetación

competidora es una gran amenaza teniendo en cuenta la elevada calidad de las estaciones y la movilización del banco de semillas durante la preparación del terreno, por lo que la competencia por el agua y los nutrientes es especialmente intensa durante los primeros años. Además, considerando las previsiones de evolución del clima, con veranos más secos y calurosos en el futuro (REICHSTEIN et al., 2002; RESCO DE DIOS et al., 2007) la probabilidad de ocurrencia de una sequía severa puede verse aumentada.

Las técnicas más comunes de control de la vegetación competidora en plantaciones forestales son de tipo recurrente (una o varias cada año), en forma de desbroces mecánicos o químicos (WILLOUGHBY et al., 2009). La eliminación mecánica solo es efectiva cuando se aplica cerca del árbol, lo cual incrementa el riesgo de daños y el coste de la intervención. La eliminación química es más rentable y se espera que continúe proliferando, pese al rechazo social creciente (WILLOUGHBY et al., 2009). Las principales críticas a esta técnica son su persistencia en el medio, los daños no deseados sobre fauna y flora y la

posibilidad de contaminar cursos fluviales, motivos por los que su uso está fuertemente regulado o incluso prohibido, como es el caso de los bosques públicos de Quebec (THIFFAULT & ROY, 2011).

Una técnica de plantación eficiente para la lucha combinada contra la vegetación competidora y la sequía, que además permite minimizar la inversión en mantenimiento de la plantación, es la cubierta, acolchado o “mulch” (VAN LERBERGHE & BALLEUX, 2001). Esta técnica consiste en cubrir la superficie del suelo aneja al árbol con un material que no permita el paso de la luz, impidiendo la instalación y el desarrollo de vegetación competidora en el espacio ocupado por las raíces de los árboles. Otras ventajas de esta técnica, muy utilizada en agronomía, son la mejora de la estructura del suelo (VAN LERBERGHE & GALLOIS, 1997) y el incremento de la disponibilidad de agua y nutrientes (ATHY *et al.*, 2006). El material de acolchado más común es el polietileno, que es barato, ligero y resistente, especialmente si está tratado contra la radiación UV. Es muy efectivo reduciendo la evaporación del agua del suelo (KUMAR & DEY, 2010) y aumentando su temperatura (HU *et al.*, 1995), prolongando el período vegetativo. Las desventajas de este material incluyen aspectos ambientales relacionados con su producción (procedente del petróleo) y utilización (impacto visual), además de ser necesario retirarlo del terreno una vez ha cumplido su función. Debido a estas limitaciones, que pueden dar lugar a restricciones legales en el futuro, se fomenta en los últimos años el desarrollo de productos de similar relación coste-eficacia pero de mayor respeto ambiental, entre los que destacan:

- Acolchados de restos vegetales: residuos agrícolas (paja) o forestales (astillas, corteza, restos de poda). El calibre de los materiales y el espesor de la cubierta definen la durabilidad y efectividad para mitigar el desarrollo de vegetación competidora y la evaporación de agua del suelo, así como

el riesgo de pudriciones por oxigenación insuficiente. Un efecto positivo de estas cubiertas es el aporte de materia orgánica y nutrientes que originan al descomponerse (MERWIN *et al.*, 2001; VAN SAMBEEK & GARRETT, 2004). Los restos de poda triturados (madera rameal fragmentada) son especialmente interesantes en este sentido, por su elevada proporción de corteza y por tanto de nutrientes, en comparación con las astillas de troncos.

- Acolchado de biofilm: tiene propiedades similares a las del plástico, pero en su fabricación no se emplea petróleo sino sustancias de origen vegetal. Las ventajas frente al polietileno son, por tanto, su origen y su biodegradabilidad, que hace que no sea necesario retirarlo del terreno. Sin embargo, su uso en plantaciones forestales está limitado por la baja durabilidad de los modelos existentes, siendo éste el principal factor que guía el desarrollo de nuevos prototipos.

El objetivo de este trabajo es estudiar, mediante una experiencia en campo, el efecto de diferentes técnicas de lucha contra malas hierbas y sequía sobre el crecimiento y estado vegetativo del nogal híbrido, así como sobre variables del suelo. Las técnicas estudiadas son tratamientos comúnmente utilizados en plantaciones (herbicidas y acolchado plástico) y nuevos tratamientos orientados hacia una mayor sostenibilidad (productos de origen vegetal, biodegradables y no tóxicos) y eficiencia técnica (no es necesario retirarlos al acabar su función y aportan nutrientes), como son los acolchados de biofilm de última generación, astilla forestal de baja calidad energética y madera rameal fragmentada.

MATERIAL Y MÉTODOS

Características del terreno y ejecución de la plantación

En marzo de 2010 se instaló en el término municipal de Solsona (pireneico

catalán) una plantación experimental de nogal híbrido (*Juglans x intermedia*) MJ-209xRa para estudiar el efecto de cinco técnicas de lucha contra la vegetación

competidora. El terreno empleado es un campo homogéneo de uso previo agrícola, cuyas características se detallan en la Tabla 1.

Coordenadas UTM (N31)	Altitud	Temp. media mes más frío/más cálido/anual	Precipitación anual
377.010; 4.649.560	670 m	5,8 °C / 18,2 °C / 12,0 °C	670 mm
Tipo de suelo: Textura franca / pH 8,24 / Caliza activa 5,173 % / M.O.: 2,32%; Conductividad eléctrica: 0,158 dS/m (no limitante) / N: 0,177% / C: 1,35% / Elemento deficitario: Mg (0,99 meq/100gr)			

Tabla 1. Resumen de características del terreno en el que se realiza la experiencia

La preparación del terreno consistió en un subsolado profundo (50 cm) pleno (en dos direcciones perpendiculares), seguido de un ahoyado manual. La instalación de los nogales (planta a raíz desnuda, 40/60 cm, raíz principal repicada) y de las técnicas de lucha contra la vegetación competidora se realizan de manera manual.

Tratamientos estudiados

Dos de los tratamientos aplicados son de referencia, de eficiencia contrastada y ampliamente utilizados en reforestaciones con frondosas productoras de madera de calidad (aplicación de herbicida y acolchado plástico), mientras que los otros

tres tratamientos buscan mantener la eficacia de los de referencia con un mayor respeto ambiental, en base a su biodegradabilidad y su composición de origen vegetal: acolchado de biofilm, de astilla forestal de baja calidad energética y de madera rameal fragmentada, procedente de poda urbana de Solsona. También se incluye en la experiencia un tratamiento control, en el cual no se trata la vegetación competidora. Todos los tratamientos ocupan 1 m x 1 m, con el árbol situado en el centro del cuadrado. La Tabla 2 muestra la descripción detallada de cada uno de los tratamientos.

Tratamiento	Descripción	
Herbicida	Aplicación de glifosato (22,5 cl/árbol al 1,25%) con mochila pulverizadora. 1 aplicación anual en abril – mayo	Técnicas tradicionales (referencia)
Polietileno	Film de polietileno negro con tratamiento anti-UV, 80 µm de espesor	
Biofilm	Film de bioplástico - PHA (poli-hidroxi-alcanoato) 100% biodegradable, de 80 µm de espesor. Prototipo	Nuevas técnicas biodegradables
Astilla forestal	Acolchado de astilla forestal compostada durante 8 meses, calibre 15-35 mm, 13-14 cm de espesor	
Madera rameal fragmentada	Acolchado de astillas realizadas con ramas procedentes de poda urbana, calibre 15-35 mm, 13-14 cm de espesor	
Control	Sin tratamiento de la vegetación competidora	Testigo

Tabla 2. Descripción de las técnicas de lucha contra la vegetación competidora estudiadas

Diseño experimental

Se utiliza un diseño en bloques completos al azar, con 3 bloques de 20 árboles por tratamiento y bloque (60

árboles experimentales por tratamiento). La Tabla 3 muestra las variables medidas durante los dos primeros períodos vegetativos (2011 y 2012).

Variable	Equipo	Época de mediciones
Crecimiento en altura y diámetro	Cinta métrica, calibre digital	Noviembre 2011
Humedad del suelo 5-25 cm	Gravimetría	Julio 2011, Junio 2012
Potencial hídrico “predawn” y “midday”	Cámara Scholander	Julio 2012

Tabla 3. Variables medidas durante los dos primeros períodos vegetativos de la plantación

RESULTADOS

Los resultados mostrados a continuación corresponden a los períodos vegetativos de 2011 y, parcialmente, de 2012, caracterizados por meses estivales anormalmente secos y calurosos: en 2011, entre el 09/06 y el 02/11 no ha habido ningún episodio de precipitación superior a 20 mm, con una precipitación total acumulada de 78 mm. En 2012 no ha habido precipitaciones superiores a 20 mm entre el 06/06 y el 28/09, con una precipitación acumulada de 38 mm.

Supervivencia y crecimiento

La supervivencia de la plantación durante el primer período vegetativo (2011) fue del 100%, por lo que no se puede valorar el efecto de los diferentes tratamientos. En cuanto al crecimiento, los tratamientos de referencia dan lugar a las mejores respuestas en crecimiento, tanto en diámetro como en altura, seguidas por el biofilm, con resultados muy similares a los del polietileno. Los acolchados de astillas mejoran los resultados del tratamiento control en cuanto al crecimiento en diámetro, pero no en cuanto al crecimiento en altura (Figura 1).

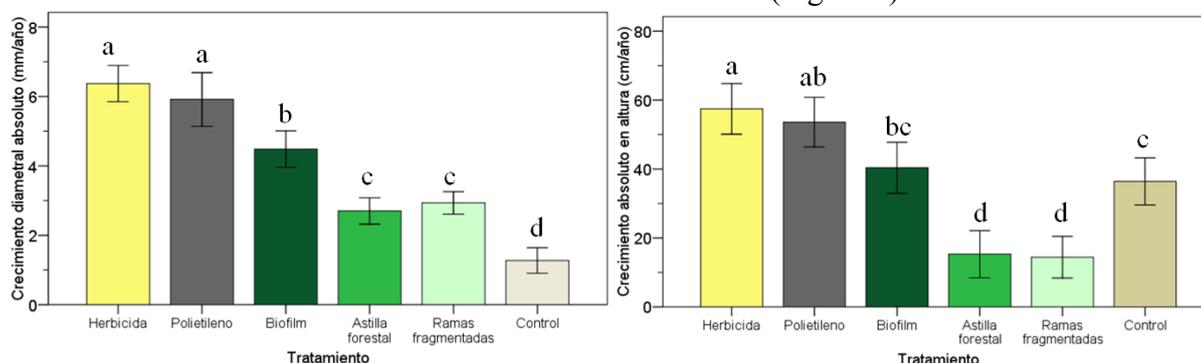


Figura 1. Crecimiento en diámetro y altura durante 2011

Potencial hídrico

El efecto de las técnicas de lucha contra la vegetación competidora sobre el potencial hídrico foliar son patentes, mejorando todas ellas los resultados del tratamiento control (Figura 2), tanto en el potencial medido antes del amanecer (“predawn” – Ψ_{pd} , una aproximación del potencial hídrico del suelo) como el

potencial a mediodía (“midday” – Ψ_{md} , potencial hídrico de la planta en el momento de máximo estrés). Los tratamientos de referencia indican valores menos severos de Ψ_{pd} que en el caso de los biodegradables. En el caso de Ψ_{md} el herbicida es el único tratamiento que mejora los resultados del resto de técnicas.

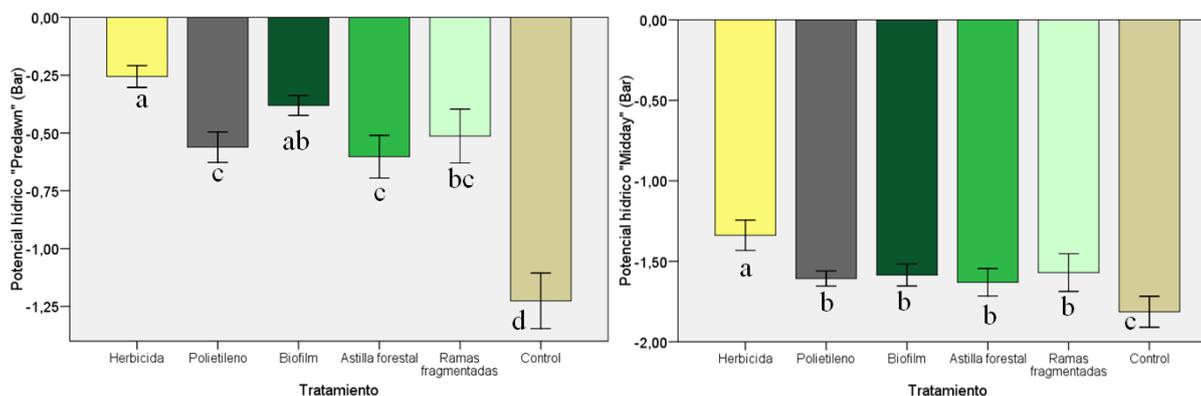


Figura 2. Potencial hídrico “predawn” y “midday”, medidos en junio de 2012

Humedad del suelo

Todos los tratamientos de la vegetación competidora dan valores de humedad edáfica significativamente superiores a los del control (Figura 3). Los resultados son relativamente similares a los de ψ_{md} , con el herbicida dando los valores más elevados, seguidos por el resto de tratamientos, con ligeras diferencias entre ellos. Los tratamientos de astillas parecen dar resultados ligeramente superiores a las cubiertas tipo film (polietileno y biofilm).

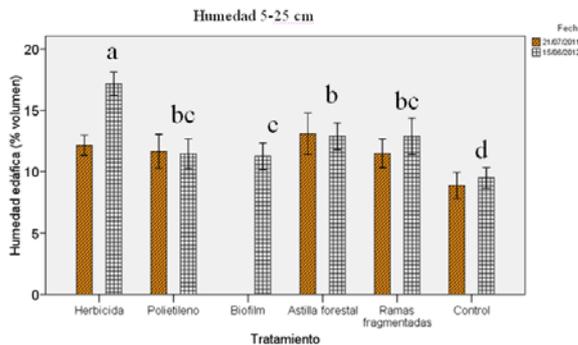


Figura 3. Humedad edáfica en julio 2011 y junio 2012

DISCUSIÓN

Los resultados de crecimiento se limitan a la parte aérea y al primer período vegetativo, por lo que deben interpretarse con reservas. Los mejores resultados corresponden al herbicida y a las cubiertas de film, mientras que el tratamiento control da lugar al menor crecimiento. Estos resultados se asemejan, en términos generales, a los de potencial hídrico y humedad del suelo, en los que el herbicida destaca como la técnica más eficiente, seguida por el resto de tratamientos con ligeras diferencias entre ellos, siendo el control el que peores resultados proporciona. Por tanto, y en el caso del herbicida y del tratamiento control, es patente la relación entre disponibilidad hídrica (a nivel de suelo y de estrés de la planta) y la respuesta en forma de crecimiento. Sin embargo, y especialmente en el caso de las cubiertas de astillas, hay un desajuste entre los valores de humedad del suelo y potencial hídrico (resultados

similares o superiores a los de las cubiertas de film) y los de crecimiento (resultados claramente inferiores). Este desajuste parece estar relacionado con el funcionamiento en caso de episodios de lluvia ligera, que han sido predominantes durante los dos períodos vegetativos estudiados: los acolchados de astillas necesitan un elevado volumen de precipitación para ser permeables al agua y permitir la infiltración en el suelo, ya que absorben los primeros litros de agua de cada lluvia para rehidratarse. Probablemente, una reducción del espesor de la capa de astillas (frente a los 13-14 cm actuales) o un aumento del calibre de las mismas (frente a los 15-35 mm actuales) podría facilitar el acceso de agua al suelo, en el caso de precipitaciones ligeras.

Los excelentes resultados del herbicida sobre el crecimiento y la disponibilidad hídrica son explicables, por un lado, por la posibilidad mencionada de permitir el aprovechamiento por parte del árbol de precipitaciones débiles. Por otro lado, la época de aplicación permite una ventaja adicional: debido a la tardía brotación del nogal híbrido (seleccionado para evitar daños por heladas tardías), es posible retrasar la aplicación hasta principios de mayo, cuando la vegetación competidora tiene una altura aproximada de 40-50 cm. Al aplicar el herbicida, se crea una capa de vegetación seca que no compite con el árbol, no frena la infiltración de agua en el suelo y además puede permitir cierto efecto de retención de la humedad edáfica.

CONCLUSIONES

Los resultados de crecimiento, potencial hídrico y humedad del suelo durante los dos primeros períodos vegetativos sugieren que la aplicación de herbicida parece ser el tratamiento más efectivo, seguido por la utilización de cubiertas de film (polietileno y bioplástico). Sin embargo, la baja aceptación social, el impacto ambiental y la necesidad de

aplicación de manera recurrente son factores que pueden condicionar el futuro de esta técnica.

En cuanto a las técnicas innovadoras de elevada sostenibilidad destacan los resultados del film de bioplástico, muy similares a los del polietileno. En todo caso, la durabilidad y el precio de este producto, aún por determinar, definirán su potencial para su uso en reforestaciones. En el caso de los acolchados de astillas, se hace patente la necesidad de adecuar el espesor de la cubierta al régimen de precipitaciones, para mitigar el “efecto esponja” de las cubiertas excesivamente gruesas, que pueden dificultar el acceso del agua al suelo. Por el momento no es posible evaluar el efecto de los acolchados de astilla sobre la disponibilidad de nutrientes.

Agradecimientos

El trabajo se enmarca en el Proyecto Pirinoble –POCTEFA 2009-2013–
www.pirinoble.eu

BIBLIOGRAFÍA

- ALETA, N.; NINOT, A. & VOLTAS, J.; 2003. Characterisation of the agroforestry performance of 12 walnut (*Juglans* sp.) genotypes grown in two locations of Catalonia. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales* 12(1): 39-50.
- ARMAND, G. (Coord.); 1995. *Feuillus précieux. Conduite des plantations en ambiance forestière. Merisier, érable sycomore, frêne, chêne rouge d'Amérique*. Institut pour le Développement Forestier. Paris. 112 pp.
- ATHY, E.R.; KEIFFER, C.H. & STEVENS, H.; 2006. Effects of mulch on seedlings and soil on a closed landfill. *Restor. Ecol.* 14(2): 233-241.
- BRUNET, J.; 2007. Plant colonization in heterogeneous landscapes: an 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *J. Appl. Ecol.* 44: 563-572.
- COELLO, J.; PIQUÉ, M. Y VERICAT, P.; 2009. *Producció de fusta de qualitat: plantacions de noguera i cirerer: aproximació a les condicions catalanes - guia pràctica*. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Centre de la Propietat Forestal. 175 pp.
- HU, W.; DUAN, S. & SUI, Q.; 1995. High yield technology for groundnut. *Int. Arachis Newsletter* 15 (Suppl.), 1-22. Drive, Cary, NC, USA.
- KUMAR, S. & DEY, P.; 2010. Effects of different mulches and irrigation methods on root growth, nutrient uptake, water-use efficiency and yield of strawberry. *Scientia horticulture* 127. 318-324.
- MERWIN, I.A.; HOPKINS, M.A. & BYARD, R.R.; 2001. Groundcover management influences nitrogen release, retention, and recycling in a New York apple orchard. *HortScience* 36: 451.
- PEDLAR, J.H.; MCKENNEY, D.W. & FRALEIGH, S.; 2006. Planting black walnut in southern Ontario: midrotation assessment of growth, yield and silvicultural treatments. *Can. J. Forest Res.* 36: 495-504.
- RAPEY, H.; 1994. Les vergers à bois précieux en prairie pâturée: Objectifs, principes et références. *Revue Forestière Française*, Special number: 61-71.
- RESCO DE DIOS, V.; FISCHER, C. & COLINAS, C.; 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Fores.* 33: 29-40.
- REICHSTEIN, M.; TENHUNEN, J.D.; ROUPSARD, O.; OURCIVAL, J.M.; RAMBAL, S.; MIGLIETTA, F.; PERESSOTTI, A.; PECCHIARI, M.; TIRONE, G. & VALENTINI, R.; 2002. Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites: revision of current

- hypotheses? *Global Change Biology* 8: 999-1017.
- THIFFAULT, N. & ROY, V.; 2011. Living without herbicides in Quebec (Canada): historical context, current strategy, research and challenges in forest vegetation management. *Eur. J. Forest Re.* 130: 117-133
- VAN LERBERGHE, P. & GALLOIS, F.; 1997. Les objectifs culturels du paillage et ses conséquences. *Forêt-Entreprise* 116: 26-30.
- VAN LERBERGHE, P. Y BALLEUX, P.; 2001. *Reforestación de tierras agrícolas*. Institut pour le développement forestier. Paris. 128 pp.
- VAN SAMBEEK, J.W. & GARRETT, H.E.; 2004. Ground cover management in walnut and other hardwood plantings. *En: C.H. MICHLERPIJUT, J.W. VAN SAMBEEK, M.V. COGGESHALL, J. SEIFERT, K. WOESTE, R. OVERTON & F. Jr. PONDER (eds.), Proceedings of the 6th Walnut Council Research Symposium*. Lafayette, Indiana, EEUU.
- WILLOUGHBY, I.; BALANDIER, P.; BENTSEN, N.S.; MCCARTHY, N. & CLARIDGE, J. (eds.); 2009. *Forest vegetation management in Europe: current practice and future requirements*. COST Office, Brussels. 156 pp.

LA SACA DE LA MADERA QUEMADA PERJUDICA LA REGENERACIÓN NATURAL Y ASISTIDA DE ESPECIES FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL DE SIERRA NEVADA

Jorge Castro* y Alexandro B. Leverkus

Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, Campus Fuentenueva s/n, 18071 Granada.

*Correo electrónico: Jorge@ugr.es

Resumen

Tras un incendio forestal es habitual proceder a la extracción completa de la madera quemada y eliminación de ramas y otros restos, actividad que en su conjunto se conoce como saca de la madera. Sin embargo, no se ha analizado hasta la fecha el efecto que esto puede tener sobre la regeneración natural o asistida del arbolado. En septiembre de 2005 se produjo un incendio forestal en Sierra Nevada en el que se establecieron tres tratamientos experimentales que diferían en el manejo de la madera quemada. Tras seis años de estudio, los resultados muestran que la saca redujo la supervivencia y el crecimiento del regenerado natural y el de plantones tras reforestación, probablemente debido al efecto nodriza que aportó la madera al mejorar las condiciones microclimáticas y por aporte de nutrientes al suelo. La saca también redujo la colonización natural de encinas al interrumpir la interacción entre encinas y el arrendajo, su principal dispersor. Estos resultados evidencian que la saca de la madera quemada no debe realizarse indiscriminadamente y que, a pesar de que pueda ser necesaria bajo ciertas circunstancias, debe ponderarse su papel como un elemento natural que acelera la regeneración del bosque.

Palabras clave: facilitación, resiliencia, saca de la madera, regeneración natural, manejo post-incendio.

INTRODUCCIÓN

Tras un incendio forestal el ecosistema presenta un estado profundamente transformado en el que abundan restos en pie de madera calcinada. Los trabajos forestales que se acometen en relación a los restos de madera quemada pueden ser potencialmente variados, si bien el procedimiento estandarizado en nuestro país es, en la mayor parte de los casos, la saca de la madera, a veces combinada con el astillado de ramas y otros restos no aprovechables (BAUTISTA *et al.*, 2004; CASTRO *et al.*, 2011). Esto supone un profundo cambio en el paisaje post-incendio y en la estructura de la zona afectada, pasando de una masa dominada por árboles quemados en pie a una superficie desprovista de gran parte de la biomasa vegetal. Esta práctica supone con frecuencia un costo adicional en las labores post-incendio, al menos a corto plazo, ya que la madera quemada en los montes españoles no tiene valor económico en muchos casos (BAUTISTA *et al.*, 2004;

LEVERKUS *et al.*, 2012). En última instancia, la extracción de la madera supone una perturbación adicional a la producida por el fuego, con la potencialidad de afectar negativamente numerosos aspectos de la estructura y función del ecosistema (MCIVER & STARR, 2000; LINDENMAYER *et al.*, 2008; LEVERKUS *et al.*, 2012).

Una de las medidas más comunes para restaurar la vegetación (y el conjunto del ecosistema) tras los incendios forestales es la reforestación. Sin embargo, a pesar de la relevancia del tema para la gestión post-incendio, apenas existen estudios experimentales que analicen el impacto de la extracción de la madera sobre el establecimiento de especies forestales, ya sea mediante regeneración natural o mediada por el hombre. La retirada de los restos quemados puede afectar a la regeneración natural o al éxito de las reforestaciones por diversas razones. Los troncos y ramas, sea en pie o esparcidos por el suelo, constituyen un reservorio de nutrientes que pueden liberarse al suelo e incrementar su fertilidad (MARAÑÓN-

JIMÉNEZ & CASTRO, 2012; MARAÑÓN-JIMÉNEZ *et al.*, 2012). Los árboles quemados en pie podrían actuar como perchas para dispersantes (CASTRO *et al.*, 2010a; ROST *et al.*, 2010) o proteger a plántulas y rebrotes de la herbivoría por ungulados (MCIVER & STARR, 2000; RIPPLE & LARSEN, 2001). Los restos de madera quemada pueden igualmente mejorar las condiciones microclimáticas para las plántulas o plantones (DONATO *et al.* 2006; LINDENMAYER *et al.*, 2008), lo que podría utilizarse como elemento protector contra la sequía estival en las tareas de reforestación. De hecho, la sombra proporcionada por el ramaje de los matorrales o por estructuras artificiales es el principal mecanismo que genera el proceso de facilitación en los ecosistemas mediterráneos (REY-BENAYAS, 1998; GÓMEZ-APARICIO *et al.*, 2005), con lo que ramas y troncos quemados podrían actuar a modo de “objetos nodriza” incrementando la supervivencia de plantones o del regenerado natural (CASTRO *et al.*, 2011). En definitiva, la saca de la madera supone la eliminación de un legado biológico que favorece el funcionamiento del ecosistema, por lo que debería sopesarse ante las posibles ventajas de su mantenimiento *in situ* con objeto de optimizar la capacidad de regeneración de áreas incendiadas.

Este estudio pretende analizar el efecto de los tratamientos selvícolas post-incendio relacionados con el manejo de la madera quemada sobre la regeneración de varias especies leñosas, tanto natural como a través de repoblaciones. Para ello se contó con un diseño experimental de gran envergadura en el que se consideran tres parcelas experimentales en las que se han establecido tres tratamientos que difieren en el grado de manejo de la madera quemada: i) no intervención, ii) extracción de los árboles quemados según procedimiento habitual, iii) corte de los árboles pero sin extracción de la madera (CASTRO *et al.*, 2008). Durante seis años se han desarrollado experimentos y muestreos relacionados con la regeneración natural de

pino resinero y de encina, así como el éxito de establecimiento de varias especies de leñosas en una repoblación forestal. Planteamos como hipótesis global que, en conjunto, la saca de la madera afectará negativamente a la regeneración forestal, ya que reducirá el reservorio de nutrientes en el ecosistema, empeorará las condiciones microclimáticas y alterará interacciones planta-dispersante claves para la colonización natural. El objetivo global del estudio es evaluar la viabilidad técnica y económica de los distintos tratamientos y su efecto sobre la regeneración de la comunidad, con objeto de determinar modelos de gestión que optimicen la capacidad de regeneración de áreas incendiadas (CASTRO *et al.*, 2008).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio y diseño experimental

El trabajo se llevó a cabo en el Parque Natural y Parque Nacional de Sierra Nevada, en un área de pinares de repoblación que ardieron en un incendio ocurrido en septiembre de 2005 (unas 1.300 ha de pinares afectados). Para ello se han establecido a lo largo de un gradiente altitudinal tres parcelas de aproximadamente 25 ha cada una (Tabla 1), dentro de las cuales se disponen al azar tres réplicas de tres tratamientos selvícolas post-incendio que difieren en el grado de intervención (CASTRO *et al.*, 2010b):

- 1) “Control”, árboles dejados en pie (sin intervención).
- 2) “Extracción”, en el que se cortaron todos los árboles, se apilaron los troncos manualmente (pilas de 10-15 troncos), y se trituraron las ramas. Inicialmente estaba prevista la extracción de los troncos con un autocargador. Sin embargo, este paso fue cancelado durante los trabajos forestales debido a las dificultades que suponía el trabajo del autocargador dentro de la disposición espacial de las distintas réplicas y tratamientos.

- 3) “Ramas”, corte y desramado del 90% de los árboles, dejando los restos esparcidos por el suelo y sin extracción alguna de madera.

	Parcela		
	1	2	3
Coordenadas UTM (x; y)*	456070; 4089811	455449; 4091728	457244; 4091551
Área (ha)	17,7	23,9	31,7
Altitud*	1477	1698	2053
Pendiente (%)**	30,3	28,7	31,4
Densidad arbolado‡	1477 ± 46	1064 ± 67	1051 ± 42
Diámetro basal (cm)	17,7 ± 0,2	18,3 ± 0,1	15,7 ± 0,1
Diámetro a 1,30 m (cm)	13,3 ± 0,2	14,5 ± 0,2	10,7 ± 0,2
Altura de los árboles (m)	6,3 ± 0,1	6,6 ± 0,1	6,2 ± 0,1
Especie dominante antes del incendio	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Pinus sylvestris</i>

Tabla 1. Localización y características principales de las parcelas de estudio. *Medida en el centro de la parcela. **Media de las pendientes de las 9 réplicas. ‡Árboles por hectárea antes del incendio. Datos obtenidos después del incendio.

El tratamiento Control responde a una actuación mínima y, por tanto, con mínimo coste. El tratamiento Extracción responde a una práctica común por las administraciones tras los incendios forestales. Para el tratamiento Ramas, la decisión de dejar las ramas y troncos *in situ* se fundamenta en el hecho de que i) puede incrementar la tasa de descomposición de la madera (y por ende el reciclaje de nutrientes) al mostrar más contacto con el suelo y ii) la estructura espacial generada puede mejorar el reclutamiento de rebrotes, plántulas y plantones mediante la mejora microclimática o la protección frente a los herbívoros (CASTRO *et al.*, 2010b). Tanto en el tratamiento Control como en el Ramas los árboles cayeron de forma natural durante los años siguientes, con una tasa acumulada de caída (medida en febrero de cada año) de 0.0% en 2006 y 2007, 13,3±0,3% en 2008, 83,5±4,0% en 2009, y 98,3±1,0% en 2010 (CASTRO *et al.*, 2010b). Por consiguiente, a partir de 2010 el tratamiento Control estuvo caracterizado por una estructura compleja de troncos y ramas esparcidos por todo el suelo, similar al tratamiento Ramas durante los primeros años. Los tratamientos se realizaron entre febrero y junio de 2006. El clima de la zona es mediterráneo, con veranos calurosos y secos, e inviernos húmedos y templados. La media anual de

precipitación registrada en una estación meteorológica cercana a la Parcela 1, situada a 1465 m s.n.m, es de 501±49 mm (periodo 1988-2011). Las tres parcelas se ubican sobre suelos silíceos, procedentes de micaesquistos del complejo Nevado-Filábride, y las tres parcelas mostraban características similares en cuanto a orientación, pendiente y variables dasométricas previas al incendio (Tabla 1).

Regeneración natural de pino resinero

Para el caso de *P. pinaster* Aiton (especie serotina), el estudio se realizó en la Parcela 1, la única en la que se presentaba esta especie. La supervivencia se muestreó marcando 150 plantas emergidas tras el incendio para cada uno de los tratamientos. Las plantas comenzaron a emerger en marzo de 2006, se marcaron a comienzos de junio de 2006 y se monitorizaron regularmente hasta septiembre de 2008 (por tanto hasta la tercera estación de crecimiento; CASTRO *et al.* 2011); en ese momento se cosecharon 12 plantas por réplica y tratamiento (108 plantas en total), que se secaron en estufa a 60°C hasta peso constante y se pesaron (parte aérea). Posteriormente, en el año 2011 (seis años tras el incendio) se muestreó crecimiento (altura total y elongación del último piso) y producción de piñas para un total de 20 individuos recogidos al azar por

réplica de cada tratamiento (180 individuos en total).

Colonización por encina

La capacidad de colonización del área incendiada por encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp) se estudió en la Parcela 1. Para ello se contabilizó el número de plántulas de encina que aparecieron en las réplicas de cada tratamiento desde el año 2006 hasta el 2010. No había individuos adultos de encina dentro de la parcela de estudio, y los reproductores más próximos se encontraban a 41 m del borde de la parcela (con una distancia promedio entre el conjunto de las réplicas experimentales y los reproductores más cercanos de 373,2 m; CASTRO et al., 2012). Por consiguiente, asumimos que el dispersor de las bellotas fue en todos los casos el arrendajo (*Garrulus glandarius*), un ave que se sabe que es el principal dispersor de las fagáceas en todo el Holártico (BOSSEMA, 1979) y cuya actividad dispersora y selección de hábitat se ha constatado para la zona de estudio (CASTRO et al., 2010a, 2012). Los roedores como ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*) o ratón moruno (*Mus spretus*), ambos presentes en la zona (J. Castro, observación personal), también pueden movilizar bellotas, pero las distancias de dispersión son muy inferiores y su actividad resultaría despreciable en el contexto espacial en el que se desarrolla el experimento (CASTRO et al., 2012). Las plántulas de encina se buscaron y marcaron durante la primavera-verano de cada año. Dado que la encina muestra capacidad de rebrote, las plantas encontradas en la primavera de 2006 (783 en total) podrían corresponder tanto a rebrotes de plantas que sobrevivieron al incendio como a plantas provenientes de bellotas dispersadas tras el incendio (en otoño de 2005). En ambos casos se trataría de plántulas provenientes de bellotas dispersadas antes de la aplicación de los tratamientos, por lo que se eliminaron para los análisis. También se excluyeron para el análisis algunos rodales de pinos que sobrevivieron al incendio

(ubicados dentro de la parcela experimental) y que acumularon una densidad considerable de plántulas de encina (ver CASTRO et al., 2012 para detalles).

Reforestación con especies leñosas

En cada réplica de cada tratamiento de las Parcelas 2 y 3 se llevó a cabo una reforestación con seis especies: *Crataegus monogyna*, *Berberis hispanica*, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, *Q. pyrenaica*, *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris*. La reforestación se realizó entre marzo y abril de 2010 utilizando una retroexcavadora que abrió hoyos de 60 x 60 x 60 cm (densidad de 400 hoyos por hectárea). Los plantones tenían una edad de 1-2 savias, y estaban en bandejas forestales con alveolos de 300 cm³. En junio de 2010, una vez pasado el shock post-trasplante, se marcaron entre 50 y 75 plantas vivas por réplica y especie (7159 plantas en total). No fue posible identificar las dos especies de pinos inequívocamente en el momento de marcaje, de modo que se han considerado como un único taxon (*Pinus*) para los análisis. La supervivencia se muestreó periódicamente hasta junio de 2012, fecha para la que se muestran los resultados. Un 2,9% de las plantas no se volvieron a localizar, resultando un número de muestra final de 6952 plantas monitorizadas. En octubre de 2011 se cosecharon 10-12 plantas de encina por réplica y tratamiento (189 plantas en total) y 5-7 plantas de roble por réplica y tratamiento (111 plantas en total), que se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante y se pesaron (parte aérea).

Análisis estadísticos

Altura, crecimiento y peso de pino resinero, encina y roble se analizaron mediante análisis de la varianza con tratamiento como factor fijo (datos de parcelas 2 y 3 unidos para el caso de encina y roble). La proporción de individuos reproductores se comparó entre tratamientos mediante un test de la Chi cuadrado. La colonización por encina se analizó mediante un test de la Chi cuadrado, con las réplicas

de tratamiento y los años unidos. La supervivencia de los plantones de reforestación se analizó con modelos nominales logísticos considerando parcela (con dos niveles), tratamientos (con tres niveles) y especies (con 5 niveles) como factores.

RESULTADOS

Regeneración natural de pino resinero

La supervivencia al cabo de tres años fue del 17,3% para el tratamiento Control, seguido de Extracción (38,7%) y Ramas

(47,3%). El crecimiento de los pinos fue consistentemente mayor en Ramas mientras que en Extracción se registraron los menores valores, tanto a los 3 como a los 6 años. El porcentaje de individuos reproductores al cabo de seis años fue igualmente máximo en Ramas (Tabla 2).

Colonización por encina

Se computaron un total de 124 plántulas de encina emergidas tras la aplicación de los tratamientos (período 2007-2010). De ellas, el 52% fueron encontradas en Control, el 26% en Extracción y el 22% en Ramas ($p < 0,001$).

Especie	Variable	Tratamiento		
		Control	Extracción	Ramas
Pino resinero	Altura año 3 (cm)	52,9 ± 2,7a	44,2 ± 1,8b	49,8 ± 1,6ab
	Peso año 3 (g)	66,1 ± 6,4a	74,8 ± 6,5b	85,3 ± 6,3b
	Altura año 6 (cm)	127,2 ± 3,9a	102,1 ± 3,2b	143,4 ± 4,39c
	Crecimiento año 6 (cm)	26,9 ± 1,4a	20,6 ± 1,1b	32,4 ± 1,9c
	Individuos reproductores año 6 (%)	4a	4a	20b
Encina	Peso año 2 (g)	8,1 ± 0,5	7,9 ± 0,5	8,4 ± 0,4
Roble	Peso año 2 (g)	2,9 ± 0,2a	3,1 ± 0,3a	4,4 ± 0,5b

Tabla 2. Parámetros de crecimiento para plantas de pino resinero de regeneración natural (Parcela 1) y para plantas de encina y roble reforestadas (Parcelas 2 y 3). Altura, crecimiento y peso se analizan mediante análisis de la varianza con tratamiento como factor fijo (datos de Parcelas 2 y 3 unidos para el caso de encina y roble). La proporción de individuos reproductores se compara entre tratamientos mediante un test de la Chi cuadrado. Hubo diferencias significativas entre tratamientos para todas las variables mostradas ($p < 0,05$) salvo para el peso de pino resinero en el año 3 (diferencias marginalmente significativas, $p = 0,0673$) y para el peso de las encinas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos a un nivel de significación del 0.05 según test de la Chi cuadrado (individuos reproductores al cabo de 6 años tras comparación entre pares de tratamientos) o mediante el test HSD de Tukey (resto de variables).

Reforestación con especies leñosas

Hubo diferencias significativas en la supervivencia entre parcelas (L-R $\chi^2 = 314,52$; $df = 1$; $p < 0,0001$) que fue del 38,9% en la Parcela 2 y del 60,2% en la Parcela 3. Considerando todas las especies simultáneamente, hubo también diferencias entre tratamientos tanto para la Parcela 2 (L-R $\chi^2 = 94,85$; $df = 2$; $p < 0,0001$) como para la Parcela 3 (L-R $\chi^2 = 18,22$; $df = 2$; $p < 0,0001$). Para la Parcela 2 la supervivencia máxima fue encontrada en el tratamiento Ramas (47,5%), seguido de Extracción (41,1%), y de Control (29,8%). Para la Parcela 3 la supervivencia máxima fue igualmente encontrada para Ramas (65,5%), seguida de Control (58,0%) y Extracción (57,6%). Este patrón se mantuvo a grandes rasgos para cada una de las

especies, con mayores valores de supervivencia en el tratamiento Ramas en ambas parcelas en la mayoría de los casos (Figura 1). El peso de las encinas no difirió entre tratamientos, pero el de los robles fue claramente mayor en el tratamiento Ramas (Tabla 2).

DISCUSIÓN

Los resultados evidencian que la retirada de la madera quemada no favoreció la regeneración de especies leñosas, fuese mediante reforestación o sucesión natural. El efecto de la saca difirió respecto a los otros dos tratamientos en función del proceso considerado. En general, el efecto negativo de la saca fue más pronunciado al

compararlo con el tratamiento en el que los árboles se tumbaron pero se dejaron *in situ* (Ramas), mientras que el tratamiento Control mostró pocas diferencias (o incluso resultados peores que Extracción) para algunas de las variables consideradas. No obstante, el tratamiento Control aportó un claro beneficio para el reclutamiento natural de encinas. En conjunto, los resultados pueden explicarse atendiendo al papel que la madera quemada puede jugar como legado biológico que 1) mejora las condiciones microclimática, 2) aporta nutrientes al suelo, y 3) aporta un soporte físico (estructura) que afecta a las interacciones mutualistas planta-animal (dispersión de semillas).

mayores niveles de radiación una vez han pasado los años más críticos para el establecimiento. Esto explicaría las diferencias en el efecto facilitador entre los tratamientos Ramas y Control para plantas de 3 savias de pino resinero, que mostró valores de supervivencia muy superiores en el primero.

Los restos de madera quemada suponen también un reservorio de nutrientes que pueden liberarse poco a poco al suelo a través de la descomposición (MARAÑÓN-JIMÉNEZ *et al.*, 2012). Esto incrementa tanto el contenido de nutrientes en el suelo (fertilidad) como la actividad microbiana (MARAÑÓN-JIMÉNEZ & CASTRO, 2012), y con ello el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos y la posibilidad de reciclaje y captación de nutrientes por parte de las plantas. Esto explicaría el marcado incremento de las diferencias en el desarrollo de las plantas de pino resinero al cabo de seis años: es de esperar que la disponibilidad de nutrientes se incremente paulatinamente según avanza la descomposición de la madera, con lo que el efecto beneficioso desde el punto de vista biogeoquímico tardaría algunos años en manifestarse. Al cabo de seis años, los pinos ubicados en el tratamiento Ramas no sólo presentaron un tamaño y crecimiento considerablemente mayores, sino una tasa de reproducción cinco veces superior. Del mismo modo, esta podría ser la razón para el mayor éxito de la reforestación (realizada cuatro años tras el incendio) en el tratamiento Ramas, a pesar de que en el momento de la plantación los árboles del tratamiento Control estaban ya tumbados por viento y no había diferencias apreciables entre tratamientos en radiación recibida por las plantas (todas a pleno sol tras la apertura de hoyo por la máquina, observación personal): en el tratamiento Ramas es esperable una mayor tasa de descomposición dado el mayor contacto de la madera con el suelo, lo que podría ocasionar mayor disponibilidad de nutrientes en el momento de la plantación. De hecho, la biomasa de los robles fue

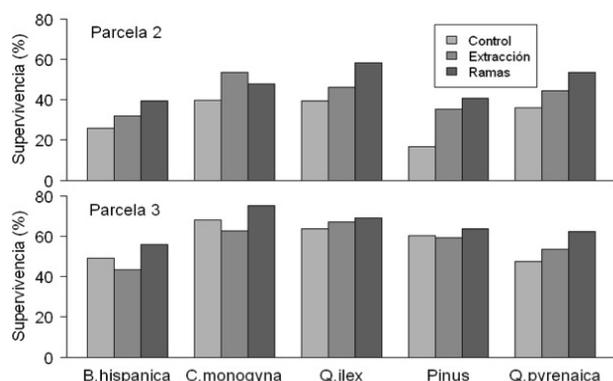


Figura 1. Porcentaje de supervivencia al cabo de dos años (septiembre de 2011) para cada una de las especies de estudio utilizadas en la reforestación de las Parcelas 1 y 2 para cada uno de los tratamientos experimentales. Los tratamientos son Control, Extracción y Ramas. "Pinus" incluye los individuos de *P. nigra* y *P. sylvestris*, que no pudieron identificarse inequívocamente en el momento de marcaje.

La presencia de troncos y ramas, sea en pie o esparcidos por el suelo, reduce la radiación incidente y con ello la temperatura y el estrés hídrico de las plantas (LINDENMAYER *et al.*, 2008; CASTRO *et al.*, 2011). Esto hace que estas estructuras se comporten como objetos nodriza, con la ventaja de que no aportan un componente de competencia radicular al tratarse de elementos inertes. Por otra parte, en caso de que troncos y ramas estén esparcidos por el suelo (similar al tratamiento Ramas), las plántulas pueden sobrepasar a los restos de madera quemada tras algunos (2-3) años, ganando acceso a

mayor en este tratamiento, apoyando así un efecto de la disponibilidad de nutrientes.

Finalmente, la presencia de árboles quemados fue clave para la dispersión de bellotas por el arrendajo y, con ello, el mantenimiento de una interacción planta-animal clave para la colonización natural de encinas y otras quercíneas (CASTRO et al., 2012). Esto se corrobora además por el hecho de que los arrendajos siguieron usando el tratamiento Control como hábitat de forrajeo tanto en invierno como durante la época de cría, mientras que apenas usaron el Extracción (CASTRO et al., 2010a), e igualmente seleccionaron el tratamiento Control durante la época de dispersión de bellotas en detrimento del Extracción (CASTRO et al., 2012). De este modo, parece que el arrendajo, un ave que habita preferentemente en bosques y evita zonas abiertas, siguió percibiendo el bosque quemado como un hábitat adecuado si se dejaban los árboles en pie, pero no así en caso de retirar la madera. Dada la importancia del arrendajo para la dispersión de las bellotas (BOSSEMA, 1979), la saca de la madera supone un serio bloqueo para la dinámica natural de colonización de áreas quemadas por especies del género *Quercus*.

En resumen, la retirada de la madera quemada afectó negativamente a diversos procesos que implicaron una reducción de la capacidad de regeneración natural o asistida. Estudios recientes constatan que la saca de la madera puede igualmente afectar negativamente a otros aspectos relacionados con la estructura y funcionamiento del ecosistema, como la biodiversidad (LINDENMAYER et al., 2008; CASTRO et al., 2010a) o el secuestro de carbono (SERRANO-ORTIZ et al., 2011). Además, en nuestro sitio de estudio la saca implicó duplicar el coste de las labores de reforestación si se consideran todos los trabajos realizados desde el inicio de las actuaciones post-incendio (LEVERKUS et al., 2012). Estos resultados apuntalan en definitiva que la madera quemada es un componente clave para la estructura y funcionamiento del ecosistema que debe ser

tenido en cuenta con objeto de maximizar el potencial de regeneración natural y optimizar los recursos humanos y económicos disponibles.

Agradecimientos

Este estudio fue posible gracias al apoyo de la Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, y de la Dirección del Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada. A. Sánchez Miranda, M. Pulgar, C. Serrano Hermo, R. Ruiz Puche y C.R. Molinas Gonzales ayudaron en los muestreos de campo. El estudio fue financiado por los proyectos CGL2008-01671 del Ministerio de Ciencia e Innovación y 10/2005 del Organismo Autónomo de Parques Nacionales. AL actualmente tiene una beca FPU (AP2010-0272). Los datos de precipitación fueron facilitados por José Ramón Francia Martínez (IFAPA, Granada).

BIBLIOGRAFÍA

- BAUTISTA, S.; GIMENO, T.; MAYOR, A.G. Y GALLEGU, D.; 2004. Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. En: Vallejo V.R. y Alloza J.A. (eds.), *La gestión del bosque mediterráneo: 547-570*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia.
- BOSSEMA, I.; 1979. Jays and oaks: an ecological study of a symbiosis. *Behaviour* 70:1-117.
- CASTRO, J.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; LORITE, J. Y ZAMORA, R.; 2008. Resultados preliminares del efecto de los tratamientos selvícolas post-incendio relacionados con la madera quemada sobre el establecimiento de plantones de *Juniperus communis* L. en la alta montaña mediterránea. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 31-36.
- CASTRO, J.; MORENO-RUEDA, G. & HÓDAR, J.A.; 2010a. Experimental test

- of postfire management in pine forests: impact of salvage logging versus partial cutting and nonintervention on bird-species assemblages. *Conserv. Biol.* 24: 810-819.
- CASTRO, J.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S., SÁNCHEZ-MIRANDA, A. Y LORITE, J.; 2010b. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Ramírez, L. y Asensio, B. (eds.), *Proyectos de investigación en parques nacionales 2006-2009*: 139-157. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- CASTRO, J.; ALLEN, C.D.; MOLINA-MORALES, M.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A. & ZAMORA, R.; 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restor. Ecol.* 19: 537-544.
- 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(10):art90. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00089.1>
- DONATO, D.C.; FONTAINE, J.B.; CAMPBELL, J.L.; ROBINSON, W.D.; KAUFFMAN, J.B. & LAW, B.E.; 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.
- 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. *J. Veg. Sci.* 16: 191-198.
- LEVERKUS, A.B.; PUERTA-PIÑERO, C.; GUZMÁN, J.R.; NAVARRO, J. & CASTRO, J.; 2012. Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forest.* 43: 601-613.
- LINDENMAYER, D.B.; BURTON, P.J. & FRANKLIN, J.F.; 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press, Washington.
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S. & CASTRO, J.; 2012. Effect of decomposing post-fire coarse woody debris on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry* (en prensa; DOI 10.1007/s10533-012-9744-x).
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; CASTRO, J.; FERNÁNDEZ-ONDOÑO, E. & ZAMORA, R.; 2012. Charred wood remaining after a wildfire as a reservoir of macro- and micronutrients in a Mediterranean pine forest. *Int. J. Wildland Fire* (aceptado).
- MCIVER, J.D. & STARR L.; 2000. *Environmental effects of post-fire logging: literature review and annotated bibliography*. USDA Technical Report PNW-GTR-486.
- REY-BENAYAS, J.M.; 1998. Growth and mortality of *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading in Mediterranean set-aside agricultural lands. *Ann. Sci. Forest.* 55: 801-807.
- RIPPLE, W.J. & LARSEN, E.J.; 2001. The role of post-fire coarse woody debris in aspen regeneration. *West. J. Appl. For.* 16: 61-64.
- ROST, J.; CLAVERO, M.; BAS, J.M. & PONS, P.; 2010. Building wood debris piles benefits avian seed dispersers in burned and logged Mediterranean pine forest. *Forest Ecol. Manag.* 260: 79-86.
- SERRANO-ORTIZ, P.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; REVERTER, B.R.; SÁNCHEZ-CAÑETE, E.P.; CASTRO, J.; ZAMORA, R. & KOWALSKI, A.S.; 2011. Post-fire salvage logging reduces carbon sequestration in Mediterranean coniferous forest. *Forest Ecol. Manag.* 262: 2287-2296.

EFFECTO DEL MANEJO DE LA MADERA QUEMADA Y LA PROFUNDIDAD DE SIEMBRA DE BELLotas SOBRE EL ÉXITO DE REFORESTACIÓN CON ENCINA DE ÁREAS INCENDIADAS

Alexandro B. Leverkus^{1,*}, Jorge Castro¹, Carolina Puerta-Piñero² y José María Rey-Benayas³

¹ Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. E-18071 Granada, España. FAX: +34 958 243238. *Correo electrónico: Leverkus@ugr.es; jorge@ugr.es

² CREAM, Centro de investigación ecológica y aplicaciones forestales. Universidad autónoma de Barcelona, Bellaterra, E-08193, España

³ Departamento de Ecología. Edificio de Ciencias, Universidad de Alcalá. 28871 Alcalá de Henares, Madrid, Spain. Correo electrónico: josem.rey@uah.es

Resumen

Los incendios forestales son recurrentes en los ecosistemas mediterráneos, y la extracción de la madera quemada es práctica común. La repoblación con encinas no suele realizarse mediante siembra debido a las altas tasas de depredación de bellotas. El objetivo de nuestro estudio fue investigar si diferentes tipos de manejo de la madera quemada y/o distintas profundidades de siembra pueden reducir la depredación de bellotas. En una zona incendiada en 2005 en Sierra Nevada se establecieron tres réplicas de dos tratamientos: uno de alta complejidad estructural (ACE) generada por troncos y ramas quemados y otro de baja complejidad (BCE) debida a la tala de fustes, corta y apilamiento de la madera. Entre 2007 y 2012 se realizaron seis siembras experimentales con bellotas en ambos tratamientos. En 2010 y 2012 estas siembras se realizaron a distintas profundidades (2 y 8 cm). La mayoría de las bellotas (aprox. 90%) fueron consumidas. La depredación fue mayor en ACE en todas las siembras menos una. La mayor profundidad redujo la depredación solamente en BCE, donde llevó a un 25% de supervivencia. Las altas tasas de depredación y la variabilidad espacio-temporal de los resultados corroboran que la siembra es un método poco fiable para la reforestación con encina.

Palabras clave: depredación de bellotas, extracción de la madera quemada, *Quercus ilex* subsp. *ballota*, reforestación con bellota.

INTRODUCCIÓN

Los encinares son el tipo de vegetación natural más extendido de la Península Ibérica, y su degradación ha llevado a un reciente interés por repoblar con encinas. La reforestación con plantones es el método más común de repoblación, lo cual se debe en gran medida a la poca eficacia de la siembra de bellotas debida a las altas tasas de depredación por mamíferos (principalmente ungulados y roedores; ALLEN et al., 2004; PULIDO & DÍAZ, 2005). Sin embargo, si las tasas de depredación de bellotas se redujesen, la siembra podría suponer grandes ventajas sobre la plantación. Además de que el coste económico puede ser entre la mitad y un tercio del coste de plantación (ALLEN et al., 2004), las plántulas emergidas en campo suelen presentar mejor desarrollo del sistema radicular (ALLEN et al., 2004; DEY et al., 2008). Encontrar métodos eficaces

para reducir la depredación de bellotas debería ser considerado una prioridad para la reforestación con quercíneas.

Tras los incendios, una práctica común consiste en la retirada de la madera quemada. Esto conlleva una simplificación de la estructura del hábitat post-incendio que puede tener efectos sobre el funcionamiento del ecosistema (LINDENMAYER et al., 2008) y el éxito de la reforestación (LEVERKUS et al., 2012). Además, es posible que la reducida complejidad estructural facilite las actividades de forrajeo de mamíferos grandes, como los ungulados, al disminuir la presencia de elementos que dificultan su paso (RELVA et al., 2009). Por el contrario, las poblaciones de roedores pueden beneficiarse de la presencia de estas estructuras que les proporcionan cobijo, protección y alimento (TORRE et al., 2002). De este modo, la estructura del hábitat post-incendio afectaría a la supervivencia de

bellotas a través de las preferencias de hábitat de los principales gremios de depredadores.

La profundidad de la siembra también podría tener un efecto sobre la depredación de bellotas. Las bellotas enterradas tienen mayores posibilidades de supervivencia a la depredación que las situadas en la superficie del suelo (GÓMEZ, 2004). Además, las bellotas enterradas pueden encontrar mejores condiciones microclimáticas para la germinación y la emergencia, pues la sequía estival en zonas de clima mediterráneo es una de las principales causas de mortandad de las plántulas en condiciones de campo (PULIDO & DÍAZ, 2005).

Dado que las poblaciones de roedores y ungulados pueden fluctuar enormemente en el espacio y en el tiempo (GRENFELL *et al.*, 1998; TORRE *et al.*, 2002), no sería raro pensar que las tasas de depredación puedan presentar importantes variaciones en diferentes estructuras de hábitat (PUERTA-PIÑERO, 2010). Sin embargo, la mayor parte de los estudios de depredación centran sus conclusiones alrededor de los resultados de uno o dos años de experimentación (GÓMEZ, 2004; MATÍAS *et al.* 2009; PUERTA-PIÑERO, 2010).

En este estudio investigamos si la combinación de la complejidad estructural del hábitat post-incendio generada por diferentes tratamientos de la madera quemada, junto con el enterramiento de las bellotas a distintas profundidades, mejora la eficacia de la siembra para la reforestación post-incendio. Presentamos los resultados de cuatro años de experimentación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y especies.

El estudio se desarrolló en el Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada (Granada, España), donde en septiembre de 2005 un incendio quemó 1300 ha de pinares de repoblación. El fuego fue de intensidad moderada a alta y calcinó completamente la

mayoría de los árboles (CASTRO *et al.*, 2010). La zona de estudio se sitúa en un pinar de repoblación de *Pinus pinaster* y *P. nigra* a 1477 m s.n.m. (UTM: 456070, 4089811), en una ladera con orientación SW y una pendiente de $30,3 \pm 5,7\%$ (media \pm SE). El pinar tenía unos 40 años en la fecha del incendio, con una densidad de 1477 ± 46 individuos por hectárea y un DBH de $17,7 \pm 0,2$ cm (CASTRO *et al.* 2010). El clima es mediterráneo, con veranos calurosos y secos e inviernos húmedos y templados. La precipitación media anual es de 501 ± 49 mm (1988-2011) y la temperatura media es de $12,3 \pm 0,4^\circ\text{C}$, oscilando desde un promedio anual mínimo de $7,6 \pm 0,5^\circ\text{C}$ hasta un máximo de $16,2 \pm 0,6^\circ\text{C}$ (1994-2008). La roca madre está compuesta por micaesquistos (MARAÑÓN-JIMÉNEZ & CASTRO, 2012).

La encina *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf. Samp) es un árbol esclerófilo y perennifolio, abundante en el área mediterránea de la Península Ibérica y componente esencial de la vegetación potencial de nuestra área de estudio (Costa y VALLE, 2004). Las bellotas maduran en otoño. Los principales depredadores de bellotas en la zona son el jabalí (*Sus scrofa*) y roedores como *Apodemus sylvaticus* y *Mus spretus* (GÓMEZ & HÓDAR, 2008; observación personal).

Diseño experimental

Siete meses después del incendio (abril 2006) se estableció una parcela experimental con tres tratamientos que diferían en el manejo de la madera quemada (Figura 1): 1) Extracción: se talaron todos los árboles quemados, se cortaron sus troncos con motosierras en trozas de unos 4 m que posteriormente se apilaron en grupos de 10-15 y fueron dejados *in situ*, y se trituró el resto de la madera; 2) Ramas: se cortó el 90% de los árboles y se podaron las ramas principales, pero dejando toda la biomasa *in situ*; 3) Control: se dejaron los árboles quemados en pie sin realizar ningún tipo de intervención. Cada tratamiento se replicó tres veces, con una superficie media

de $2,0 \pm 0,2$ ha por réplica (CASTRO *et al.*, 2010). Los tratamientos resultaron en una distinta complejidad estructural, misma que cambió a lo largo del tiempo, y es esta complejidad en la que se centra este estudio. Para ello, redefinimos los tratamientos en dos: (i) Baja Complejidad Estructural (BCE), hábitat abierto donde los animales grandes podían moverse y forrajear fácilmente. Este tipo de estructura se observó siempre en Extracción (Figura 1); (ii) Alta Complejidad Estructural (ACE), consistente en un hábitat cubierto por las ramas y troncos quemados, difícilmente transitable para un ungulado.

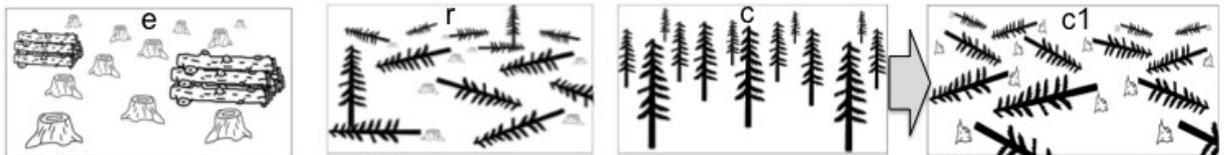


Figura 1. Esquema de los tratamientos post-incendio de la madera aplicados en 2006. Los tratamientos son: e= Extracción: corte y apilamiento de los troncos y trituración de las ramas; r= Ramas: corte del 90% de los troncos; c= Control: sin intervención. En Control los árboles cayeron (c1) hasta que en 2009 quedó una estructura similar a la de Ramas. Extracción fue siempre el tratamiento de Baja Complejidad Estructural (BCE), y el de Alta Complejidad Estructural (ACE) fue Ramas hasta 2008 y Control a partir de 2009.

Siembras de bellotas

Se realizaron seis siembras de bellotas a lo largo de cuatro años: en 2007 y 2008 (dos siembras por año) y en 2010 y 2012 (una siembra por año).

En 2007 y 2008 las bellotas se colocaron a 2 cm de profundidad, simulando la dispersión biótica (GÓMEZ, 2004). En cada uno de estos años se realizaron dos siembras: una en octubre y la otra en diciembre-enero, es decir, al principio y al final de la época de dispersión natural. En cada siembra se establecieron 40 puntos de siembra por réplica de cada tratamiento, y en cada punto se colocaron tres bellotas separadas 10 cm entre sí. Así, se sembraron 3 bellotas x 40 puntos x 3 réplicas x 2 tratamientos = 720 bellotas por siembra (ver PUERTA-PIÑERO *et al.*, 2010 para detalles). En 2007 se realizaron revisiones visuales para determinar la depredación así como la identidad del depredador. Dichas revisiones se hicieron después de 10, 25, 75 y 150 días en la primera siembra y después de 7, 20 y 105 días en la segunda. La identificación del

Hasta 2008 se obtuvo ACE en Ramas, pero con los años las ramas se fueron rompiendo y descomponiendo, dando lugar a una simplificación de la estructura. A partir de 2009 se obtuvo ACE en Control, pues los árboles cayeron de forma natural y en 2009 no quedaba ninguno en pie (CASTRO *et al.*, 2010). Por consiguiente, a partir de 2009 Control estuvo caracterizado por una estructura compleja de troncos y ramas esparcidos por el terreno, similar a Ramas durante los primeros años (Figura 1). En adelante, “tratamiento” se refiere a BCE y ACE.

depredador fue factible debido a que los roedores hacen un pequeño agujero en la tierra para desenterrar las bellotas, mientras que los jabalís remueven el suelo dejando un rastro muy aparente (PUERTA-PIÑERO, 2010). En 2008 se realizó solamente una revisión final en la primavera. Al final de los experimentos se realizó una inspección exhaustiva de las bellotas sembradas, desenterrando los puntos de siembra, para confirmar los resultados de la apreciación visual.

En enero de 2010 y 2012 se realizaron la quinta y la sexta siembras con el objetivo de estudiar los efectos de la profundidad de siembra sobre la depredación de bellotas en los distintos tratamientos. Se sembraron 150 (2010) y 70 (2012) bellotas en cada réplica de los dos tratamientos (en total 900 y 420 bellotas para 2010 y 2012, respectivamente). El 50% de las bellotas fue sembrado a 2 cm (someras) y la otra mitad a 8 cm (profundas), simulando estas últimas la siembra humana con propósitos de reforestación (ALLEN *et al.*, 2004; DEY *et al.*, 2008). Las bellotas fueron enterradas

individualmente, separadas entre sí al menos 10 m y a profundidades alternas. Se realizaron inspecciones visuales a los 10, 40 y 90 días (2010) y a los 10 y 105 días (2012) como se describió anteriormente.

Análisis estadísticos

Los datos de depredación se analizaron mediante dos modelos GLM binomiales con logit como función de enlace: (i) Modelo 1, para todas las siembras, considerando solamente las bellotas someras (2 cm). Se utilizaron como factores independientes el tratamiento, el momento de siembra (factor con seis niveles, uno por siembra), la interacción tratamiento x momento de siembra y la réplica, que fue anidada dentro de cada tratamiento. Como variable respuesta se define la depredación de al menos una bellota por punto de siembra. (ii) Modelo 2, solamente para las siembras de 2010 y 2012. Se utilizaron como factores independientes el tratamiento, la siembra, la profundidad de siembra, todas las interacciones entre estos factores y la réplica anidada dentro de cada tratamiento. Estos modelos se simplificaron siguiendo la metodología de CRAWLEY (2007). Para los análisis se utilizó el programa R, versión 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

RESULTADOS

La depredación de bellotas fue alta en todas las siembras, variando entre el 75% y el 100% según la siembra y la combinación experimental. En todas las siembras los roedores fueron responsables de >95% de la depredación.

El Modelo 1 mostró un efecto significativo del tratamiento de la madera quemada, el momento de siembra, la interacción tratamiento x momento de siembra y la réplica anidada en tratamiento (Tabla 1, Figura 2). La depredación media fue de $90,3 \pm 0,74\%$. Hubo mayor depredación en ACE ($95,6 \pm 0,73\%$) que en

BCE ($84,9 \pm 1,3\%$) en todas las siembras menos la primera (Figura 2).

Modelo	Variable	df	χ^2	p
Modelo 1 [†]	Tratamiento (T)	1	54,3	<0,0001
	Siembra (S)	5	44,6	<0,0001
	T*S	5	66,4	<0,0001
	Réplica [T]	4	81,2	<0,0001
	Modelo nulo	1611	1029,5	
Modelo 2 [‡]	Tratamiento (T)	1	179,5	<0,0001
	Profundidad (P)	1	5,1	0,02
	Año (A)	1	0,3	0,60
	T*P	1	5,3	0,02
	P*A	1	0,0	0,83
	T*A	1	0,3	0,61
	T*P*A	1	0,0	1
	Réplica [T]	4	152,3	<0,0001
	Modelo nulo	1293	916,1	

Tabla 1. Resultado de los modelos para depredación de bellotas. [†] Modelo realizado con los datos de las bellotas sembradas a 2 cm de profundidad en las 6 siembras. [‡] Modelo realizado con los datos de las siembras a distintas profundidades, de 2010 y 2012. Tratamiento= tratamiento de la madera quemada, con uno de alta y uno de baja complejidad estructural (Fig. 1). Siembra= Momento de siembra; se realizaron 6 (ver Métodos). Réplica[T]= Réplica anidada en Tratamiento. Profundidad = someras (2 cm) o profundas (8 cm).

En el Modelo 2 el tratamiento, la profundidad, la interacción entre ambos y la réplica anidada en el tratamiento influyeron significativamente en la depredación de bellotas (Tabla 1). La depredación media fue de $88,6 \pm 0,9\%$. En ACE, el 100% de las bellotas someras y el $98,5 \pm 0,7\%$ de las profundas fueron depredadas. En cambio, en BCE la depredación de bellotas someras fue de $80,8 \pm 2,2\%$ y la de bellotas profundas de $74,8 \pm 2,4\%$.

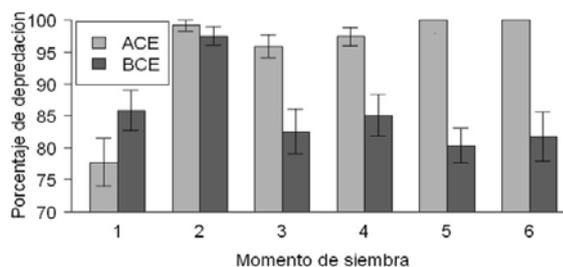


Figura 2. Efecto del momento de siembra y del tratamiento post-incendio de la madera sobre las tasas de depredación de bellotas de encina. Los momentos de siembra fueron octubre (1) y diciembre-enero de 2007 (2), octubre (3) y diciembre-enero de 2008 (4), enero de 2010 (5) y enero de 2012 (6). Las barras de error muestran errores estándar de las medias. No hay barras para ACE en los momentos 5 y 6 porque la supervivencia fue cero.

DISCUSIÓN

Las tasas de depredación fueron siempre muy altas (>75% en todos los casos), y además presentaron una variación espacio-temporal importante. Con ello, la siembra no parece representar un método óptimo para la repoblación de zonas incendiadas con quercíneas. No obstante, nuestros resultados aportan propuestas para mejorar el éxito de las reforestaciones de encinas mediante la siembra de bellotas.

Por una parte, la menor complejidad estructural generada por la retirada de la madera quemada redujo la depredación en casi todas las siembras. La depredación por ungulados, con preferencia por este tratamiento, nunca superó el 5% del total de las bellotas depredadas como encontrado previamente (PUERTA-PIÑERO et al., 2010). En contraste, la mayor complejidad estructural parece haber favorecido a las poblaciones de roedores (MUÑOZ & BONAL, 2007; PUERTA-PIÑERO, 2010; PUERTA-PIÑERO et al., 2010). Por otro lado, la profundidad de siembra parece reducir la depredación por roedores en zonas de baja complejidad estructural, pues esta combinación experimental llevó a un 25% de supervivencia, el nivel más alto de todo el experimento. De este modo, en caso de extracción de la madera quemada, la siembra a profundidades de 8 cm podría resultar en una mejora del éxito de repoblación de encinas.

Concluyendo, la complejidad estructural del hábitat post-incendio generada por los troncos y las ramas sobre el suelo puede proteger a las bellotas de la depredación por parte de mamíferos de gran tamaño, pero favorece a los roedores que son depredadores muy eficientes. Si además se consideran las pérdidas en sucesivas etapas del desarrollo de las encinas (PULIDO Y DÍAZ, 2005), habría que encontrar métodos alternativos para reducir la depredación por roedores para que la siembra de bellotas sea un método eficaz y fiable de reforestación con quercíneas.

Agradecimientos

Agradecemos a la Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, y a la Dirección del Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada por los permisos, el trabajo conjunto y el apoyo. Gracias a A. Sánchez Miranda, M.C. Santa-Regina Lorenzo, C. Serrano Hermo, R. Martínez Verdú, S. Marañón Jiménez, R. Ruiz Puche y E. Pérez Sánchez-Cañete por la ayuda en el campo. El estudio fue financiado por los proyectos CGL2008-01671 del Ministerio de Ciencia e Innovación y 10/2005 del Organismo Autónomo de Parques Nacionales. AL tiene una beca FPU (AP2010-0272) del Ministerio de Educación, Cultura y Deporte.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, J.A.; KEELAND, B.D.; STANTURF, J.A.; CLEWELL, A.F. & KENNEDY JR., H.E.; 2004. *A guide to bottomland hardwood restoration*. US For. Serv. Gen. Tech. Rep. SRS-40.
- CASTRO, J.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A. & LORITE, J.; 2010. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. *En: Ramírez L. y Asensio, B. (eds.), Proyectos de investigación en parques nacionales: 2006-2009: 139- 157*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, España.
- CRAWLEY, M.J.; 2007. *The R book*. Wiley. Reino Unido.
- DEY, D.C.; JACOBS, D.; MCNABB, K.; MILLER, G.; BALDWIN, V. & FOSTER, G.; 2008. Artificial regeneration of major oak (*Quercus*) species in the eastern United States - A review of the literature. *For. Sci.* 54: 77-106.
- 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: 287-297.
- GÓMEZ, J.M.; PUERTA-PIÑERO, C. & SCHUPP, E.W.; 2008. Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia* 155: 529-537.
- GÓMEZ, J.M. & HÓDAR, J.A.; 2008. Wild boars (*Sus scrofa*) affect the recruitment rate and spatial distribution of holm oak (*Quercus ilex*). *Forest Ecol. Manag.* 256: 1384-1389.
- GRENFELL, B.; WILSON, K.; FINKENSTADT, B.; COULSON, T.; MURRAY, S.; ALBON, S.; PEMBERTON, J.; CLUTTON-BROCK, T. & CRAWLEY, M.; 1998. Noise and determinism in synchronized sheep dynamics RID B-7452-2008. *Nature* 394: 674-677.
- HERRERA, J.; 1995. Acorn predation and seedling production in a low-density population of cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecol. Manag.* 76: 197-201.
- LEVERKUS A.B.; PUERTA-PIÑERO C.; GUZMÁN J.R.; NAVARRO J. & CASTRO J.; 2012. Post-fire salvage logging increases management costs and reduces seedling survival in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forest* 43: 601-613.
- LINDENMAYER, D.B.; BURTON, P.J. & FRANKLIN, J.F.; 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press. Washington.
- MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S. & CASTRO, J.; 2012. Effect of decomposing post-fire coarse woody debris on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry* DOI 10.1007/s10533-012-9744-x.
- MATÍAS, L.; MENDOZA, I. & ZAMORA, R.; 2009. Consistent pattern of habitat and species selection by post-dispersal seed predators in a Mediterranean mosaic landscape. *Plant Ecol.* 203: 137-147.
- MUÑOZ, A. & BONAL, R.; 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence. *Oikos* 116: 1631-1638.
- PUERTA-PIÑERO, C.; 2010. Intermediate spatial variations on acorn predation shapes Holm oak establishment within a Mediterranean landscape context. *Plant Ecol.* 210: 213-224.
- PUERTA-PIÑERO, C.; SANCHEZ-MIRANDA, A.; LEVERKUS, A. & CASTRO, J.; 2010. Management of burnt wood after fire affects post-dispersal acorn predation. *Forest Ecol. Manag.* 260: 345-352.
- PULIDO, F.J. & DÍAZ, M.; 2005. Regeneration of a Mediterranean oak: A whole-cycle approach. *Ecoscience* 12: 92-102.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- RELVA, M.A.; WESTERHOLM, C.L. & KITZBERGER, T.; 2009. Effects of introduced ungulates on forest understory communities in northern Patagonia are modified by timing and severity of stand mortality. *Plant Ecol.* 201: 11-22.
- TORRE, I.; ARRIZABALAGA, A. & DÍAZ, M.; 2002. Ratón de campo (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758). *Galemys* 14: 1-26.
- COSTA, J.C. Y VALLE, F. (dir.); 2004. *Modelos de restauración forestal*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

EFECTO DEL RIEGO ESTIVAL Y DEL MULCH ORGÁNICO EN LA SUPERVIVENCIA INICIAL Y CRECIMIENTO DE UNA PLANTACIÓN DE *Pinus pinea* Y *Quercus ilex* EN UNA ZONA QUEMADA

Marta Pardos^{1,2,*}, Rafael Calama^{1,2}, Carolina Mayoral¹, Guillermo Madrigal¹ y Mariola Sánchez-González^{1,2}

¹ Departamento de Selvicultura y Gestión Forestal. INIA-CIFOR. Crtra La Coruña km 7,5. 28040 Madrid (España). *Correo electrónico: pardos@inia.es

² Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVA-INIA.

Resumen

En verano de 2003 se quemaron 600 ha de masas mixtas de pino piñonero y encina en la Comunidad Autónoma de Madrid. A pesar de los repetidos esfuerzos de la Administración por repoblar la zona con pino piñonero, la supervivencia después de 10 años es del 10-15%, sin que el pino sea capaz de competir con el sotobosque rebrotador de encina. Se plantea un ensayo en una plantación para evaluar el efecto del riego y el mulch (aplicación vs no aplicación) sobre la supervivencia y crecimiento del primer año en estas dos especies que se encuentran de forma natural en las zonas incendiadas. La plantación se realizó en marzo de 2011 en 200 hoyos en un área de 1,1 ha. El mulch se aplicó en junio y el riego se retrasó a julio, repitiéndose cada 7 días hasta el 15 de septiembre (40 l.m⁻² en cada riego). Se caracterizó el ambiente lumínico en cada microcuena mediante fotografías hemisféricas y se realizó un registro continuo de temperatura y humedad ambiental y del suelo. La supervivencia se registró en 16 fechas entre mayo y diciembre de 2011. La altura y el diámetro en el cuello de la raíz se midieron en cuatro ocasiones. El crecimiento de altura y diámetro a lo largo del tiempo se analiza mediante un modelo mixto lineal de medidas repetidas. Se ha desarrollado un modelo que predice la supervivencia para cada tratamiento teniendo en cuenta que los datos son principalmente censurados por intervalos. Tanto el pino piñonero como la encina responden más al riego que al mulch orgánico. Incluso el riego por sí solo muestra resultados similares que el efecto aditivo de riego y mulch. Las plantas sin riego fueron incapaces de soportar la sequía de verano. Dentro de las regadas, el pino piñonero respondió mejor al tratamiento.

Palabras clave: crecimiento, encina, pino piñonero, sequía, supervivencia inicial.

INTRODUCCIÓN

En los valles del Tiétar y del Alberche del centro peninsular es frecuente encontrar el pino piñonero (*Pinus pinea*) formando masas mixtas con la encina (*Quercus ilex*). Estas masas se sitúan sobre laderas escarpadas, con afloramientos graníticos, bajo un clima típicamente mediterráneo continental, donde la sequía estival condiciona la supervivencia, crecimiento y productividad de las plantas (CALAMA & MONTERO 2005). El abandono de la recogida de leñas, el sobrepastoreo, el aumento del riesgo de incendio y el mantenimiento de pies grandes productores de piña ha conducido a masas abiertas e irregulares de pino piñonero, con un abundante sotobosque de encina. Este comportamiento ocupacional es muy común en las zonas quemadas, donde la

encina forma una alfombra de chirpiales que compite con ventaja sobre el regenerado de pino. Como consecuencia, el pino está desapareciendo de estas zonas quemadas por falta de regenerado, fenómeno que no está explicado, puesto que quedan árboles padre en pie (MONTERO et al., 2003).

En julio de 2003 se quemaron 600 ha de estas masas mixtas de pino piñonero y encina. A pesar de los repetidos esfuerzos de la Administración por repoblar la zona con pino piñonero, la supervivencia después de 10 años es del 10-15%, sin que el pino sea capaz de competir con el sotobosque rebrotador de encina. La combinación del riego estival y el uso de mulch orgánico alrededor del hoyo de plantación pueden aumentar potencialmente tanto la supervivencia del primer año como el crecimiento inicial de estas plantaciones.

Los resultados sobre la efectividad del mulch en plantaciones forestales son variables, pero en los casos en los que ha tenido un efecto positivo sobre el crecimiento, éstos se han atribuido a una menor pérdida de agua (ADAMS, 1997; CREGG et al., 2009) y a una mayor infiltración (SKROCH et al., 1992). Además, facilita una mayor extensión del sistema radical de las plantas en comparación con los suelos desnudos, aumentando por ello su supervivencia, incluso en ambientes severos (CHALKER-SCOTT, 2007).

Para determinar el potencial del riego estival y el uso de mulch como alternativas para mejorar el éxito durante el primer año de una plantación en una zona quemada se plantea un ensayo en una plantación de pino piñonero y encina en la Comunidad Autónoma de Madrid. Ambas especies son especialmente sensibles a la sequía y a las elevadas irradiaciones estivales, así como a la escasa sombra en estas zonas tan abiertas. Se espera que estas especies desarrollen respuestas fisiológicas diferentes a la sequía estival, que modularán su supervivencia y crecimiento (CRAVEN et al., 2011) y que indicarán su diferente grado de aclimatación y, por tanto, su capacidad de éxito en campo (GYIMAH & NAKAO, 2007). El objetivo de este trabajo es determinar el efecto del riego estival y del mulch sobre la supervivencia y crecimiento del primer año en estas dos especies que se encuentran de forma natural en la zona incendiada. Nuestra premisa es que una vez que se elimina la ventaja rebrotadora de la encina (ya que se trata de una plantación) el efecto del tratamiento sobre la supervivencia y crecimiento inicial de ambas especies permitirá definir la capacidad de las especies para hacer frente a las duras condiciones ambientales del territorio.

MATERIAL Y MÉTODOS

Sitio de ensayo. Diseño experimental

El ensayo se localiza al suroeste de la CCAA de Madrid (4471900N- 389500W, a 650 m de altitud), en los valles del Alberche y el Tiétar, región donde las masas mixtas de pino piñonero y encina ocupan 19.000 ha sobre las laderas graníticas, de suelos pobres y arenosos. El clima es mediterráneo genuino (temperatura media 15,32 °C; precipitación anual 500 mm, precipitación estival 50 mm).

En marzo de 2011 se plantaron manualmente dos plantas por hoyo (una encina y un pino piñonero) en un total de 200 hoyos de 0,5 m² sobre un área de 1,1 ha, con fuerte pendiente (62,2%), situada dentro del perímetro de las 600 ha quemadas en 2003. Se usaron los mismos hoyos empleados por la Administración Forestal en las sucesivas repoblaciones, que estaban distribuidos en líneas según curvas de nivel, con 20 hoyos por línea. El diseño experimental consistió en dos tratamientos (riego y mulch), con dos niveles por tratamiento (riego (R1) vs no riego (R0); mulch (C1) vs no mulch (C0)), obteniéndose cuatro combinaciones de tratamientos: R0C0, R0C1, R1C0 y R1C1. Se empleó corteza de pino como mulch, que se aplicó en junio en hoyos alternos (es decir, en 100 hoyos), cubriendo un área de 0,7 cm de diámetro por hoyo. El riego se aplicó a la mitad de las plantas vivas, comenzando en julio (transcurrido un mes desde la última lluvia) y repitiéndose cada 7 días hasta mediados de septiembre (9 riegos en total). Se añadieron 40 l.m⁻² de agua con el objeto de aumentar un 5% el contenido en agua del suelo respecto a las plantas no regadas.

Mediciones y cosechas

Se realizaron fotografías hemisféricas en cada hoyo, calculándose GSF (Hemiview 2.1, Canopy Analysis Software, UK). La temperatura del aire y la humedad relativa, así como la humedad del suelo a 20 cm de profundidad se registró de manera continua mediante una micro-estación HOBO (Micro-HSW, EEUU) instalada en el entorno de la parcela. La supervivencia

se registró en 16 fechas: cada 25-30 días hasta mediados de julio; cada semana, coincidiendo con el riego; y cada 15 días desde la finalización del riego hasta el final del ensayo (mediados de diciembre). La altura total y el diámetro del cuello de la raíz se midieron a la semana de la plantación, después de la aplicación del mulch, al inicio y finalización del riego y al final del ensayo. Se realizaron, además, dos cosechas, en el momento de la aplicación del mulch (6-8 plantas por tratamiento y especie) y al final del ensayo (todas las plantas vivas, correspondientes a los tratamientos R1C1 y R1C0). Se determinaron los pesos secos de las distintas fracciones y el área foliar.

Análisis estadístico

El crecimiento en altura y diámetro a lo largo del tiempo se analizó para cada una de las especies mediante un modelo mixto lineal de medidas repetidas (VERBEKE & MOLENBERGHS, 2000), considerando el tiempo transcurrido desde el inicio del tratamiento de mulch como una variable continua, que puede entrar en el modelo de forma lineal o logarítmica, eligiéndose el de menor AIC. El parámetro de pendiente del modelo se hizo depender de los tratamientos de estudio (riego R, mulch C e interacción RxC). Se incluyó asimismo un efecto aleatorio de planta tanto en la constante como en la pendiente del modelo, lo que permite considerar las posibles variaciones iniciales en tamaño no atribuibles a los tratamientos. Se probaron diferentes ecuaciones lineales y no lineales (RUIZ-PEINADO et al., 2000) que relacionan los pesos secos con la altura y el diámetro y que nos permitieron estimar la biomasa para todas las fechas en las que había mediciones de altura y diámetro. A partir de estas estimaciones de pesos para cada fecha se analizó la evolución del peso a lo largo del tiempo de manera similar a la antes descrita para la altura y el diámetro.

La supervivencia se analizó, a partir del momento del riego, en tres etapas teniendo

en cuenta que los datos de supervivencia son censurados, ya que hay plantas que sobrevivieron hasta el final del ensayo (12 encinas y 37 pinos) (datos censurados a la derecha), mientras que para el resto (188 encinas y 163 pinos) sólo se conoce el intervalo de tiempo (entre 6 y 45 días) en el que murieron, es decir, entre dos inventarios (datos censurados por intervalos). En la primera etapa se estima y representa la distribución de la supervivencia para cada especie y tratamiento usando un estimador no paramétrico de máxima verosimilitud (NPMLE). A continuación, se usan dos tests log-rank desarrollados para datos censurados por intervalos para estudiar si el efecto de los tratamientos es significativo. Por último, para estimar el efecto de los tratamientos y la posible influencia de otras covariables se ajusta un modelo paramétrico para datos de supervivencia censurados por intervalos, considerando como covariables la altura y diámetro iniciales, GSF y los valores diarios de humedad, temperatura y DPV.

RESULTADOS

El año 2011 fue particularmente seco desde finales de primavera a principios del otoño (10,2 mm, 2,3% de la lluvia de 2011). La última lluvia de primavera se registró el 7 de junio, siguiendo un periodo de 54 días sin precipitaciones. Los 9,4 mm caídos en agosto no aliviaron la sequía, que continuó hasta el 23 de octubre. La humedad relativa durante este periodo fue de $44,7 \pm 0,96\%$, que se corresponde con un DPV de $2,9 \pm 0,09$ KPa. El contenido de agua del suelo se fue reduciendo a lo largo de este periodo, pasando de $0,096 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ en mayo a $<0,02 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ desde agosto hasta finales de octubre. Tanto el riego ($p=0,0001$), como la combinación de riego y mulch ($p=0,0525$) aumentaron significativamente el contenido de agua del suelo en un 7-10% (Figura 1).

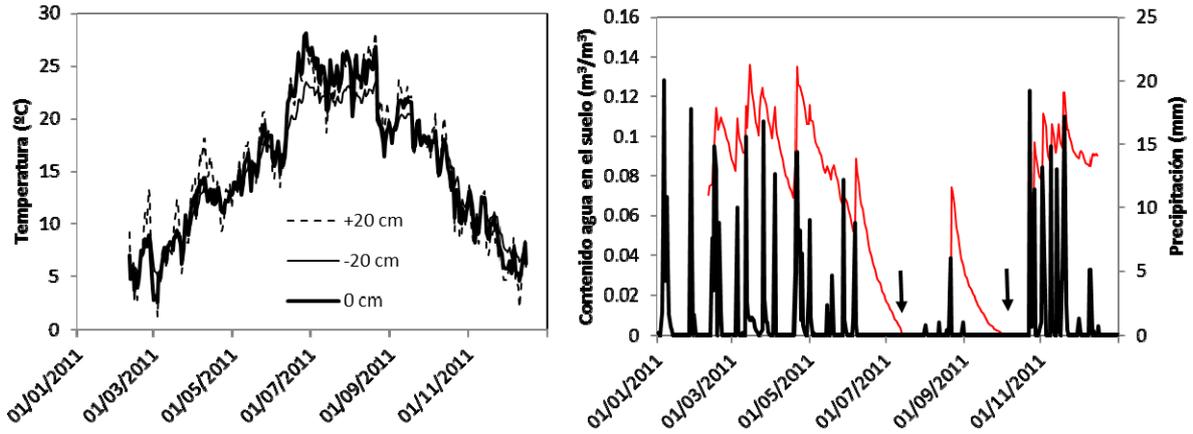


Figura 1. (a) Temperatura ambiental (+20cm), a nivel del suelo y a 20 cm de profundidad; y (b) contenido de agua en el suelo (en rojo) y precipitación en 2011. Se indica con una flecha el momento de inicio y finalización del periodo de riegos.

El modelo en el que el tiempo transcurrido entra de forma logarítmica es el que mejor se ajustó a los datos de altura y diámetro. Los resultados del modelo mixto de medidas repetidas muestran un efecto significativo del tiempo ($p < 0,0001$) y del riego a lo largo del tiempo ($p = 0,0003$) para el crecimiento en altura del pino; y del tiempo ($p < 0,0001$) y la interacción riego x mulch con el tiempo ($p = 0,0281$) para el crecimiento en altura de la encina (Figura 2). Por tanto, el riego tiene un efecto

positivo y significativo en el crecimiento en altura del pino, con independencia del mulch, mientras que en la encina se identifica un efecto negativo de la no aplicación de los tratamientos. Los tratamientos no tuvieron efecto en el crecimiento en diámetro en ninguna de las dos especies, mientras que tanto el tiempo ($p < 0,0001$) como el riego a lo largo del tiempo ($p = 0,0003$) tuvieron un efecto significativo sobre la biomasa de la parte aérea únicamente en el pino.

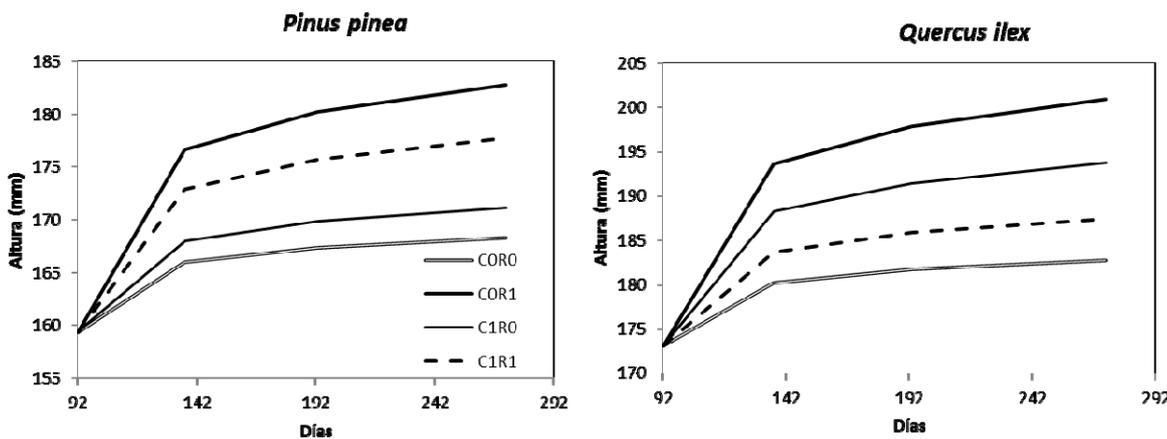


Figura 2. Evolución de la altura a lo largo del tiempo, desde la aplicación del mulch (d92) hasta el final del ensayo (d272), para pino piñonero y encina, según el tratamiento.

La supervivencia fue mayor en las plantas regadas, siendo el efecto más evidente en el pino ($p < 0,0001$) que en la encina ($p = 0,005$) (Figura 3). El mulch no

resultó significativo para predecir la supervivencia, por lo que no se incluyó en el modelo paramétrico. Aparte de por el riego, la supervivencia del pino se vio

afectada positivamente por la altura inicial ($p=0,0009$) y negativamente por la temperatura máxima diaria ($p<0,0001$). El riesgo de mortalidad aumenta 1.31 veces para un incremento de una unidad en la temperatura media, mientras que el resto de las covariables se mantienen constantes.

Por su parte, dicho riesgo disminuye en 0.98 veces por cada incremento unitario de altura. Para la encina, son el riego (efecto positivo), GSF ($p=0,0003$, efecto negativo) y la temperatura máxima diaria ($p=0,02$, efecto negativo) los que afectan significativamente al riesgo de mortalidad.

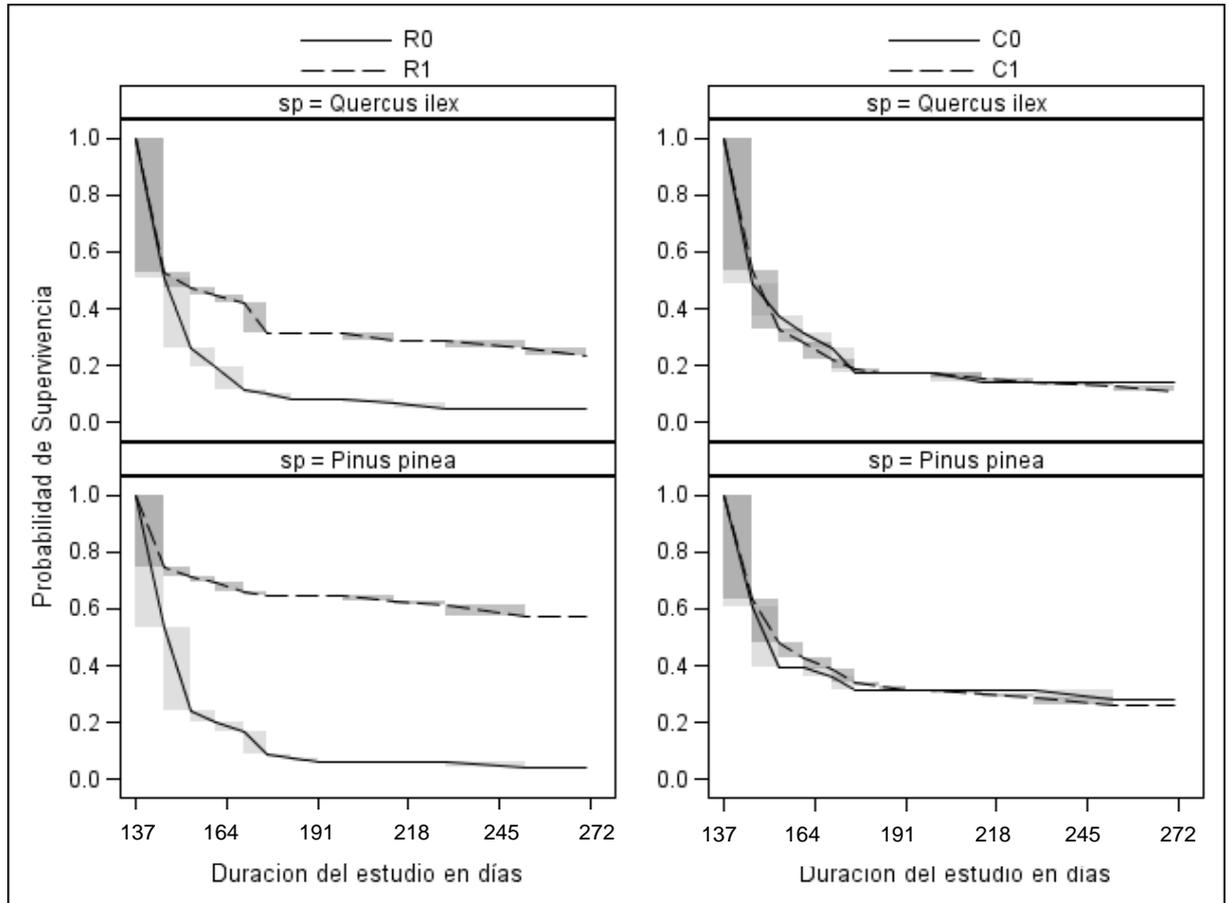


Figura 3. Función de supervivencia (según el estimador NPMLE) a lo largo del tiempo, desde el primer riego hasta el final del ensayo, para el tratamiento de riego (izqda.) y de mulch (drcha.) en ambas especies.

DISCUSIÓN

El pino piñonero y la encina respondieron más al riego que al mulch en términos de supervivencia, crecimiento y biomasa, siendo la respuesta más notable en el pino, de forma que éste fue más sensible al alivio parcial que supuso el riego estival durante la prolongada sequía del verano de 2011. De cualquier forma, la respuesta fisiológica a mediados de verano (datos no mostrados), aunque favorecida por el riego, se tradujo en una reducción del crecimiento en ambas especies. Más aún, el efecto del

riego por sí solo muestra resultados similares al efecto aditivo del riego y el mulch. Sin embargo, las plantas no regadas mostraron una capacidad prácticamente nula de hacer frente a la sequía, que se prolongó hasta entrado el otoño. El mejor comportamiento de las plantas de pino regadas frente a las duras condiciones estivales parece íntimamente ligado a la ecología de la especie. En los valles del Tiétar y el Alberche, el pino piñonero crece habitualmente sobre suelos arenosos, con una capa freática normalmente disponible (BLANCO *et al.*, 1997). Si la capa freática

no está disponible y las precipitaciones son escasas, como ocurre en el verano de 2011, el riego estival compensará parcialmente el déficit hídrico. Además, las altas radiaciones registradas en la zona de estudio, como consecuencia de la escasa vegetación presente en la zona quemada, conllevan, por una parte, un aumento de las temperaturas máximas diarias, que afectan muy negativamente a la supervivencia de ambas especies; y un valor alto de GSF, que afecta a la supervivencia de la encina, ya que se ha demostrado que un exceso de luz puede limitar de forma severa la supervivencia de los brinzales (GÓMEZ-APARICIO et al., 2006).

Las repercusiones para la persistencia de ambas especies a medio/largo plazo no estarán relacionadas sólo con la recurrencia e intensidad de la sequía estival (IPCC, 2007), sino principalmente con la extensión del periodo de sequía hasta mediados del otoño. En nuestro estudio, la supervivencia se redujo drásticamente bajo las condiciones estivales climáticas de un verano especialmente seco; por tanto, si estas condiciones se intensifican, la viabilidad de la regeneración estará en peligro. Este efecto será más importante en el pino piñonero, ya que la capacidad rebrotadora de la encina le supone una ventaja adaptativa. Por tanto, el riego, junto al mantenimiento de matorral nodriza que proporcione algo de sombra resultan aconsejables para asegurar la restauración en áreas quemadas.

Agradecimientos

Este trabajo se ha financiado con los proyectos S2009AMB-1668 y PSS-310000-2009-23 DECIDE.

BIBLIOGRAFÍA

ADAMS, J.C.; 1997. Mulching improves early growth of four oak species in

plantation establishment. *South. J. Appl. For.* 21(1): 44-46.

CALAMA, R. & MONTERO, G.; 2005. Cone and seed production from stone pine (*Pinus pinea* L.) stands in Central Range (Spain). *Eur. J. Forest Res.* 126: 23-35.

CHALKER-SCOTT, L.; 2007. Impact of mulches on landscape plants and the environment. A review. *J. Environ. Hort.* 25(4): 239-249.

COSTA, M.; MORLA, M. Y SAINZ, H. (eds.); 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica* (4ª Edición). Editorial Planeta. Barcelona. 597 p.

CRAVEN, D.; DENT, D.; BRADEN, D.; ASHTON, M.S.; BERLYN, G.P. & HALL, J.S.; 2011. Seasonal variability of photosynthetic characteristics influences growth of eight tropical tree species at two sites with contrasting precipitation in Panama. *Forest. Ecol. Manag.* 261: 1643-1653.

CREGG, B.M.; NZOKOU, P. Y. & GOLDY R.; 2009. Growth and physiology of newly planted fraser fir (*Abies fraseri*) and Colorado blue spruce (*Picea pungens*) Christmas trees in response to mulch and irrigation. *Hortic. Sci.* 44(3): 660-665.

GÓMEZ-APARICIO, L.; VALLADARES, F. & ZAMORA, R.; 2006. Differential light responses of Mediterranean tree samplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. *Tree Physiol.* 26: 947-958.

GYIMAH, R.; & NAKAO, T.; 2007. Early growth and photosynthetic responses to light in seedlings of three tropical species differing in successional strategies. *New Forest* 33(3): 217-236.

IPCC. CLIMATE CHANGE; 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment. Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, UK. 976p

MONTERO G.; CAÑADAS, N.; YAGÜE, S.; BACHILLER, A.; CALAMA, R.; GARRIGA,

- E. Y CAÑELLAS, I.; 2003. Aportaciones al conocimiento de las masas de *Pinus pinea* L. en los Montes de Hoyo de Pinares (Ávila – España). *Revista Montes* 73: 30-40.
- RUIZ-PEINADO, R.; DEL RÍO, M. & MONTERO, G.; 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Syst.* 20(1): 176-188
- SKROCH, W.A.; POWELL, M.A.; BILDERBACK, T.E. & HENRY, P.H.; 1992. Mulches: durability, aesthetic value, weed control and temperature. *J. Environ. Hort.* 10(1): 43-45.
- VERBEKE, G. & MOLENBERGHS, G.; 2000. Linear Mixed Models for Longitudinal Data. Springer Series in Statistics. New York. 568 p.

RECUPERACIÓN DE UN SUELO FORESTAL QUEMADO MEDIANTE LA APLICACIÓN DE COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS: EFECTOS EN LA DINÁMICA Y DISPONIBILIDAD DEL P EDÁFICO.

M^a Belén Turrión^{1,2,*}, Esther San José¹, Francisco Lafuente¹, Olga López¹ y Rafael Mulas¹

¹ Área de Edafología y Química Agrícola. Universidad de Valladolid, ETSIIAA, Avda. Madrid 57, 34004 Palencia. *Correo electrónico: bturrión@agro.uva.es

² Instituto de Investigación en Gestión Forestal Sostenible, UVA-INIA.

Resumen

La zona objeto de estudio, se encuentra en el Monte de la Abadesa a unos 5 km al Sur de la ciudad de Burgos. Es una zona reforestada con *Pinus pinaster* y *P. sylvestris*, que fue afectada por un incendio en octubre del 2004. Se han tomado muestras de suelo superficiales (0-5 cm) de las zonas no quemada, y quemada. A cada una de ellas, tras un proceso de secado y tamizado, se les ha adicionado compost de residuos sólidos urbanos (CRSU) en 3 dosis (25, 50 y 100 Mg ha⁻¹) y se han sometido a un proceso de incubación, durante 92 días a 29°C y 75% de su contenido de humedad a capacidad de campo. Se ha realizado el fraccionamiento del P por el método de Tiessen y Moir (1993). En dicho método, mediante extracciones sucesivas se consigue diferenciar entre los distintos estadios de disponibilidad del P edáfico. Los resultados muestran que la influencia del incendio en el contenido en P en las formas más lábiles (P asimilable y P moderadamente lábil), hace que su concentración disminuya, en beneficio de las formas más estables (P primario, P estable y P recalitrante). Esto es debido al incremento de pH que tiene lugar tras un incendio, que favorece la formación de precipitados de formas de P con el Ca. Por otro lado, se ha determinado la dosis más alta de CRSU (100 Mg ha⁻¹), como la más efectiva en la recuperación del suelo quemado, así como su beneficio también en el suelo sin quemar, el cual es igualmente pobre en P. Además, se ha encontrado que en el compost, el P se encuentra mayoritariamente en formas ligadas al Ca, lo cual hace que su adición al suelo favorezca el incremento de la reserva disponible a largo plazo. Sin embargo se ha observado que las variaciones de P en los suelos con compost, no han seguido los patrones que cabría esperar si el efecto del compost fuese aditivo, sino que las formas inorgánicas de P han sufrido incrementos mayores a los esperados, en detrimento de las fracciones orgánicas.

Palabras clave: compost de residuos sólidos urbanos, fósforo edáfico, recuperación de suelos, restauración de sistemas forestales, suelos quemados.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales constituyen uno de los mayores problemas ambientales en el medio mediterráneo, y es una de las mayores causas de desertificación. Todos estos incendios se traducen en unas importantes pérdidas económicas y ecológicas, que deben subsanarse de la manera más efectiva posible, siendo necesarias actuaciones tanto para la prevención de incendios como para la restauración de zonas quemadas (ALLOZA & VALLEJO, 2005). La perturbación que supone la irrupción del fuego en los ecosistemas forestales, tiene unos efectos inmediatos en el suelo, al destruir la cubierta orgánica, afectar a la estabilidad de los agregados del suelo, alterar la comunidad microbiana y producir cambios

en las condiciones estructurales y propiedades físicas, químicas y biológicas (LARCHEVÊQUE et al., 2006). Todos estos efectos, producen una pérdida de fertilidad a largo plazo, que compromete la regeneración del terreno degradado.

El fósforo es uno de los elementos más importantes en la limitación de la productividad primaria. Debido a su condición de nutriente imprescindible para el desarrollo de las plantas, puede actuar como un factor limitante de su crecimiento. Además, tan sólo una pequeña parte del total se encuentra en formas asimilables para las plantas, razón por la cual es importante su estudio en función de su disponibilidad. Por una parte, se hace necesario conocer cómo afecta el fuego al particular ciclo del P, y por otra, cómo influye la adición de una fuente exógena de

fósforo como es el compost en la dinámica de este nutriente.

Entre los métodos para la enmienda y recuperación de suelos más empleados y estudiados se encuentra la adición de compost de diversos orígenes (LARCHEVÊQUE et al., 2006; MALIK et al., 2012), habiéndose encontrado que tan determinante es el suelo de partida como la materia prima utilizada para realizar la enmienda. Por tanto, si bien se pueden realizar consideraciones generales sobre los usos y efectos del empleo del compost en la restauración de suelos, cada suelo mostrará diferentes respuestas a la enmienda, siendo aconsejable realizar un estudio minucioso de cada caso particular.

El presente estudio aborda la utilización de un producto elaborado a partir de residuos sólidos urbanos en la recuperación de suelos forestales quemados. Esto implica un doble beneficio en aras de la sostenibilidad: por un lado, la contribución a la regeneración de un ecosistema dañado por el fuego, y por otro, la conversión de un desecho en un recurso.

Se hace necesario, por tanto, la consecución de estudios y experiencias que ofrezcan alternativas y soluciones eficaces en la recuperación de suelos degradados, sirviendo de referencia en futuros proyectos de restauración. En este contexto el objetivo principal del presente estudio, consiste en conocer cómo afecta la adición de compost de residuos sólidos urbanos a la dinámica del fósforo edáfico realizando para ello ensayos con suelos quemados y no quemados de naturaleza caliza.

MATERIAL Y MÉTODOS

Localización y muestreo

El presente trabajo parte de una experiencia de recuperación de un espacio degradado por un incendio mediante el restablecimiento de una cubierta vegetal y la adición de materia orgánica exógena, concretamente compost de residuos sólidos urbanos (CRSU). Se seleccionó una zona

forestal (*Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*) en las cercanías de la ciudad de Burgos (Monte de la Abadesa; 42°19'14" N y 3°41'11" O y una altitud de 897 m) que sufrió un incendio en 2004. Los suelos predominantes son *Cambisoles lépticos (eútricos)* desarrollados sobre materiales calizos y que presentan en superficie un lavado de carbonatos.

Se tomaron muestras de suelo correspondientes a los 5 cm superficiales, de la zona no quemada y de la quemada no restaurada, previa eliminación de los restos de hojarasca y/o cenizas superficiales, habiendo transcurrido dos años desde el incendio. Se eligieron cinco puntos en cada zona representando localizaciones bajo cubierta arbórea y fuera de ella, se mezclaron en una muestra compuesta en iguales proporciones tras un proceso de secado y tamizado (<2 mm). A las muestras de cada zona (quemada, Q y no quemada, NQ) se les adicionaron tres dosis de CRSU (1, 2 y 4% en peso seco) equivalentes a 25, 50 y 100 Mg ha⁻¹, respectivamente) y además se consideraron los correspondientes testigos sin compost y el propio compost sin suelo. Se realizaron cinco réplicas de cada una de las dosis, trabajando en total con 45 muestras.

Ensayo de incubación y determinaciones químicas y bioquímicas

Las 45 muestras se sometieron a un proceso de incubación durante 92 días a 29 °C y 75 % de su humedad a capacidad de campo.

Se determinaron el pH y la conductividad eléctrica (CE) de los suelos en una suspensión suelo:solución 1:2,5 utilizando un electrodo de vidrio y conductímetro, respectivamente (MAPA, 1994). El C y N totales se determinaron con un analizador LECO CNH2000, obteniéndose el C orgánico (C_{org}) al restarle el C de los carbonatos determinado mediante valoración (MAPA, 1994). Se llevó a cabo el seguimiento de la mineralización de la materia orgánica y el C de la biomasa microbiana, CBM

(TURRIÓN *et al.*, 2008, 2012a). En la Tabla 1 se muestran algunas propiedades de los materiales utilizados en el estudio.

	pH	CE [mS cm ⁻¹]	Carbonatos [g CaCO ₃ kg ⁻¹]	CBM [g C kg ⁻¹]	C _{min 92d} [g C kg ⁻¹]	C _{org} [g kg ⁻¹]	N _T [mg kg ⁻¹]	P [mg kg ⁻¹]	C _{org} /N _T	C _{org} /P
NQ	5,8	0,305	17	1,5	10,1	108	2,8	256	35,3	422
Q	7,4	0,380	54	1,2	4,7	53,8	2,3	304	20,9	177
CRSU	8,0	15,4	192	7,0	17,9	187	8,3	2519	20,1	74

Tabla 1. Algunas características químicas y bioquímicas del material utilizado en la incubación. NQ: suelo no quemado; Q: suelo quemado; CRSU: compost de residuos sólidos urbanos. CE: conductividad eléctrica; CBM: C de la biomasa microbiana; C_{min 92d}: C mineralizado en 92 días. C_{org}: C orgánico total; N_T: nitrógeno total y P: fósforo total.

Fraccionamiento del fósforo edáfico

Al finalizar el ensayo de incubación se realizó el fraccionamiento secuencial de P según TIESSEN & MOIR (1993). En la Tabla 2, se representan las fracciones determinadas y su interpretación.

La diferenciación entre estas fracciones la establece el grado de disponibilidad para ser absorbidas por las raíces de las plantas, de tal forma que la primera fracción extraída corresponde al reservorio más lábilmemente ligado a los componentes del suelo y la última al reservorio que con más fuerza está retenido por éstos y que, por tanto, con más dificultad podrá tomar las raíces. El contenido de P en los extractos del suelo se determinó colorimétricamente (MURPHY & RILEY, 1962).

Análisis estadísticos

Para conocer el efecto del incendio y de las dosis de compost añadidas se aplicó un Modelo Lineal General con un ANOVA factorial de dos factores (suelo, con dos niveles, Q y NQ; dosis, con cuatro niveles, dosis 0, 1, 2 y 3) y su interacción (suelo*dosis). Se contrastaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de las varianzas de los residuales mediante los tests de Kolmogorov-Smirnov y de Levene, respectivamente. En aquellos casos en los que el ANOVA fue significativo se aplicó el test de Tuckey HSD con el fin de determinar entre qué grupos se establecieron las diferencias (p<0,05).

FORMAS DE FÓSFORO	EXTRACTOS	INTERPRETACIÓN
Pi altamente lábil	P_MIA y Pi_NaHCO ₃	P rápidamente disponible para las plantas.
Po altamente lábil	Po_NaHCO ₃	Po lábil fácilmente mineralizable (BOWMAN & COLE, 1978)
Pi moderadamente lábil	Pi_NaOH	P menos disponible para las plantas, asociado a hidróxidos amorfos de Al y Fe y algunos cristalinos (TIESSEN <i>et al.</i> , 1983).
Po estable	Po_NaOH	Formas más estables de Po, involucradas en transformaciones a largo plazo (BOWMAN & COLE, 1978; TIESSEN & MOIR, 1993)
Pi primario	Pi_HCl _{dil}	P asociado al Ca
Pi recalcitrante	Pi_HCl _{con} y P_HClO ₄	P derivado de residuos no alcalinos (TIESSEN & MOIR, 1993): P altamente recalcitrante (CROSS & SCHELESINGER, 1995)

Tabla 2. Interpretación de las diferentes formas de P obtenidas siguiendo el procedimiento de extracción secuencial de TIESSEN & MOIR (1993). Modificado de TURRIÓN *et al.* (2000). Pi: formas inorgánicas del P; Po: formas orgánicas del P.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestra la distribución de las formas de P en el CRSU;

es de destacar el bajísimo porcentaje que representa el P asimilable (0,05%) y el P recalcitrante (1,4%) y el alto porcentaje que representa el P primario (38%). La fracción orgánica del P en el CRSU representó un 30% del P total. Mas del 50 % (38% +

15%) del P del CRSU se encontró en formas ligadas al Ca. El mayor aporte de P que proporciona el CRSU utilizado, se corresponde con P disponible a largo plazo para la vegetación. Durante el proceso de compostaje, los nutrientes son convertidos a

material estabilizado (MALIK *et al.*, 2012). La concentración de P total existente en el compost fue de 2519 mg P kg⁻¹ de materia seca, valor diez veces superior al existente en los suelos estudiados (Tabla 3).

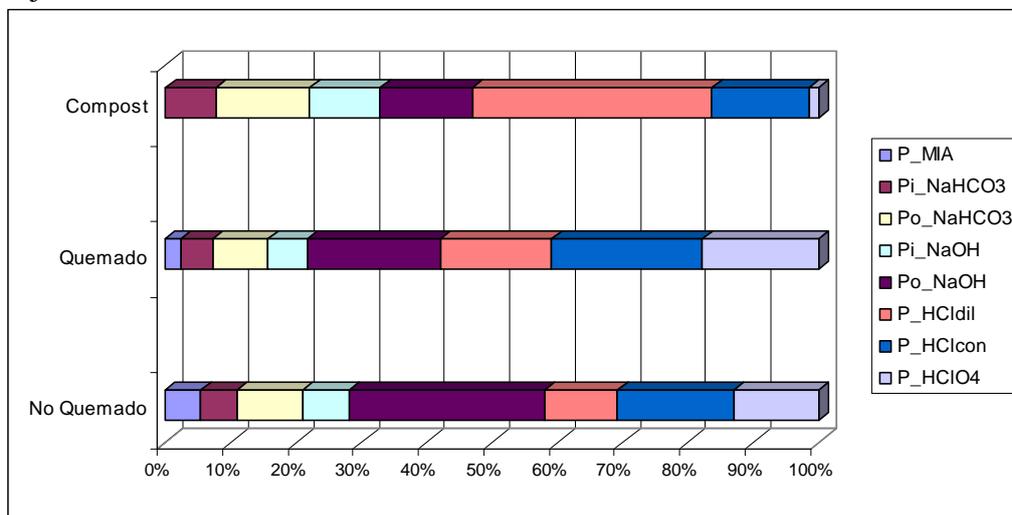


Figura 1. Distribución porcentual del contenido de cada fracción de P para el suelo no quemado, quemado y para el compost de residuos sólidos urbanos.

La distribución porcentual de las fracciones de P en los suelos Q y NQ estudiados fue diferente (Figura 1). El cambio más significativo observado sobre las formas del P edáfico tras dos años del incendio, fue la disminución en los porcentajes de P en las fracciones más lábiles extraíbles con las membranas de intercambio aniónico (P_MIA), representando esta fracción en el suelo NQ un 6% del P total frente al 2% en el suelo Q. Se observó también una disminución del porcentaje representado por la fracción

orgánica, pasando del 40% en el suelo NQ a menos del 30% en el Q. Las fracciones que se vieron incrementadas fueron las más estables (P primario y P estable), principalmente P extraíble con HCl diluido y concentrado que son formas ligadas al Ca, y cuyo incremento se puede explicar por el incremento de pH tras el incendio (Tabla 1), que favorecería la formación de precipitados del P con el Ca (LARCHEVÊQUE *et al.*, 2006; TURRIÓN *et al.*, 2012b).

Muestra	P_MIA	P _i _NaHCO ₃	P _o _NaHCO ₃	P _i _NaOH	P _o _NaOH	P_HCl dil	P_HCl con	P_HClO ₄	P_total
NQ-Dosis 0	13,9±1,8	14,1±4,9	25,9±4,5	18,2±4,9	76,3±13,5	28,6±19,3	45,5±6,8	33,1±7,7	256±33
NQ-Dosis 1	13,8±2,2	17,2±6,0	25,2±5,5	22,5±6,0	82,8±16,6	26,8±23,7	52,1±8,3	33,7±9,4	274±41
NQ-Dosis 2	12,9±2,2	20,2±6,0	27,3±5,5	26,3±6,0	83,8±16,6	50,8±23,7	55,2±8,3	42,0±9,4	318±41
NQ-Dosis 3	14,3±2,0	30,2±5,4	34,5±4,9	33,5±5,3	74,4±14,8	96,0±21,2	61,8±7,4	36,1±8,4	381±36
Q-Dosis 0	7,3±2,0	14,8±5,4	25,7±4,9	18,2±5,3	62,1±14,8	51,6±21,2	70,0±7,4	53,8±8,4	304±36
Q-Dosis 1	8,1±2,2	15,2±6,0	23,9±5,5	17,1±6,0	65,2±16,6	44,5±23,7	68,1±8,3	48,2±9,4	290±41
Q-Dosis 2	8,1±2,2	23,7±6,0	28,7±5,5	23,6±6,0	65,6±16,6	85,2±23,7	83,8±8,3	52,2±9,4	371±41
Q-Dosis 3	11,1±2,0	32,7±5,4	38,9±4,9	29,3±5,3	67,7±14,8	118,2±21,2	89,1±7,4	50,9±8,4	438±36
CRSU	1,6±1,5	195±22	362±36	271±10	357±22	923±22	372±10	36,8±6,6	2519±42
Suelo	***	ns	ns	ns	***	**	***	***	**
Dosis	ns	***	***	***	ns	***	***	ns	***
Suelo x Dosis	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Tabla 3. Concentraciones medias [mg P kg⁻¹ suelo] y desviación estándar (n=5) de cada fracción de P para el suelo no quemado (NQ), quemado (Q) y compost de residuos sólidos urbanos (CRSU) con las distintas dosis añadidas. Resultados del ANOVA aplicado.

El efecto de la interacción Suelo*Dosis no fue significativo para ninguna de las fracciones de P (Tabla 3). El efecto del factor suelo muestra que la concentración de P_MIA en el suelo NQ fue significativamente mayor que en el Q, mientras que las concentraciones de las fracciones extraíbles con HCl tanto diluido como concentrado y con HClO₄ fueron significativamente más altas en el suelo Q que en el NQ. La concentración de la fracción orgánica extraíble con NaOH fue

significativamente mayor en el suelo NQ que en el Q, resultado que concuerda con la mayor concentración de C_{org} existente en el primero (Tabla 1).

El efecto de la dosis fue altamente significativo en las fracciones Pi_NaHCO₃, Po_NaHCO₃, Pi_NaOH, P_HCl_{dil} y P_HCl_{conc} (Tabla3). En todos los casos fue la dosis más alta la que mostró diferencias significativas con el testigo o dosis 0 (Figura 2).

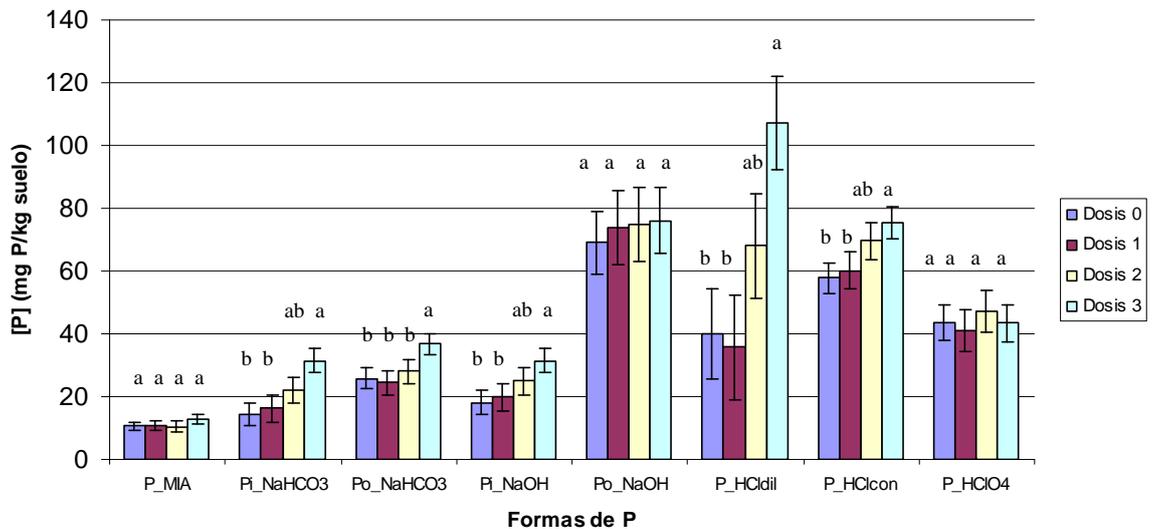


Figura 2. Efecto de la dosis de compost de residuos sólidos urbanos en las distintas fracciones de P. Dosis 0: 0% de CRSU, Dosis1: 1% de CRSU, Dosis 2: 2% de CRSU, Dosis 3: 4% de CRSU, todos ellos referidos a peso seco. Letras diferentes indican diferencias significativas al 95% entre dosis para el test de Tuckey HSD, dentro de una misma fracción.

Como el efecto significativo de la adición del CRSU ha tenido lugar en todos los casos con la dosis más alta (Figura 2), se han calculado los incrementos en las concentraciones de las distintas fracciones de P obtenido en la dosis más alta tanto para el suelo Q como para el NQ con respecto a sus correspondientes controles, y los que cabría esperar por la simple adición de este material. Si el CRSU adicionado no interactuase con los suelos a los que se ha añadido los valores de estos incrementos obtenidos y esperados serían muy similares. Sin embargo, se ha observado que las fracciones lábiles inorgánicas P_MIA y Pi_NaHCO₃ y la fracción ligada al Ca (P_HCl) han incrementado sus concentraciones al adicionar el CRSU en

mayor medida que el efecto meramente aditivo. Cuando se adiciona compost a los suelos, no solo se está añadiendo un material más rico en P sino que también posee una mayor biomasa y actividad microbiana (Tabla 1) que va a activar la del propio suelo, dando lugar a una mineralización del P a formas inorgánicas. Estas formas inorgánicas han incrementado la concentración de los compartimentos de P lábil y de P ligado al Ca, debido esto último a las altas concentraciones de Ca existentes en estos suelos calizos. Se tiene pues que la adición del CRSU a estos suelos ha dado lugar a una mejora en la disponibilidad del P edáfico, resultados acordes con los mostrados por REDDY *et al.* (2005) y GIGHANGI *et al.* (2009). El

incremento observado en la fracción ligada al Ca fue similar en ambos tipos de suelos, sin embargo, el incremento en las fracciones lábiles fue mayor en el suelo Q que en el NQ.

Por otro lado, las fracciones orgánicas ($P_o_NaHCO_3$ y P_o_NaOH) se han incrementado menos de lo esperado si solo se considera el efecto aditivo. Este hecho nos indica que parte del P orgánico añadido en el CRSU se ha mineralizado pasando a formas inorgánicas fácilmente disponibles y a formas precipitadas con Ca, como ya ha sido indicado. Este resultado contrasta con el obtenido por MALIK et al. (2012) que observaron que la adición de compost llevó a una mayor formación de formas de P orgánico. El diferente comportamiento observado en este caso puede ser debido a

la distinta dinámica del P en suelos calizos y en no calizos, así como a las características del compost utilizado, que en nuestro caso presenta una relación C_{org}/P baja favoreciéndose la mineralización frente a la estabilización.

Las fracciones más estables P_i_NaOH , P_HCl_{conc} y P_HClO_4 se incrementaron únicamente lo correspondiente a la adición, es decir, se corrobora que estas fracciones poseen una dinámica mucho más lenta y en el plazo de incubación considerado no se ven afectadas por la adición del CRSU.

Los incrementos en el P total obtenidos y esperados son muy similares (Tabla 4) lo cual indica una buena recuperación del P añadido mediante el proceso de extracción utilizado.

Incremento [P]	P_MIA	$P_i_NaHCO_3$	$P_o_NaHCO_3$	P_i_NaOH	P_o_NaOH	P_HCl_{dil}	P_HCl_{con}	P_HClO_4	P_total
Obtenido Q	0,4	16,1	8,6	15,3	-1,9	67,4	16,3	3,0	125
Obtenido NQ	3,8	17,9	13,2	11,1	5,6	66,6	19,1	-2,9	134
Esperado	0,1	9,3	17,2	12,9	17,0	44,0	17,7	1,8	120

Tabla 4. Incrementos en las concentraciones de las distintas fracciones de P [$mg\ P\ kg^{-1}\ suelo$] tras la adición de la dosis más alta de compost (Dosis 3: 4% en peso seco) para los suelos quemado (Q) y no quemado (NQ) y los incrementos esperados si el efecto de la adición de compost hubiera sido aditivo.

CONCLUSIONES

Las dosis de CRSU empleadas produjeron incrementos significativos en la mayoría de las fracciones de P estudiadas, siendo la dosis mayor ($100\ Mg.ha^{-1}$) la que asegura un efecto positivo en el P disponible a corto y largo plazo para las plantas. Se comprobó que el incendio disminuyó la concentración de las formas más lábiles de P (P asimilable y P moderadamente lábil) en beneficio de las más estables (P primario y P estable). El CRSU presentó predominantemente formas de P ligadas al Ca, lo cual hace que su adición al suelo favorezca el incremento de la reserva disponible a largo plazo para las plantas. La adición del CRSU originó un incremento en la mineralización de las formas orgánicas de P dando como resultado concentraciones en las formas

orgánicas más bajas y concentraciones de las formas inorgánica lábiles y ligadas al Ca más elevadas de las esperadas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia, Ref. CGL2006-13505-C03-03/BOS.

BIBLIOGRAFÍA

ALLOZA, J.A. y VALLEJO, R.; 2005. *La restauración de zonas quemadas: integración en la planificación forestal. El caso particular del Teleno*. Centro para la Defensa contra el Fuego. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente.

- BOWMAN, R.A. & COLE, C.V.; 1978. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. *Soil Sci.* 125: 95-101.
- CROSS, A.F. & SCHLESINGER W.H.; 1995. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma.* 64: 197-214.
- GIGHANGI, E.M.; MINKENI, P.N.S. & BROOKS, P.C.; 2009. Effects of goat manure and inorganic phosphate addition on soil inorganic and microbial biomass phosphorus fractions under laboratory incubation conditions. *Soil Sci. Plant Nutr.* 55: 764-771.
- LARCHEVEQUE, M.; BALLINI, C.; KORBOULEWSKY, N. & MONTES, N.; 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Sci. Total Environ.* 369: 220-230.
- MALIK, M.A.; MARSCHNER, P. & KHAN, K.S.; 2012. Addition of organic and inorganic P sources to soil. Effects on P pools and microorganisms. *Soil Biol. Biochem.* 49:106-113.
- MAPA; 1994. *Métodos oficiales de análisis.* Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MURPHY J. & RILEY J.P.; 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27: 31-36.
- REDDY, D.D.; RAO, S.A. & SINGH, M.; 2005. Changes in P fractions and sorption in an alfisol following crop residues application. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168: 241-247.
- TIESSEN, H. & MOIR, J.O.; 1993. Characterization of available P by sequential extraction. *Soil.* In: Carter. M.R (ed.), *Sampling and Methods of Analysis:* 75-86. Lewis Publishers. Boca Raton. USA.
- TIESSEN H.; STEWARD, J.W.B. & MOIR, J.O.; 1983. Particle-size fractions and their use in studies of soil organic matter. II. Cultivation effects on organic matter composition in size fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 509-514.
- TURRIÓN, M.B.; GLASER, B.; SOLOMON, D.; NI, A. & ZECH W.; 2000. Effects of deforestation on phosphorus pools in mountain soils of the Alay Range, Khyrgyzia. *Biol. Fertil. Soil* 31:134-142.
- TURRIÓN, M.B.; LAFUENTE, F.; HERAS, L.; LÓPEZ, O.; MULAS, R. & RUIPÉREZ, C.; 2008. Recuperación de un suelo forestal quemado mediante la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos. Estudio de la mineralización de la materia orgánica. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 25: 419-424.
- TURRIÓN, M.B.; LAFUENTE, F.; MULAS R.; LÓPEZ, O.; RUIPÉREZ, C. & PANDO, V.; 2012a. Effects on soil organic matter mineralization and microbiological properties of applying compost to burned and unburned soils. *J. Environ. Manag.* 95:245-249.
- TURRIÓN, M.B.; MULAS, R. & LAFUENTE, F.; 2012b. Short-term effect of fire severity in chemical and biochemical soil properties in a sandy soil. In: Trasar-Cepeda C (ed.), *Soil Enzymology in the Recycling of Organic Wastes and Environmental Restoration, Environmental Science and Engineering:* 133-146. Springer-Verlag.

EVALUACIÓN DE LA BIOMASA AÉREA Y SUBTERRÁNEA EN LOS PRIMEROS ESTADÍOS DE UNA REPOBLACIÓN CON PINO PIÑONERO DE UN SUELO FORESTAL QUEMADO

Mario Fernández Peña*, Carlos Rad, Daniel Pérez Alonso, Juan Daniel Blasco y Salvador González Carcedo

Grupo de Investigación en Compostaje (UBUCOMP). Universidad de Burgos. Escuela Politécnica Superior (EPS) Avda. Cantabria s/n.09006 Burgos. *Correo electrónico: mfpna@ubu.es

Resumen

En el presente trabajo se ha evaluado la biomasa aérea y subterránea de una repoblación de *Pinus pinea* efectuada sobre un suelo forestal quemado tras siete años de evolución natural. Para su evaluación, se seleccionaron quince ejemplares de la repoblación correspondientes a diferentes grados de desarrollo de la vegetación, se extrajeron en Marzo de 2012 mediante excavación manual y se procedió a su partición en diferentes compartimentos: acículas, fuste, ramas (todas ellas con diámetro < 5 mm) y el conjunto de tocón y raíz. Las muestras fueron pesadas en húmedo, troceadas y secadas a 70°C hasta pesada constante. Con los datos de biomasa seca de los diferentes compartimentos se procedió a su ajuste con variables alométricas como el diámetro en la base (db), la altura del árbol (h) o el ancho de copa (dc) obteniéndose valores de R^2 que oscilaban entre 0,952 y 0,993 con un grado de significación de 0,01 en todos los casos. Las diferentes muestras secas fueron trituradas y tamizadas a 0,2 mm tras lo cual se determinó su contenido en C y N. Los resultados obtenidos han permitido hacer una evolución del reparto del C y el N en la biomasa aérea y subterránea de la planta.

Palabras clave: alometría, fijación de Carbono, *Pinus pinea*, ratio biomasa aérea:biomasa radicular

INTRODUCCIÓN

El cambio climático global se debe, entre otras causas, al aumento de los niveles de dióxido de carbono en la atmósfera. Por otro lado, la biomasa presente en los bosques contiene aproximadamente el 80% de todo el carbono presente sobre la superficie terrestre y el 40 % del que se encuentra bajo el nivel del suelo (DIXON et al. 1994; GOODALE et al. 2002). Esto hace que los bosques sean una pieza clave dentro del balance de los contenidos de carbono. Los bosques son considerados por tanto, como un gran sumidero para el dióxido de carbono atmosférico y presentan un gran potencial para el almacenamiento de dicho gas.

En las décadas recientes se han producido importantes cambios en el uso del suelo: se han deforestado importantes superficies al tiempo que se han realizado plantaciones forestales, especialmente en Norte América y en Europa. Esto hace que existan áreas cubiertas por masas forestales con una gran variabilidad en cuanto a la

edad, especie y estado de desarrollo de los árboles. Es importante conocer el contenido de carbono que dichas masas presentan.

El elevado coste que supone la realización de inventarios forestales, exige que el número total de mediciones a tomar en campo no pueda ser muy elevado. Especialmente costosas resultan las evaluaciones de la biomasa contenida en el sistema radicular. Por tanto, la existencia de herramientas que simplifiquen, en la medida de lo posible, la toma de datos y aumenten la cantidad de información que se puede extraer de ellas son de gran utilidad.

La evaluación del contenido de carbono (masa de carbono por árbol o por hectárea) pasa, en una primera fase, por la estimación de la relación del tamaño del árbol con la biomasa contenida en sus distintas partes (RITSON & SOCHACKI, 2003; BERT & DANJON, 2006; PEICHL & ARAIN, 2007). Posteriormente la biomasa puede ser convertida en contenido de carbono usando la concentración de carbono que hay en la biomasa (g de carbono por g de biomasa).

Se ha aceptado ampliamente que este valor es del 50% (PETTERSEN, 1984). Sin embargo, este porcentaje varía considerablemente en función de la especie o de la parte del árbol que se tenga en cuenta. Así algunos análisis muestran rangos entre el 47 y el 59% (LAIHO & LAINE, 1997; LAMLOM & SAVIDGE, 2003). Este rango de variación causa una incertidumbre de aproximadamente el 25% al estimar el contenido de carbono en un bosque maduro de *Pinus pinea* que tenga unas 150 toneladas de biomasa por hectárea.

Aunque hay modelos para la estimación en árboles adultos de *Pinus pinea* (CABANETTES & RAPP, 1978; CORREIA et al, 2010; RUIZ PEINADO, et al. 2011) apenas hay información para ejemplares en los primeros estados de repoblado. A fin de mejorar el conocimiento de las relaciones alométricas, en ejemplares jóvenes, se seleccionaron quince ejemplares de repoblación correspondientes a diferentes grados de desarrollo, se extrajeron mediante excavación manual y se procedió a su partición en diferentes compartimentos: acículas, fuste, ramas (todas ellas con diámetro < 5 mm) y el conjunto de tocón y raíz, así como las fracciones de corteza tanto del fuste como de las ramas. Además se procedió a su análisis para determinar el contenido en carbono y nutrientes de cada una de las partes.

Este trabajo tiene los objetivos siguientes: i) proporcionar ecuaciones de cómodo uso, que completen a las ya existentes, a la hora de evaluar la biomasa forestal (tanto aérea como radicular) a partir de los datos de los inventarios forestales y ii) evaluar el contenido en carbono y nitrógeno en las diferentes partes de ejemplares jóvenes de pino piñonero.

MATERIAL Y MÉTODOS

Zona de Estudio

El lugar donde se ha desarrollado la experiencia es el paraje conocido como

Monte de la Abadesa (42° 19' 14'' N y 3° 41' 11'' O), en las cercanías de la ciudad de Burgos. En dicho monte se produjo un incendio forestal en octubre de 2004. Posteriormente en abril de 2005, se realizó una repoblación utilizando el pino piñonero (*Pinus pinea*). La densidad de plantación fue de 1111 pies/ha.

El suelo sobre el que se asienta la repoblación corresponde a un *Eutric Cambisol* de acuerdo a la clasificación de la F.A.O. La precipitación media del lugar es de 555 mm anuales y la temperatura anual media, de 10,1°C.

Toma de muestras

Se seleccionaron 15 ejemplares representativos de los tamaños de los pinos presentes en la repoblación. Alrededor de cada pino se realizó una excavación manual para extraer el ejemplar completo, con el mayor volumen posible de raíces.

Posteriormente, en el laboratorio y para cada ejemplar, se midió el diámetro de la base (*db*), la altura total (*h*), así como dos medidas del diámetro de la proyección de la copa (*dc*) para obtener la media cuadrática de las mismas.

Individualmente se separaron las diferentes partes consideradas para el cálculo de la biomasa del árbol. Dichas partes fueron: Acículas, fuste con corteza, ramas, tocón más raíces hasta 5 mm de diámetro y raíces de diámetro comprendido entre 2 y 5 mm.

Cada parte fue pesada en fresco y después una submuestra de cada una de ellas fue secada, hasta pesada constante, en estufa a 65 °C para determinar el contenido de humedad y estimar la materia seca.

Los valores máximos, mínimos y medios de cada una de las variables pueden observarse en la Tabla 1.

Contenido en Carbono y Nitrógeno

Las diferentes muestras secas fueron trituradas y tamizadas a 0,2 mm tras lo cual se determinó su contenido en Carbono y Nitrógeno mediante combustión seca en autoanalizador LECO TruSpec.

Variable	N	Mín	Max	Media
db	15	0,80	5,64	2,49
Altura	15	23,50	130,00	65,90
dc	15	15,00	95,00	48,00
Acículas	15	19,00	1345,00	338,00
Fuste	15	7,00	667,00	138,00
Ramas	15	5,00	642,00	153,00
Tocón y raíz gruesa	15	1,00	244,45	54,50
Raíces de 2 a 5 mm	14	0,82	58,87	8,16

Tabla 1. Valores mínimo, máximo y medio para el diámetro en la base, altura total, diámetro de copa, biomasa de acículas, ramas, tronco, tocón, raíz gruesa y raíces de 2 a 5 mm de grosor. db: diámetro en la base (cm). Altura: altura total (cm). Acículas: biomasa seca de acículas (gr). dc: diámetro de copa (cm). Ramas: biomasa seca de ramas (gr). Fuste: biomasa seca del fuste (gr). Tocón y raíz gruesa: biomasa seca del tocón y las raíces de diámetro >5 mm (gr). Raíces de 2 a 5 mm: raíces de diámetro comprendido entre 2 y 5 mm (gr).

Ecuaciones de biomasa

Se probaron diferentes modelos lineares y no lineares para relacionar la masa de los diferentes componentes de la biomasa utilizando como variables dependientes el diámetro en la base (db), la altura total (h) y el diámetro de copa (dc). (Tabla 2). Se han considerado tanto modelos lineales como no lineales.

$B = a \cdot db$	$B = a \cdot dc$
$B = a \cdot db^2$	$B = a \cdot dc^2$
$B = a \cdot db \cdot h$	$B = a \cdot dc \cdot h$
$B = a \cdot db^2 \cdot h$	$B = a \cdot dc^2 \cdot h$
$B = a \cdot db + b \cdot db^2$	$B = a \cdot dc + b \cdot dc^2$
$B = a \cdot db + b \cdot db^2 + c \cdot db^2 \cdot h$	$B = a \cdot dc + b \cdot dc^2 + c \cdot dc^2 \cdot h$
$B = a \cdot db + b \cdot h$	$B = a \cdot dc + b \cdot h$
$B = a \cdot db^2 + b \cdot db^2 \cdot h$	$B = a \cdot dc^2 + b \cdot dc^2 \cdot h$
$B = a \cdot db^2 + b \cdot h$	$B = a \cdot dc^2 + b \cdot h$
$B = a \cdot db^2 + b \cdot h + c \cdot db^2 \cdot h$	$B = a \cdot dc^2 + b \cdot h + c \cdot dc^2 \cdot h$
$B = a \cdot db^2 + b \cdot db \cdot h$	$B = a \cdot dc^2 + b \cdot dc \cdot h$
$B = a \cdot db^2 \cdot h + b \cdot db \cdot h$	$B = a \cdot dc^2 \cdot h + b \cdot dc \cdot h$
$B = a \cdot db^b \cdot h^c$	$B = a \cdot dc^b \cdot h^c$
$B = a \cdot db^b$	$B = a \cdot dc^b$
$B = a \cdot (db^2 \cdot h)^b$	$B = a \cdot (dc^2 \cdot h)^b$

Tabla 2. Modelos de biomasa evaluados para los diferentes componentes del árbol. B: Peso de biomasa (gr), db: diámetro de la base (cm), h: altura total (cm), dc: diámetro de copa (cm). a, b, c: parámetros del modelo

Se ha incluido en los modelos el diámetro de copa por ser una variable que se puede utilizar en fotografía aérea y en modelos digitales para estimar la biomasa y el contenido en carbono (KIM et al., 2010), asimismo la altura de los árboles también puede estimarse con técnicas de teledetección (SUÁREZ et al., 2005).

Para realizar el tratamiento estadístico de los datos, así como su representación

gráfica, se han utilizado los programas SPSS Statistics v.17.0 y Statgraphics Centurión XVI.I

Dentro de cada grupo de modelos se han elegido aquellos que presentaban mejor correlación, R^2 ajustado = $1 - (\text{Suma de los residuos al cuadrado}) / (\text{Suma de los cuadrados corregida})$ y dentro de ellos los más sencillos, es decir, aquellos que presentaban parámetros no significativos, se desechaban.

RESULTADOS

Para cada fracción de biomasa, del árbol, considerada se ha buscado un modelo que contuviese como variable independiente el diámetro de la base (db) o el diámetro de la copa (dc), y en algunos casos se ha incluido como segunda variable independiente, la altura total del árbol (h). Esto se ha hecho en los casos en los cuales la inclusión de dicha variable suponía una mejora del modelo.

Las mejores ecuaciones que se han encontrado fueron las que aparecen en la Tabla 3. Los parámetros son significativos a un nivel de confianza del 99%.

Se ha encontrado que los modelos que mejores ajustes proporcionan son lo que tienen ecuaciones de los tipos: $y = a \cdot (d)^2$; $y = a \cdot (d)^b$; $y = a \cdot (d)^2 \cdot h$; $y = a \cdot (d)^b \cdot (h)^c$; $y = a \cdot (d) + b \cdot (d)^2 + c \cdot (d)^2 \cdot (h)$.

Así pues, en unos casos interviene como única variable independiente el diámetro, bien sea de la base del árbol (db) o bien de la copa (dc) y en otros, dicho diámetro se ve acompañado de la altura. En el caso de las ecuaciones con una sola variable independiente: tipo: $y = a \cdot (d)^2$ o $y = a \cdot (d)^b$ el resultado es una curva y en el resto, al incluir dos variables independientes, obtenemos una superficie de respuesta.

Se observa que el diámetro de la base guarda una alta correlación con la biomasa de acículas (0,993), con la del fuste (0,981), con la de las ramas (0,992) y con la del tocón y las raíces gruesas (0,991). Para el

caso de las raíces finas se logra buen ajuste incluyendo la altura total, (0,984).

El diámetro de copa también presenta altas correlaciones con las distintas fracciones de biomasa, aunque el grado de correlación es ligeramente inferior al logrado con el diámetro de la base. En

todos los casos se consiguen mejores ajustes introduciendo la variable altura junto al diámetro de copa: Acículas (0,991), Fuste (0,952), Ramas (0,987), Tocón y raíces gruesas (0,978) y Raíces finas (0,980). Se han graficado dichos modelos en las Figuras 1, 2 y 3.

Fracción de Biomasa	Modelo	Parámetros	D. E. R. (g)	R ²
Acículas	$B_A = a \cdot db^2$	$a = 40,7793$	36,498	0,993
	$B_A = a \cdot dc^2 \cdot (h/100)$	$a = 0,1202$	40,192	0,991
Fuste	$B_F = a \cdot db^b$	$a = 8,7749$ $b = 2,442$	27,630	0,981
	$B_F = a \cdot dc^2 \cdot (h/100)$	$a = 0,0529$	44,492	0,952
Ramas	$B_R = a \cdot db^b$	$a = 12,6696$ $b = 2,257$	18,010	0,992
	$B_R = a \cdot dc^b \cdot (h/100)^c$	$a = 1,0595$	23,313	0,987
		$b = 1,329$ $c = 1,482$		
Tocón y raíces gruesas (> 5 mm)	$B_{TRG} = a \cdot db^b$	$a = 4,0644$ $b = 2,335$	7,373	0,991
	$B_{TRG} = a \cdot dc^b \cdot (h/100)^c$	$a = 0,8576$	11,374	0,978
		$b = 1,142$ $c = 1,713$		
Raíces finas (2-5 mm)	$B_{RF} = a \cdot db + b \cdot db^2 + c \cdot db^2 \cdot (h/100)$	$a = 5,8344$	1,864	0,984
		$a = -4,2376$ $c = 3,8801$		
	$B_{RF} = a \cdot dc + b \cdot dc^2 + c \cdot dc^2 \cdot (h/100)$	$a = 0,3773$	2,074	0,980
		$b = -0,0146$ $c = 0,0131$		

Tabla 3. Modelos de biomasa seleccionados. B: Peso de la biomasa de la fracción considerada (gr). db: diámetro de la base (cm). dc: diámetro de la copa (cm). h: altura total (cm). D. E. R.: Desviación estándar de los residuos. R² ajustado

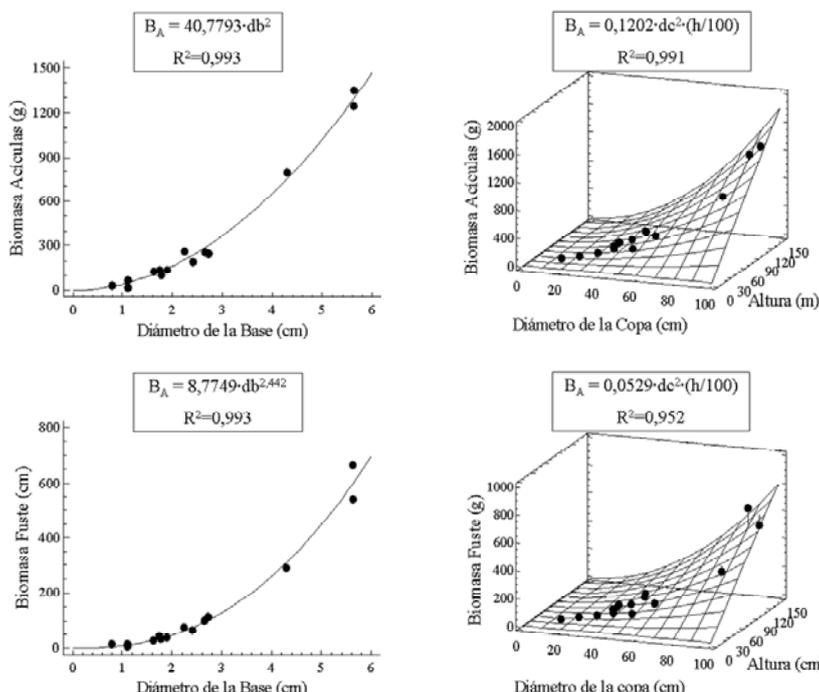


Figura 1. Representación gráfica de las ecuaciones alométricas para el cálculo de la biomasa de acículas y del Fuste $B_A =$ Biomasa de las Acículas (g) $B_F =$ Biomasa del Fuste (g). db: diámetro de la base (cm), dc: diámetro de la copa (cm) h: altura del árbol (cm) $R^2 =$ coeficiente de correlación.

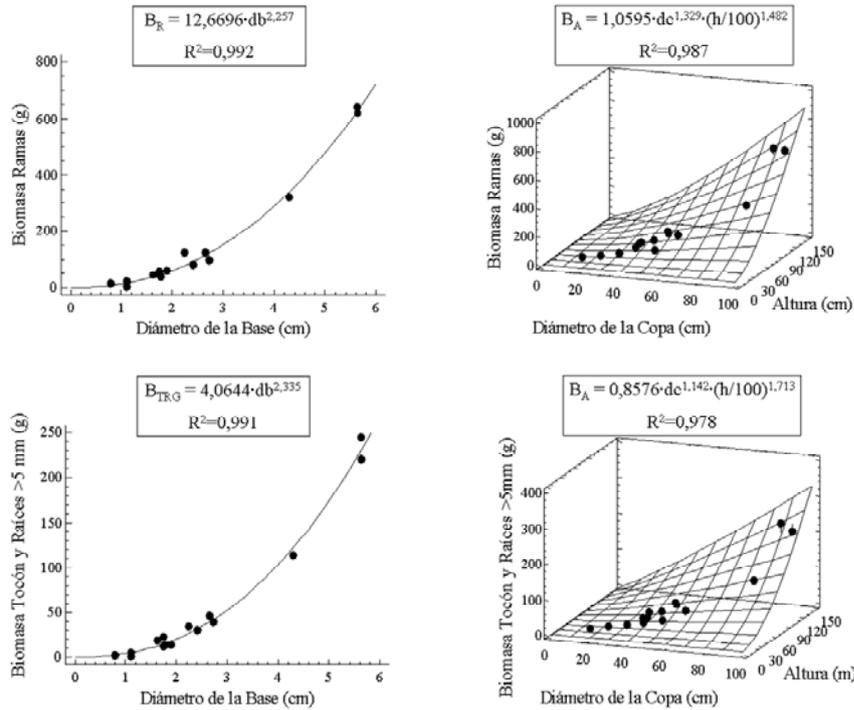


Figura 2. Representación gráfica de las ecuaciones alométricas para el cálculo de la biomasa de las ramas y del tocón junto a las raíces mayores de 5 mm de diámetro. B_R = Biomasa de las Ramas (g) B_{TRG} = Biomasa del Tocón y de las raíces gruesas (>5 mm de diámetro) (g) db: diámetro de la base (cm), dc: diámetro de la copa (cm) h: altura del árbol (cm) R^2 = coeficiente de correlación.

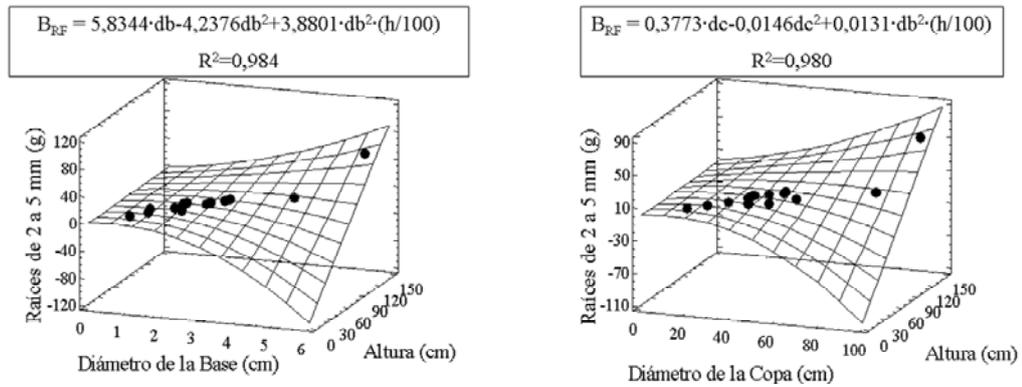


Figura 3. Representación gráfica de las ecuaciones alométricas para el cálculo de la biomasa de las raíces de 2 a 5 mm de diámetro. B_{RF} = Biomasa de las Raíces de 2 a 5 mm de diámetro (g) db: diámetro de la base (cm), dc: diámetro de la copa (cm) h: altura del árbol (cm) R^2 = coeficiente de correlación.

Los resultados obtenidos en la medición del Carbono y del Nitrógeno para cada una de las fracciones de biomasa que se han considerado, se muestran en la Tabla 4. Se observa que los contenidos en Carbono varían desde el 48,50% en el tocón y las raíces más gruesas del árbol hasta el 50,90% que se encuentra en las ramas, pero no se han encontrado grandes diferencias

entre unas fracciones y otras del árbol. Respecto al Nitrógeno, se ha encontrado el porcentaje más elevado lógicamente en las partes verdes (por la presencia de clorofila): acículas (1,20%); y en las zonas más jóvenes del árbol: ramas (0,67%), raíces finas (0,66%); siendo menor el porcentaje en el fuste (0,61%) y en el tocón y las raíces más gruesas (0,59%).

Fracción Biomasa	C (%)	Mín.	Máx.	Error. Est.	N (%)	Mín.	Máx.	Error. Est.	n
Acículas	50,15	49,07	52,39	0,21	1,20	1,08	1,46	0,03	12
Fuste	49,59	49,15	50,01	0,37	0,61	0,59	0,61	0,04	4
Ramas	50,90	50,79	50,95	0,37	0,66	0,64	0,67	0,04	4
Tocón y raíces gruesas (> 5 mm)	48,50	48,33	48,67	0,52	0,58	0,58	0,59	0,06	2
Raíces finas (2-5 mm)	49,75	49,72	49,81	0,37	0,62	0,58	0,66	0,04	4

Tabla 4. Porcentaje de Carbono y Nitrógeno en cada uno de los componentes de la biomasa (mg de Carbono o Nitrógeno por mg de materia seca). Las columnas representan la media, el mínimo, el máximo, el error estándar y número de muestras utilizadas para cada una de las fracciones de biomasa.

Considerando los valores mínimos, medios y máximos del diámetro de la base (0,80; 2,49; y 5,64 cm), de la copa (15,00; 47,87 y 95,00 cm) y de altura (23,50; 65,90

y 130 cm), y teniendo en cuenta los modelos seleccionados, se han estimado los valores de biomasa de cada una de las fracciones (Tablas 5 y 6).

Fracción Biomasa	Modelo	B. min (g)	C(g)	N (g)	B. med (g)	C (g)	N (g)	B. max (g)	C (g)	N (g)
Acículas	$B_A = 40,7793 \cdot db^2$	26,10	13,09	0,16	252,84	126,80	1,52	1297,17	650,53	7,81
Fuste	$B_F = 8,7749 \cdot db^{2,442}$	5,09	2,52	0,02	81,43	40,38	0,25	599,61	297,34	1,81
Ramas	$B_R = 12,6696 \cdot db^{2,257}$	7,66	3,90	0,03	99,31	50,55	0,33	628,64	319,98	2,11
Total Biomasa Aérea		38,84	19,51	0,20	433,57	217,72	2,10	2525,42	1267,85	11,73
Tocón y raíces gruesas (> 5 mm)	$B_{TRG} = 4,0644 \cdot db^{2,257}$	2,41	1,17	0,01	34,21	16,59	0,10	230,80	111,94	0,65
Raíces finas (2-5 mm)	$B_{RF} = 5,8344 \cdot db - 4,2376 \cdot db^2 + 3,8801 \cdot db^2 \cdot (h/100)$	7,96	3,96	0,02	4,11	2,04	0,01	58,56	29,13	0,18
Total Biomasa Radicular		10,38	5,13	0,03	38,32	18,63	0,11	289,36	141,07	0,83
Biomasa Total		49,22	24,64	0,23	471,88	236,36	2,21	2814,78	1408,92	12,56

Tabla 5. Biomasa y cantidad de carbono y nitrógeno estimados a partir de los modelos con diámetro de la base y altura como variables independientes. B. min; B. med y B. max: Biomasa del árbol de tamaño mínimo, medio y máximo respectivamente. C (g): masa de Carbono. N (g): masa de Nitrógeno.

Fracción Biomasa	Modelo	B. min (g)	C(g)	N (g)	B. med (g)	C (g)	N (g)	B. max (g)	C (g)	N (g)
Acículas	$B_A = 0,1202 \cdot dc^2 \cdot (h/100)$	6,36	3,19	0,04	181,52	91,03	1,09	1410,25	707,24	8,49
Fuste	$B_F = 0,0529 \cdot dc^2 \cdot (h/100)$	2,80	1,39	0,01	79,89	39,62	0,24	620,65	307,78	1,88
Ramas	$B_R = 1,0595 \cdot dc^{1,329} \cdot (h/100)^{1,482}$	3,24	1,65	0,01	88,65	45,12	0,30	705,80	359,25	2,37
Total Biomasa Aérea		12,39	6,22	0,06	350,05	175,77	1,63	2736,69	1374,27	12,74
Tocón y raíces gruesas (> 5 mm)	$B_{TRG} = 0,8576 \cdot dc^{1,142} \cdot (h/100)^{1,713}$	1,58	0,77	0,00	34,81	16,88	0,10	243,80	118,24	0,69
Raíces finas (2-5 mm)	$B_{RF} = 0,3773 \cdot dc - 0,0146 \cdot dc^2 + 0,0131 \cdot dc^2 \cdot (h/100)$	3,07	1,53	0,01	4,39	2,18	0,01	57,77	28,74	0,18
Total Biomasa Radicular		4,65	2,29	0,01	39,19	19,06	0,11	301,57	146,98	0,86
Biomasa Total		17,04	8,52	0,07	389,24	194,83	1,74	3038,27	1521,25	13,60

Tabla 6. Biomasa y cantidad de carbono y nitrógeno estimados a partir de los modelos con diámetro de la copa y altura como variables independientes. db: diámetro de la base (cm). dc: diámetro de la copa (cm). h: altura total (cm). B. min; B. med y B. max: Biomasa del árbol de tamaño mínimo, medio y máximo respectivamente. C (g): masa de Carbono. N (g): masa de Nitrógeno.

Se observa que los modelos que tienen como variable independiente el diámetro de la base dan valores superiores de biomasa en la mayor parte de los casos, cuando se emplean para pinos de tamaño pequeño o medio. En el caso de utilizar un tamaño de árbol mayor, se obtienen valores más altos

de biomasa al utilizar las ecuaciones que tienen como variable independiente el diámetro de la copa.

En la Tabla 7 se han cuantificado los valores reales de biomasa para un árbol de tamaño pequeño, mediano y grande y se comparan con aquellos obtenidos con los

modelos con el diámetro de la base como variable independiente. Se observa que el error relativo, (diferencia porcentual entre ambos datos), que se comete con la estimación se reduce a medida que los

árboles son más grandes. Si se observa el valor de la biomasa total se obtiene un error del -29,43% en el árbol pequeño; del 26,49% en el árbol de tamaño de mediano y del 1,16% en el árbol más grande.

Fracción Biomasa	Pino más pequeño			Pino mediano			Pino más grande		
	V. obs.	V. pred.	Error	V. obs.	V. pred.	Error	V. obs.	V. pred.	Error
Acículas	30,39	26,10	-14,12	191,03	252,84	32,35	1345,18	1297,17	-3,57
Fuste	13,62	5,09	-62,64	63,74	81,43	27,75	538,08	599,61	11,43
Ramas	14,42	7,66	-46,90	81,090	99,31	22,467	620,83	628,64	1,26
Total Biomasa Aérea	58,43	38,84	-33,52	335,86	433,57	29,09	2504,09	2525,42	0,85
Tocón y raíces gruesas (> 5 mm)	2,43	2,41	-0,66	30,15	34,21	13,46	219,51	230,80	5,14
Raíces finas (2-5 mm)	1,20	2,54	111,59	7,060	4,11	-41,82	58,87	58,56	-0,52
Total Biomasa Radicular	3,63	4,95	36,44	37,21	38,32	2,97	278,38	289,36	3,94
Biomasa Total	62,06	43,80	-29,43	373,07	471,88	26,49	2782,47	2814,78	1,16
Ratio Biomasa radicular:Biomasa aérea	0,062	0,128	105,24	0,111	0,088	-20,24	0,111	0,115	3,07

Tabla 7. Valores observados, predichos con los modelos basados en el diámetro de la base, error relativo en cada una de las fracciones de biomasa consideradas y ratio entre la biomasa radicular y aérea. Los valores predichos se calculan tomando los modelos de la tabla 5. V.obs.: Valor observado (g). V. Pred.: Valor predicho (g) utilizando los modelos. Error: Error relativo (%) entre el valor observado y el predicho en cada caso.

Algo similar ocurre en la Tabla 8, donde en este caso se utilizan los datos predichos calculados a partir de modelos en los cuales la variable independiente es el diámetro de copa. Así, se ha obtenido un error del -72,54% para el árbol más pequeño. Sin embargo el error relativo en el cálculo para árboles de tamaño medio es del 4,34% y del 9,19% en el más grande. Esto hace pensar que no es adecuado utilizar este tipo de modelos en árboles muy pequeños.

Una vez conocido el valor la biomasa total de un ejemplar de pino se puede calcular la cantidad de carbono que contiene por medio de las valores de concentración que se muestran en la Tabla 4. Así, para un árbol de tamaño medio, si utilizamos el modelo con el diámetro de la base, se obtiene una biomasa total de 471,88 g, lo que suponen 236,36 g de C. Considerando una densidad de plantación es de 1111 pies.ha⁻¹, se tienen 262,60 kg de C por hectárea. En el caso de utilizar el modelo de diámetro de copa, los valores son de 389,24 g de biomasa y 194,83 g de C por árbol, y 216,46 kg de C por hectárea. Si se consideran los pinos de mayor tamaño

dentro del rango estudiado obtenemos, respectivamente, y utilizando los modelos del diámetro de la base: 1565,31 kg de C ha⁻¹ ó 1690,11 kg de C ha⁻¹ en el caso de los modelos de diámetro de copa.

El porcentaje en la que cada una de las fracciones de biomasa interviene dentro del árbol se muestra en la Figura 4. Se observa que en todos los casos las acículas suponen el mayor porcentaje en peso de la biomasa: desde el 46,1% en los árboles más grandes, pasando por 53,6 % en árboles medianos y hasta el 59,6% en los árboles pequeños, usando modelos de diámetro de la base; y desde el 37,3% hasta el 46,7% en árboles medianos, cuando se hacen cálculos con los modelos del diámetro de copa. La proporción de biomasa del fuste aumenta a medida que el árbol es más grande: (11,62% - 21,3%) con diámetro de base y (16,4% - 20,5%) con diámetro de copa. Algo similar ocurre con la importancia en peso de las ramas (aproximadamente el 20%). En cuanto a la fracción radicular, se mantiene en torno al 10% de la biomasa total, salvo en el caso de utilizar para el cálculo los modelos de diámetro de la copa

en árboles pequeños, con los que se obtiene el 20%.

Fracción Biomasa	Pino más pequeño			Pino mediano			Pino más grande		
	V. obs.	V. pred.	Error	V. obs.	V. pred.	Error	V. obs.	V. pred.	Error
Acículas	30,39	6,36	-79,09	191,03	181,52	-4,98	1345,18	1410,25	4,84
Fuste	13,62	2,80	-79,46	63,74	79,89	25,33	538,08	620,65	15,35
Ramas	14,42	3,24	-77,52	81,09	88,65	9,32	620,83	705,80	13,69
Total Biomasa Aérea	58,43	12,39	-78,79	335,86	350,05	4,22	2504,09	2736,69	9,289
Tocón y raíces gruesas (> 5 mm)	2,43	1,58	-34,99	30,15	34,81	15,45	219,51	243,80	11,07
Raíces finas (2-5 mm)	1,20	3,07	155,60	7,06	4,39	-37,85	58,87	57,77	-1,86
Total Biomasa Radicular	3,63	4,65	28,06	37,21	39,19	5,334	278,38	301,57	8,33
Biomasa Total	62,06	17,04	-72,54	373,07	389,24	4,34	2782,47	3038,27	9,19
Raio Biomasa radicular:Biomasa aérea	0,062	0,375	503,70	0,111	0,112	0,91	0,111	0,110	-0,88

Tabla 8. Valores observados, predichos con los modelos basados en el diámetro de la copa, error relativo en cada una de las fracciones de biomasa consideradas y ratio entre la biomasa radicular y aérea . Los valores predichos se calculan tomando los modelos de la tabla 6. Mismas abreviaturas que en la Tabla 7.

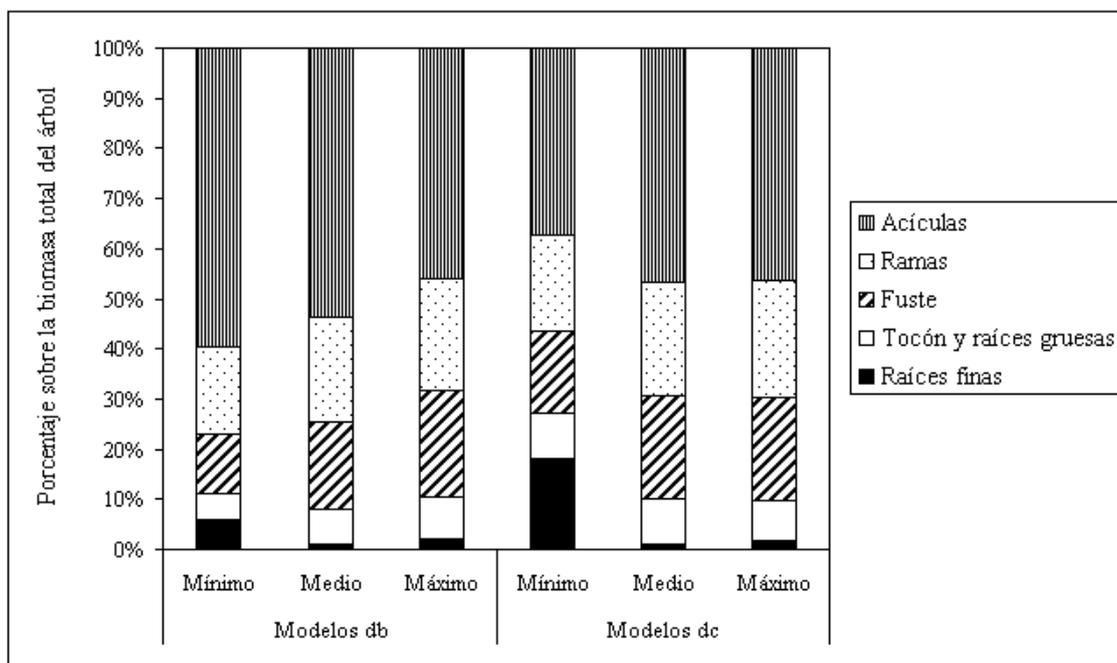


Figura 4. Reparto porcentual de la biomasa del árbol. Mínimo, Medio y Máximo: árbol más pequeño, árbol medio y árbol más grande, respectivamente dentro del rango estudiado. Modelos db: modelos con el diámetro de la base como variable independiente. Modelos dc: modelos con el diámetro de la copa como variable independiente.

En las tablas 7 y 8 se incluye además el valor de la ratio entre la biomasa radicular y la biomasa aérea calculada, tanto para los datos observados como para los predichos según los modelos. Los ratios en los datos observados varían desde 0,062 en árboles pequeños, hasta 0,111 en los árboles de tamaño medio o grande. Los ratios calculados a partir de los modelos con el

diámetro de la base, van desde 0,128 en los pinos más pequeños, hasta 0,115 en los grandes. En el caso de los modelos con el diámetro de copa, el ratio va desde 0,375 en árboles pequeños hasta 0,110 en los grandes. Igualmente se observa que el error cometido en las estimaciones de árboles muy pequeños es muy grande y que éste se reduce en los árboles de mayor tamaño.

La Figura 5 muestra el valor observado frente al predicho del cálculo de la biomasa

total de los árboles. No se observan desviaciones importantes en los datos.

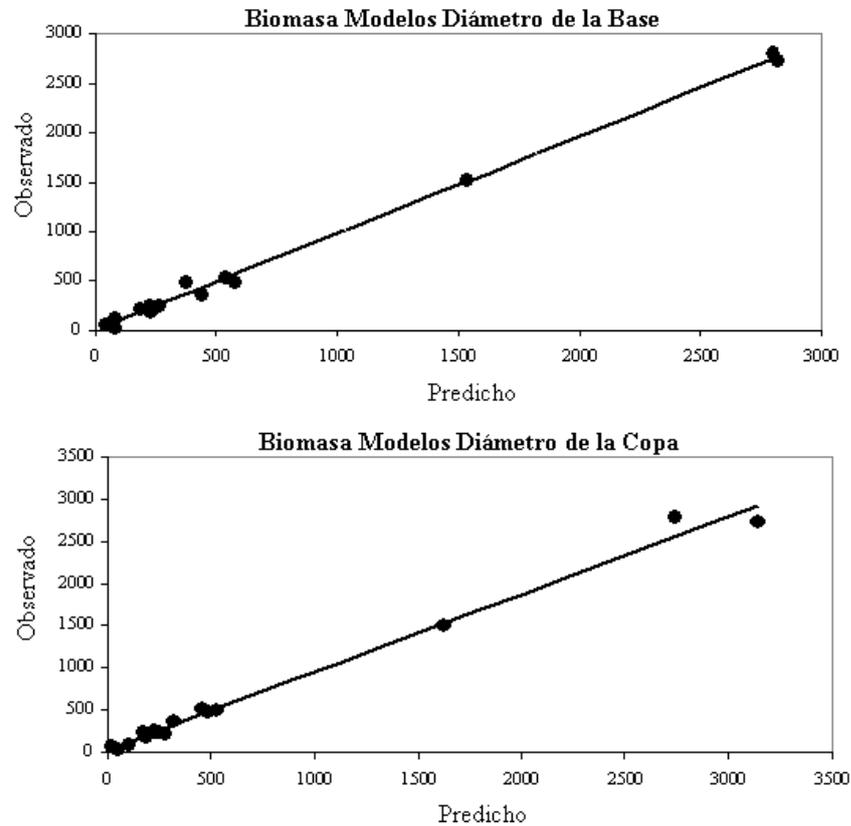


Figura 5. Biomasa total observada y predicha para los dos tipos de modelos estudiados.

DISCUSIÓN

Es conocido que las variables del diámetro y la altura tienen un efecto altamente significativo sobre las relaciones alométricas de la biomasa que se puede encontrar en las diferentes partes de un árbol a lo largo del tiempo que dura el desarrollo de un árbol.

Puesto que para los primeros estadios de desarrollo no es frecuente encontrar este tipo de relaciones, en este trabajo se ha pretendido dar una serie de modelos que se pueden utilizar para cuantificar la biomasa presente en repoblaciones jóvenes de pino piñonero. En futuros trabajos sería deseable aumentar el número de árboles estudiados para confirmar las conclusiones obtenidas aquí.

En una primera fase se procedió a la extracción total de la biomasa tanto aérea como radicular en la mayor parte de lo posible de los pinos. Al tratarse de ejemplares jóvenes (7 años) y de pequeño tamaño es posible realizar esta labor utilizando la metodología empleada en otros estudios similares (RITSON & SOCHACKI, 2003), y sin necesidad de recurrir a muestreos parciales de la biomasa radicular.

Con los valores de biomasa medidos se elaboraron ecuaciones alométricas siguiendo los modelos propuestos en la bibliografía sobre biomasa. En nuestro caso se han empleado como variables independientes el diámetro de la base y la altura, tal y como es frecuente. No es habitual en este tipo de estudios el empleo del diámetro de copa; variable que sí se

utiliza más en teledetección (SUÁREZ et al., 2005; KIM et al., 2010; HATAMI, 2012). En nuestro caso se consideró que es una variable de fácil medida en árboles pequeños.

Una vez realizados los ajustes y seleccionados los mejores modelos, se encontraron altas correlaciones: desde 0,952 hasta 0,993; y del mismo orden que en PEICHL & ARAIN (2007), cuyas ecuaciones son de la forma $y = c(x)^a$ y que obtuvieron correlaciones desde 0,960 hasta 0,996. En este mismo trabajo se han registrado valores de biomasa del mismo orden que en nuestro caso, pero teniendo en cuenta que la especie estudiada es *Pinus strobus* en el suroeste de Canadá. Para *P. pinea*, Ruiz-PEINADO et al. (2011) y CORREIA et al. (2010) han elaborado ecuaciones alométricas en España, utilizando modelos de ecuaciones similares a los de este trabajo, pero para pinos de mayor tamaño.

Los valores de concentración de Carbono, encontrados en las distintas partes de los pinos, consideradas fueron de 50,15% en las acículas, 49,59% en el fuste, (con corteza), 50,90% en las ramas y en las raíces el 48,50%. CORREIA et al. 2010, da unas concentraciones del 45% en acículas, 53% en el fuste (sin corteza), 51% en las ramas y 50% en raíces. Las diferencias entre ambos trabajos pueden ser debidas a que en el nuestro se han utilizado muestras de pinos jóvenes mientras que Correia utiliza pinos adultos. RITSON et al. (2003) da valores del 50,6% para las acículas y las ramas, del 49,7% en el tronco y del 48,1% en raíces, en plantaciones de *Pinus pinaster* en Australia.

En cuanto al Nitrógeno, en las muestras analizadas se encontraron valores de concentración del 1,20% en acículas, 0,61% en el fuste con corteza, 0,66% en las ramas, 0,58% en el tocón y las raíces más gruesas y 0,62% en las raíces más finas. La diferencia de concentraciones entre las partes verdes y las leñosas se debe a la presencia de clorofila en las primeras. En cualquier caso el contenido en nitrógeno en

los tejidos de los pinos está determinada directamente con los niveles de nitrógeno presentes en el suelo como muestran los trabajos de CUESTA et al. (2010) que dan valores desde el 0,9% hasta el 2,2% de concentración de Nitrógeno en peso en plantones de *Pinus halepensis* dependiendo de que las dosis de fertilización sean más bajas o más altas.

La aplicación de las ecuaciones calculadas para el cálculo de la biomasa ha ofrecido resultados satisfactorios para los pinos que tenían un tamaño medio o alto dentro del rango estudiado. Para pinos pequeños, y especialmente cuando se utilizó el diámetro de la copa como variable independiente se cometen errores muy grandes. Esto es debido a que la conformación de la copa en ejemplares muy pequeños presenta una gran heterogeneidad.

Los ratios biomasa-radicular/biomasa-aérea obtenidos son del orden de 0,110, este valor es bajo en comparación con los que dan otros autores como LITTON et al. (2003) que en masas jóvenes de *Pinus contorta* en Estados Unidos encuentra un rango de ratios de 0,21 a 0,68; PEICHL & ARAIN (2007) dan un ratio de 0,32 para ejemplares de 2 años de edad de *P. brutia* en Canadá

Una vez calculadas las distintas fracciones de biomasa, se ha observado que la fracción correspondiente a la biomasa de las acículas es la más importante en pinos dentro del rango de tamaños estudiado, correspondiendo a la misma valores entre el 46,7% y el 53,6% para árboles de tamaño medio. A medida que los árboles crecen la biomasa del fuste y de las ramas van ganando en importancia relativa del peso total, suponiendo entre ambas aproximadamente el 40%. MONTÉS et al. (2004) da un 66% de biomasa de acículas respecto al total en masas de *P. halepensis* de 3 años de edad. La biomasa radicular tiene un porcentaje en peso de aproximadamente el 10% del total, lo cual es un valor bajo comparado con los valores del 20% que dan otros autores como OLEKSYN et al. (1999) sobre *Pinus sylvestris* en Francia.

CONCLUSIONES

Los modelos utilizados para la estimación de la biomasa en los bosques son una herramienta de gran utilidad partiendo de los datos recogidos en un inventario, en este sentido es necesario disponer de dichos modelos para todos los estados de desarrollo presentes en una masa forestal. Este estudio presenta ecuaciones alométricas para ejemplares juveniles de *Pinus pinea*. La utilidad de las mismas se ve reducida cuando los ejemplares son excesivamente pequeños.

Los bosques mediterráneos, además de su alta importancia ecológica, presentan capacidad para almacenar carbono que puede ser cuantificada a partir de los datos calculados de biomasa tanto aérea como radicular.

Este tipo trabajos contribuye a un mejor conocimiento sobre la fijación de carbono en los ecosistemas mediterráneos y es deseable la continuación de las líneas de investigación en esta materia.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado como parte del proyecto CGL2006-13505-C03-01/03/BOS.

BIBLIOGRAFÍA

- BERT, D. & DANJON, F.; 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). *Forest Ecol. Manag.* 222: 279-295.
- CABANETTES, A. & RAPP, M.; 1978. Biomass, nutrient distribution and productivity in a *Pinus pinea* forest.1. *Biomass. Oecologia Plantarum* 13: 271-286.
- CORREIA, A.C.; TOMÉ, M.; PACHECO, C.A.; FAIAS, S.; DIAS, A.C.; FREIRE, J.; CARVALHO, P.O. & PEREIRA, J.S.; 2010. Biomass allometry and carbon factors for a Mediterranean pine (*Pinus pinea* L.) in Portugal. *Forest Syst.* 19: 418-433.
- CUESTA, B.; VILLAR-SALVADOR, P.; PUÉRTOLAS, J.; JACOBS, D.F. & REY-BENAYAS, J.M.; 2010. Why do large, nitrogen rich seedlings better resist stressful transplanting conditions? A physiological analysis in two functionally contrasting. *Mediterranean Forest Species* 260: 71-78.
- DIXON, R.K.; TREXLER, M.C.; WISNIEWSKI, J.; BROWN, S.; HOUGHTON, R.A. & SOLOMON, A. M.; 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263:185-190.
- GOODALE, C.L.; HEATH, L.S.; HOUGHTON, R.A.; JENKINS, J.C.; KOHLMAIER, G.H.; KURZ, W.; LIU, S.; NABUURS, G.J.; NILSSON, S.; SHVIDENKO, A.Z.; APPS, M.J.; BIRDSEY, R.A. & FIELD, C.B.; 2002. Forest carbon sinks in the Northern Hemisphere. *Ecol. Appl.* 12: 891-899.
- HATAMI, F.; 2012. *Carbon estimation of individual trees using high laser density data of Airbone lidar (A case study in Bois-Noir, France)*. Tesis de Master. Facultad de Geo-Información y Observación de la Tierra. Universidad de Twente. Holanda.
- KIM, S.; KWAK, D.; OLEE, W.; SON, Y.; BAE, S.; KIM, C. & YOO, S.; 2010. Estimation of carbon storage based on individual tree detection in *Pinus densiflora* stands using a fusion of aerial photography and LiDAR data. *Science China Life Sciences* 53(7): 885-897.
- LAIHO, R. & LAINE, J.; 1997. Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland. *Forest Ecol. Manag.* 93: 161-169.
- LAMLON, S.H. & SAVIDGE, R.A.; 2003. A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 north American species. *Biomass Bioenerg.* 25: 381-388.

- LITTON, C.M.; RYAN, M.G.; TINKER, D.B. & KNIGHT, D.H.; 2003. Belowground and aboveground biomass in young postfire lodgepole pine forests of contrasting tree density. *Can. J. For. Res.* 33: 351-363.
- MONTÈS, N.; BALLINI, C.; BONIN, G. & FAURES, J.; 2004. A comparative study of aboveground biomass of three Mediterranean species in a post-fire succession. *Acta Oecol.* 25: 1-6.
- OLESKYN, J.; REICH, P.B.; CHALUPKA, W. & TJOELKER, M. G.; 1999. Differential Above and Below-ground Biomass Accumulation of European *Pinus sylvestris* Populations in a 12-year-old Provenance Experiment. *Scand. J. For. Res.* 14: 7-17.
- PEICHL, M. & ARAIN, M.A.; 2007. Allometry and partitioning of above-and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *Forest Ecol. Manag.* 253: 68-80.
- PETTERSEN, R.C.; 1984. The chemical composition of wood. In: R. M. Rowel (ed.), *The Chemistry of Wood. Advances in Chemistry Series 207*: 57-126. American Chemical Society. Washington, DC, USA.
- RITSON, P. & SOCHACKI, S.; 2003. Measurement and prediction of biomass and carbon content of *Pinus pinaster* trees in farm forestry plantations, southwestern Australia. *Forest Ecol. Manag.* 175: 103-117.
- RUIZ-PEINADO, R.; DEL RIO, M. & MONTERO, G.; 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest syst.* 20(1): 176-188.
- SUAREZ, J.C.; ONTIVEROS, C.; SMITH, S. & SNAPE, S.; 2005. Use of airborne LiDAR and aerial photography in the estimation of individual tree heights in forestry. *Comput. Geosci.* 31: 253-262.

CLAVES ECOLÓGICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE LA VEGETACIÓN DE ÁREAS QUEMADAS EN GALICIA

Mercedes Casal* y Otilia Reyes

Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela, Campus Vida, Rúa Lope Gómez de Marzoa s/n 15782, Santiago de Compostela. *Correo electrónico: mercedes.casal@usc.es

Resumen

Después de un incendio un ecosistema forestal queda en una situación muy frágil frente a cualquier otra perturbación. Los estudios ecológicos de dinámica y regeneración de la comunidad vegetal tras incendio nos permiten detectar las etapas más vulnerables del ecosistema forestal afectado y constituyen una herramienta para poder desarrollar una gestión adecuada del sistema perturbado. En este trabajo se analizan las medidas de restauración post-incendio más adecuadas desde la experiencia y conocimiento de nuestro equipo de la regeneración natural de especies y comunidades vegetales atlánticas. Se proponen técnicas que favorezcan la regeneración y las especies más adecuadas para la restauración de cada uno de los tipos biológicos: herbáceo, arbustivo y arbóreo, teniendo en cuenta los plazos de actuación. Estas propuestas de restauración son extrapolables, especialmente a otras áreas de vegetación atlántica, y también a vegetación mediterránea si se utilizan especies de características ecológicas similares y bien conocidas.

Palabras clave: estrategias regenerativas, fuego, ecosistemas forestales atlánticos, regeneración de comunidades afectadas.

INTRODUCCIÓN

Los escenarios después de los incendios son diferentes respecto a múltiples factores ecológicos como topografía, pendiente, suelo, microclima, vegetación, fauna, microflora y microfauna del suelo, estructura trófica, ciclos de materia y energía, etc. Y los daños generados y las posibilidades de regeneración son también muy distintos entre los diferentes casos.

A partir de los elementos y porciones vegetales supervivientes en el área incendiada, como yemas y semillas en las plantas superiores, y de otros llegados de fuera, la vegetación tiende a cicatrizar, aunque este proceso ocurre en los rasgos principales de su estructura y diversidad, ya que se pierden y se borran caracteres más finos y ricos en Ecología, como ocurre, por ejemplo, con poblaciones de especies sensibles que pueden extinguirse localmente. La comunidad vegetal tiende a recuperarse del fuego y las especies de plantas que conforman la comunidad vegetal disponen de caracteres adaptativos que les permiten regenerar sus poblaciones con mayor o menor éxito (REYES Y CASAL 2000; REYES & CASAL, 2002, 2008; REYES

et al., 2000, 2006, ÁLVAREZ et al., 2009; REYES & TRABAUD, 2009; REYES et al., 2009).

El proceso de regeneración natural de la vegetación transcurre según un modelo ecológico similar en todas las áreas estudiadas. En Galicia después de estudiar diacrónicamente casi 30 ecosistemas forestales (arbolados y arbustivos) incendiados hemos detectado que este modelo consta de una secuencia temporal de tres etapas diferenciadas (Tabla 1). Una primera etapa, que dura unos 6 meses, se caracteriza por tener mucho suelo vacío de vegetación y desprotegido. Otra etapa, dura hasta 2,5-3 años, presenta como rasgo diferenciador una gran proliferación de especies de plantas oportunistas. La tercera etapa transcurre desde los 3 años y manifiesta cambios muy paulatinos en los que la vegetación adquiere mayor estructura y organización, cambios que prácticamente cesan a los 8 años en el componente arbustivo. (CASAL et al., 1984; CASAL, 1985).

Toda la información disponible ha servido para plantear una serie de actuaciones concretas para llevar a cabo en áreas quemadas con el objetivo de

promover, en unos casos, o forzar, en otros, la regeneración natural.

PROPUESTAS PARA FAVORECER LA REGENERACIÓN

Tras un incendio, siempre hay que hacer el diseño de un plan de gestión, bien para cada zona afectada de gran superficie o bien por su elevado valor ecológico, definiendo claramente el destino del área, ya que si el objetivo primordial es la producción de madera la gestión deberá llevar un camino, y si el objetivo es la conservación del sistema forestal (de la diversidad específica, del suelo, del ciclo del agua y de los elementos, etc.) los tratamientos llevarán otro enfoque diferente.

En general, no se deben retirar los restos de plantas quemadas porque protegen

el suelo, y hay que dejar que la regeneración natural de la vegetación y de la fauna siga su curso, sobre todo en el primer año. Esto sirve para la mayor parte de las áreas quemadas, que no precisan intervenciones. Las zonas que tienen poca pendiente y un suelo profundo se van a regenerar espontáneamente muy bien y no hay que ayudarlas. Aunque falte cobertura vegetal unos meses, no conviene hacer tareas de restauración o de forzamiento de la regeneración natural, porque la intervención de las personas y de las máquinas puede ser más destructiva que la propia erosión natural. En las zonas de pendientes fuertes se puede intervenir para frenar la erosión, poniendo barreras físicas (fajinas, por ejemplo) o mediante acciones suaves de restauración vegetal, usando siempre técnicas poco agresivas con el suelo y el resto del ecosistema.

	ETAPA 1: Suelo desprovisto de vegetación	ETAPA 2: Incremento rápido de vegetación leñosa y herbácea	ETAPA 3: Incremento lento de vegetación leñosa hasta alcanzar una estructura similar a la de un matorral bien desarrollado
Ecosistemas frágiles y/o condiciones ambientales severas	Más de 8 meses	hasta 4 años	más de 10 años
Ecosistemas medios y/o condiciones ambientales medias	entre 6 y 8 meses	hasta los 2.5-3 años	hasta los 8-10 años
Ecosistemas poco frágiles y/o condiciones ambientales favorables	<6 meses	hasta los 2 años	hasta los 6-8 años

Tabla 1. Etapas críticas en la regeneración natural de los ecosistemas según la fragilidad de los ecosistemas y de la severidad de las condiciones ambientales, y tiempos aproximados de duración de cada etapa.

Después de los primeros crecimientos por rebrote se pueden seleccionar los mejores brotes de los árboles, aplicando las técnicas silvícolas comunes. Para objetivos de conservación, es muy importante mantener en cada zona la diversidad de las especies arbóreas nativas de la zona y, lo

que es más importante, mantener los fenotipos locales de cada especie. Con esta acción evitamos tener que hacer plantaciones, evitamos remover el suelo, y mantenemos la diversidad específica y genética. Se pueden realizar plantaciones de árboles sólo si se quiere reconducir y/o

acelerar el proceso natural de regeneración, pero deben ser acciones puntuales.

Después de alcanzada una buena cobertura vegetal, después de tres años como término medio (Tabla 1), se puede reconducir la regeneración natural por medio de rozas o con pastoreo controlado, usos que consiguen mantener un equilibrio entre la calidad del ecosistema y la reducción de la cobertura y de la biomasa combustible (CASAL et al., 1984; PESQUEIRA et al., 2005), aunque no conviene dejar el suelo desprotegido. Cuando ya se pueda rozar, se pueden crear

áreas en las que la combustibilidad no sea continua, intercalando masas vegetales de diferente estructura y riesgo de incendio, creando así mosaicos que dificulten la propagación del fuego y faciliten la extinción (MUÑOZ et al., 2010, 2012 a,b).

Si se sabe o sospecha que el banco de semillas del suelo es escaso, porque está muy erosionado por estar en pendiente elevada o gastado por incendios repetidos, se puede suplementar con semillas de algunas especies arbustivas y/o herbáceas nativas adecuadamente seleccionadas y certificadas (Tabla 2).

	Herbáceas	Arbustivas	Arbóreas
Máxima urgencia	<i>Aira praecox</i> <i>Agrostis delicatula</i> <i>Tuberaria guttata</i> <i>Briza media</i>		
Urgencia	<i>Pseudarrhenatherum longifolium</i> <i>Avenula marginata</i> <i>Agrostis curtisii</i> <i>Briza maxima</i>	<i>Cytisus scoparius</i> <i>Ulex europaeus</i> <i>Ulex gallii</i> <i>Erica umbellata</i>	
Medio y largo plazo		<i>Cytisus scoparius</i> <i>Ulex europaeus</i> <i>Ulex gallii</i> <i>Erica umbellata</i>	<i>Salix atrocinerea</i> , <i>Betula pendula</i> <i>Quercus robur</i> <i>Quercus suber</i> <i>Acer pseudoplatanus</i>

Tabla 2. Ejemplos de algunas especies nativas arbóreas, arbustivas y herbáceas adecuadas para intervenciones de forzamiento de la regeneración natural y propias del área de Santiago-Padrón.

Se debe ayudar a los animales en la recuperación de sus poblaciones, poniendo, por ejemplo, para las aves nidos, posaderos, comederos, que ayudarán a acoger los pájaros y con ello se desarrollarán las funciones de consumo, dispersión, etc. y se recuperarán mejor las redes tróficas del ecosistema quemado.

Hay que tener especial atención a la Conservación de las comunidades de la Directiva Hábitat, reduciendo al máximo los impactos regresivos, y evaluando cuidadosamente las formas de manejo que admiten, dentro de una estrategia general de puesta en valor de los espacios de la Rede

Natura y de los Hábitats realizados por la Comunidad Europea.

Estos criterios han de usarse junto con otros si queremos mantener un medio forestal de riqueza sostenida y que genere productos materiales e inmateriales para las generaciones futuras.

Además hay una serie de medidas que tienen que ser aplicadas continuamente, para conseguir que los espacios forestales regenerados queden libres de los posibles impactos futuros, como son:

- Corregir las plantaciones realizadas en lo referente a su marco y densidad,

realizando las podas necesarias para mantener vigorosos los árboles.

- Recoger semillas y crear semilleros y viveros, para tener la máxima reserva de poblaciones locales de las especies vegetales autóctonas de rápida respuesta regenerativa. Esto debe interesar a especies nativas de tipo herbáceo, arbustivo y arbóreo, que se complementen en sus potencialidades y funciones ecológicas y ambientales. Como beneficios hay que destacar que además de usar el material biológico local, esta actuación sirve para mantener la biodiversidad y fomentar el empleo local.
- Mantener una buena red de caminos adecuados y limpios.
- Realizar tareas continuas de Educación Ambiental a todos los niveles y edades.
- Investigar sobre los efectos de las acciones realizadas, para poder corregir en el futuro los planes de acción necesarios.

CRITERIOS ECOLÓGICOS EN LA RESTAURACIÓN

En las tareas de restauración se deben utilizar criterios del máximo rigor ecológico y genético en la elección de las especies arbóreas, arbustivas y herbáceas a utilizar, compatibles con la conservación del ecosistema y del desarrollo sostenible de la zona.

Para seleccionar las especies adecuadas para realizar intervenciones de apoyo y/o forzado de la regeneración en aquellos sitios especialmente sensibles a la erosión hay que conocer las de la propia zona quemada. A partir de este punto se debe hacer un diseño que contemple los objetivos ecológicos, edáficos, forestales y temporales muy claramente, contemplando también los objetivos sugeridos por Vallejo ya en 1996. Hay que reflexionar desde todas las ópticas para saber cómo y cuándo hay que hacer la restauración y con qué especies. La idea puede ser hacer una

restauración muy rápida a través de semillas para obtener una protección herbácea también rápida del suelo, y/o hacer un segundo nivel de restauración para obtener ecosistemas bien estructurados y conservadores del suelo, con plantación de arbustos y árboles.

Según VALLEJO (1996), los objetivos de la restauración que orientaron sus experimentos y que deben ser usados siempre son:

- 1) Proteger el suelo a corto plazo para evitar la erosión y, a medio plazo, conservar el suelo y mejorar las condiciones de protección.
- 2) Obtener comunidades vegetales muy resilientes al fuego utilizando los conocimientos existentes sobre la vegetación autóctona. En este marco, también se debe tener en cuenta la inflamabilidad de las plantas.
- 3) Favorecer cubiertas forestales pluriestratificadas, bien estructuradas y adaptadas a cada lugar, teniendo en cuenta las limitaciones del medio físico propias de cada zona.
- 4) Incrementar la diversidad de las especies, sobre todo, de las arbustivas y arbóreas. Se deben usar las especies adecuadas para implementar y mejorar el valor ecológico de esos ecosistemas.

Entre las especies de plantas nativas de Galicia hay muchas que por sus características de rápida germinación e instalación, crecimiento intenso y/o capacidad de rebrotar, resultan muy adecuadas para cubrir los objetivos temporales diferentes. Algunas de las especies bien conocidas ecológicamente se indican en la Tabla 2 como adecuadas para la zona del entorno de Santiago y Padrón. En otras zonas será necesario determinar cuáles son las plantas dominantes y qué características reproductivas conocemos de ellas, para recomendar su uso.

El material biológico usado en las tareas de apoyo debe ser exclusivamente de origen local, para garantizar la diversidad genética y mantener los genotipos locales. En el caso de hierbas y arbustos es

preferible usar la técnica de siembra a voleo. Alguna especie de arbusto y de árbol tendrá que ponerse como plantón y, en este caso, se recomienda como método operativo el ahoyado con mínimo laboreo.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ, R.; MUÑOZ, A.; PESQUEIRA, X.M.; GARCÍA-DURO, J.; REYES, O. & CASAL, M.; 2009. Spatial and temporal patterns in structure and diversity of Mediterranean forest of *Quercus pyrenaica* in relation to fire. *Forest Ecol. Manage.* 257: 1596-1602.
- CASAL, M.; 1985. *Cambios en la vegetación de matorral tras el incendio, en Galicia. Estudios sobre prevención y efectos ecológicos de los incendios forestales.* Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: 93-100.
- CASAL, M.; BASANTA, M. y GARCÍA-NOVO, F.; 1984. *Ecología de la regeneración del monte incendiado en Galicia.* Servicio de Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela. Monografía nº 99, 114 pp.
- MUÑOZ, A.; ÁLVAREZ, R.; PESQUEIRA, X.M.; GARCÍA-DURO, J.; REYES, O. & CASAL, M.; 2010. Burning in the management of heathlands of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix*: effects on structure and diversity. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)* 19: 69-81.
- MUÑOZ, A.; GARCÍA-DURO, J.; ÁLVAREZ, R.; PESQUEIRA, X.M.; REYES, O. & CASAL, M.; 2012 a. Structure and diversity of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix* heathlands at different successional stages after cutting. *J. Enviro. Manage.* 94 (1): 34-40.
- MUÑOZ, A.; PESQUEIRA, X.M.; GARCÍA-DURO, J.; REYES, O. & CASAL, M.; 2012 b. Conservation of *Erica ciliaris* and *Erica tetralix* Communities: The Role of Land Management and Physical Environment on the Composition, Species Richness and Presence of Endemic Taxa. *Wetlands* 32(4): 693-703.
- PESQUEIRA, X.M.; MUÑOZ, A.; ÁLVAREZ, R.; GARCÍA-DURO, J.; REYES, O. Y CASAL, M.; 2009. Estudio ecológico del matorral atlántico de interés para conservación. Respuesta estructural a usos tradicionales en Galicia. *Revista da Academia Galega de Ciencias XXIV*: 41-60.
- REYES, O. Y CASAL, M.; 2000. Comportamiento reproductivo tras fuego de especies forestales de Galicia. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 9: 109-114.
- REYES, O.; BASANTA, M.; CASAL, M & DÍAZ-VIZCAÍNO, E. 2000. Functioning and dynamics of woody plant ecosystems in Galicia (NW Spain). In: L. Trabaud (ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*: 1-41. WIT Press. Southampton.
- REYES, O. & CASAL, M.; 2002 Experimental field emergence and early survival of six tree species in relation to forest fires. In: L. Trabaud & R. Prodon (eds.), *Fire and Biological Processes*: 277-290. Backhuys Publishers. Leiden.
- REYES, O. & CASAL, M.; 2008. Regeneration models and plant regenerative types related to the intensity of fire in Atlantic shrubland and woodland species. *J. Veg. Sci.* 19: 575-583.
- REYES, O. & TRABAUD L.; 2009. Germination behaviour of 14 Mediterranean species in relation to fire factors: smoke and heat. *Plant Ecol.* 202:113-121.
- REYES, O.; BASANTA, M. Y CASAL, M.; 2006. Incendios e especies forestais de Galicia: acción sobre o comportamento reproductivo das plantas. *Revista do Ensino Galego* 60: 79-88.
- REYES, O.; CASAL, M. & REGO F.;. 2009. Resprouting ability of six atlantic shrubs species. *Folia Geobotanica* 44: 19-29.
- VALLEJO, R.; 1996. Presentación. En: R. Vallejo (ed.), *La restauración de la cubierta vegetal en la comunidad valenciana*: 1-7. CEAM-Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Valencia.

INFLUENCIA DE *Cytisus multiflorus* EN LA SUPERVIVENCIA DE PLANTAS DE *Quercus ilex* Y *Q. pyrenaica*, DURANTE LOS DOS PRIMEROS AÑOS

Sara Villa¹, Carolina Martínez-Ruiz², José Antonio García¹ y Belén Fernández-Santos^{1,*}

¹ Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Unamuno, 37071, Salamanca. Correo electrónico: svilla@usal.es. * Correo electrónico: belenfs@usal.es

² Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia. Correo electrónico: caromar@agro.uva.es

Resumen

Algunos de los estudios recientes han puesto de manifiesto el efecto facilitador de los matorrales sobre la restauración del bosque mediterráneo. No obstante, los efectos pueden ser diferentes según los ambientes y según las especies de matorral implicadas. Hasta el momento no se conocen referencias bibliográficas sobre el posible efecto de *Cytisus multiflorus*, una de las especies de matorral más abundante en el cuadrante NW de la Península Ibérica. En este estudio se evalúa la supervivencia de 200 plántulas de roble y 100 de encina tras dos años de plantación, considerando dos factores de variación: presencia/ausencia de matorral y presencia/ausencia de vallado. Aunque el porcentaje de supervivencia es bajo tras el primer período seco (mayor en robles que en encinas), se obtienen resultados claros del efecto facilitador del matorral, microambiente donde se encontraban la mayoría de plántulas supervivientes. Todas las unidades experimentales con matorral y valla tienen algún individuo superviviente, así como un 60% de las que tienen matorral. Se observa también que la mayoría de los robles que superan el primer período seco, sobreviven también al segundo. En encinas, todas las que superaron el primer período seco, sobrevivieron al segundo.

Palabras clave: estrés abiótico, matorral nodriza, facilitación, presión de herbívoros, supervivencia de plantas.

INTRODUCCIÓN

Tradicionalmente los matorrales se han considerado como elementos negativos dentro de las zonas de labor, pastizales y zonas reforestadas, aplicando políticas de gestión siempre bajo la perspectiva de su eliminación bajo diferentes tratamientos (FERNÁNDEZ-SANTOS et al., 1994). Sin embargo, estudios recientes han puesto de manifiesto el papel facilitador del matorral, modificando las características bajo su copa y constituyendo ‘islas de fertilidad’ (PUGNAIRE et al., 1996). Estas modificaciones suponen un efecto positivo sobre la germinación, crecimiento y supervivencia de distintas especies de plantas, aunque no siempre se detecta el mismo resultado en las interacciones de las mismas (CHOLER et al., 2001). Asimismo, se ha constatado que matorrales autóctonos pueden facilitar debido al efecto protector frente a los herbívoros.

En España, la mayoría de estudios se han realizado en el Sur de la Península sobre el género *Retama* (GONZÁLEZ-

RODRÍGUEZ et al., 2011; PÉREZ-RAMOS et al., 2010). Hasta ahora, no hay referencias bibliográficas sobre los efectos de *Cytisus multiflorus*, uno de los matorrales más abundantes en el cuadrante NW de la Península Ibérica. En este estudio se ha propuesto evaluar la influencia de *Cytisus multiflorus* sobre la supervivencia de plántulas de *Quercus ilex* y *Q. pyrenaica*, intentando ver si el efecto se debe a la protección frente a grandes herbívoros o si se debe a cambios microambientales.

MÉTODOS

El estudio se ha realizado en zonas centrales del área de distribución de *C. multiflorus*, en el cuadrante Noroeste de la provincia de Salamanca. Estas áreas tienen suelos arenosos y ácidos. El clima es Mediterráneo subhúmedo con precipitación media anual de 600-700 mm y pronunciada sequía estival, con notable variabilidad interanual. La vegetación natural de *Q. ilex*

y *Q. pyrenaica* constituye formaciones adehesadas poco densas, o permanecen sólo en los linderos. El sustrato herbáceo suele estar invadido por matorrales, con *C. multiflorus* como dominante. El uso tradicional es el pastoreo con ganado ovino y bovino en régimen extensivo.

Para este estudio, se ha llevado a cabo un experimento de manipulación considerando dos aspectos: a) la presencia/ausencia del matorral y b) la presencia/ausencia de vallado. Se realizó un diseño en bloques con 4 unidades experimentales por bloque: Matorral-Valla (MV), Matorral (M), Valla (V) y Abierto (A). Se hicieron 5 réplicas (5 bloques). Se cercó con vallas móviles de obra (altura 2m y luz de malla de 12x22cm). En cada unidad experimental se plantaron 10 robles y 5 encinas, de 1 y 2 savias, respectivamente, en Abril de 2010; en total 200 robles y 100 encinas. En las unidades con matorral se plantó bajo la cubierta de la leñosa. La supervivencia fue evaluada quincenalmente hasta pasar el primer período seco, y posteriormente cada 2 meses hasta completar los dos años.

Para analizar la supervivencia tras el primer período seco se utilizó el Método de análisis de Kaplan-Meyer, que tiene en cuenta los valores durante todo el proceso; cuando se detectaron diferencias significativas entre microambientes a lo largo del tiempo y las curvas eran paralelas, se realizó una comparación por pares mediante el Test Log-Rank. Para las comparaciones en un período de dos años se ha empleado como tratamiento estadístico un Modelo de 2 factores (Microambiente y tiempo) con medidas repetidas en un factor (tiempo); cuando se obtuvieron diferencias significativas, se buscó dónde estaban haciendo comparaciones por pares aplicando la corrección de Bonferroni para mantener la probabilidad global por debajo del nivel de significación.

Los programas utilizados para el análisis fueron SPSS 17.0 y STATISTICA 7.

RESULTADOS

Supervivencia hasta pasar el primer período seco

El porcentaje medio de supervivencia tras el primer período seco es muy bajo, mayor en robles ($17,5\% \pm 5,3$) que en encinas ($8,0\% \pm 4,4$). No obstante, la gran mayoría de los individuos supervivientes tras esa primera estación seca estaban situados en las unidades experimentales con matorral: $40,0\% \pm 11$ en MV y $26,0\% \pm 11,7$ en M en el caso de robles; $24,0\% \pm 8,0$ en MV y $8,0\% \pm 8,0$ en M, en encinas. En todas las unidades con matorral valladas y en el 60% con matorral no valladas hubo plantas supervivientes, mientras que en las unidades sin matorral sólo sobrevivieron 3 robles (dos en unidades valladas, uno sin vallar) y ninguna encina.

Con los datos de supervivencia obtenidos para cada plántula hasta Septiembre de 2010, hemos realizado el análisis de supervivencia en las 4 unidades experimentales. Para ello, se ha utilizado el método de Kaplan- Meyer (Figuras 1 y 2). En el caso de *Quercus pyrenaica*, se detectan diferencias altamente significativas en el análisis global de las 4 unidades experimentales (test Log- Rank extendido a varias categorías=58,9; $df=3$; $p<0,0001$). Los ambientes con matorral llegaron a un tiempo promedio de supervivencia mayor a 100 días (102 con sólo matorral y 119 en el caso de matorral-valla), mientras que en los ambientes sin matorral, con y sin valla, sólo se llegó a 82 y 78 días de supervivencia promedio, respectivamente.

En el caso de *Q. ilex*, al considerar conjuntamente las cuatro curvas de supervivencia obtenidas por el método de Kaplan- Meyer se detectan diferencias altamente significativas (test Log- Rank extendido a varias categorías = 19,9; $df=3$; $p<0,001$). El tiempo medio de supervivencia es de hasta 81 días en la unidad experimental Matorral-Valla y 31 días con sólo matorral. Las unidades sin matorral tienen una media de supervivencia

de 41 días en la unidad vallada y 36 días en abierto.

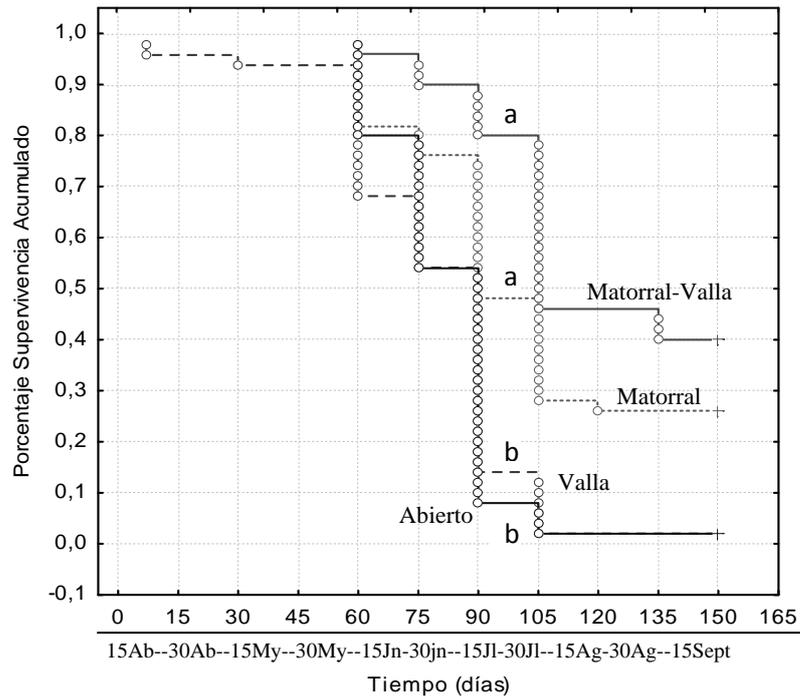


Figura 1. Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier obtenidas para las plántulas de *Q. pyrenaica* desde su plantación (día 0; 15 de abril de 2010) hasta pasar la primera estación seca (día 150; 15 de septiembre de 2010) en cada una de las unidades experimentales. Diferentes letras representan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) de acuerdo con el test Log-rank por pares.

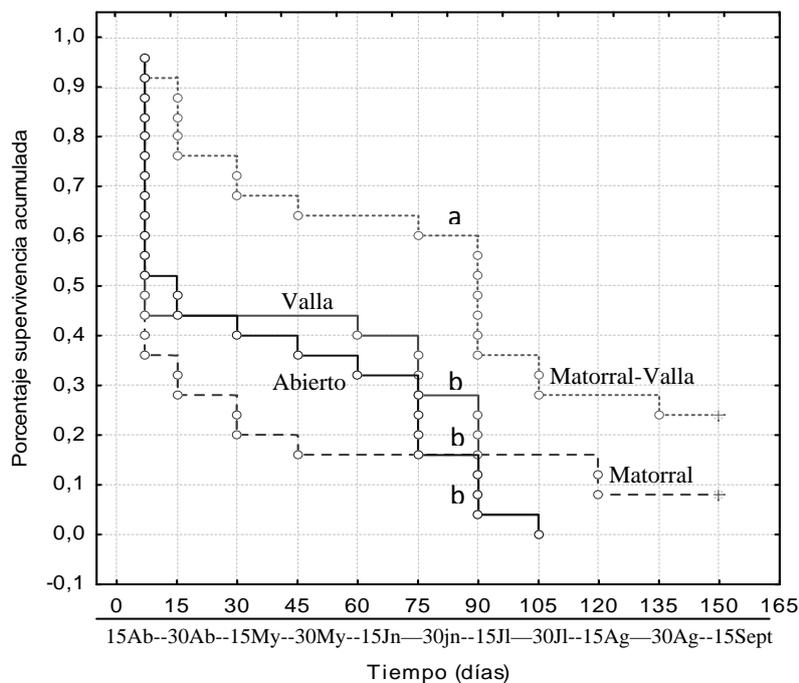


Figura 2. Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier obtenidas para las plántulas de *Q. ilex* desde su plantación hasta pasar la primera estación seca en cada una de las unidades experimentales. Diferentes letras representan diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) de acuerdo con el test Log-rank por pares.

Supervivencia desde el primer período seco hasta completar los dos primeros años

Para las plántulas de *Q. pyrenaica*, en el análisis de dos factores con medidas repetidas se detectan diferencias significativas para el factor tiempo (Test Roy's Largest Root; $F=61,254$; $p<0,01$) y para la interacción tiempo- microambiente (Test Roy's Largest Root; $F=5,138$; $p<0,01$). Los resultados de los contrastes por pares (Figura 3) ponen de manifiesto que las diferencias que se detectaron tras el primer período seco entre microambientes se mantienen a lo largo del tiempo. Es decir, dentro de cada microambiente no se detectan diferencias significativas desde el día 150 (15 de Septiembre de 2010) hasta el día 810 (15 de Junio de 2012). Aún así, 3 individuos no superaron el segundo período seco en la unidad sólo con matorral, y un individuo en el caso de MV. Otro individuo más murió en esta unidad experimental durante el invierno, dado que fue arrancado por pequeños herbívoros para los que el

vallado no es impedimento. Los porcentajes de supervivencia tras 2 años fueron 52% en MV y 20% en M. El valor correspondiente a MV es mayor que el obtenido tras pasar el primer período seco, debido a que varios individuos se dieron por muertos incorrectamente y, posteriormente se vio que no lo estaban.

En cuanto a *Q. ilex*, en el análisis factorial de medidas repetidas también se detectan diferencias altamente significativas para el factor tiempo (Test Roy's Largest Root; $F=215,82$; $p<0,01$) y significativas para la interacción tiempo-microambiente (Test Roy's Largest Root; $F=3,008$; $p=0,06$). Al igual que en robles, se puede ver cómo las diferencias encontradas tras el primer período seco se mantienen entre microambientes (Figura 4), y no hay ninguna diferencia en la supervivencia de los individuos dentro de cada microambiente a partir del día 150 (Septiembre 2010), indicando que todos los individuos que superaron el primer período seco, también lo hicieron el segundo.

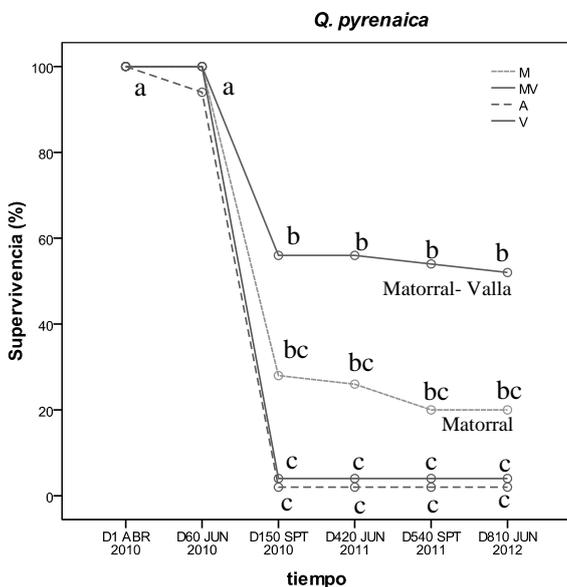


Figura 3. Porcentajes totales de supervivencia obtenidos para las plántulas de *Q. pyrenaica* desde su plantación (día 0; 15 de abril de 2010) hasta completar los dos años (día 810; 15 de junio de 2012) en cada una de las unidades experimentales. Diferentes letras representan diferencias estadísticamente significativas con la corrección de Bonferroni ($p<0,05$).

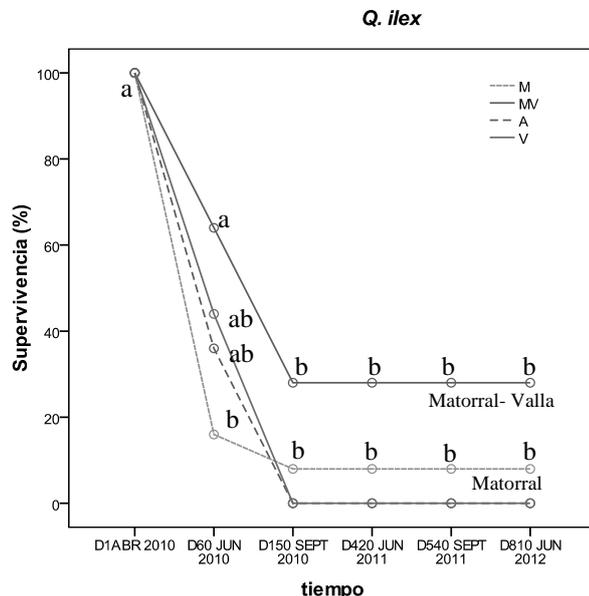


Figura 4. Porcentajes totales de supervivencia obtenidos para las plántulas de *Q. ilex* desde su plantación (día 0; Abril de 2010) hasta completar los 2 años (día 810; Junio de 2012) en cada una de las unidades experimentales. Diferentes letras representan diferencias estadísticamente significativas con la corrección de Bonferroni ($p<0,05$).

DISCUSIÓN

En este trabajo se analiza el efecto del matorral *Cytisus multiflorus* sobre la supervivencia de plántulas de encina y roble tras dos años de plantación. La supervivencia tras pasar el primer período seco fue muy baja, mayor en robles que en encinas. Además, la gran mayoría de individuos de roble que superan el primer período seco, sobreviven al segundo. En la encina, los pocos individuos que sobreviven al primer período seco, también superan el segundo. Esto concuerda con lo señalado por otros autores, donde se considera que el primer año es fundamental para la supervivencia (NAVARRO-CERRILLO et al. 2005). Con los datos de los meses posteriores se pudo comprobar que la supervivencia fue infravalorada en el caso del roble dada la caducidad de sus hojas.

Sin embargo, el efecto del matorral es claro en este estudio, de acuerdo con lo detectado para otras especies (CASTRO et al., 2006). La mayoría de robles supervivientes se encuentran en unidades con matorral, así como todas las encinas supervivientes. En el caso de las encinas, hay gran mortalidad en los 15 primeros días, debido probablemente a las malas condiciones que presentaban las plantas en el momento de plantación; ante la reducida precipitación de esos días, parece que sólo sobrevivieron en las mejores condiciones, es decir, en las unidades experimentales con matorral y valla. Por lo tanto, puede decirse que el matorral de *C. multiflorus* da lugar a un microambiente más favorable para la supervivencia de plántulas de roble y encina, y en futuros estudios habrá que esclarecer qué cambios introduce; en otras especies se han detectado: reducción de luz y disminución de altas temperaturas (MORO et al., 1997), mejora de la disponibilidad hídrica y de nutrientes (PUGNAIRE et al., 1996), etc.

Ahora bien, al comparar las unidades experimentales con matorral, no se detectaron diferencias significativas por la presencia o no de valla. Esto podría

interpretarse como que el matorral también tiene efecto protector frente al ganado herbívoro. Sin embargo, las diferencias entre los valores medios de MV y M son muy notables, y la ausencia de significación estadística se debe en parte a la gran variabilidad detectada en las unidades experimentales sin vallado, probablemente causada porque la carga ganadera se concentra más en unas zonas que en otras. Esta carga ganadera, tanto ovina como bovina, ha aumentado mucho en los últimos años, pasando de 1 vaca/6 ha (carga tradicional) a 1 vaca/1 ha (GÓMEZ-CUADRADO, Comunicación personal). Por lo tanto, el posible efecto protector de *C. multiflorus* frente al herbívoro parece ser mucho menos importante que el cambio del microambiente.

Con todo ello puede concluirse que *C. multiflorus* tiene un efecto positivo sobre la supervivencia de plántulas de *Q. pyrenaica* y *Q. ilex*, más por cambios microambientales que por protección frente a grandes herbívoros.

Agradecimientos

A D. Juan Miguel Gómez (Cabeza de Framontanos, Salamanca), por su gran ayuda en todo momento. A la Junta de Castilla y León, el Proyecto VA042A10-2 ha financiado este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- CASTRO, J.; ZAMORA, R. & HÓDAR, J.A.; 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Appl. Veg. Sci.* 9: 137-142.
- CHOLER, P.; MICHALET, R. & CALLAWAY, M.R.; 2001. Facilitation and competition on gradients in alpine plan communities. *Ecology* 82(12): 3295-3308.
- FERNÁNDEZ-SANTOS, B. & GÓMEZ-GUTIÉRREZ, J.M.; 1994. Post-fire

- production and accumulation of aboveground biomass in a matorral leguminous shrub, *Cytisus multiflorus*, in NW Spain. In: *Biomass for Energy and Industry*: 666-673. Ponte Press, Germany.
- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, V.; NAVARRO-CERRILLO, M.R. & VILLAR, M.; 2011. Artificial regeneration with *Quercus ilex* L. and *Quercus suber* L. by direct seeding and planting in southern Spain. *Ann. Forest Sci.* 68: 637-646.
- MORO, M.J.; PUGNAIRE, F.I.; HAASE, P. & PUIGDEFÁBREGAS, J.; 1997. Effect of the canopy of *R. sphaerocarpa* on its understorey in a semiarid environment. *Funct. Ecol.* 11:425-431
- NAVARRO CERRILLO, R.M.; FRAGUEIRO, B., CEACERO, C.; DEL CAMPO, A. & DE PRADO, R.; 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in Southern Spain. *Ecol. Eng.* 25: 332-342.
- PÉREZ-RAMOS, I.M.; GÓMEZ-APARICIO, L.; VILLAR, R.; GARCÍA, L.V. & MARAÑÓN, T.; 2010. Seedling growth and morphology of three oak species along field resource gradients and seed mass variation: a seedling age-dependent response. *J. Veg. Sci.* 21: 419-437.
- PUGNAIRE, F.I.; HAASE, P. & PUIGDEFÁBREGAS, J.; 1996. Facilitation between higher plant species in a semiarid environment. *Ecology* 77: 1420-1426.
- PUGNAIRE, F.I.; HAASE, P.; PUIGDEFÁBREGAS, J.; CUETO, M. & INCOLL, L.D.; 1996. Facilitation and succession under the canopy of leguminous shrub, *R. sphaerocarpa*, in SE Spain. *Oikos* 76: 455-464.

PAPEL DE LOS MATORRALES AUTÓCTONOS EN LA EXPANSIÓN DEL BOSQUE EN MINAS DE CARBÓN RESTAURADAS EN EL NORTE DE PALENCIA

Paloma Torroba^{1,*}, M^a Pilar Zaldívar García², Belén Fernández-Santos³ y Carolina Martínez-Ruiz^{1,4}

¹ Área de Ecología, E.T.S.II.AA. de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia. *Correo electrónico: paloma.torroba@gmail.com

² Área de Botánica, E.T.S.II.AA. de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia.

³ Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Unamuno, 37071, Salamanca.

⁴ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA. E.T.S.II.AA. de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia. Correo electrónico: caromar@agro.uva.es

Resumen

Tanto estudios empíricos como la teoría ecológica sobre las interacciones planta-planta sugieren que, en ambientes estresantes, los matorrales pueden influenciar positivamente el reclutamiento de otras especies de plantas. En 2011, sobre una mina de carbón restaurada en el norte de Palencia, se plantaron 800 plántulas de una savia de *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica*, y se sembraron 1000 bellotas pre-germinadas dentro de cajas metálicas para la exclusión de pequeños herbívoros, en zonas abiertas y bajo matorrales autóctonos (*Genista florida* y *Cytisus scoparius*), con y sin exclusión de herbívoros. Tras la primera estación seca la supervivencia fue 7,9 veces mayor bajo los matorrales que en áreas abiertas (15,3 y 5,3 veces para *Q. petraea* y *Q. pyrenaica*, respectivamente), sin un efecto claro del vallado. El crecimiento también fue mayor en estos microhábitats. El 20,6% de las plántulas mostró daño por herbívoros, siendo 3,4 veces más ramoneadas fuera de los arbustos que bajo ellos. Ninguna bellota sobrevivió, aunque se encontró un efecto temprano del microhábitat sobre la depredación, mayor inicialmente bajo matorral y para *Q. pyrenaica*. Los resultados muestran que el matorral usado como planta nodriza incrementa el éxito del establecimiento de las plántulas de roble en el área de estudio, aunque no de las bellotas.

Palabras clave: establecimiento de plántulas y bellotas, facilitación, *Quercus* spp., reforestación, supervivencia

INTRODUCCIÓN

Existen diversas experiencias que constatan los efectos positivos de los matorrales en el reclutamiento de otras especies vegetales (GÓMEZ-APARICIO et al., 2005; SMIT et al., 2008), efectos ya englobados en la teoría ecológica sobre las interacciones planta-planta (BROOKER et al., 2008). Aunque no siempre está claro en qué situaciones dichas interacciones van a ser favorables, en general los efectos positivos son más probables cuando la especie estudiada se encuentra alejada de su óptimo ecológico, como es el caso de sistemas naturales degradados (GÓMEZ-APARICIO, 2009). Sin embargo, el signo de las interacciones puede variar según la fase de desarrollo en que se halle la regeneración (SCHUPP, 1995). En España, la mayoría de los estudios en este ámbito se han realizado en ambientes mediterráneos áridos o semiáridos del sur de la Península

Ibérica, donde la vegetación sufre estrés hídrico debido al clima (CUESTA et al., 2010), pero se sabe poco de otras áreas donde el estrés hídrico se debe a la interacción entre las características del suelo, creado a partir de estériles de mina, y el clima. Por ello, el objetivo del estudio es valorar la supervivencia y crecimiento de plántulas y bellotas de *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica* situadas en áreas abiertas y bajo matorral, sobre una mina de carbón restaurada en el norte de Palencia (Castilla-León), tras la primera estación seca.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio se encuentra en las proximidades de la villa de Guardo, al noroeste de la provincia de Palencia, en la vertiente meridional de la Cordillera Cantábrica. Se trata de una antigua

explotación minera de carbón a cielo abierto restaurada hace 12 años, con una altitud cercana a 1200 m.s.n.m. La recuperación consistió en el rellenado del hueco con estériles procedentes de otras explotaciones de carbón cercanas hasta alcanzar el nivel del terreno original, posterior recubrimiento con tierra vegetal, enmendado con estiércol de vacuno, e hidrosebrado con una mezcla comercial de gramíneas y leguminosas herbáceas. En la actualidad su superficie está colonizada por vegetación herbácea y arbustiva (*Genista florida* y *Cytisus scoparius* principalmente), y en torno al hueco de mina restaurado se presenta una masa mixta de *Q. petraea* (roble albar) y *Q. pyrenaica* (roble melojo). El clima es Mediterráneo Subhúmedo (M.A.P.A., 1991), con 977 mm de precipitación media anual, concentrada en primavera y otoño, y una temperatura media anual de 9,3 °C (TORROBA, 2011). En este entorno la vegetación sufre estrés hídrico debido a la baja capacidad de retención de agua del suelo, agravada por la sequía estival. De hecho, el incremento en los valores de retención de agua del suelo en el área de estudio se relaciona fuertemente con la composición florística de la vegetación y con su evolución hacia etapas más maduras (LÓPEZ MARCOS, 2012). Es, además, una zona con paso frecuente de ganado vacuno.

Diseño del experimento

En marzo de 2011 se plantaron 400 plántulas de una savia de cada especie a estudiar (*Q. petraea* y *Q. pyrenaica*) utilizando una barrena manual para evitar en lo posible la alteración de la estructura del suelo. La planta, procedente de la cordillera cantábrica meridional, fue facilitada por el Vivero Forestal Central de la Junta de Castilla y León en Valladolid. También se sembraron bellotas pregerminadas, procedentes de bosques de la zona, dentro de jaulas de malla de alambre (400 de *Q. petraea* y 600 de *Q. pyrenaica*). Plántulas y bellotas se dispusieron grupos de diez plántulas de cada especie de roble y diez bellotas de *Q. petraea* y quince de *Q.*

pyrenaica. Dichos grupos se colocaron bajo y fuera de matorral de *G. florida* y *C. scoparius*, en zonas valladas y sin vallar, para comprobar el efecto de la exclusión de grandes herbívoros. En total se consideraron 10 grupos o parcelas de plantación o siembra en cada uno de los cuatro microhábitats: vallado sin matorral, vallado con matorral, no vallado sin matorral, no vallado con matorral. Un mes después se evaluó el éxito de la plantación comprobando la supervivencia de las plántulas.

Se llevó a cabo un seguimiento bimensual del experimento, desde mayo hasta septiembre, para medir en cada plántula: supervivencia, dimensiones iniciales y finales de la máxima longitud viva (cm), crecimiento de la guía principal (cm) y señales de herbivoría, sin considerar los daños por invertebrados; y en las bellotas supervivencia y depredación.

Análisis de datos

Se utilizó el ANOVA para el análisis de la supervivencia y crecimiento de las plántulas, y el ANCOVA para la influencia de la longitud inicial de la plántula en el crecimiento relativo (crecimiento/longitud inicial), estableciendo relaciones con el coeficiente de correlación de Pearson (r). La transformación con $\ln(x+1)$ se empleó cuando no se cumplían las hipótesis de homogeneidad y/o homocedasticidad. En caso de significación se utilizó el test de Tukey generalizado a tamaños muestrales diferentes para los contrastes a posteriori. Los factores considerados, según el análisis, fueron la protección arbustiva, el vallado y la especie. Con el test de independencia de los caracteres de la Chi-cuadrado (χ^2) se analizaron los porcentajes de supervivencia y daños por herbivoría en las plántulas, y la depredación de bellotas. Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el programa STATISTICA 6.0 excepto en el caso del test Chi-cuadrado, para el que se empleó el programa R, versión 2.7 (R Development Core Team, 2008).

RESULTADOS

La supervivencia post-plantación de las plántulas de ambas especies fue del 99,75%. Asimismo, para ambas especies, la supervivencia después de la primera estación seca fue mayor del 89% en parcelas bajo los arbustos, mientras que en áreas sin arbustos la mortalidad superó el 84%. El único parámetro que influyó en la supervivencia de dichas especies fue la protección del matorral (sobre *Q. petraea*: $F_{1,36}=438,07$; sobre *Q. pyrenaica*: $F_{1,36}=97,68$; $p<0,001$ para ambas especies); la protección del vallado no fue estadísticamente significativa. Comparando entre especies, la supervivencia fue similar en parcelas bajo arbustos ($\chi^2=0,003$; $p=0,955$), aunque *Q. pyrenaica* resistió mejor (16% de supervivencia) que *Q. petraea* (5,5%) en las parcelas sin protección arbustiva ($\chi^2=4,70$; g.l.=1; $p=0,030$).

El análisis del crecimiento considerando todos los factores no mostró diferencias entre especies ($F_{1,398}=0,15$; $p=0,698$) o efecto del vallado ($F_{1,398}=2,37$; $p=0,124$), sólo diferencias por la presencia o no de matorral ($F_{1,398}=46,79$; $p<0,001$; Figura 1). El análisis del crecimiento relativo de las plántulas de cada especie confirmó la ausencia de efecto del vallado, la influencia de los arbustos y también la influencia de la longitud inicial de las plántulas sobre el crecimiento (longitud inicial *Q. petraea*: $F_{1,189}=72,66$; longitud inicial *Q. pyrenaica*: $F_{1,205}=82,64$; $p<0,001$ para ambas especies). La correlación entre el crecimiento relativo y la longitud inicial fue negativa en ambos casos (*Q. petraea*: $r=-0,52$; *Q. pyrenaica*: $r=-0,48$; $p<0,001$ para ambas especies).

Se encontraron signos de herbivoría sobre el 7% de las plántulas de cada especie dentro de las parcelas valladas, únicamente bajo matorral, probablemente causados por roedores. En las parcelas no valladas, los daños por herbívoros fueron notablemente mayores en parcelas sin protección arbustiva (*Q. petraea*: $\chi^2=29,81$; g.l.=1;

$p<0,001$; daños bajo matorral: 27% de los individuos, daños fuera de matorral: 67% ind.; *Q. pyrenaica*: $\chi^2=43,28$; g.l.=1; $p<0,001$; daños bajo matorral: 7% ind., daños fuera de matorral: 50% ind.). En ambos microhábitats *Q. petraea* fue más dañado ($\chi^2=10,31$, g.l.=3, $p=0,016$).

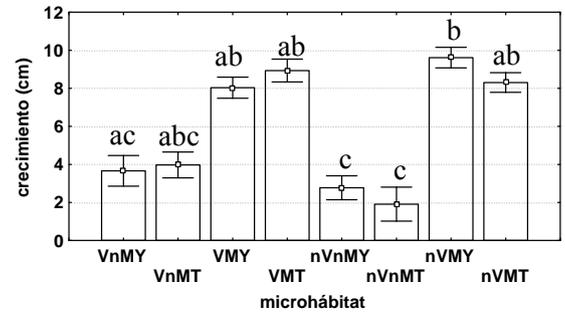


Figura 1. Crecimiento medio \pm error estándar de las plántulas según microhábitat y especie: VnMY-vallado, sin matorral, *Q. pyrenaica* (n=12); VnMT- vallado, sin matorral, *Q. petraea* (n=4); VMY-vallado, con matorral, *Q. pyrenaica* (n=86); VMT-vallado, con matorral, *Q. petraea* (n=88); nVnMY-sin valla, sin matorral, *Q. pyrenaica* (n=20); nVnMT- sin valla, sin matorral, *Q. petraea* (n=7); nVMY-sin valla, con matorral, *Q. pyrenaica* (n=92); nVMT-sin valla, sin matorral, *Q. petraea* (n=97). Diferentes letras sobre las barras indican diferencias significativas con el test de Tukey generalizado a tamaños muestrales diferentes.

Ninguna bellota sobrevivió. En julio de 2011, la proporción de bellotas atacadas en ambas especies había superado el 70%, distribuyéndose de forma similar entre los cuatro microhábitats para ambas especies (Figura 2). Sin embargo, inicialmente (en mayo) la depredación había sido ligeramente mayor, aunque no estadísticamente significativa, sobre *Q. pyrenaica*, y se había producido casi exclusivamente en parcelas bajo matorral (*Q. petraea*: $\chi^2=202,05$; *Q. pyrenaica*: $\chi^2=264,61$; g.l.=3; $p<0,001$ para ambas especies).

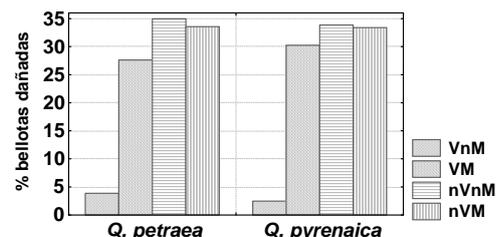


Figura 2. Distribución del total de bellotas dañadas entre los microhábitats: VnM- vallado, sin matorral; VM- vallado, con matorral; nVnM- sin valla, sin matorral; nVM- sin valla, con matorral.

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que el uso de matorrales como plantas nodriza mejora la supervivencia y el crecimiento de las plántulas durante el primer año de plantación. Existen diversos mecanismos mediante los cuales los matorrales pueden favorecer el establecimiento y desarrollo de plántulas bajo su copa. Son, entre otros, la reducción de la radiación solar y disminución de las altas temperaturas (SMIT *et al.*, 2008), el aumento de la concentración de nutrientes (GÓMEZ-APARICIO *et al.*, 2005) y el aumento de la porosidad del suelo (VERDÚ & GARCÍA, 1996).

En este caso probablemente los efectos más positivos sean aquellos relacionados con la reducción del estrés hídrico de las plántulas de roble, ya que hay una relación muy fuerte entre la mayor capacidad de retención del agua del suelo y la sucesión hacia etapas más maduras de vegetación en el área de estudio (LÓPEZ MARCOS, 2012). Además, los efectos de la herbivoría sobre las plántulas no parecen tan dañinos como la propia falta de agua, ya que la supervivencia y crecimiento de las plántulas no se relaciona con la exclusión de herbívoros como ocurre en otros trabajos (KUITERS & SLIM, 2002; BAKKER *et al.*, 2004), sino con la protección de los matorrales, siendo muy alta la mortalidad en parcelas sin arbustos.

La protección de los arbustos ante grandes herbívoros parece buena para evitar daños en las plántulas, por mordisco o pisoteo; motivos de pérdida del regenerado en otras zonas de la Península Ibérica (ZAMORA *et al.*, 2001; GÓMEZ *et al.*, 2003). Su protección puede deberse en parte a que bajo los arbustos con mayor tamaño y densidad de copa parecía disminuir la cantidad de herbáceas (observación personal), probablemente por fenómenos de competencia, (CUESTA *et al.*, 2010), haciendo estas zonas menos atractivas para el ganado vacuno, que para alimentarse busca áreas abundantes en

pasto adecuado en lugar de dirigir su alimentación a especies concretas (GORDON, 2003). Sin embargo, la supervivencia de las plántulas de *Quercus* no se veía perjudicada por este efecto. El pasto, por otro lado, también podría ser un competidor de las plántulas por el agua en zonas abiertas (VAN DER WAAL *et al.*, 2009). Así, su menor densidad bajo algunos matorrales sería un proceso de facilitación indirecta (CUESTA *et al.*, 2010) a favor de los robles.

Dentro de las parcelas valladas se pudo ver que los daños por herbivoría producidos por los roedores ocurrían únicamente bajo matorral, acorde con el comportamiento encontrado por GÓMEZ *et al.* (2003), y no fueron demasiado altos. En cuanto al consumo por grandes herbívoros, las cantidades de lignina (fenoles insolubles) y otros compuestos fenólicos como los taninos están relacionados negativamente con la digestibilidad de las hojas y su palatabilidad (MAKKAR, 2003; CORNELISSEN *et al.*, 2004). En el estudio de VILLAR *et al.* (2006), los valores medios de lignina y de fenoles solubles, indicador del conjunto de las defensas químicas de la planta (MCKEY *et al.*, 1978), son mayores en *Q. pyrenaica* que en *Q. robur*, especie filogenéticamente próxima a *Q. petraea*, lo que podría explicar el mayor daño por herbívoros sobre *Q. petraea* en las parcelas no valladas.

Las plántulas de ambas especies de roble han mostrado respuestas prácticamente iguales en supervivencia y crecimiento, aún cuando lo esperable habría sido encontrar discrepancias, ya que presentan diferencias marcadas en sus características ecofisiológicas y sus respuestas al ambiente. *Q. petraea* es una especie de aclimatación y crecimiento rápidos en lugares productivos, sin limitación de agua, pero muestra rasgos poco adaptados a resistir condiciones estresantes de alta radiación y déficit hídrico o perturbaciones en su biomasa aérea. Sin embargo, *Q. pyrenaica* presenta

un comportamiento más estable ante cambios en el ambiente, y características como mayores autosombreado, capacidad de rebrote y ratio de biomasa subterránea/aérea, que se relaciona con una estrategia de mayor tolerancia al estrés que el roble albar (RODRÍGUEZ-CALCERRADA *et al.*, 2008). No obstante, sí se ha producido una mayor supervivencia de *Q. pyrenaica* respecto de *Q. petraea* en aquellas parcelas sin protección arbustiva, con condiciones ambientales más estresantes, acorde con la mayor resistencia de la primera especie. La correlación negativa de la longitud inicial con el crecimiento relativo en ambas especies quizá se deba a que las plántulas más altas han llegado a un límite de desarrollo respecto a su proporción de biomasa subterránea y destinan recursos a equilibrar biomasa aérea y subterránea (SHIPLEY & MEZIANE, 2002).

Sobre la depredación de bellotas al final del periodo de observación, la baja proporción de daños en parcelas valladas fuera de matorral podría ser debido a la buena conservación de las cajas de exclusión, ya que en parcelas no valladas las vacas rompieron algunas, permitiendo el acceso a las bellotas en áreas fuera y bajo matorral. Por otra parte, GÓMEZ *et al.* (2003) y PÉREZ-RAMOS *et al.* (2008) señalan una mayor depredación de las bellotas por parte de los roedores cuanto mayor es la cobertura de vegetación, pues son zonas donde existe mayor protección ante depredadores. Este comportamiento explicaría la mayor depredación inicial de las bellotas en parcelas bajo arbustos y menor en áreas despejadas donde las cajas no estaban rotas. A pesar de que las cajas estaban cerradas, los roedores pudieron alimentarse de las bellotas a través de la malla.

Como conclusión, los resultados indican que el matorral usado como planta nodriza incrementa el éxito del establecimiento de las plántulas tanto de *Q. pyrenaica* como de *Q. petraea* en el área de estudio, aunque no de las bellotas.

Agradecimientos

Agradecemos a la compañía minera “UMINSA” su permiso para trabajar en la mina de carbón “el Sestil”. Este estudio fue subvencionado por el Proyecto VA042A10-2 “El papel de los matorrales en la reforestación (con Quercíneas) de zonas con estrés hídrico” concedido por la Junta de Castilla y León a C. Martínez-Ruiz.

BIBLIOGRAFÍA

- BAKKER, E.S.; OLFF, H.; VANDENBERGHE, C.; DE MAEYER, K.; SMIT, R.; GLEICHMAN, J.M. & VERA, F.W.M.; 2004. Ecological anachronisms in the recruitment of temperate light-demanding tree species in wooded pastures. *J. Appl. Ecol.* 41: 571-582.
- BROOKER, R.W.; MAESTRE, F.T.; CALLAWAY, R.M.; LORTIE, C.L.; CAVIERES, L.A.; KUNSTLER, G.; LIANCOURT, P.; TIELBÖRGER, K.; TRAVIS, J.M.J.; ANTHELME, F.; ARMAS, C.; COLL, L.; CORCKET, E.; DELZON, S.; FOREY, E.; KIKVIDZE, Z.; OLOFSSON, J.; PUGNAIRE, F.; QUIROZ, C.L.; SACCONI, P.; SCHIFFERS, K.; SEIFAN, M.; TOUZARD, B. & MICHALET, R.; 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *J. Ecol.* 96: 18-34.
- CORNELISSEN, J.H.C.; QUESTED, H.M.; GWYNN-JONES, D.; VAN LOGTESTIJN, R.S.P.; DE BEUS, M.A.H.; KONDRATCHUK, A.; CALLAGHAN, T.V. & AERTS, R.; 2004. Leaf digestibility and litter decomposability are related in a wide range of subarctic plant species and types. *Funct. Ecol.* 18: 779-786.
- CUESTA, B.; VILLAR-SALVADOR, P.; PUÉRTOLAS, J.; REY BENAYAS, J.M. & MICHALET, R.; 2010. Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained

- by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *J. Ecol.* 98: 687-696.
- GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J.A.; GÓMEZ J.M. & CASTRO, J.; 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biol. Conserv.* 95: 31-38.
- GÓMEZ J.M.; GARCÍA D. & ZAMORA, R.; 2003. Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest. Ecol. Manag.* 180: 125-134.
- GÓMEZ-APARICIO, L.; 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. *J. Ecol.* 97: 1202-1214.
- GÓMEZ-APARICIO, L.; VALLADARES, F.; ZAMORA, R. & QUERO, J.L.; 2005. Response of tree seedlings to the abiotic heterogeneity generated by nurse shrubs: an experimental approach at different scales. *Ecography* 28: 757-768.
- GORDON, I.J.; 2003. Browsing and grazing ruminants: are they different beasts? *Forest. Ecol. Manag.* 181 (1-2): 13-21.
- KUITERS, A.T & SLIM, P.A.; 2002. Regeneration of mixed deciduous forest in a Dutch forest-heathland, following a reduction of ungulate densities. *Biol. Conserv.* 105 (1): 65-74.
- LÓPEZ MARCOS, D.; 2012. *Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la composición de especies vegetales sobre las escombreras mineras de carbón del norte de España*. Trabajo fin de Máster. Universidad de Valladolid. Palencia.
- M.A.P.A.; 1991. *Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAKKAR, H.P.S.; 2003. Effects and fate of tannins in ruminant animals, adaptation to tannins, and strategies to overcome detrimental effects of feeding tannin-rich feeds. *Small Ruminant Res.* 49: 241-256.
- MCKEY, D.; WATERMAN, P.G.; GARTLAN, J.S. & STRUHSACKER, T.T.; 1978. Phenolic content of vegetation in two African rain forests: ecological implications. *Science* 202: 61-64.
- PÉREZ-RAMOS, I.M.; URBIETA, I.R.; MARAÑÓN, T.; ZAVALA, M.A. & KOBE, R.K.; 2008. Seed removal in two coexisting oak species: ecological consequences of seed size, plant cover and seed-drop timing. *Oikos* 117:1386-1396.
- RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J.; PARDOS, J.A.; LUIS GIL, L.; REICH, P.B. & ARANDA, I.; 2008. Light response in seedlings of a temperate (*Quercus petraea*) and a sub-Mediterranean species (*Quercus pyrenaica*): contrasting ecological strategies as potential keys to regeneration performance in mixed marginal populations. *Plant Ecol.* 195:273-285
- SCHUPP, E.W.; 1995. Seed-seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plants recruitment. *Am. J. Bot.* 82(3): 399-409.
- SHIPLEY, B. & MEZIANE, D.; 2002. The balanced-growth hypothesis and the allometry of leaf and root biomass allocation. *Funct. Ecol.* 16: 326-331.
- SMIT, C.; DEN OUDEN, J. & DÍAZ, M.; 2008. Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. *J. Veg. Sci.* 19: 193-200.
- TORROBA, P.; 2011. *Papel de los matorrales en la reforestación con Quercíneas de escombreras de carbón, en el municipio de Guardo (provincia de Palencia)*. Trabajo de fin de carrera de Ingeniero de Montes. Universidad de Valladolid. Palencia.
- VAN DER WAAL, C.; DE KROON, H.; DE BOER, W.F.; HEITKÖNIG, I.M.A.; SKIDMORE, A K.; DE KNEGT, H.J.; VAN LANGEVELDE,

- F.; VAN WIEREN, S.E.; GRANT, R.C.; PAGE, B.R.; SLOTOW, R.; KOHI, E.M.; MWAKIWA, E. & PRINS, H.H.T.; 2009. Water and nutrients alter herbaceous competitive effects on tree seedlings in a semi-arid savanna. *J. Ecol.* 97: 430-439.
- VERDÚ, M. & GARCÍA, P.; 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird - dispersed plant. *Funct. Ecol.* 10: 275-280.
- VILLAR, R.; ROBLETO, J.R.; DE JONG, Y. & POORTER, H.; 2006. Differences in construction costs and chemical composition between deciduous and evergreen woody species are small as compared to differences among families. *Plant Cell Environ.* 29: 1629-1643
- ZAMORA, R.; GÓMEZ, J.M.; HÓDAR, J.A.; CASTRO, J. & GARCÍA, D.; 2001. Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest regeneration. *Forest. Ecol. Manag.* 144: 33-42.

REGENERACIÓN NATURAL DE *Quercus petraea* EN MINAS DE CARBÓN RESTAURADAS: INFLUENCIA POSITIVA DE LOS MATORRALES AUTÓCTONOS.

Ana Inés Milder^{1,2,*}, Elvira Salazar¹, Belén Fernández-Santos¹ y Carolina Martínez-Ruiz^{2,3}

¹ Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno, 37071 Salamanca.

*Correo electrónico: animilder@yahoo.es

² Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Avda. de Madrid 44, 34071 Palencia.

³ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071 Palencia.

Resumen

Los matorrales autóctonos pueden acelerar los procesos de colonización de otras especies de plantas, al modificar las condiciones microclimáticas bajo su cubierta y al actuar como resguardo frente a los herbívoros. Esto favorece la regeneración de especies que, de otro modo, en algunos hábitats y periodos de tiempo, resultaría improbable. Este trabajo pretende valorar la influencia de los matorrales autóctonos en la colonización natural de *Quercus petraea* en una mina de carbón restaurada, en Guardo (Palencia). Los resultados indican una mayor presencia de *Q. petraea* en los micro-hábitats con mayor protección de matorral, lo que sugiere que en el área de estudio dichos matorrales ejercen un efecto positivo sobre el establecimiento de *Q. petraea*, que se hace más patente al aumentar el estrés ambiental. En consecuencia, sería interesante estudiar la capacidad de los matorrales para establecerse en condiciones extremas y para facilitar el establecimiento de otras especies, tanto herbáceas como leñosas, con el fin de llevar a cabo restauraciones paisajísticas de bajo coste y mantenimiento mínimo, entre cuyos objetivos no sólo se incluya la sujeción del suelo y la reducción de la erosión, sino también la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: borde del bosque, clima Mediterráneo sub-húmedo, colonización, estériles de mina, facilitación leñosa-leñosa.

INTRODUCCIÓN

La dispersión de las semillas es un aspecto de enorme interés en la revegetación de áreas mineras, ya que ésta tiene lugar sobre suelo no desarrollado, no colonizado por organismos y con un banco de semillas casi inexistente. En consecuencia, el patrón y duración de la sucesión en escombreras de minas no sólo depende del clima y de las propiedades físico-químicas del sustrato (Piha *et al.*, 1995a, b), sino también de la proximidad de plantas con semillas (Tityanova & Mironycheva Tokavera, 1990). Por tanto, el transporte de semillas desde los alrededores de la escombrera es decisivo para el futuro de la revegetación (Martínez-Ruiz & Marrs, 2007).

En zonas mineras próximas al área de estudio (Milder *et al.*, 2008) y en otras zonas de Norteamérica (Harman *et al.*, 1985) se ha visto que el pastizal que

inicialmente se instala en las escombreras tras la revegetación va siendo colonizado por las especies leñosas desde el borde del bosque, así como por otras especies, tanto leñosas como herbáceas, presentes en el banco del suelo o diseminadas desde zonas más alejadas por el viento o los animales. Por tanto, la matriz de bosque, como fuente de semillas o rebrotes, determinará en parte la composición de especies de las leñosas colonizadoras. Además, los animales ramoneadores que ocupan la matriz del bosque se alimentarán de forma selectiva en la mancha, retardando la colonización de leñosas y también afectando a la composición de especies (Parmenter *et al.*, 1985).

En estas circunstancias, algunos matorrales autóctonos pueden facilitar y acelerar los procesos de colonización de otras leñosas (arbustivas o arbóreas), como ponen de manifiesto los estudios de Callaway *et al.* (2002), Jordano *et al.*

(2002) y Castro *et al.* (2002), no sólo por modificar las condiciones microclimáticas bajo su cubierta (Rey Benayas *et al.*, 2002), sino también por actuar como resguardo frente a los herbívoros (Pugnaire, 2001). El resultado de estas interacciones positivas es que se favorece la regeneración de otras especies que, de otro modo, en algunos hábitats y períodos de tiempo, resultaría improbable (Kitzberg *et al.*, 2000).

En este contexto, el objetivo general de este trabajo es si los matorrales autóctonos facilitan la colonización y establecimiento de *Q. petraea* en minas de carbón restauradas. Para ello, se plantean los siguientes objetivos específicos: (1) valorar la influencia de la distancia al borde del bosque en la densidad de individuos de *Q. petraea*; (2) caracterizar los distintos tipos de micro-hábitats existentes en función de la distancia al borde entre la escombrera minera restaurada y el bosque adyacente; (3) cuantificar el efecto protector de los matorrales en los micro-hábitats definidos dentro de la escombrera minera, mediante diferentes parámetros; (4) identificar las principales especies de matorral facilitadoras; y (3) valorar el papel protector de los matorrales frente a los grandes herbívoros como causa principal de facilitación de *Q. petraea* en las escombreras.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio se sitúa al noroeste de la provincia de Palencia, junto a la villa de Guardo. Es una zona montañosa, con una altitud de 1180 m, ubicada en la cara sur de las últimas elevaciones de la Cordillera Cantábrica, dentro de la cuenca carbonífera de Guardo–Cervera. Se trata de un antiguo hueco minero restaurado, aproximadamente 15 años antes del muestreo, mediante el rellenado con estériles de carbón procedente de otras explotaciones cercanas, posterior recubrimiento con tierra vegetal,

enmendado con estiércol de vacuno e hidrosebrado con una mezcla comercial de gramíneas y leguminosas herbáceas.

Aunque el bosque más representativo en los alrededores es el de *Quercus pyrenaica*, en la zona de estudio predominan los bosques de *Quercus petraea* (roble albar) que son de los bosques españoles más amenazados. El clima es mediterráneo subhúmedo (M.A.P.A., 1991), con 995 mm de precipitación media anual, más abundante en primavera y otoño, y con sequía estival en julio y agosto. La temperatura media anual es de 9,16 °C.

Muestreo

Se realizó un primer muestreo, basado en el propuesto por Hardt & Forman (1989), en el que establecieron 23 transectos de 22 m de longitud que se extendieron 11 m hacia el pastizal y 11 m hacia el interior del bosque. A lo largo del transecto, se establecieron 6 inventarios de 2 x 2 m, centrados a intervalos de 4 m. Los transectos se establecieron a intervalos de 30 m, en sentido de las agujas del reloj, a partir del punto de inicio ubicado al sudeste en la mancha de pastizal.

La observación de los resultados preliminares indicaba la existencia de diferentes micro-hábitats dentro de la mina y en función de la distancia al borde del bosque, condicionados por el mayor o menor grado de cobertura de matorral. Por tanto, se realizó un segundo muestreo formado por 37 parcelas de 2x2 m ubicadas a 4 m del borde del bosque y 14 parcelas del mismo tamaño, ubicadas a 8 ó 12 m del borde del bosque.

En cada inventario de 2x2 m se tomó nota del tanto por ciento de cobertura de matorral (para caracterizar los distintos micro-hábitats), del número de individuos de roble presentes (midiendo su altura y diámetro) y se identificó la especie de matorral que actuaba como protectora (midiendo su altura) y el grado de protección que ejercía, mediante dos variables (siguiendo la metodología de García *et al.*, 2000): (1) el ángulo de

contacto directo entre la planta de *Q. petraea* y los matorrales circundantes; y (2) la cobertura de matorral medida como porcentaje de la superficie de suelo cubierta por vegetación leñosa en 4 transectos de 1 m situados en los cuatro puntos cardinales, centrados sobre la plántula de *Q. petraea*, concretamente cuantificando su intersección a los 0,25, 0,5, 0,75 y 1 m de distancia de dicha planta. La intensidad de herbivoría se cuantificó a partir del porcentaje de individuos de *Q. petraea* con signos de ramoneo. Por último, el grado de asociación entre las plantas de *Q. petraea* y la vegetación de los alrededores, en relación con la herbivoría, se valoró mediante dos índices complementarios: (1) la altura máxima alcanzada por el matorral en contacto directo con el roble; y (2) el sobrecubrimiento, valorado como la diferencia de altura del roble y la máxima altura alcanzada por el matorral en contacto directo con él (un valor negativo indica que el matorral crece por encima del roble recubriéndolo).

Tratamiento de datos

Debido a la no normalidad y no homocedasticidad de los datos, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis para comparar más de dos grupos de muestras independientes y el test de la U de Mann-Whitney para las comparaciones por pares. Estos análisis se utilizaron para comparar la densidad de individuos de *Q. petraea* en función de la distancia al borde del bosque y para la caracterización de los micro-hábitats en las distintas zonas, y se realizaron con el paquete estadístico STATISTICA 6.0.

Para analizar el efecto protector de los matorrales y las principales especies leñosas facilitadoras se aplicaron análisis de la χ^2 que se realizaron con el programa estadístico R (versión 2.6; R Development Core Team, 2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El patrón de colonización de *Q. petraea* presenta una tendencia descendente en cuanto a la intensidad de colonización a medida que se incrementa la distancia al borde. *Q. petraea* se encuentra restringido a las proximidades del bosque, concentrándose el 91% de los individuos en los primeros 5 m, y apenas sobrepasa los 13 m de distancia al borde (Milder et al., 2008). Esto queda patente debido a la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre las cuatro primeras posiciones (las tres dentro del bosque y la primera de la mina), y la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre estas cuatro posiciones y las dos más alejadas del borde del bosque (Figuras 1 y 2). Por tanto, se pueden diferenciar claramente tres ambientes: el bosque, la posición 4 y la posición 5-6.

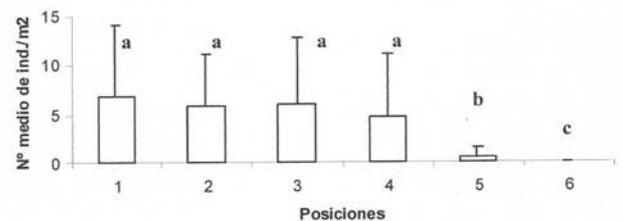


Figura 1. Número medio de individuos de *Q. petraea* por metro cuadrado y desviación estándar ($n = 23$), en las diferentes posiciones del transecto.

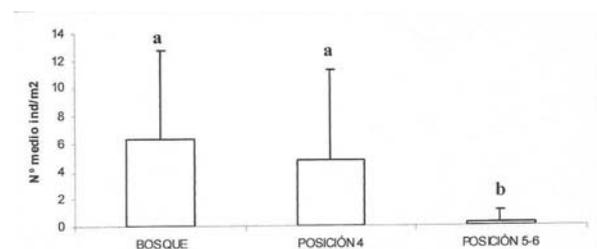


Figura 2. Número medio de individuos de *Q. petraea* por metro cuadrado y desviación estándar, en los diferentes ambientes ($n = 69, 23$ y 46 , respectivamente).

Este patrón de colonización se debe no sólo a la estrategia de dispersión barócora de la especie, sino también a la disponibilidad de micro-sitios adecuados (Jordano et al., 2002), ya que es una especie que en sus primeras etapas de vida necesita sombra (Rodríguez et al., 2007), y esta se la proporciona el propio bosque o las zonas cubiertas de matorral. Además, hay que

tener en cuenta que las deficiencias físicas, como la compactación (Townsend & Hodgson, 1973), y las deficiencias nutricionales (Bradshaw, 1974), que suelen presentar los estériles de mina, pueden también limitar el establecimiento de muchas especies de plantas (Piha et al., 1995a,b).

Dentro de los tres ambientes que ya se han diferenciado claramente se pueden distinguir, a su vez, micro-hábitats en función de la superficie cubierta por matorral. Tanto en la posición 4, como en la 5-6, el número de individuos de *Q. petraea* aumenta significativamente al incrementarse el porcentaje de cobertura de matorral (Figuras 3 y 4), mientras que en la posición de bosque no se encuentra una relación entre el incremento de la cobertura de matorral y el incremento del número de individuos de *Q. petraea* (Figura 5).

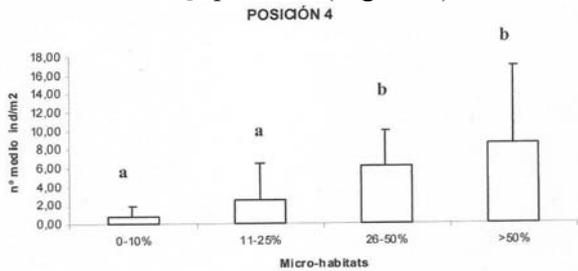


Figura 3. Número medio de individuos de *Q. petraea* por metro cuadrado y desviación estándar (n = 15), según el porcentaje de cobertura de matorral, en la posición 4.

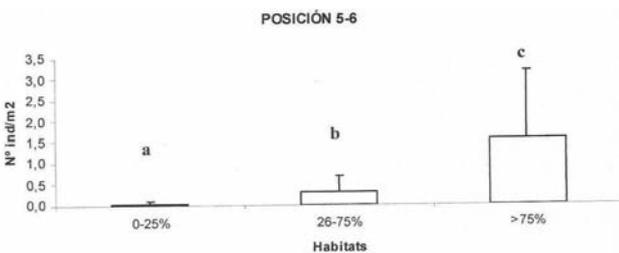


Figura 4. Número medio de individuos de *Q. petraea* por metro cuadrado y desviación estándar (n = 15), según el porcentaje de cobertura de matorral, en la posición 5-6.

También conviene destacar que en las posiciones 4 y 5-6 se produce un incremento significativo para valores de cobertura de matorral superiores al 25%, aunque en el caso de la posición 5-6 el incremento es más significativo para coberturas de matorral mucho más elevadas

(por encima del 75%). Por el contrario, en la posición de bosque la densidad de robles disminuye significativamente en las zonas con una cobertura de matorral de más del 50%. Probablemente, esto se debe a que fuera del bosque las especies facilitadoras se encuentran muy aisladas y es necesaria su presencia en porcentajes elevados para que las bellotas puedan germinar y las plántulas consigan establecerse con éxito; mientras que en el seno del bosque las plántulas de roble albar se ven más favorecidas por las mejores condiciones ambientales que ofrece el bosque como conjunto, que por el efecto protector de los matorrales.

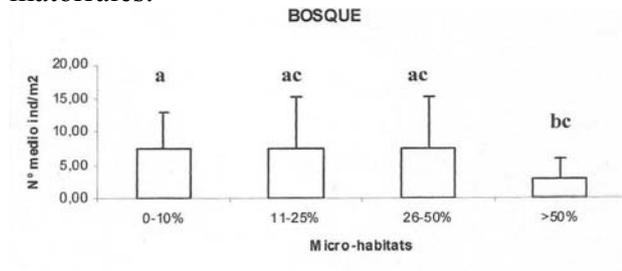


Figura 5. Número medio de individuos de *Q. petraea* por metro cuadrado y desviación estándar (n = 15), según el porcentaje de matorral dentro del bosque.

Además, en las posiciones 4 y 5-6, se ha encontrado una relación estadísticamente significativa entre el incremento del número de individuos de *Q. petraea* y todas las variables estudiadas para cuantificar el efecto protector de los matorrales (porcentaje individuos con contacto con el matorral, ángulo de contacto y sobrecubrimiento). Hay que destacar que en la posición 5-6 parece que el efecto protector de los matorrales es mayor, ya que se encuentra un mayor porcentaje de individuos con alto porcentaje de contactos, elevado ángulo de contacto y alto sobrecubrimiento por parte del matorral. Es posible que este efecto facilitador de los matorrales sobre el establecimiento y supervivencia de los robles no sea tan marcado en la posición 4, por su proximidad al borde del bosque, cuya influencia en cuanto a protección y aporte de bellotas, permite la presencia de

individuos de *Q. petraea* en zonas abiertas sin apenas cobertura de matorral.

Otro aspecto a destacar es que, tanto en la posición 4 como en la 5-6, *Genista florida* es el matorral que ejerce con mayor frecuencia un efecto facilitador sobre *Q. petraea* (posición 4: $\chi^2 = 186,43$; $df = 5$; $p = 2,2e^{-16}$; posición 5-6: $\chi^2 = 174,14$; $df = 2$; $p = 2,2e^{-16}$). Concretamente, en la posición 5-6 (Figura 6) esta especie representa el 91% de los individuos de matorral ejerciendo un papel protector sobre el roble, mientras que en la posición 4 representa el 65%. También se debe señalar que, al contrario que en otros estudios (García *et al.*, 2000), el mayor efecto protector lo ejerce *Genista florida* y no los matorrales espinosos. Probablemente, esto se debe a que ocupa mayores superficies y más continuadas desde las proximidades del bosque hacia los espacios más abiertos.

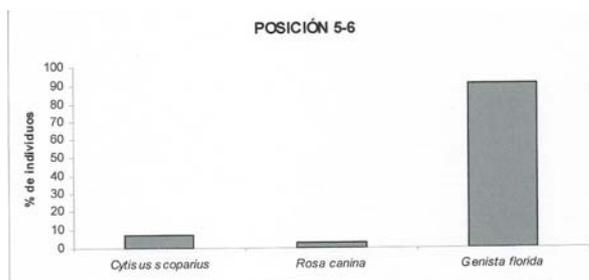


Figura 6. Porcentaje de individuos de las distintas leñosas facilitadoras.

Por último, y como era de esperar, el porcentaje de individuos ramoneados disminuye significativamente según aumenta el porcentaje de cobertura de matorral, tanto en la posición 4 ($\chi^2 = 137,09$; $df = 3$; $p = 2,2e^{-16}$), como en la posición 5-6 ($\chi^2 = 274,25$; $df = 3$; $p = 2,2e^{-16}$). De tal manera que en coberturas bajas de matorral (0–10%) se observa un elevado porcentaje de individuos ramoneados tanto en la posición 4 como en la 5-6 (73,33 y 96,67%, respectivamente), mientras que para coberturas de matorral superiores al 25% el ramoneo es muy bajo (1,67% en la posición) o nulo (en la posición 5-6).

Esto pone de manifiesto que el efecto nodriza del matorral, facilita la presencia y colonización de especies bajo su influencia,

pero no sólo gracias a la modificación de las condiciones ambientales bajo su influencia, sino también debido a la protección mecánica que ejercen frente a los herbívoros (Choler *et al.*, 2001).

En conclusión, conviene destacar que la restauración de los ambientes degradados, como es el área de estudio, podría ser optimizada utilizando técnicas basadas en el propio funcionamiento de los ecosistemas, como la incorporación de los procesos de facilitación entre las labores de restauración, que permitiría acelerar el proceso natural de sucesión ecológica y reducir algunos impactos ambientales y visuales asociados a técnicas tradicionalmente empleadas en estos lugares, y, en definitiva, garantizar una gestión forestal con éxito para el establecimiento de ciertas especies.

BIBLIOGRAFÍA

- BRADSHAW, A.D.; 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Plan* 11:35-48.
- CALLAWAY, R.M.; BROOKER, R.W.; CHOLER, P.; KIKVIDZE, Z.; LORTIE, C.J.; MICHALET, R.; PAOLINI, L.; PUGNAIRE, F.I.; NEWINHAM, B.; ASCHEHOUG, E.T.; ARMAS, C.; KIKODZE, D. & COOK, B.J.; 2002. Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature* 417: 844-848.
- CASTRO, J.; ZAMORA, R.; HODAR, J.A. & GOMEZ, J.M.; 2001. The use of shrub as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restor. Ecol.* 10: 297-305.
- CHOLER, P.; MICHALET, R. & CALLAWAY, R.M.; 2001. Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology* 82(12): 3295-3308.
- GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; HODAR, J.A.; GOMEZ, J.M. & CASTRO, J.; 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) regeneration in facilitated by fleshy-fruited shrubs in

- Mediranean environment. *Biol. Conserv.* 95: 31-38.
- HARDT, R.A. & FORMAN, R.T.T.; 1989. Boundary Form Effects on Woody Colonization of Reclaimed Surface Mines. *Ecology* 70(5): 1252-1260.
- HARMAN, D.M.; VAN TIÑE, M.A. & THOMPSON, W.A.; 1985. Comparison of locust borer *Megacyllene robiniae* Forster (Coleoptera: Cerambycidae) attacks on coal stripmined lands and lands not mined. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 78: 50-53.
- JORDANO, P.; ZAMORA, R.; MARAÑÓN, T. & ARROYO, J.; 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* 1:83-92.
- KITZBERG, T.; STEINAKER, D.F. & VELEN, T.T.; 2000. Effects of dynamic viability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. *Ecology* 7: 1914-1924
- M.A.P.A.; 1991. *Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MARTINEZ-RUIZ, C. & FERNANDEZ-SANTOS, B.; 2001. Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción* 53 (476): 27- 37.
- MARTINEZ-RUIZ, C. & MARRS, R.H.; 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Appl. Veg. Sci.* 10: 333-342.
- MILDER, A.I., FERNÁNDEZ-SANTOS, B. & MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2008. Influencia de la forma del borde del bosque en la colonización de leñosas: aplicaciones en restauración de escombreras mineras. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 259-264.
- PARMENTER, R.R.; MACMAHON, J.A.; WAALAND, M.E.; STEUBE, M.M.; LANDRES, P. & CRISAFULLI, C.M.; 1985. Reclamation of surface coal mines in western Wyoming for wildlife habitat. *Reclam. Revegetation Res.* 4: 93-115.
- PIHA, M.I.; VALLACK, H.W.; REELER, B.M. & MICHAEL, N.; 1995a. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. I. Tin mine tailing in Zimbabwe. *J. Appl. Ecol.* 32: 372-381.
- PIHA, M.I.; VALLACK, H.W.; REELER, B.M. & MICHAEL, N.; 1995b. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. II. Tin mine tailing in Zimbabwe. *J. Appl. Ecol.* 32: 382-390.
- PUGNAIRE, F.I. & LUQUE, M.T.; 2001. Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. *Oikos* 93: 42-49.
- REY BENAYAS, J.M.; LOPEZ PINTOR, A.; GARCIA, C.; DE LA CAMARA, N.; STRASSER, R. & GOMEZ-SAL, A.; 2002. Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecol.* 159: 201-209.
- RODRIGUEZ, J.; PARDOS, J.A.; GIL, L.; REICH, P.B. & ARANDA, I.; 2007. Light response in seedlings of a temperate (*Quercus petraea*) and a sub-Mediterranean species (*Q. pyrenaica*): contrasting ecological strategies as potential keys to regeneration performance in mixed marginal populations. *Plant Ecol.* 195: 273-285.
- TITYANOVA, A.A. & MIRONYCHEVA TOKAVERA, N.P.; 1990. Vegetation succession and biological turnover on coal-mining spoils. *J. Veg. Sci.* 1: 643-652.
- TOWSEND, W.N. & HODGSON, D.R.; 1973. Edaphological problems associated whit deposits of pulverized fuel ash. In: R.J. Hutnik & G. Davis (eds.), *Ecology and Reclamation of Devasted Land*: 45-56. Gordon & Breach, New York.

PREFERENCIAS EN EL CONSUMO DE BELLotas POR *Mus spretus* Lataste (1883) Y SU INFLUENCIA EN LA DISPERSIÓN DE ESPECIES QUERCÍNEAS

Jose M^a del Arco Montero* y Mercedes Carretero Vicente

Área de Ecología, Departamento de Ciencias Agroforestales, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia. *Correo electrónico: chear@agro.uva.es

Resumen

Las especies leñosas juegan un papel fundamental en la restauración de los ecosistemas. Los roedores, entre otros animales, son dispersores de las bellotas de especies quercíneas, por lo que también intervienen de forma determinante en el proceso de restauración. Conocer los mecanismos de colonización e instalación en nuevos lugares es fundamental para poder planificar cualquier restauración de ecosistemas. En el presente trabajo se estudian las preferencias de consumo condicionan el tipo de semillas y especies que son dispersadas. Se compara la velocidad de desaparición de las bellotas de *Quercus ilex* L. y *Q. pyrenaica* Willd. durante el consumo por parte de *M. spretus* en otoño. Para estimar la velocidad de desaparición de las bellotas se ha utilizado el método propuesto por Dixon (1976) para estudiar la abscisión foliar. *Mus spretus* prefiere las bellotas de *Quercus ilex* sobre las de *Q. pyrenaica*, fundamentalmente por su mayor proporción en grasas, azúcares y proteínas. Durante el otoño, este roedor necesita acumular los recursos necesarios en almacenes como para no abandonarlos durante las duras condiciones invernales.

Palabras clave: bellotas, , consumo, dispersión, roedores.

INTRODUCCIÓN

Los recursos utilizados por el hombre para restaurar los ecosistemas son variados. A la hora de plantear un proyecto de restauración se deben tener muy en cuenta los procesos naturales que participan en la dinámica de las poblaciones vegetales. En los procesos de colonización de nuevos territorios y expansión de las comunidades vegetales, en especial de leñosas, participan animales que destruyen semillas y plántulas o bien transportan y entierran semillas. Las relaciones entre especies vegetales y animales han sido consideradas dentro de una gama que oscila desde la depredación que supone la destrucción de las semillas, hasta relaciones mutualistas en las que los animales contribuyen a la dispersión, germinación e instalación de los propágulos vegetales. Unos de los animales que más intensamente participan en este tipo de relaciones son los roedores pertenecientes a diversas especies. Estos roedores consumen pero también transportan y entierran semillas de estas especies leñosas.

La capacidad de estas especies vegetales para colonizar y ocupar la superficie del terreno depende de las preferencias que tengan los roedores transportadores de las semillas. Por este motivo se hace necesario conocer estas preferencias, con el fin de establecer qué especies se ven más favorecidas por la presencia de estos roedores. Para este estudio se han elegido dos especies quercíneas, *Quercus ilex* L. y *Quercus pyrenaica* Willd., que comparten algunos hábitats en la región mediterránea. La especie de roedor elegida es *Mus spretus* debido a su amplia presencia en esta región y a que es la única especie que aparece en los muestreos en el lugar del experimento.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio se encuentra próxima a la localidad de Palencia (CW peninsular) (41° 56' N; 04° 33' W), bajo un régimen climático mediterráneo, con 450 mm de precipitación media anual,

temperatura media anual de 11,9 ° C y temperatura media estival de 20,5 °C.

Las bellotas de *Quercus ilex* y de *Quercus pyrenaica* se recogieron en la zona de estudio y se marcaron introduciendo un clavo de cabeza plana en el extremo opuesto al lugar donde se sitúa el embrión. La marca permitió diferenciar la especie y el tipo de bellota clasificadas en: sanas, con agujero y con presencia de larva de curculiónidos. Una vez marcadas las bellotas se colocaron en el suelo de tres parcelas situadas en la zona de estudio con características diferentes. Se utilizaron un total 2.400 bellotas, 400 de cada especie situadas en cada una de las tres parcelas. Estas parcelas se aislaron para impedir el acceso de ungulados y aves. Las características de las parcelas son las siguientes:

- En la primera de ellas, denominada “rocosa”, el suelo está cubierto por plantas herbáceas y rocas de 30 a 50 cm de diámetro en un 50% de la superficie.

- La segunda, denominada “matorral”, presenta suelo cubierto por herbáceas y plantones de *Quercus ilex* y *Quercus faginea*, de alturas entre los 30 y 100 cm, con una densidad de quince plantones de 30 cm de altura de media por metro cuadrado. La cobertura de plantones es del 80%.

- La tercera parcela, denominada “descubierta”, presenta el suelo descubierto, removido con azada para eliminar las raíces superficiales de las plantas. No contiene ningún tipo de plantas.

Para estudiar de forma adecuada la velocidad con la que se consumieron las bellotas se aplicó el método propuesto por DIXON (1976) para estudiar la abscisión foliar. Para desarrollarlo procedimos de la siguiente manera:

La variación temporal de la desaparición de bellotas se transforma en la desaparición acumulada del número de bellotas a lo largo de un periodo de tiempo, mediante la suma de las bellotas que son retiradas día a día. La forma de la curva acumulada resultante es similar a la de las curvas sigmoides utilizadas para describir el

crecimiento logístico. A dicha curva acumulada de la desaparición de bellotas se ajusta por regresión una curva sigmoidea según la ecuación:

$$W(t) = \frac{P_1}{1 + \exp((2,2/P_3)*(P_2-t))}$$

donde: W = número acumulado de bellotas desaparecidas; t = tiempo transcurrido desde que se depositan las bellotas en las parcelas; P₁ = número de total de bellotas desaparecidas durante el periodo; P₂ = momento de máxima actividad de consumo por parte de los roedores, que corresponde al punto de inflexión de la curva sigmoidea y mide el tiempo transcurrido en días desde el inicio del experimento hasta el momento en el que desaparecen el 50% de todas las bellotas consumidas durante el experimento; y P₃ = duración del proceso de retirada de bellotas por parte del roedor, que mide, en días, el tiempo transcurrido desde que se retira un 10 % del total de bellotas consumidas hasta el momento en el que han desaparecido el 50 % de las mismas. Esta cifra representa sólo la mitad de la duración del proceso de consumo. Dado que la curva es simétrica, sería equivalente a medir el tiempo que transcurre desde que se retira el 50 % hasta que desaparecen el 90 % del total de bellotas consumidas. Permite apreciar la duración del periodo durante el cual los roedores se alimentan de las bellotas

Mediante este método se calcula el momento de máximo consumo y la duración del proceso de retirada de bellotas.

Además, se analizó la composición química de las bellotas de *Q. ilex* y *Q. pyrenaica* para comprobar si la presencia de distintas sustancias en ambos tipos de bellotas puede explicar las preferencias del roedor por alguna de ellas.

Para conocer las especies de roedores existentes en el área de estudio y estimar la densidad de cada especie se utilizó el método de Schnabel (WOLFF, 1996; MCSHEA, 2000) en el que se practican las capturas reiteradas con marcaje de los individuos capturados y liberados.

Los métodos estadísticos utilizados son el análisis de varianza para comprobar las diferencias significativas halladas entre los distintos tratamientos.

RESULTADOS

La única especie que apareció en las trampas colocadas para estudiar la composición y densidad de roedores fue *Mus spretus* Lataste, 1883. La densidad media de roedores de esta especie encontrados aplicando el método de Schnabel (WOLFF, 1996 & MCSHEA, 2000) fue de 8 individuos por 100 m².

En la Tabla 1 se recogen los porcentajes de bellotas desaparecidas y no usadas con respecto al número inicial puestas a disposición de los roedores. Un 62% de las bellotas colocadas a disposición del roedor fueron dispersadas. Las bellotas de *Q. pyrenaica* se removieron más que las de *Q. ilex* (68 vs. 58%, respectivamente) aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas (p=0,21).

Al comparar los tres tipos de hábitat, comprobamos que se movilizaron más bellotas en la parcela rocosa que en el resto, pero las diferencias tampoco fueron estadísticamente significativas (p=0,68).

ESPECIE	PARCELA	%	
		NO USADAS	DISPERSADAS
<i>Q. pyrenaica</i>	rocosa	18	83
<i>Q. ilex</i>	rocosa	30	70
<i>Q. pyrenaica</i>	matorral	29	71
<i>Q. ilex</i>	matorral	45	55
<i>Q. pyrenaica</i>	despejada	49	51
<i>Q. ilex</i>	despejada	61	40
<i>Q. pyrenaica</i>		32	68
<i>Q. ilex</i>		42	58
TOTAL		37	63

Tabla 1. Porcentaje de bellotas dispersadas y no utilizadas con respecto al número inicialmente colocadas.

En la Tabla 2 se muestra el número de bellotas desaparecidas a lo largo del tiempo. Las bellotas de *Q. ilex* se consumieron con mayor intensidad durante el otoño. Durante este periodo las diferencias observadas

entre especies resultaron significativas (F=6,59, p=0,011). Las bellotas de *Q. pyrenaica* sufrieron un consumo mayor durante el periodo invernal.

Nº de bellotas desaparecidas	FECHAS DE MUESTREOS								Nº Total del periodo de muestreo	
	ESPECIE	29/11/11	2/12/11	7/12/11	13/12/11	20/12/11	26/12/11	23/01/12		10/03/12
	<i>Q. pyrenaica</i>	28	11	43	24	9	39	234		428
<i>Q. ilex</i>	96	34	99	70	120	19	192	66	696	

Tabla 2. Número de bellotas desaparecidas en diferentes fechas de muestreo

Mus spretus prefiere en general bellotas sanas a las que presentan agujeros de larvas de curculiónidos (F=10,34, p=0,0092). Hasta un 84 % de las bellotas sanas fueron dispersadas. En el caso de *Q. ilex* este porcentaje es mayor, sin embargo, no es tan clara esta preferencia en *Q. pyrenaica* (Tabla 3).

% de las bellotas depositadas	Bellotas sanas	Bellotas con agujero
Total	84	45
<i>Q. ilex</i>	91	25
<i>Q. pyrenaica</i>	77	65

Tabla 3. Porcentaje del número de semillas puesta a disposición del los roedores que fueron movilizadas de cada clase.

Las bellotas de *Quercus ilex* se consumieron antes que las de *Q. pyrenaica* en cualquiera de los tres ambientes (Tabla 4). Apenas en 6 días se consumieron la mitad de las bellotas de *Q. ilex* en la parcela con matorrales. En esta misma parcela las bellotas de *Q. pyrenaica* tardan 41 días en desaparecer. Estas diferencias entre las dos especies resultaron significativas ($F=11,70$; $p=0,026$).

También el periodo de consumo fue más corto para las bellotas de *Q. ilex*, entre

6 y 20 días. En *Q. pyrenaica* este periodo dura 36 días de media. Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas ($F=4,27$; $p=0,11$). Tampoco encontramos diferencias en el momento de máximo consumo entre los tres hábitats ($F=0,43$; $p=0,68$), aunque en la parcela cubierta de matorral se inició más tempranamente el consumo y en la despajada más tarde.

La duración del proceso de consumo tampoco arrojó diferencias sustanciales entre las tres parcelas.

ESPECIE PARCELA	OBSERVADOS MOMENTO DE MÁXIMO CONSUMO	OBSERVADOS DURACIÓN DEL CONSUMO	ESPERADOS MOMENTO DE MÁXIMO CONSUMO	ESPERADOS DURACIÓN DEL CONSUMO
<i>Q. pyrenaica</i> ROCOSA	68	36	63	31
<i>Q. ilex</i> ROCOSA	14	13	14	13
<i>Q. pyrenaica</i> MATORRAL	41	35	40	49
<i>Q. ilex</i> MATORRAL	6	6	3	29
<i>Q. pyrenaica</i> DESPEJADA	63	36	62	31
<i>Q. ilex</i> DESPEJADA	33	23	32	22
MEDIA				
<i>Q. pyrenaica</i>	57	36	55	37
<i>Q. ilex</i>	18	14	16	21

Tabla 4. Momento de máxima retirada de bellotas (días) y duración del periodo de consumo (días), según método de Dixon.

En la Tabla 5 se resume la composición nutritiva de las bellotas pertenecientes a las dos especies del género *Quercus*. Los resultados de esta tabla se utilizan para comprobar si la diferencia en la composición induce al roedor a un consumo preferente por alguna de las dos especies. Las diferencias observadas resultaron significativas en el caso de la hemicelulosa, proteína ($F=5,83$; $p=0,0207$) y grasa ($F=9,20$; $p=0,0149$).

La proporción de hemicelulosa se obtiene restando a la Fibra neutro detergente (FND) la Fibra ácido detergente (FAD) (DE BLAS et al., 2003). También se aprecia en las bellotas de *Q. ilex* una mayor proporción de proteínas y sobre todo grasa. Este compuesto es fundamental para acumular energía con vista a afrontar el invierno (HUMPHRIES et al., 2002).

% sobre materia seca	<i>Q. ilex</i>	<i>Q. pyrenaica</i>
FND	18,4	9,6
FAD	1,8	2,2
HEMICELULOSA	16,5	7,4
LIGNINA	0,2	0,2
FB	1,6	2
PROTEINA	6,3	4,9
GRASA	8,53	5,46
AZUCAR TOTAL	13,17	11,14

Tabla 5. Composición nutritiva de las bellotas de *Q. ilex* y *Q. pyrenaica* (% s. m. fresca)

DISCUSIÓN

La especie *Mus spretus* presenta una densidad en la zona de estudio de 8 individuos por 100 m². JENSEN & NIELSEN (1986) encontraron para *Apodemus sylvaticus* una densidad inferior, entre 25 y 50 individuos por hectárea.

La especie de roedor *Mus spretus* consume bellotas de las dos especies suministradas (*Q. ilex* y *Q. pyrenaica*). Sin embargo, consume de forma más temprana y en menor tiempo las bellotas pertenecientes a *Q. ilex*. PONS & PAUSAS (2007) también estudiaron las preferencias en el consumo de bellotas por roedores pero en este caso la especie de roedor fue *Apodemus sylvaticus*. Las preferencias de esta especie se inclinaron hacia *Quercus ilex* frente a otras especies del género *Quercus*.

En el presente estudio, si centramos la atención en el otoño, momento en el que los organismos se preparan para afrontar el invierno, nuestra especie de roedor prefiere también las bellotas de *Q. ilex*. Esto puede ser debido a las diferencias observadas en la composición entre los dos tipos de bellotas. La mayor presencia de hemicelulosa en las bellotas de *Q. ilex* le confiere una mayor digestibilidad. Sin embargo, esta característica se mantiene también durante el invierno. La diferencia fundamental se establece en la mayor proporción de grasas y proteínas de las bellotas de *Q. ilex*. Es probable que ante la necesidad que presenta esta especie de roedor de almacenar recursos suficientes para pasar el invierno recurra a almacenar preferentemente las bellotas de *Q. ilex*, que les proporciona más cantidad de grasas, azúcares y proteínas, durante los momentos previos a la llegada del invierno. Posteriormente, durante el invierno, ya incluye en su dieta las bellotas de *Q. pyrenaica* aunque obtenga de ellas menor rendimiento nutritivo.

Otra explicación puede residir en el momento de maduración y de llegada al suelo de ambos tipos de bellotas. Las de *Q. ilex* maduran antes y llegan al suelo sin desprendimientos de hojarasca, pues esta especie presenta abscisión vernal. Las bellotas de *Q. pyrenaica* maduran más tarde y llegan al suelo junto con gran cantidad de hojarasca que las cubre dificultando su localización por parte de los roedores. SHIMADA (2008) también encontró que las preferencias de dos especies del género

Apodemus varían en función de la disponibilidad de semillas de varias especies.

No se han observado diferencias apreciables entre los distintos tipos de hábitat durante el consumo de las bellotas, lo que indica que la cobertura de matorrales o la presencia de piedras no afectan al proceso de campeo de esta especie de roedor.

Las implicaciones que tienen estos resultados para la restauración residen en que las bellotas de *Quercus ilex* son retiradas de la superficie del suelo antes que las de *Quercus pyrenaica*. Cuando llega el invierno con las bajas temperaturas que se alcanzan durante esta estación en estas latitudes, las bellotas de *Quercus ilex* ya se encuentran en los almacenes subterráneos que esta especie de roedor utiliza como reserva, por lo que escaparían de los efectos negativos que tienen las heladas sobre las bellotas que permanecen en superficie. Esta puede ser una de las explicaciones de por qué *Quercus ilex* ocupa mayores extensiones en comarcas de la meseta donde antes compartía hábitats con otras quercíneas como *Quercus pyrenaica*.

BIBLIOGRAFIA

- DE BLAS, C.; MATEOS G.G. y REBOLLAR, P.G.; 2003. *Tabla FEDNA de composición y valor nutritivo de alimentos para la formulación de piensos compuestos*. Fundación española para la nutrición animal. Madrid.
- DIXON, K.R.; 1976. Analysis of seasonal leaf fall in north temperate deciduous forests *Oikos* 27: 300-306.
- HUMPHRIES, M.M.; THOMAS, D.W.; HALL, C.L.; SPEAKMAN, J.R. & KRAMER, D.L.; 2002. The energetics of autumn mast hoarding in eastern chipmunks. *Oecologia* 133 (1): 30-37.
- JENSEN, T.S. & NIELSEN, O.F.; 1986. Rodents as seed dispersers in a heath-

- oak wood succession. *Oecologia* 70: 214-221.
- MCSHEA, W.J.; 2000. The influence of acorn crops on annual variation in rodent and bird populations *Ecology* 81: 28-238.
- PONS, J. & PAUSAS, J.G.; 2007. Rodent acorn selection in a Mediterranean oak landscape. *Ecol. Res.* 22: 535-541
- SHIMADA, T.; 2008. Hoarding behaviors of two wood mouse species: Different preference for acorns of two Fagaceae species. *Ecol. Res.* 16: 127-133.
- WOLF, J.O.; 1996. Population fluctuations of mast-eating rodents are correlated with production of acorns. *J. Mammal.* 77: 850-856.

EFECTO DE LA TRANSMISIVIDAD DEL TUBO PROTECTOR Y LA SEQUÍA SOBRE EL ESTABLECIMIENTO DE DOS ESPECIES MEDITERRÁNEAS *Quercus ilex* Y *Pinus halepensis*

Alberto Vázquez de Castro¹, Juan A. Oliet^{1,*} y Jaime Puértolas²

¹ Departamento de Silvopascicultura, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n, 24040, Madrid. *Correo electrónico: juan.oliet@upm.es

² Lancaster Environment Centre, Lancaster, University. Lancaster, LA1 4YQ, Reino Unido.

Resumen

Varios autores han detectado una respuesta postrasplante específica a la protección con tubos invernadero y sugieren que se debería tener en cuenta la tolerancia al exceso de radiación y la respuesta a la sombra de las diferentes especies en el diseño de los protectores. El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto de la transmisividad del tubo protector (20%, 40%, 60%, 80% y sin tubo, denominados T20 a T100, respectivamente) y de la disponibilidad de agua (régimen húmedo y seco) durante el establecimiento sobre la respuesta morfofisiológica de dos especies mediterráneas que difieren en su tolerancia a la sombra, *Quercus ilex* (Qi) y *Pinus halepensis* (Ph). Los resultados combinados de potencial hídrico y eficiencia fotoquímica indican un mayor nivel de estrés sufrido por la plantas en régimen xérico y tubos claros, especialmente T80. Sin embargo, bajo esta transmisividad las plantas, especialmente la encina, producen los morfotipos mejor adaptados a evitar la sequía estival por un mejor balance absorción (raíces): pérdidas (hojas). Se discuten las potenciales consecuencias de esta respuesta, que pone de manifiesto la respuesta específica al tubo y la necesidad de considerar la transmisividad como variable de diseño a ajustar al temperamento de las diferentes especies.

Palabras clave: ecofisiología, morfología, plantación, temperamento

INTRODUCCIÓN

En ecosistemas mediterráneos, la restauración forestal se ve a menudo comprometida por la escasa e impredecible precipitación, altas temperaturas, excesiva radiación (PAUSAS et al., 2004; LLORET, 2004) y depredación por ungulados y roedores (GARCÍA-SALMERÓN, 1995; SAVILL et al., 1997). Además, el escenario actual de cambio climático, con altas probabilidades de veranos severos (cálidos y secos) sugiere la necesidad de elaborar programas de restauración que requieran mejoras en los procesos y técnicas de plantación (VALLADARES et al., 2004). En este sentido, una de las prácticas más empleadas en los programas de forestación en clima mediterráneo en los últimos años es el uso de tubos protectores (DEL CAMPO et al., 2006, OLIET et al., 2005). Diferentes experiencias llevadas a cabo en climas templados demuestran que en el ambiente del interior del tubo se incrementa la humedad relativa y se reduce la tasa de transpiración y asimilación de las plantas

(KJELGREN et al., 1997; DUPRAZ & BERGEZ, 1999) alterándose los patrones de distribución de biomasa (SHARPE et al., 1999; SHAREW et al., 2005). Estudios previos bajo condiciones mediterráneas han encontrado que en el interior del tubo la temperatura y la demanda evaporativa del aire es mayor que fuera del tubo (BELLOT et al., 2002; OLIET & JACOBS, 2007; CLOSE et al., 2009). Algunos ensayos llevados a cabo en condiciones de campo han demostrado que el uso de protectores mejora la supervivencia en medios mediterráneos (NAVARRO-CERRILLO et al., 2005) mientras que otros detectaron tanto efectos positivos como negativos (OLIET et al., 2003; JIMENEZ et al., 2005). Por tanto, todavía no se conocen en profundidad los efectos del sistema tubo-planta sobre el éxito del establecimiento de las diferentes especies, por lo que una mayor información permitiría realizar diseños específicos así como elaborar las bases ecofisiológicas de su utilización. Varios autores (OLIET & JACOBS, 2007; PUÉRTOLAS et al., 2010) han detectado

una respuesta específica al tubo y sugieren que se debe tener en cuenta la plasticidad y el temperamento de las diferentes especies en el diseño de los protectores. El objetivo del presente estudio es evaluar el efecto morfo-fisiológico de la transmisividad del tubo protector (20%, 40%, 60%, 80% y sin tubo) bajo dos regímenes hídricos (régimen húmedo y seco) durante el establecimiento de dos especies típicas mediterráneas usadas comúnmente en los programas de reforestación (MAPA, 2006) y que exhiben grandes diferencias en plasticidad frente a gradientes ambientales y en su tolerancia a la luz, *Quercus ilex* L. y *Pinus halepensis* Mill. (BRONCANO et al., 1998).

MATERIAL Y MÉTODOS

El experimento se desarrolló en una parcela experimental dentro de la ETSI de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid (40° 27' N; 3° 43' W, 664m s.n.m). Se llevó a cabo un diseño experimental factorial 2x5x2, con 2 niveles para la especie *Quercus ilex* (Qi) y *Pinus halepensis* (Ph); 5 niveles de transmisividad de luz que equivalen a los 4 tubos y el control sin protección: 80% (T80), 60% (T60), 40% (T40), 20% (T20) y 100% de radiación (sin protección); y por último 2 niveles de disponibilidad hídrica: régimen mésico (M) y régimen xérico (X). Se disponen 15 plantas por especie y tipo de tubo, 8 de las cuales son sometidas a X y las otras 7 a M. Los tubos han sido diseñados por el equipo investigador a partir de material plástico aportado por Repsol Química. Las paredes de los tubos son de una capa, 60 cm de altura y 10 cm de diámetro, con 4 agujeros de ventilación enfrentados, de 2,5 cm de diámetro y situados a 20 y 40 cm de altura.

Las plantas de una savia se plantaron el 9 de Abril de 2010 en el interior de unos sacos que previenen la salida de las raíces al exterior. Los sacos se rellenaron con turba fertilizada y se forraron con film reflectante blanco para evitar el sobrecalentamiento.

Los 150 sacos se distribuyeron con un espaciamiento de 1x1m en 6 filas de 25 cada una. Las especies se alternaron sistemáticamente, mientras que los tubos y regímenes hídricos se distribuyen aleatoriamente. Los regímenes hídricos se comenzaron a aplicar tras el establecimiento de las plantas, a partir del mes de junio, dejando secar el sustrato hasta un contenido volumétrico de agua (VWC) predeterminado (10-12 % para el régimen mésico y 5-7 % para el xérico), simulando dos condiciones de disponibilidad hídrica. El VWC se evaluó en todos los sacos cada 2 días usando un TDR (Time Domain Reflectometry), y regando individualmente a cada planta la cantidad requerida para alcanzar la humedad diana. En el interior de los tubos más oscuros (T20) y más claros (T80) con plantas de Qi se instalaron 8 sensores para evaluar el efecto de la transmisividad del tubo sobre las condiciones microclimáticas (temperatura y humedad relativa). Dos sensores adicionales se colocaron en el exterior. Los datos se registraron cada 10 minutos.

Las mediciones fisiológicas (potencial hídrico, y fluorescencia) se llevaron a cabo en agosto durante dos días consecutivos soleados. Las medidas se tomaron en 4 plantas por especie, tipo de tubo y régimen hídrico (80 plantas en total). El potencial hídrico se midió sobre nuevos ramillos laterales al alba y al mediodía mediante una cámara de presión (cámara de Scholander). Las variables de fluorescencia se hicieron sobre una hoja completamente expandida del tercio superior (Qi) o sobre un ramillete de acículas terminal (Ph). Se midió la fluorescencia variable (F_v) y máxima (F_m) para el cálculo del ratio F_v/F_m al alba ($F_v/F_{m(da)}$) y a las 14:00 ($F_v/F_{m(md)}$) para lo cual las hojas se pre-adaptaron a oscuridad durante 30 minutos.

La altura y el diámetro de las plántulas fueron medidos al principio y al final del experimento sobre todas las plantas. El 14 de septiembre se recogieron 5 plantas por especie, tipo de tubo y régimen hídrico para llevar a cabo la evaluación de la

biomasa. Las plántulas se separaron en diferentes partes para obtener las siguientes variables: biomasa total, aérea y radical (separando cepellón de raíces que emergen del mismo), biomasa foliar, relación parte aérea/radical y peso de hojas/raíces emergentes.

Todas las variables fueron analizadas mediante un ANOVA factorial con la especie, el tubo protector y el régimen hídrico como factores fijos. Los análisis a posteriori se llevaron a cabo usando el test LSD de Fisher.

RESULTADOS

Para el potencial hídrico al alba (Ψ_p) la interacción especie×régimen hídrico resultó significativa ($p=0,015$): bajo régimen mésico ambas especies muestran el mismo potencial, en cambio bajo el xérico, Qi alcanza potenciales menores que Ph (datos no mostrados). En cambio, en el potencial al mediodía (Ψ_M) resultaron significativas las interacciones especie×tubo protector ($p=0,023$) y especie×régimen hídrico ($p=0,007$): en Ph no se detectan diferencias entre tubos, mientras que las plantas de Qi de los tubos más oscuros (T20) y sin proteger (T100) alcanzan los valores máximos, diferenciándose del resto de tubos (Figura 1).

El F_v/F_m al alba se vio significativamente afectado por las interacciones tubo×régimen hídrico ($p=0,019$), especie×régimen hídrico ($p=0,011$) y tubo×especie ($p=0,034$): bajo régimen mésico no hay diferencias entre tubos y todos los valores estuvieron por encima de 0,8; pero bajo el xérico, los tubos T40, T60 y T80 mostraron los valores más bajos en ambos regímenes y se mantuvieron por debajo de 0,8; por otra parte, Ph mantuvo siempre valores próximos a 0,8, en ambos regímenes, mientras que en encina se observa un descenso claro de la eficiencia fotoquímica entre el régimen mésico y el xérico; con respecto a la tercera interacción, no se detectan diferencias en Ph, mientras que en Qi el tubo más claro (T80) mostró valores menores de F_v/F_m que T20, T100 y todos los tubos del pino, quedando los valores de T40, T60 y T80 en encina por debajo de 0,8 (datos no mostrados). Por otro lado, con F_v/F_m al mediodía solo resultó significativa la interacción tubo×régimen hídrico: mientras que en régimen mésico todos los valores se situaron alrededor de 0,8, los valores de los tubos más claros (T80 y T60) del régimen xérico estuvieron por debajo de 0,65 y fueron más bajos que los de T20 y T100 (Figura 2).

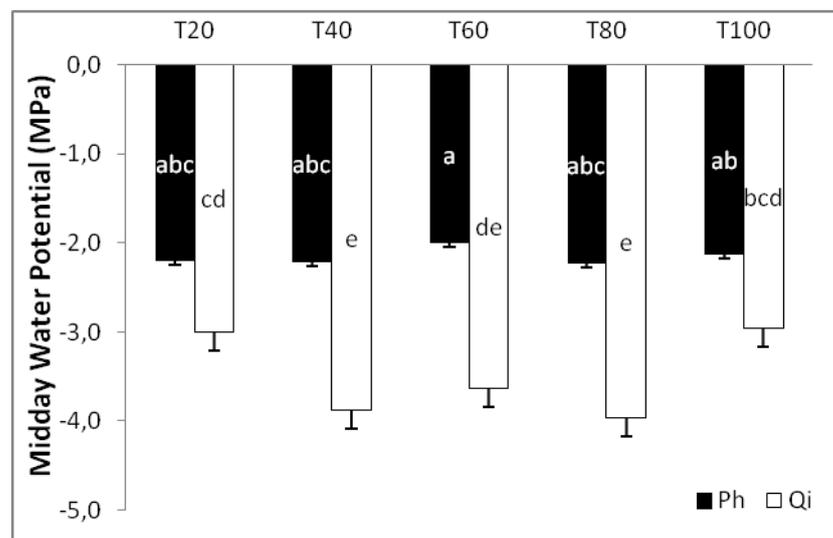


Figura 1. Gráfico de interacción del potencial hídrico a mediodía para los factores transmisividad del tubo protector (20 a 100 %) y especie (pino carrasco y encina)

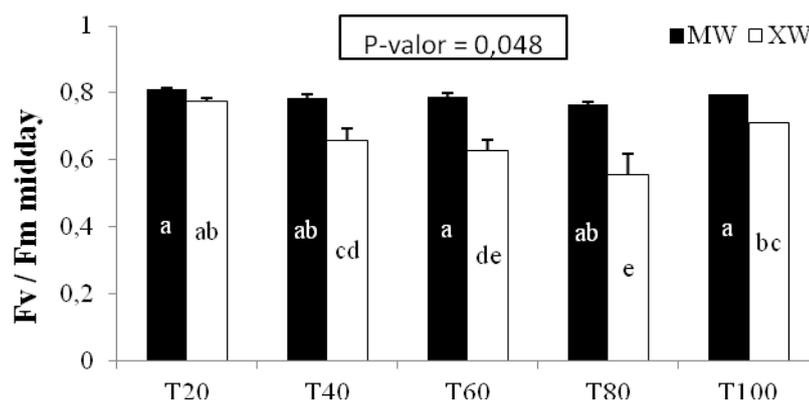


Figura 2. Gráfico de interacción de la eficiencia fotoquímica (F_v/F_m) a mediodía para los factores transmisividad del tubo protector (20 a 100 %) y régimen de humedad (México y Xérico).

Por otro lado, la relación biomasa hojas/raíces nuevas se vio afectada por la interacción tubo×especie. La relación disminuye a medida que aumenta la transmisividad del tubo, siendo el tubo más oscuro (T20) el que alcanzó el valor más

elevado en ambas especies. Sin embargo, en Qi, las diferencias fueron notables, con valores máximos para T20, mientras que en el caso del pino no se detectan diferencias entre protectores (Figura 3).

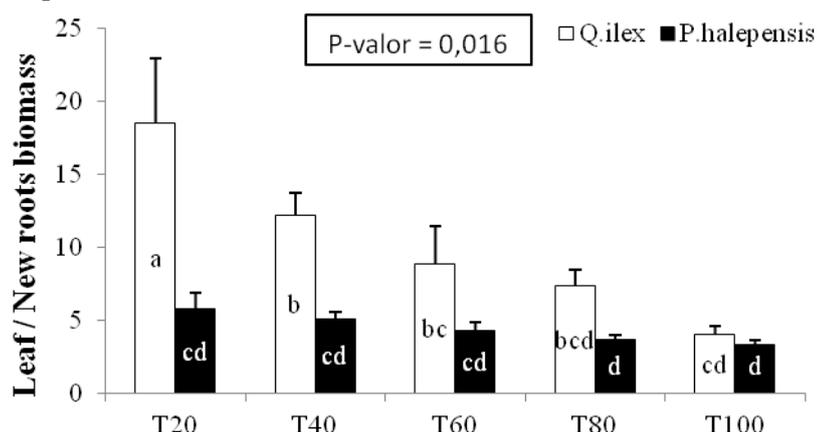


Figura 3. Gráfico de interacción del ratio peso de hojas/peso de raíces nuevas para los factores transmisividad del tubo protector (20 a 100 %) y especie.

DISCUSIÓN

Los resultados combinados de potencial hídrico y eficiencia fotoquímica indican un mayor nivel de estrés sufrido por la plantas en régimen xérico y tubos claros, especialmente T80. Esto puede explicarse por una combinación los factores: alta radiación, sequía y elevada temperatura que se combinan en este protector claro. La mayor temperatura dentro de los tubos (datos no mostrados) explicaría por qué la máxima radiación recibida por las plantas no protegidas con tubo no incidió sobre sus

niveles de estrés evaluados por la eficiencia fotoquímica. Las altas temperaturas registradas dentro de los protectores reducen la eficiencia fotoquímica, tal y como se ha comprobado para ambas especies en estudios anteriores (MÉTHY et al., 1997). Por otra parte, la reducción de la F_v/F_m y el potencial hídrico al alba que se observa en las encinas creciendo en tubos claros (T80 y T60) se debe probablemente a una mayor sensibilidad de esta especie a las condiciones de altos niveles de radiación y altas temperaturas que el pino (BAQUEDANO & CASTILLO, 2006), así

como a su estrategia de mayor consumo de agua que incidiría también en un incremento del estrés hídrico y térmico (MARTINEZ-FERRI et al., 2000). Por tanto, el empleo de tubos claros podría afectar más negativamente a la encina.

Por otro lado, bajo condiciones de humedad disponible, el pino no modifica su relación hojas/raíces nuevas, mientras que la encina se mostró más sensible al gradiente lumínico, generando morfotipos bajo tubos oscuros (T20) que podrían ver comprometida su supervivencia estival por el gran desarrollo aéreo en comparación con la raíz producida (VALLADARES & PEARCY, 2002). La mayor respuesta de la encina a este gradiente puede ser debida a una mayor plasticidad fenotípica en la asignación de recursos a las fracciones aérea y radical que en el pino. Los estudios comparando la respuesta de ambas especies a gradientes lumínicos indican un patrón similar en la relación parte aérea/parte radical. En nuestro caso, las diferencias entre ambas especies puede deberse al gradiente lumínico aquí ensayado o también a la variable de respuesta medida (VALLADARES et al., 2004), que en este caso considera sólo las nuevas raíces producidas tras el trasplante.

CONCLUSIONES

Bajo restricciones hídricas las plantas en tubos claros están sometidas a un mayor estrés lumínico, térmico e hídrico. Esto desaconsejaría emplear tubos claros, particularmente en la encina. Sin embargo, atendiendo al patrón de asignación de recursos hoja-raíz, las plantas de encina en tubos oscuros serían mucho más proclives a sufrir déficit hídrico en un escenario de sequía estival, aspecto que no se ha evaluado en este trabajo. Los efectos contrapuestos de la transmisividad deben testarse en condiciones de campo para que la base fisiológica que este estudio proporciona permita explicar la respuesta

de las diferentes especies y proponer una adecuada dosificación de la transmisividad.

BIBLIOGRAFÍA

- BAQUEDANO, F.J. & CASTILLO, F.J.; 2006. Comparative ecophysiological effects of drought on seedlings of the Mediterranean water-saver *Pinus halepensis* and water-spenders *Quercus coccifera* and *Q. ilex*. *Trees Struct. Funct.* 20, 689-700.
- BELLOT, J.; ORTIZ DE URBINA, J.M.; BONET, A. & SÁNCHEZ, J.R.; 2002. The effect of tree shelters on the growth of *Q. coccifera* L. seedlings in a semi-arid environment. *Forestry* 75: 89-106.
- BRONCANO, M.J.; RIBA, M. & RETANA, J.; 1998. Seed germination and seedling performance of two Mediterranean tree species, holm oak (*Q. ilex* L.) and Aleppo pine (*P. halepensis* Mill.): a multifactor experimental approach. *Plant Ecol.* 138:17-26.
- CLOSE, D.C.; RUTHROF, K.X.; TURNER, S.; ROKICH, D.P. & DIXON, K.W.; 2009. Ecophysiology of species with distinct leaf morphologies: effects of plastic and shade cloths guards. *Restor. Ecol.* 17:33-41.
- DEL CAMPO, A.D.; NAVARRO, R.M.; AGUILELLA, A. & GONZÁLEZ, E.; 2006. Effect of tree shelter design on water condensation and run-off and its potential benefit for reforestation establishment in semiarid climates. *Forest Ecol. Manag.* 235: 107-115.
- DUPRAZ, C. & BERGEZ, J.E.; 1999. Carbon dioxide limitation of the photosynthesis of *Prunus avium* L. seedlings inside an unventilated tree shelter. *Forest Ecol. Manag.* 119: 89-97.
- GARCÍA-SALMERÓN, J.; 1995. *Manual de repoblaciones forestales*. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid, Spain.
- JIMÉNEZ, M.N.; NAVARRO, F.B.; RIPOLL, M.A.; BOCIO, I. & DE SIMÓN, E.; 2005. Effect of shelter

- tubes on establishment and growth of *Juniperus thurifera* L. (Cupressaceae) seedlings in Mediterranean semi-arid environment. *Ann. For. Sci.* 62: 717-725.
- LLORET, F.; 2004. Régimen de incendios y regeneración. En: Valladares F. (eds.), *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*: 101-126. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MAPA; 2006. *Forestación de tierras agrícolas. Análisis de su evolución y contribución a la fijación del carbono y al uso racional de la tierra*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 374 pp.
- MARTÍNEZ-FERRI, E.; BALAGUER, L.; VALLADARES, F.; CHICO, J.M. & MANRIQUE, E.; 2000. Energy dissipation in drought-avoiding and drought-tolerant tree species at midday during the Mediterranean summer. *Tree Physiol.* 20: 131-138.
- METHY, M.; GILLON, D. & HOUSSARD, C.; 1997. Temperature-induced changes of photosystem II activity in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis*. *Can. J. For. Res.* 27: 31-38.
- NAVARRO CERRILLO, R.M.; FRAGUEIRO, B.; CEACEROS, C.; DEL CAMPO, A. & DE PRADO, R.; 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in southern Spain. *Ecol. Eng.* 25, 332-342.
- OLIET, J.A.; NAVARRO, R.M. y CONTRERAS, O.; 2003. *Evaluación de la aplicación de mejoradores y tubos en repoblaciones forestales*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 234 pp.
- OLIET, J.A.; PLANELLES, R.; ARTERO, F. y JACOBS, D.F.; 2005. Nursery fertilization and tree shelters affect long-term field response of *Acacia salicina* Lindl. planted in Mediterranean semiarid conditions. *Forest Ecol. Manag.* 215: 339-351.
- OLIET, J.A. & JACOBS, D.F.; 2007. Microclimatic conditions and plant morpho-physiological development within a tree shelter environment during establishment of *Quercus ilex* seedlings. *Agr. Forest Meteorol.* 144: 58-72.
- PAUSAS, J.G.; BLADÉ, C.; VALDECANTOS, A.; SEVA, J.P.; FUENTES, D., ALLOZA, J.A., VILAGROSA, A.; BAUTISTA, S.; CORTINA, J. & VALLEJO, R.; 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice – a review. *Plant Ecol.* 171: 209-220.
- PUÉRTOLAS, J.; OLIET, J.A.; JACOBS, D.F.; BENITO, L.F. & PEÑUELAS J.L.; 2010. Is light the key factor for success of tube shelters in forest restoration plantings under Mediterranean climates? *Forest Ecol. Manag.* 260: 610-&17.
- SHAREW, H. & HAIRSTON-STRANG, A.; 2005. A comparison of seedling growth and light transmission among tree shelter. *North. J. Appl. For.* 22: 102-110.
- SHARPE, W.E.; SWISTOCK, B.R.; MECUM, K.E. & DEMCHIK, M.C.; 1999. Greenhouse and field growth of northern red oak seedlings inside different types of tree shelters. *J. Arbor.* 25: 249-257.
- SAVILL, P.; EVANS, J.; AUCLAIR, D. & FALCK, J.; 1997. *Plantation silviculture in Europe*. Oxford University Press, UK.
- VALLADARES, F.; ARANDA, I. y SÁNCHEZ-GÓMEZ, D.; 2004. La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. En: Valladares F. (ed.). *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*: 335-369. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- VALLADARES, F. & PEARCY, R.W.; 2002. Drought can be more critical in the shade than in the sun: a field study of carbon gain and photo-inhibition in a Californian shrub during a dry El Niño year. *Plant, Cell and Environment* 25: 749-759.

BIOMASA Y DINÁMICA DE NUTRIENTES DE ENCINA EN FASE DE PLÁNTULA. EFECTOS DE LA DISPONIBILIDAD DURANTE EL DESARROLLO ONTOGÉNICO.

Natalia Vizcaíno Palomar^{1,2,*}, Juan A. Oliet Palá³ y Douglass F. Jacobs⁴

¹ CIFOR-INIA, Ctra. de la Coruña, Km 7,5. 28040 Madrid, Spain. *Correo electrónico: natalia.vizcaino.palomar@gmail.com

² Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Alcalá. 28871. Alcalá de Henares, Madrid, Spain.

³ Departamento de Silvopascicultura, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n, 24040, Madrid. Correo electrónico: juan.oliet@upm.es

⁴ Hardwood Tree Improvement and Regeneration Center, Purdue University, Department of Forestry and Natural Resources, 715 West State Street, West Lafayette, IN 47907, USA.

Resumen

Se llevó a cabo un experimento de fertilización en vivero sobre plántulas de encina. Los tratamientos consistieron en la combinación de diferentes pulsos de N aplicados en función del estado ontogénico de cada una de las plántulas. Los pulsos de N se aplicaron a partir de la segunda metida. Este diseño nos permitió conocer la evolución ontogénica de las plántulas en cada fase, el contenido y concentración N-P-K en diferentes fracciones (raíz, tallo y hojas) así como también la biomasa, en función del momento de aplicación del pulso. El aporte extra de nutrientes afectó al desarrollo ontogénico de las plántulas a partir de la segunda pausa de crecimiento, 2P. La disponibilidad de nutrientes influyó en dos aspectos principalmente: en la duración media de las fases y en la estimulación de la transición de un mayor número de plántulas a estados ontogénicos más desarrollados. Sin embargo sus efectos sobre el estado nutricional al final del cultivo fueron muy limitados.

Palabras clave: fertilización, metidas, ontogenia, *Quercus ilex*

INTRODUCCIÓN

La regeneración de la encina en condiciones naturales es a menudo muy escasa cuando no nula (RODÀ et al., 1999) debido entre otras razones a su vulnerabilidad a las condiciones que se encuentra la planta durante las primeras etapas: condiciones climáticas desfavorables (GAKIS et al., 2004; VILLAR-SALVADOR et al., 2004a, b), suelos poco fértiles (PARDOS et al., 2005; VALDECANTOS et al., 2006; SANZ-PÉREZ et al., 2007) así como la posible baja calidad de las semillas (VILLAR-SALVADOR et al., 2004a). Por tanto, es de interés común tanto para la comunidad científica como para la forestal la mejora de la calidad de las plantas producidas en vivero a través de la optimización de su nutrición mineral, i.e., mediante el manejo de la disponibilidad de nutrientes a través de la fertilización (LANDIS, 1985).

Un manejo óptimo de la disponibilidad de nutrientes conlleva obtener plántulas de encina con altos contenidos y

concentraciones de nutrientes, lo cual favorece su crecimiento e influye positivamente en la supervivencia postrasplante en campo (VILLAR-SALVADOR et al., 2004b; OLIET et al., 2009). Por tanto, la fertilización contribuye a mejorar las limitaciones de la encina en la fase post-trasplante (VILÀ & TERRADAS 1995; SARDANS et al., 2006a, b). Sin embargo, obtener plántulas de encina de calidad mediante el manejo de nutrientes para alcanzar estados de sobrecarga aplicando diferentes regímenes (VILLAR-SALVADOR et al., 2004a; OLIET et al., 2009) ha resultado ser complicado. Algunos estudios justifican dicho resultado debido a la baja plasticidad que presenta la encina frente a la disponibilidad de recursos (VALLADARES et al., 2000; CUESTA et al., 2008).

La encina en fase de vivero presenta un crecimiento poli-cíclico, caracterizado por múltiples metidas (crecimientos) a lo largo del período activo de crecimiento que se intercalan con momentos de parada. Este patrón rítmico/cíclico de crecimiento debe

ser considerado a la hora de diseñar nuevos regímenes para el manejo nutricional de la encina en vivero. Por tanto, se hace necesario profundizar en el conocimiento de la ontogenia en la encina durante su primer año de cultivo, período escasamente abordado en los estudios (PUÉRTOLAS et al., 2009), así como conocer el efecto de la disponibilidad de nutrientes en cada fase sobre el desarrollo posterior de la planta.

MATERIAL Y MÉTODOS

Cultivo en vivero: fertilización y seguimiento

Se cultivaron 560 plántulas de *Q. ilex* de la región de procedencia de "Alcarria - Serranía de Cuenca" (ES-45-9, ALÍA et al., 2009), previamente germinadas, en la ETSI de Montes durante los meses de enero a noviembre de 2009 en contenedores "Super leach" de 305 cm³. El ensayo se desarrolló en dos ambientes, los primeros 6 meses en el invernadero con una transmitancia del 47%, mientras que los 3 últimos meses el ensayo se continuó en un umbráculo con una transmitancia del 23% con el objeto de simular condiciones semejantes a las de un vivero comercial.

Se aplicaron un total de 4 tratamientos, un tratamiento por cada 160 plántulas previamente seleccionadas. Éstos consistieron en una combinación de diferentes regímenes de fertilización asociados a la ontogenia de la encina a partir de la segunda metida, F2, estadio a partir del cual la plántula absorbe nutrientes del sustrato (VILLAR-SALVADOR et al., 2010). Las dosis se aplicaban semanal e individualmente mediante la disolución del fertilizante empleado, Peters® 20N-20P₂O₅-20K₂O (The Scotts Company, Ohio, USA), en un volumen de 35 ml de agua por planta. El Tratamiento 1, consistió en una dosis constante de 1,40 mg de N, f, a lo largo de todo el ensayo. El Tratamiento 2 incluía una dosis de 8,75 mg N, F, durante F2, siendo el resto del ensayo fertilizado con f semanalmente. El Tratamiento 3

consistió en la aplicación de f durante F2, de F durante la segunda parada, 2P, y f era aplicado durante el resto del ensayo. Y por último, el Tratamiento 4 incluía F durante la tercera metida, F3, y f durante el resto del ensayo, antes y después de F3. Las bandejas se rotaron quincenalmente en las mesas de cultivo para evitar efectos de borde y homogeneizar gradientes ambientales. Desde el 30 de abril hasta el 5 de noviembre se evaluó el estado ontogénico de todas las encinas dos veces por semana. El pulso de fertilización F se aplicaba individualmente a cada planta cuando esta alcanzaba el estado preestablecido.

Muestreo experimental

El muestreo se llevó a cabo al final del ensayo, 19 noviembre de 2009. Para ello se dividió la población total de encinas en dos grupos, que fueron muestreados separadamente. En el primero de ellos se seleccionaron de 3 a 5 plántulas dentro del Tratamiento 1 y Tratamiento 2 cuyo estado ontogénico era la segunda pausa, 2P. En el segundo submuestreo, se seleccionaron también de 3 a 5 plántulas, dentro del Tratamiento 2, Tratamiento 3 y Tratamiento 4, plántulas cuyo estado ontogénico era la tercera pausa, 3P.

Las plántulas muestreadas fueron debidamente lavadas, separadas en diferentes fracciones: bellota (sin pericarpio), raíces, tallo y hojas de las diferentes metidas para después ser secadas en una estufa durante 48h a 60°C. La composición de macronutrientes (N-P-K) se evaluó en las muestras anteriores para las mismas fracciones, excepto para el tallo, en el cual se unificaron las fracciones de tallo de los diferentes crecimientos en uno único. Para el análisis de las muestras empleamos la técnica NIRS, Near infrared spectroscopy.

Análisis de los datos

La dinámica de la ontogenia de las plántulas de encina para los diferentes tratamientos aplicados se analizó mediante análisis de supervivencia a través del uso

del estimador de Kaplan Meier. Las diferencias entre las curvas se testaron mediante el test de Tarone-Ware. Para testar las diferencias entre tratamientos en biomasa, longitud del tallo, composición nutricional así como testar los índices, se utilizaron análisis de varianza de un factor (ANOVA). Para comparaciones múltiples se empleó el Test de Tukey HSD. En todos los análisis se utilizó la corrección de Bonferroni. Por último, al final del ensayo se testó si la distribución final del porcentaje de plántulas en los estados ontogénicos 2P, 3P y 4P dependía del tratamiento aplicado. Para ello se empleó una tabla de contingencia y el test z que permite comparar dichas proporciones. Además, se emplearon pruebas no paramétricas cuando se encontró heterocedasticidad en los datos. Los análisis se realizaron con SPSS 15.0 (SPSS Inc.).

RESULTADOS

Dinámica de la ontogenia

Los análisis de supervivencia revelaron diferencias significativas entre tratamientos para la evolución ontogénica de las plántulas en los estados 2P (parada tras la segunda medida) y F3 (tercera medida) ($p < 0,001$ y $p < 0,05$, respectivamente). El resultado más significativo en este apartado se encontró en el caso de 2P. Las diferencias entre tratamientos se tradujeron en un mayor número de plántulas que progresaban desde el estado ontogénico anterior al siguiente, i.e., F3, haciéndolo además de forma más rápida (Figura 1). De este modo, 39 y 53 plántulas de los tratamientos 2 y 3, respectivamente, alcanzaron el siguiente estado, mientras que sólo 11 y 24 lo hicieron en los tratamientos 1 y 4, respectivamente. (Figura 1).

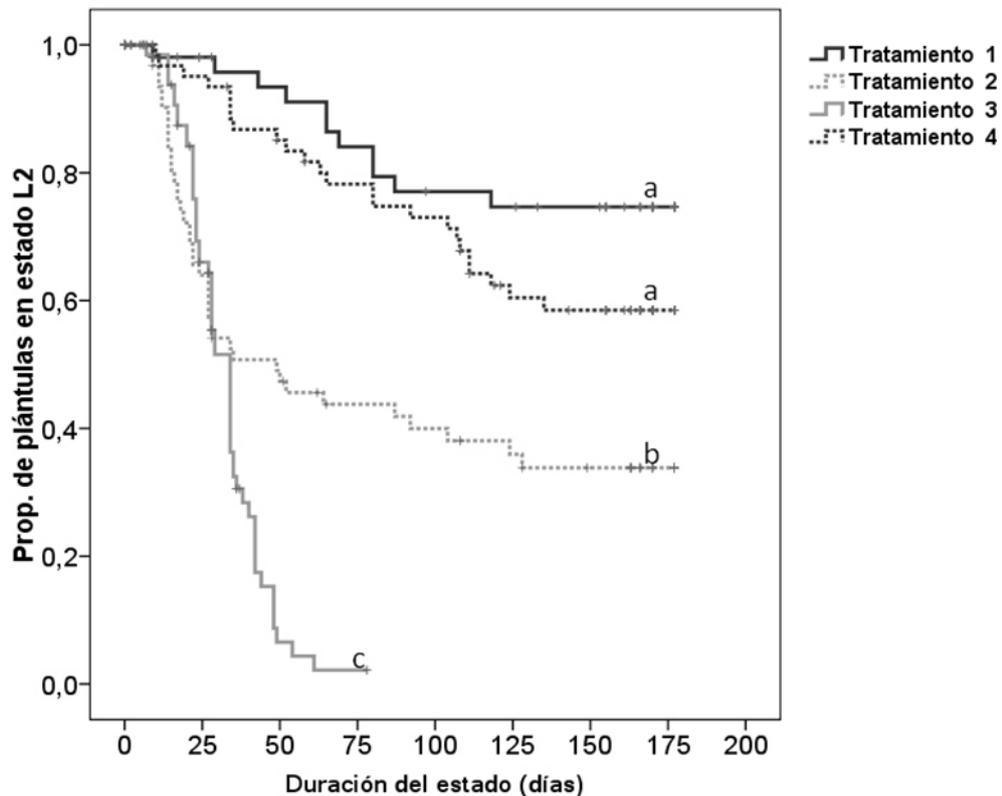


Figura 1. Curvas de desarrollo de plántulas de encina desde 2P a F3. Las líneas representan la proporción de plántulas que salen de 2P y entran en F3. + = datos censurados (individuos que nunca alcanzaron el estado de F3). Las líneas con diferentes letras difieren significativamente (Tarone-Ware). T1 = fertilización con 1,4 mg N, T2, T3, T4 idem más aplicación de pulso de 8,75 mg de N durante F2, 2P y F3, respectivamente.

Biomasa y estado nutricional al final del ensayo

Los análisis en el Submuestreo de plántulas en el estado 2P al final del ensayo nos permitieron comparar los Tratamientos 1 y 2. Dichos análisis revelaron que la biomasa aérea de las plántulas procedentes del Tratamiento 1 ($1,064 \pm 0,099$ g) eran significativamente inferiores ($p < 0,05$) a las del Tratamiento 2 ($1,408 \pm 0,131$ g). Los análisis en el Submuestreo 3P nos permitieron comparar los tratamientos 2, 3 y 4. En este caso encontramos diferencias marginalmente significativas ($p = 0,09$) en la biomasa de las hojas de la tercera medida, F3, con valores superiores para el Tratamiento 3 ($0,514 \pm 0,045$ g) que para los Tratamientos 2 ($0,388 \pm 0,042$ g) y 4 ($0,492 \pm 0,042$ g). Asimismo, se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en la longitud de los tallos en dicha medida, oscilando entre $42,6 \pm 4,7$ mm (Tratamiento 2), $51,0 \pm 4,5$ mm (Tratamiento 3) y $65,0 \pm 8,4$ mm (Tratamiento 4). En ninguno de los dos submuestreos se encontraron diferencias significativas en la biomasa total. En cuanto

al estado nutricional se encontraron diferencias significativas en el contenido de N y P en las hojas de F2 así como también en el contenido de P en las hojas de F3.

Distribución porcentual de los estados ontogénicos de 2P a 4P al final del cultivo

La distribución porcentual de cada uno de los estados ontogénicos en los diferentes tratamientos nos permitió explorar el efecto final del régimen de fertilización aplicado en cada uno de ellos. De este modo, con $p < 0,05$, los Tratamientos 1 y 4 son los que presentaron un mayor porcentaje de plántulas con tan solo dos medidas finalizadas (30,56 % de media), mientras que el Tratamiento 3 presentó tan sólo el 1,02% (Figura 2). Por otra parte, los Tratamientos 2 y 3 son los que presentan un mayor porcentaje de plántulas (con $p < 0,05$), que realizaron tres medidas (15,92 % en promedio), mientras que el Tratamiento 1 presentó el porcentaje más bajo (Figura 2). Por último, nuevamente es el Tratamiento 1 el que produjo un significativamente menor ($p < 0,05$) número de plantas con cuatro medidas (Figura 2).

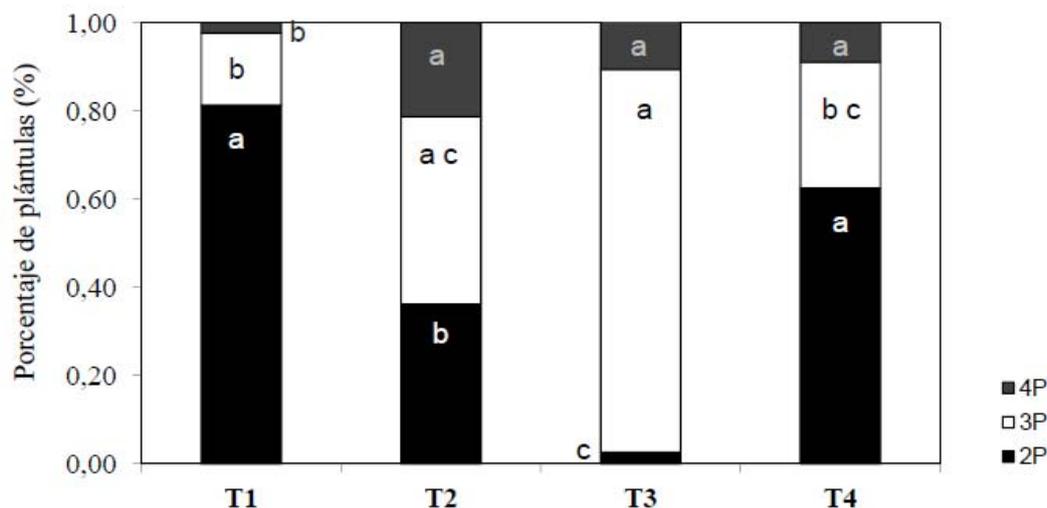


Figura 2. Distribución porcentual de cada uno de los estados ontogénicos desde 2P a 4P por tratamiento. Columna negra = estado 2P. Columna blanca = estado 3P. Columna gris = estado 4P. Los estados ontogénicos difieren entre tratamientos cuando no comparten la misma letra.

DISCUSIÓN

Numerosos estudios relacionan la disponibilidad de nitrógeno con el desarrollo de un mayor número de metidas en especies leñosas como *Populus* (NOVAES et al., 2009) o *Viburnum* (SCHOENE & YEAGER, 2006). En nuestro caso, al aislar la disponibilidad de nutrientes por fase ontogénica hemos podido detectar efectos diferenciados sobre el desarrollo según la fase en que apliquemos pulsos fertilizantes. El incremento en la disponibilidad de nutrientes durante un estado ontogénico parece afectar al desarrollo de la población tratada en sus dos componentes: a la duración de la fase ontogénica durante la cual tiene lugar la fertilización (y, en menor medida, a las futuras) así como al número de individuos que alcanzan estados más avanzados en la ontogenia. En este estudio, esto ha sido especialmente evidente para la fertilización con pulso concentrado durante el estado de reposo 2P (entre la segunda y tercera metidas, Tratamiento 3). La aplicación de un pulso concentrado durante las fases de crecimiento longitudinal activo (Tratamientos 2 y 4) afecta en menor medida al desarrollo de la ontogenia. En el caso del Tratamiento 2, estudios anteriores constatan que la encina comienza a absorber nutrientes del sustrato a partir de la segunda metida, pero aún en proporciones relativamente bajas (VILLAR-SALVADOR et al., 2010). Por otra parte, la aplicación de pulsos en la tercera metida (F3, Tratamiento 4), debe tener un efecto menor por lo avanzado de la estación y de la ontogenia de la planta al aplicar el tratamiento.

Por otra parte, la aplicación de pulsos de fertilizante en diferentes estados ontogénicos no parece afectar muy significativamente a la biomasa total o por fracciones, ni a la concentración de nutrientes cuando comparamos plantas de los diferentes tratamientos en el mismo estado ontogénico. Sin embargo, dado que

la fertilización, especialmente en la parada 2P, promueve una población final más avanzada ontogénicamente, podemos concluir que la mayor eficiencia de aplicación del fertilizante se produce durante dicha parada.

Agradecimientos

A Francisco Javier Lucas Villar por su ayuda en la toma de datos de seguimiento ontogénico. Este trabajo ha sido financiado por el Proyecto Encinut (AGL2006-12609-CO2-01) y el programa propio de la Universidad Politécnica de Madrid

BIBLIOGRAFÍA

- ALÍA MIRANDA, R.; GARCÍA DEL BARRIO, J.M.; IGLESIAS SAUCE, S.; MANCHA NÚÑEZ, J.A.; DE MIGUEL Y DEL ÁNGEL, J.; NICOLÁS PERAGÓN, J.L.; PÉREZ MARTÍN, F. & SÁNCHEZ DE RON, D.; 2009. *Regiones de procedencia de especies forestales españolas. Organismo Autónomo Parques Nacionales*. Madrid, 363 pp.
- CUESTA, B.; VILLAR-SALVADOR, P.; PUÉRTOLAS, J.; PEÑUELAS, J.L. y REY-BENAYAS; J.M.; 2008. Establecimiento de plántulas de *Quercus ilex* y *Pinus halepensis* de morfología y estado nutricional contrastados en un escenario de fuerte competencia herbácea. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 55-60.
- GAKIS, S.; MANZANAS, K.; ALIFRAGIS, D.; PAPANASTASIS V.P.; PAPAIOANNOU, A.; SEILOPOULOS, D. & PLATIS, P.; 2004. Effects of understory vegetation on tree establishment and growth in a silvopastoral system in northern Breece. *Agrofor Syst* 60:149-157.
- LANDIS, T.D.; 1985. Mineral nutrition as an index of seedling quality. In: F.R. Laboratory (ed.), *Evaluation seedling*

- quality: principles, procedures and predictive abilities of major tests: 29-48, Oregon State University.
- NOVAES, E.; OSORIO, L.; DROST, D.R.; MILES, B.L.; BOAVENTURA-NOVAIES, C.R.D.; BENEDICT, C.; DERVINIS, C.; YU, Q.; SYKES, R.; DAVIS, M.; MARTIN, T.A.; PETER, G.F. & KIRST, M.; 2009. Quantitative genetic analysis of biomass and wood chemistry of *Populus* under different nitrogen levels. *New Phytologist* 182: 878-890.
- OLIET, J.A.; TEJADA, M.; SALIFU, K.F.; COLLAZOS, A. & JACOBS, D.F.; 2009. Performance and nutrient dynamics of holm oak (*Quercus ilex* L.) seedlings in relation to nursery nutrient loading and post-transplant fertility. *Eur. J. Forest Res.* 128 (3): 253-263.
- PARDOS, M.; ROYO, A. & PARDOS, J.A.; 2005. Growth, nutrient, water relations, and gas exchange in a holm oak plantation in response to irrigation and fertilization. *New Forests* 30:75-94.
- PUÉRTOLAS, J.; DISANTE, K.; FUENTES, D.; VALDECANTOS, A.; MONERRIS, J.; CORTINA, J.; BENITO, L. F. & PEÑUELAS, J.L.; 2009. Ritmos de acumulación de biomasa en *Quercus ilex* durante el primer año de cultivo en contenedor: efectos maternos y ambientales. In Proceedings of the 5º Congreso Forestal Español, Ref.5 CFE01-278. Ed. Junta de Castilla y León. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Spain.
- RODÀ F.; RETANA J.; GRACIA C. & BELLOE J.; 1999. *Ecology of Mediterranean evergreen oak forests. Ecological studies.* Springer. Berlin.
- SANZ-PÉREZ, V.; CASTRO-DÍEZ, P. & VALLADARES, F.; 2007. Growth versus storage: responses of Mediterranean oak seedlings to changes in nutrient and water availabilities. *Ann. For. Sci.* 64:201-210.
- SARDANS, J.; PEÑUELAS, J.; RODÀ, F.; 2006a. Plasticity of leaf morphological traits, leaf nutrient content, and water capture in the Mediterranean evergreen oak *Quercus ilex* subsp. *ballota* in response to fertilization and changes in competitive conditions. *Ecoscience* 13:258-270.
- SCHOENE, G. & YEAGER, T.; 2011. Nitrogen uptake and allocation in Sweet *Viburnum* during a root growth flush. *J. Plant Nutr.* 30 (3): 487- 496.
- VALDECANTOS, A.; CORTINA, J. & VALLEJO, V.R.; 2006. Nutrients status and field performance of tree seedlings planed in Mediterranean degraded areas. *Ann. For. Sci.* 63: 249-256.
- VALLADARES, F.; MARTÍNEZ-FERRI, E.; BALAGUER, L.; PÉREZ-CORONA, E. & MANRIQUE, E.; 2000. Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-use strategy? *New Phytologist* 148: 79-91.
- VILÀ, M. & TERRADAS, J.; 1995. Effect of nutrient availability and neighbours on shoot growth, resprouting and flowering of *Erica multiflora*. *J. Veg. Sci.* 6: 411-416.
- VILLAR-SALVADOR, P; PLANELLES, R.; ENRÍQUEZ, E. & PEÑUELAS, J.L.; 2004a. Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak *Quercus ilex* L. *Forest Ecol. Manag.* 196: 257-266.
- VILLAR-SALVADOR, P; PLANELLES, R.; OLIET, J.; PEÑUELAS-RUBIRA J.L.; JACOBS D.F. & GONZÁLEZ M.; 2004b. Drought tolerance and transplanting performance of holm oak (*Quercus ilex*) seedlings after drought hardening in the nursery. *Tree Physiol.* 24: 1147-1155.
- VILLAR-SALVADOR, P.; HEREDIA, N. & MILLARD, P.; 2010. Remobilization of acorn nitrogen for seedling growth in holm oak (*Quercus ilex*), cultivated with contrasting nutrient availability. *Tree Physiol.* 30(2): 257-263.

DIAGNÓSTICO MORFOLÓGICO Y NUTRICIONAL DE *Pinus pinaster* Ait. PRODUCIDO EN VIVERO EN CLIMA CONTINENTAL Y LLUVIOSO

Francisco J. Lario^{1,*}, Beatriz Omil², Agustín Merino² y Luis Ocaña³

¹ Vivero de Maceda, Dirección Técnica, Empresa de Transformación Agraria SA, Ctra. Maceda-Valdrey km 2, 32708 Maceda-Ourense. * Correo electrónico: flario@tragsa.es

² Departamento de Edafología y Química Agrícola, Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela, 27002 Lugo.

³ Dirección Adjunta de I+D+i, Empresa de Transformación Agraria SA, C/ Cristobal Bordiú 19-21 6ºD, 28003 Madrid.

Resumen

Se valoró cómo influye la fertilización en vivero en la nutrición y el crecimiento de brinzales de *Pinus pinaster* Ait. El objetivo principal fue determinar el óptimo de fertilización de brinzales cultivados en vivero, a través del diagnóstico del estado morfológico y nutricional. Un lote de plantas de región de procedencia Noroeste Litoral se sometió a 5 regímenes de fertilización diferentes, con un rango de 18 a 165 mg de Nitrógeno (N) por planta. Al final del cultivo se determinó la biomasa, la morfología y el contenido de nutrientes en tejido. Para las plantas procedentes de los 5 programas de fertilización se establecieron 2 momentos de finalización de cultivo (otoño e invierno) representando dos posibles momentos de despacho. Los distintos programas de fertilización en vivero tuvieron una influencia importante sobre la nutrición y el crecimiento de la planta. Se detectó el estado de suficiencia, según el modelo nutricional de SALIFU & TIMMER (2003), entre las aplicaciones acumuladas de 60 a 101 mg de N en el despacho de otoño, y de 74 a 123 mg de N en el despacho de invierno.

Palabras clave: calidad, comercialización, forestal, Nitrógeno, planta.

INTRODUCCIÓN

Diferentes estudios muestran la influencia de la fertilización en vivero previa a la instalación de la planta en campo (LUIS *et al.*, 2009; SALIFU *et al.*, 2005; FRAYSSE & CREMIERE, 1998).

TIMMER en 1997 (citado en SALIFU & TIMMER, 2003), propuso un modelo conceptual de carga de nutrientes o estado nutricional de la planta en función del nutriente disponible con el fin de racionalizar la aplicación de fertilizantes en el cultivo de planta. En este modelo se predice, además, la relación con el desarrollo de la planta, y el estado nutricional se determina en función de la concentración y del contenido en tejido.

SALIFU & TIMMER (2003) utilizaron por primera vez un modelo para determinar dosis óptimas de aplicación de nutrientes para un plantel específico, en concreto de *Picea mariana*. Esto permitió establecer como aplicación óptima de nitrógeno (N) la de 64 mg de N/planta, presentando síntomas de toxicidad con aplicaciones de 80 mg de N/planta. Las aplicaciones tradicionales variaban de 30 a 64 mg de N/planta.

En el presente trabajo se evalúa la calidad de la planta de *Pinus pinaster* en los momentos de final de cultivo en función de su estado morfológico y fisiológico, en concreto del contenido nutricional de la planta, con el objetivo principal de determinar el óptimo de fertilización del cultivo en vivero.

MATERIAL Y MÉTODOS

Para este trabajo se instaló un ensayo de cultivo de 10 programas de fertilización, 5 de finalización en otoño y 5 continuación de los anteriores y finalización en invierno. El ensayo se estructuró en bloques completos al azar de 4 bloques que incluían los 5 programas posibles de fertilización simultáneos. Las fertilizaciones a ensayar se decidieron tomando como referencia la habitual utilizada en la producción comercial de despacho de otoño, 75 mg de N total por planta, y, con el objetivo de testar desde ausencia hasta exceso de aporte, se programaron fertilizaciones que suponían el 0, 50, 100, 150 y 200 por cien de la fertilización comercial. Para tener un valor preciso del aporte realmente realizado, ya que se suponían variaciones

entre lo programado y lo realmente aportado, se registraron los aportes de fertilizante a partir de la pesada de las bandejas de cultivo antes y después del fertirriego y el contenido de nutrientes de las soluciones de fertilización. Se calcularon los aportes de fertilización acumulados hasta el despacho de otoño en el día 110 de cultivo: 18, 28, 60, 101 y 138 mg de N en el ensayo y 76 mg de N en el cultivo comercial, y hasta el despacho de invierno en el día 228 de cultivo: 22, 56, 74, 123 y 165 mg de N en el ensayo y 76 mg de N en el cultivo comercial. Estos últimos se usaron para identificar los cultivos de invierno y sus respectivos de otoño. La fertilización se hizo al mismo tiempo que la irrigación por inundación en piscinas diseñadas para este fin. El cultivo estaba aislado de los eventos de lluvia por una cubierta transparente instalada para tal fin. No se instalaron paredes para evitar el efecto invernadero no deseado. Cada plot lo componían 300 alvéolos de los que se irían sacando las plantas para los distintos test. El ensayo se realizó en el vivero de Tragsa en Maceda (Ourense). Las condiciones climáticas corresponden a un subtipo fitoclimático VI(V), sequías estivales poco frecuentes superadas por el riego del cultivo, precipitación anual media de 1730 mm, 2 meses de heladas seguras y 6 meses de helada probable, temperatura media de 9,9 °C y media anual de oscilación térmica diaria de 11,4 °C. La siembra se realizó el 19 de julio de 2007, con semilla de *Pinus pinaster* Ait. de la región de procedencia Noroeste Litoral. El cultivo se realizó en envase @Fores Pot 200 de 200 cc y sustrato turba-vermiculita 80:20 (turba rubia B0 gruesa, sin fertilizar de la marca Pindstrup™ y vermiculita exfoliada grado 2 Verlite®). Todos los riegos tenían como objetivo saturar la capacidad de campo del sustrato. El aporte relativo N-P-K para cada cultivo mantuvo el equilibrio 150-60-150, conseguido con los fertilizantes comerciales Universol@Blue 3:2:3 Scotts, Universol@Basis 1:5:9 Scotts, Nitrato de Calcio de GrowHow@Kemira, Fosfato monopotásico Krista™ MKP, Sulfato de Magnesio de GrowHow@Kemira y Quelato de Hierro Ferrato-MGS@(EDDHMA). Se utilizó ácido nítrico agrícola para corregir el pH del sustrato y mantenerlo en niveles próximos a 7. Paralelamente al ensayo se llevó a cabo un cultivo comercial de las mismas

características y fertirrigación comercial por aspersión y expuesto a la precipitación natural del sitio. En este último caso la estrategia de fertirrigación fue a demanda con menor aporte y más frecuencia en los aportes que en el ensayo.

El cultivo comercial tuvo una cadencia de aportes centrados en el verano, se fertilizó desde el día 35 al 105 de cultivo, y en el cultivo de ensayo los aportes se centraron al comienzo del otoño, desde el día 63 al 105 de cultivo antes del despacho de otoño y se fertilizó en 2 ocasiones más antes del despacho de invierno.

Tras la germinación en invernadero durante 3 semanas el ensayo y el cultivo comercial se trasladaron a una zona de condiciones exteriores, donde permanecieron hasta el final del cultivo. La temperatura y humedad medias diarias del aire varió entre -3,4 y 26,3 °C, y 28,0 y 92,9 %, respectivamente. Además, se registraron valores absolutos de -9 a 39 °C de temperatura ambiente, y 3 a 94 % de humedad relativa en el aire.

Al finalizar cada cultivo se registró el estado de desarrollo de la planta (altura (h) y diámetro (d)) y se recogieron muestras por fracciones de planta, (parte aérea y raíz, y acículas, tallo y raíz en otoño e invierno, respectivamente) para determinar biomasa seca y concentración y contenido de N.

Para la determinación de la biomasa, las fracciones de planta se secaron en estufa de marca MEMMERT a 70 °C durante el tiempo necesario para que el peso de una muestra de ellas no variara en medidas de días sucesivos. Para la caracterización morfológica se utilizaron 48 plantas divididas en 4 repeticiones para cada uno de los 12 tratamientos, 5 programas de fertilización de ensayo y 1 programa de fertilización comercial para cada una de las 2 épocas de despacho.

Para la determinación de nutrientes las fracciones de planta se agruparon por repetición de ensayo y por plot de muestreo en el cultivo comercial. Cada muestra analizada estaba formada por fracciones de 12 plantas. La concentración de nutrientes por fracción se determinó mediante digestión en HNO₃ y H₂O₂ y posterior determinación en equipo ICP (Perkin-Elmer, Optima 4300DV), con la excepción de N y P. La determinación de N y S se realizó mediante autoanalizador LECO.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran los valores medios de los parámetros morfológicos y nutricionales de las plantas en función del aporte de N.

Pinus pinaster creció más cuanto más se fertilizó haciéndolo en gran medida gracias al crecimiento de la parte aérea, como pudo comprobar OLIET et al. (1999) en *Pinus halepensis*. *Pinus pinaster* no sólo aumentó la fracción de biomasa radical respecto del total de la planta al reducir el recurso nutritivo del sustrato, como en el trabajo de CLIMENT et al. (2011), sino que presentó la máxima biomasa radical con la aplicación de 28 mg de N para un despacho de otoño y de 56 mg de N para un despacho de invierno, y aplicaciones fertilizantes superiores redujeron la biomasa radical a un valor constante similar al de la planta sin fertilizar. Sin embargo, *Pinus halepensis* dedicó más fracción de biomasa a las raíces que *Pinus pinaster* en iguales condiciones de cultivo (CLIMENT et al., 2011) y mantuvo la biomasa radical constante independientemente de la fertilización a partir de 31 mg de N (OLJET et al., 1999). Asumiendo que en condiciones de campo restricciones por causa de la ausencia de agua implican también restricciones nutricionales por la menor incorporación de la solución agua-nutrientes, *Pinus pinaster* combinaría una estrategia de evitación de la sequía-inanición en ambientes mediterráneos, a través de la producción de más raíces y por tanto de la exploración de horizontes del suelo más profundos y húmedos, y una estrategia de uso eficiente del agua al priorizar el crecimiento en la parte aérea en aquellos ambientes donde el recurso agua-nutrientes está asegurado y la competencia herbácea por la luz pasa a ser importante para el éxito de la especie. Esto explica el mayor carácter estenoico de *Pinus pinaster* frente a *Pinus halepensis*, demostrado por la mayor capacidad del primero a ocupar parte de los hábitats de otras especies del género en España (GANDULLO Y SÁNCHEZ, 1994).

La reducción del contenido de N en raíz en el programa de fertilización de mayor aporte del despacho de invierno podría ser una primera manifestación de toxicidad, a la vista de que no se ven reducidos los contenidos de N en tallo ni acículas, y de que para el conjunto de la planta no se detecta ninguna disminución de contenido

de N sino un valor constante en los mayores programas de fertilización. Sin embargo, SALIFU & JACOBS (2006) encontraron para *Quercus rubra* que la disminución del contenido de N en las fertilizaciones tóxicas, las que reducían dicho contenido para el conjunto de la planta, se producían por una disminución del contenido de N en la parte aérea, permaneciendo el contenido de N de la parte radical similar en todo el rango de aplicación de fertilizante ensayado, de ninguna fertilización a fertilización tóxica. La distinta distribución temporal de la aplicación de fertilizante en ambos ensayos podría ser una explicación. Por un lado, la fertilización en el estudio de SALIFU & JACOBS (2006) estuvo más centrada en el periodo vegetativo y la del presente trabajo lo estuvo al final del periodo vegetativo y comienzos del otoño. Por otro lado, puede estar sucediendo que el crecimiento de la raíz de *Pinus pinaster* sea más intenso al final del periodo vegetativo, en cuyo momento el crecimiento de la parte aérea se ralentizaría, como en *Pinus sylvestris* (LIVONEN et al., 2001), y *Fraxinus pennsylvanica*, *Quercus coccinea*, *Corylus colurna* y *Syringa reticulata* cuyas máximas tasas de crecimiento radical se produjeron al final del periodo vegetativo o inicios del otoño perdurando hasta más tarde que el crecimiento del tallo (HARRIS et al., 1995). Por todo ello, cabe pensar que los nutrientes en el consumo de lujo se dirigen a los órganos que tienen mayor crecimiento en el momento de la asimilación del nutriente.

Otra manifestación del efecto de la distribución temporal de la fertilización fue la encontrada entre la planta de cultivo comercial que se fertilizó en verano y creció mucho más, 1007 ± 176 mg/planta, que la planta que más creció de ensayo 839 ± 128 mg/planta, valores en el despacho de otoño. Puesto que plantas más grandes a la salida del vivero crecerían más tras su plantación en campo (VILLAR-SALVADOR et al., 2012) concentrar las fertilizaciones en el periodo vegetativo mejoraría la calidad de la planta a igualdad de condiciones nutricionales de cultivo, puesto que también crecerían más las plantas más fertilizadas en vivero (VILLAR-SALVADOR et al., 2012).

Los valores de concentración en planta alcanzaron y superaron el 3,56 y 3,22 % con aplicaciones a partir de 60 y 74 mg de N por planta, aplicaciones asimilables al aporte comercial, y llegando hasta el 4,25 y

4,30 % en los programas de máximo aporte de 138 y 165 mg de N por planta en otoño e invierno, respectivamente. Sin embargo, los valores de concentración de N en planta encontrados en bibliografía para *Pinus pinaster* son 1,55 % con la aplicación de 62 mg de N por planta, tras cultivo realizado desde comienzos de junio a diciembre y con aplicación de fertilizante de liberación lenta (FRAYSSE & CREMIERE, 1998), y de 0,95 a 1,12 % en acículas de árboles adultos en plantaciones juveniles gallegas (EIMIL et al., en prensa). Estos valores fueron

corroborados por los encontrados en la planta comercial analizada en este trabajo que fue de 1,51 % de N por planta. El aumento de la concentración de N en el ensayo más allá de los valores habituales fue probablemente favorecido por la época de fertilización utilizada: al final del periodo vegetativo y durante el comienzo del otoño, periodo en que el crecimiento se ralentizaría y la asimilación de N se podría estar traduciendo en gran medida en almacenaje reflejándose en aumento de la concentración.

	promedio	mg de N aportado					
	sig. diferencia desvest cuenta	18	28	60	101	138	76 com
otoño	bm planta (mg/planta)	579 a 89 48	701 b 136 48	734 b 125 48	839 c 128 48	845 c 189 48	1007 c 176 48
	N cont planta (mg/planta)	5,9 a 0,4 4*	11,9 b 1,5 4*	26,1 c 2,5 4*	37,0 d 2,6 4*	36,0 d 6,1 4*	15,3 d 2,1 4*
	N conc planta (%)	1,02 a 0,04 4*	1,69 b 0,08 4*	3,56 c 0,14 4*	4,41 d 0,16 4*	4,25 e 0,09 4*	1,51 e 0,13 4*
otoño	h (cm)	5,3 a 0,9 48	6,3 b 0,8 48	6,3 b 0,9 48	7,5 c 1,2 48	7,7 c 1,3 48	8,2 c 1,1 48
	d (mm)	1,6 a 0,1 48	1,7 b 0,2 48	1,6 ab 0,1 48	1,9 d 0,2 48	1,8 c 0,2 48	2,0 c 0,2 48
	esbeltez (cm/mm)	3,3 a 0,6 48	3,7 b 0,5 48	3,9 bc 0,5 48	4 c 0,7 48	4,3 d 0,7 48	4,1 d 0,6 48
	bm aérea (mg/planta)	308 a 52 48	390 b 75 48	451 c 76 48	566 d 80 48	574 d 119 48	576 d 102 48
	bm radical (mg/planta)	270 a 46 48	311 b 72 48	284 a 57 48	273 a 61 48	271 a 78 48	431 a 91 48
	bm aérea/bm radical (0/1) (log)	1,1 a 0,2 48	1,3 b 0,2 48	1,6 c 0,3 48	2,2 d 0,5 48	2,2 d 0,5 48	1,4 d 0,2 48
	bm aérea/bm planta (0/1)	0,53 a 0,1 48	0,55 b 0,1 48	0,68 c 0,1 48	0,61 d 0,1 48	0,67 d 0,1 48	0,57 d 0,1 48

	promedio	mg de N aportado					
	sig. diferencia desvest cuenta	22	56	74	123	165	76 com
invierno	bm planta (mg/planta)	850 a 124 48	1102 b 136 46	1453 c 210 48	1684 d 261 48	1615 d 365 48	1471 d 260 46
	N cont planta (mg/planta)	9,9 a 0,6 4*	16,0 b 1,3 4*	46,8 c 2,1 4*	68,3 d 2,3 4*	69,6 d 5,2 4*	18,4 d 3,1 4*
	N conc planta (%)	1,15 a 0,03 4*	1,45 b 0,16 4*	3,22 c 0,10 4*	4,07 d 0,13 4*	4,30 e 0,18 4*	1,25 e 0,04 4*
invierno	h (cm)	6,1 a 0,7 48	6,7 b 0,9 48	7,4 c 1,2 48	8,6 d 1 48	9,3 e 1,3 48	9,2 e 1 48
	d (mm)	1,6 a 0,2 48	1,7 a 0,2 48	2,4 b 0,4 48	2,4 b 0,4 48	2,5 b 0,4 48	2,3 b 0,2 48
	esbeltez (cm/mm)	3,8 bc 0,5 48	3,9 c 0,6 48	3,2 a 0,6 48	3,6 b 0,8 48	3,8 bc 0,5 48	4,1 d 0,4 48
	bm aérea (mg/planta)	470 a 74 47	675 b 92 46	1074 c 157 46	1304 d 209 47	1280 d 292 43	911 d 142 46
	bm radical (mg/planta)	380 b 74 47	427 c 79 46	379 b 90 46	378 b 75 47	335 a 94 43	560 a 156 46
	bm aérea/bm radical (0/1)	1,3 a 0,3 47	1,6 b 0,3 46	2,9 c 0,6 46	3,4 d 0,5 46	3,9 e 0,7 43	1,7 e 0,5 46
	bm aérea/ bm planta (0/1)	0,55 a 0,05 47	0,61 b 0,05 46	0,74 c 0,04 46	0,77 d 0,03 47	0,79 e 0,03 43	0,6 e 0,1 46
	bm acículas (mg/planta)	404 a 66 47	590 b 85 46	906 c 133 46	1083 d 173 47	1053 d 236 43	759 d 120 46
	bm tallo (mg/planta) (KW)	66 a 12 47	88 b 17 44	163 c 34 45	222 d 47 47	227 d 66 43	152 d 31 46
	N conc acículas (%)	1,29 a 0,03 4*	1,52 b 0,05 4*	3,51 c 0,17 4*	4,40 d 0,19 4*	4,60 e 0,20 4*	1,33 e 0,08 4*
	N cont acículas (mg/planta)	5,2 a 0,3 4*	8,9 b 0,6 4*	31,7 c 1,5 4*	47,4 d 1,9 4*	48,5 d 3,6 4*	10,0 d 0,8 4*

Tabla 1 (continuación)

	promedio	mg de N aportado					
		22	56	74	123	165	76 com
sig. diferencia desvest cuenta							
invierno	N conc tallo (%)	0,83 a 0,05 4*	1,17 a 0,06 4*	3,68 b 0,32 4*	4,15 c 0,26 4*	4,55 d 0,21 4*	1,09 e 0,11 4*
	N cont tallo (mg/planta)	0,55 a 0,03 4*	1,58 b 0,08 4*	5,97 c 0,46 4*	9,19 d 0,87 4*	10,40 e 0,88 4*	1,64 f 0,10 4*
	N conc radical (%)	1,06 a 0,04 4*	1,28 b 0,10 4*	2,41 c 0,06 4*	3,10 d 0,21 4*	3,15 e 0,09 4*	1,20 f 0,05 4*
	N cont radical (mg)	4,0 a 0,3 4*	5,5 b 0,3 4*	9,1 c 0,8 4*	11,7 d 0,5 4*	10,6 e 1,4 4*	6,7 f 1,0 4*
	bm acícula/bm planta (0/1)	0,47 a 0,05 47	0,54 b 0,05 46	0,63 c 0,04 47	0,64 d 0,03 48	0,66 d 0,04 47	0,51 e 0,09 46
	bm tallo/bm planta (0/1)	0,08 a 0,01 47	0,08 a 0,02 46	0,12 b 0,03 47	0,13 c 0,02 48	0,14 c 0,02 47	0,10 d 0,03 46

Tabla 1. Estado de la planta para cada programa de fertilización y época de despacho. Test de Rangos Múltiples LSD con el 5 % de confianza para un modelo de bloques completos al azar según programas de fertilización y repetición como efectos principales. Letras distintas indican diferencias significativas entre programas de fertilización, siendo las letras precedentes del abecedario valores más bajos. Si no se indica los residuos de la ANOVA eran normales, independientes y presentaban homocedasticidad; (log) se transformaron logarítmicamente los datos para conseguir la normalidad y homocedasticidad de los residuos de la ANOVA; (KW) ante la ausencia de cumplimiento de las hipótesis de la ANOVA se realizó un test de medianas para la comparación múltiple de tratamientos; * 4 data from 12 individual seedlings. Abreviaturas: bm, biomasa; h, altura, N conc, concentración de Nitrógeno, N cont, contenido de Nitrógeno; QDI, índice de calidad de Dickson; com, cultivo comercial.

El diámetro de la planta cultivada en vivero aumentó con la fertilización, especialmente en el despacho de otoño, mientras que en el de invierno este efecto se diluía igualándose los diámetros de los tres mayores programas de fertilización. La densificación de la parte aérea del cultivo podría explicar este efecto del mismo modo que evidencias de la reducción del diámetro en el cuello de la planta con el aumento de la densidad del cultivo de *Pseudotsuga menziessii* fueron encontradas por TIMMIS & TANAKA (1976).

SALIFU & JACOBS (2006) determinaron que el estado de suficiencia se conseguía para *Quercus rubra* a partir de una aplicación de 25 mg de N por planta y periodo vegetativo, y el de toxicidad a partir de la aplicación de 100 mg de N por planta y periodo vegetativo. SALIFU & TIMMER (2003), detectaron para *Picea mariana* la máxima producción de biomasa se alcanzaba en el estado de suficiencia con una aplicación de 30 mg de N por planta y un estado óptimo de carga nutricional con valores de 64 mg de N por planta y periodo vegetativo. Estos valores son inferiores a los encontrados para *Pinus pinaster* para el

que se detectó el estado de suficiencia con aplicaciones entre 60 y 101 mg de N por planta y periodo vegetativo para cultivos de despacho en otoño, y entre 74 y 123 mg de N por planta y periodo vegetativo para cultivos de despacho en invierno. En nuestro trabajo no se detectaron estados de toxicidad, y por tanto óptimos, puesto que no se observaron reducciones en el contenido de N por planta en las máximas aplicaciones. Sin embargo, la reducción del contenido de N en raíz con el aporte de 165 mg de N en el despacho de invierno, apuntaría a la existencia de unos primeros síntomas en este sentido. No obstante, los aportes ensayados ya suponen referencias para cargar nutricionalmente a la planta en los siguientes cultivos comerciales. Con la carga nutricional de consumo de lujo ensayada el contenido de N llegó a un 137 % en otoño y a un 148 % en invierno respecto al estado de suficiencia, valores similares a los encontrados en SALIFU & TIMMER (2003), que asegurarían mejores comportamientos en campo (FRAYSSE & CREMIERE, 1998; LUIS et al., 2009; SALIFU et al., 2005).

La carga nutricional con la que se podría cultivar comercialmente en vivero *Pinus pinaster* diferenciarían éstas de otras plantas de menor calidad cultivadas con programas tradicionales de fertilización. Campañas de divulgación de este tipo de información acompañando a la planta de vivero cargada nutricionalmente podrían mejorar la rentabilidad de la producción viverística al aumentar la confianza del repoblador garantizando los resultados de la planta en las repoblaciones.

Agradecimientos

Este trabajo se realizó con la colaboración del equipo de producción, laboratorio y campo del Vivero en Maceda de la Dirección Técnica y de la Dirección Adjunta de I+D+i del Grupo Tragsa, y con la co-financiación del programa INTERREG IIIB SUDOE a través del proyecto DEFOR (SO2/1.3/F64) y del Ministerio de Innovación y Ciencia dentro del proyecto Restauración y Gestión Forestal-Bosques del Futuro (PSS-310000-2009-20).

BIBLIOGRAFÍA

- ALLUÉ, J.L.; 1990. *Atlas fitoclimático de España- Taxonomías*. INIA. Ministerio de Agricultura. Madrid
- CLIMENT, J.; CHAMBEL, M.R.; PARDOS, M.; LARIO, F. & VILLAR-SALVADOR, P.; 2011. Biomass allocation and foliage heteroblasty in hard pine species respond differentially to reduction in rooting volume. *Eur. J. Forest Res.* 130(5):841-850.
- DICKSON, A.; LEAF, A. & HOSNER, J.F.; 1960. *Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries*. *The Forestry Chronicle*. Downloaded from pubs.cif-ifc.org by University Of New Brunswick - Harriet Irving Library on 07/29/11
- EIMIL, C.; SÁNCHEZ, F.; PÉREZ, C.; RODRÍGUEZ, R.; ÁLVAREZ, E.; TOVAL, G.; DÍAZ, R. Y MENÉNDEZ, M.; 2013. Evaluación de estado nutricional e índice de sitio en repoblados de pino pinaster atlántico: efecto del sustrato geológico. *En: C. Martínez-Ruiz, F.J. Lario y B. Fernández-Santos (eds.), Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación: 129-135*. AEET-SECF. Madrid.
- FRAYSSE, J.Y. & CREMIERE, L.; 1998. Nursery factors influencing containerized *Pinus pinaster* seedlings' initial growth. *Silva Fennica* 32(3).
- GONZÁLEZ, M.E.; DONOSO, C. Y ESCOBAR, B.; 1996. Efecto de distintos regímenes de manejo radicular en el crecimiento de plantas de raulí (*Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl) Oerst.) 1-0 a raíz desnuda. *Bosque* 17(1):29-41.
- FERNÁNDEZ, M.; MARCOS, C.; TAPIAS, R.; RUIZ, F. & LÓPEZ, G.; 2007. Nursery fertilisation affects the frost-tolerance and plant quality of *Eucalyptus globulus* Labill. Cuttings. *Ann. For. Sci.* 64: 865-873.
- GANDULLO, J.M. Y SÁNCHEZ, O. 1994 *Estaciones ecológicas de los pinares españoles Colección Técnica*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Icona. Madrid
- GROSSNICKLE, S.C.; 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. *New Forest.* 43:711-738.
- KONTUNEN-SOPPELA, S.; 2001. *Dehydrins in Scots pine tissues: responses to annual rhythm, low temperature and nitrogen*. Oulu University Press, Oulu, Finland, 22p, URL: <http://hersules.oulu.fi/isbn9514259114>
- LIVONEN, S.; RIKALA, R. & VAPAAVOURI, E.; 2001. Seasonal root growth of Scots pine seedlings in relation to shoot phenology, carbohydrate status, and nutrient supply. *Can. J. Forest Res.* 31(9): 1569-1578.
- LUIS, V.C.; PUÉRTOLAS, J.; CLIMENT, J.; PETERS, J.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, M.; MORALES, D. & JIMÉNEZ, M.S.; 2009. Nursery fertilization enhances survival and physiological status in Canary Island pine (*Pinus canariensis*) seedlings planted in a semiarid

- environment. *Eur J. Forest Res.* 128: 221-229.
- OLIET, J.A.; SEGURA, M.L.; MARTÍN, F.; BLANCO, E.; SERRADA, R.; LÓPEZ-ARIAS, M. Y ARTERO, F.; 1999. Los fertilizantes de liberación controlada lenta aplicados a la producción de planta forestal de vivero. Efecto de dosis y formulaciones sobre la calidad de *Pinus halepensis* Mill. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 8: 207-228.
- OLIET, J.A.; VALDECANTOS, A.; PUÉRTOLAS, J. & TRUBAT, R.; 2006. Influencia del estado nutricional y el contenido en carbohidratos en el establecimiento de las plantaciones. En: J. CORTINA, J.L. PEÑUELAS, J. PUÉRTOLAS, R. SAVÉ, Y A. VILAGROSA (eds.), *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos*: 89-117. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ROYO, A.; FERNÁNDEZ, M.; GIL, L. & PARDOS, J.A.; 2003. Assessing the hardiness of aleppo pine, maritime pine, and holm oak seedlings by electrolyte leakage and water potential methods. *Tree Planters' Notes* 50 (1): 38-43.
- SALIFU, K.F. & TIMMER, V.R.; 2003. Optimizing nitrogen loading of *Picea mariana* seedlings during nursery culture. *Can. J. For. Res.* 33: 1287-1294.
- SALIFU, K.F.; JACOBS, D.F. & BIRGE, Z.; 2005. Maximizing nutrient storage in nursery culture to promote retranslocation and growth of outplanted seedlings. In: S.J. Colombo (comp.), *The Thin Green Line: A symposium on the state of the art in reforestation proceedings*: 86-91. Thunder Bay, ON. 26-28 July 2005.
- SALIFU, K.F. & JACOBS, D.F.; 2006. Characterizing fertility targets and multi-element interactions in nursery culture of *Quercus rubra* seedlings. *Ann. For. Sci.* 63: 231-237.
- TIMMIS, R. & TANAKA, Y.; 1976. Effects of container density and plant water stress on growth and cold hardiness of Douglas-fir seedlings. *Forest Sci.* 22/(2): 167-172.
- VILLAR-SALVADOR, P.; PUÉRTOLAS, J.; CUESTA, B.; PEÑUELAS, J.L.; USCOLA, M.; HEREDIA-GUERRERO, N. & BENAYAS, J.M.R.; 2012. Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. *New Forest.* 43: 755-770.

EFFECTIVIDAD DE LA FERTILIZACIÓN FOLIAR NITROGENADA COMO HERRAMIENTA PARA INCREMENTAR LA CONCENTRACIÓN DE NITRÓGENO EN BRINZALES DE *Pinus halepensis* Mill. Y *Quercus ilex* L.

Mercedes Uscola^{1,*}, Karla Quispe¹, Judith Maroto¹, Pedro Villar-Salvador¹, Charles R. Warren² y Juan A. Oliet Palá³

¹ Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Alcalá, E-28871, Alcalá de Henares, Madrid. *Correo electrónico: mercedes.uscola@uah.es.

² School of Biological Sciences, Heydon-Laurence Building A08, The University of Sydney, 2006, Sydney, New South Wales, Australia.

³ Departamento de Silvopascicultura, Escuela de Ingeniería Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid, E-28040 Madrid, Spain.

Resumen

Se analizó la efectividad de la fertilización foliar con diferentes fuentes de nitrógeno (N) (NH_4^+ , NO_3^- , urea y glicina) para sobrecargar de N brinzales de *Quercus ilex* L. y *Pinus halepensis* Mill. Las plantas se fumigaron con soluciones fertilizantes enriquecidas en ^{15}N , tres veces al día, durante dos días. *Q. ilex* presentó una mayor tasa de absorción de N que *P. halepensis* a pesar de mostrar una cutícula menos permeable al agua, estimada mediante medición de la transpiración residual. Ambas especies mostraron el mismo patrón de absorción de las fuentes de N. La urea fue la fuente más efectiva ya que se absorbió tres veces más que las restantes, presentando la mayor eficiencia de absorción (25%). El NH_4^+ presentó una mayor tasa y eficiencia (8%) de absorción que el NO_3^- y la glicina, las cuales no difirieron entre sí. Las fuentes inorgánicas se translocaron a raíces con mayor eficiencia que las orgánicas en ambas especies. La fertilización foliar, especialmente con urea, incrementó significativamente la concentración de N respecto a plantas sin fertilizar. Este estudio demuestra que la fertilización foliar de N puede ser una herramienta eficaz para incrementar las reservas de N en los brinzales durante su cultivo en vivero.

Palabras clave: amonio, calidad de planta, encina, glicina, nitrato, pino carrasco y urea.

INTRODUCCIÓN

Las plantas con elevada concentración de nitrógeno (N) en sus tejidos suelen tener mayor supervivencia y crecimiento en campo por lo que condiciona el éxito de una plantación forestal (VILLAR-SALVADOR et al., 2012). El contenido de N de los brinzales depende de la fertilización recibida durante su cultivo. Las plantas pueden absorber nitrógeno (N) tanto por las raíces como por el follaje. La fertilización por vía edáfica, forma de fertilización más común, tiene una eficiencia de absorción elevada, usándose bajas concentraciones. Sin embargo, en comparación, la fertilización foliar permite una utilización más rápida del N y reduce la emisión de lixiviados, disminuyendo los problemas de contaminación. Las plantas pueden absorber una amplia gama de compuestos nitrogenados tanto inorgánicos, como el NH_4^+ y NO_3^- , como orgánicos, como la urea

o los aminoácidos. El tipo de fuente de N puede condicionar el desarrollo de las plantas (PEUKE et al., 1998). Es importante una adecuada selección de la fuente de N a utilizar en fertilización foliar para maximizar la absorción del N y el desarrollo de las plantas así como evitar posibles daños foliares (HARRISON et al., 2000). La mayoría de los estudios sobre fertilización foliar se han realizado con fuentes inorgánicas o urea, pero de forma independiente, siendo escasos los trabajos sobre compuestos orgánicos complejos. Además, la mayoría de los trabajos se centran en una única especie, normalmente agrícola y/o hortícola (KLEIN & WEINBAUM, 1985). Por ello, faltan estudios comparativos con diferentes fuentes de N en especies funcionalmente distintas. Los estudios con especies forestales se han centrado en la absorción de compuestos nitrogenados procedentes de la deposición atmosférica, principalmente

en coníferas boreales. Aunque los valores de concentración de N testadas en estudios de deposición son más bajas que las empleada en fertilización foliar (ADRIAENSSENS et al., 2010). Los estudios sobre fertilización foliar en especies forestales mediterráneas son muy escasos, existiendo alguna experiencia con el olivo (ver Klein & Weinbaum 1985).

En este estudio se compara la eficacia, medida como la absorción de N y el incremento de la concentración de N en la planta, así como la eficiencia de la fertilización foliar de cuatro fuentes de N: urea, glicina, NH_4^+ y NO_3^- , en dos especies: *Pinus halepensis* Mill. (pino carrasco) y *Quercus ilex* L. ssp. *ballota* (Desf) Samp. (encina). Ambas especies son ampliamente cultivadas en los viveros forestales españoles ya que son muy utilizadas en reforestación y son especies de estrategias ecológicas y atributos funcionales muy contrastados.

MATERIAL Y MÉTODOS

Material vegetal, diseño experimental y marcaje con ^{15}N y ^{13}C .

Los contenedores individualizados de brinzales de un año se sellaron con plástico para evitar la posible contaminación del sustrato. Las partes aéreas se fumigaron con soluciones 40mM de N de cuatro fuentes de N: amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), urea y glicina. Se prepararon dos soluciones por cada fuente de N con agua desionizada. En la primera solución el ^{15}N estaba en abundancia natural (soluciones no marcadas), mientras que la segunda, estaba enriquecida en ^{15}N (soluciones marcadas). En el caso del NH_4^+ y NO_3^- se utilizó sulfato amónico- ^{15}N y nitrato- ^{15}N potásico con una abundancia de ^{15}N del 60 átomo%, mientras en urea (SIGMA Aldrich Co, Milwaukee, USA) y en glicina fue del 98 átomo% (Cambridge Isotope Laboratories, Andover, USA).

Por cada especie y fuente de N se usaron cuatro y doce plantas para las

soluciones no marcadas (plantas no marcadas) y marcadas (plantas marcadas), respectivamente. La fumigación se realizó tres veces al día durante dos días. Antes de la fumigación se cosecharon cuatro plantas de cada especie (plantas control).

Cuantificación de la cantidad de solución fertilizante aplicada.

Durante la fumigación se colocó un papel de filtro rodeando la planta y su base. El volumen de solución aplicada (V_a), se calculó como la diferencia de peso del fumigador antes (P_{if}) y después de cada fumigación (P_{ff}). El volumen de la solución aplicada pero no retenida en la parte aérea (V_{nr}) se midió como la diferencia entre el peso del papel filtro después (P_{fp}) y antes de cada fumigación (P_{ip}). El volumen de la solución retenida por la parte aérea de la planta (V_r) se calculó según la siguiente ecuación:

$$V_r = V_a - V_{nr} = (P_{if} - P_{ff}) - (P_{fp} - P_{ip}) \text{ (ml) [1]}$$

Procesado de plantas y análisis isotópico.

Las partes aéreas se separaron de las raíces cortando por el punto de sellado con el plástico. Los cepellones se congelaron hasta su procesado. En las partes aéreas se midió la transpiración residual (T_R) como un estimador de la permeabilidad de la cutícula, siguiendo la metodología descrita en VILLAR-SALVADOR et al. (2004). A continuación, la superficie foliar de cada planta se midió con un analizador de imágenes (DIAS, Delta-T Devices LTD, Cambridge, UK). Los cepellones, tras descongelarse, se lavaron con agua de grifo para eliminar el sustrato. Posteriormente, tanto las partes aéreas como las raíces se lavaron con agua destilada, se secaron durante 48 h a 60 °C y se determinó su masa. Ambos tejidos fueron molidos por separado en un molino de bolas (PM100, Retsch, Haan, Germany) y se encapsularon para analizar la concentración de N y la abundancia isotópica de ^{15}N (CF-IRMS Isochrom Micromass, Inglaterra).

Cálculo de la tasa y eficiencia de absorción y análisis estadísticos

La tasa de absorción de N de cada fuente de N (N_{marcado}) tanto en la parte aérea y radical, como a nivel de planta se calculó mediante la ecuación:

$$N_{\text{marcado}} = \frac{N_{\text{total}} \times X_N}{S_T \times t} \quad (\mu\text{g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}) \quad [2]$$

donde: N_{total} es el contenido de N en el órgano o en la planta; S_T es la superficie de la parte aérea; t es el tiempo del experimento (dos días); y X_N es la fracción de N absorbido procedente de cada solución marcada, que se calculó como:

$$X_N = \frac{\text{Exceso } ^{15}\text{N}_{\text{órgano}}}{\text{Exceso } ^{15}\text{N}_{\text{fertilizante}}} \quad [3]$$

donde: exceso $^{15}\text{N}_{\text{órgano}}$ es la diferencia entre la abundancia de ^{15}N en el órgano (parte aérea o radical) de cada planta marcada y la abundancia de ^{15}N en órgano promedio de las plantas no marcadas; y exceso $^{15}\text{N}_{\text{fertilizante}}$ es la diferencia entre la abundancia de ^{15}N en la solución fertilizante marcada y la abundancia de ^{15}N de la solución fertilizante no marcada.

Se calculó la proporción de N_{marcado} ($\%N_{\text{marcado}}$) en cada órgano respecto al N_{marcado} a nivel de planta. La eficiencia en la absorción de N de cada fuente se calculó como la proporción entre el total de N_{marcado} encontrado dentro de la planta frente al total de N retenido en la parte aérea de la planta después de la fumigación.

La tasa de absorción de las distintas fuentes de N se analizó con un ANCOVA de dos vías (factores: especie y fuente de N aplicada), siendo T_R la covariable. La distribución porcentual de N_{marcado} entre parte aérea y radical, la concentración de N en la planta y la eficiencia de la absorción de N se analizaron con un ANOVA de dos vías. Las diferencias entre tratamientos se compararon mediante el test *posthoc* LSD-Fisher. La homocedasticidad de los datos se analizó con el test de Levenne. En todos los casos el nivel de significación fue $\alpha=0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tanto *Q. ilex* como *P. halepensis* absorbieron todas las fuentes de N aplicadas por vía foliar (Figura 1a). El N_{marcado} absorbido fue mayor en *Q. ilex* que en *P. halepensis* para todas las fuentes de N ($p=0,0012$). Esta mayor capacidad de absorción foliar de N de la encina no se puede explicar por una mayor permeabilidad de la cutícula al agua ya que ésta presentó menor T_R que el pino (272 vs. 653 $\text{mmol} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ para encina y pino, respectivamente). Sin embargo, la alta significación de la covariable T_R ($p<0,001$) indica que las diferencias intraespecíficas de absorción de N están condicionadas por diferencias en la permeabilidad foliar entre individuos. Además, sugiere la importancia de la vía cuticular en la absorción de compuestos nitrogenados. Existen múltiples explicaciones a las diferencias de tasa de absorción de N foliar entre especies. Las especies mostraron diferencias en su capacidad de retención de líquido siendo mayor en encina (22 $\mu\text{l} \cdot \text{cm}^{-2}$) que en pino (12 $\mu\text{l} \cdot \text{cm}^{-2}$) (datos no mostrados), lo que aumenta la probabilidad de absorción (KLEIN & WEINBAUM, 1985; HARRISON et al., 2000). Las diferencias también pueden explicarse por diferente capacidad de penetración de los compuestos a través de los estomas. La absorción estomática puede estar más limitada en el pino que en la encina. La conductancia estomática se correlaciona con la capacidad de absorción foliar (HARRISON et al., 2000). En este sentido, SECO et al. (2008) encontraron mayor absorción de formaldehído en encina que en pino carrasco, siendo máxima en el momento de máxima conductancia estomática. Así, el pino tiene menor densidad estomática que la encina (80 vs. 465 estomas. mm^{-2} , respectivamente) (VILLAR SALVADOR datos no publicados) lo que apoyaría una menor absorción en pino. Además, los estomas del pino se encuentran en el interior de cámaras epiestomáticas (GARCÍA ÁLVAREZ et al., 2009). Por

último, las hojas de encina están densamente cubiertas por tricomas, que pueden actuar como vías de entrada, tanto por absorción a través de ellos como a un menor grosor de la cutícula en su base y a un aumento de la superficie de absorción (HARRISON et al., 2000; MORALES et al., 2002). Finalmente, es posible que los tricomas retengan una película de la solución pegada a la epidermis, y disminuyan la evaporación del líquido (MORALES et al., 2002) aumentando el tiempo de permanencia del líquido en contacto con la cutícula y por tanto, la absorción de los nutrientes.

Las distintas fuentes de N ensayadas presentaron diferencias significativas de absorción foliar ($p < 0,001$; Figura 1a). El patrón de absorción de las fuentes de N fue la misma para ambas especies. La absorción de urea fue tres veces superior a la de las restantes. La absorción de NH_4^+ fue superior a la de NO_3^- y glicina, las cuales no mostraron diferencias significativas entre sí. Este patrón puede explicarse por las características fisicoquímicas de los compuestos de N y se ha encontrado en distintos estudios (EBERHARDT & PRITCHETT, 1971). Tanto la solubilidad como la higroscopicidad descienden según la misma secuencia que la absorción observada ($\text{Urea} < \text{NH}_4^+ < \text{NO}_3^- \leq \text{glicina}$). Mientras que el índice de salinidad parcial por unidad de N sigue el patrón inverso. Dado que la solución en la superficie de la hoja se va secando paulatinamente después de la fumigación una mayor solubilidad e higroscopicidad aumentan la permanencia de la solución e implica mayor probabilidad de penetración (PEUKE et al., 1998; HARRISON et al., 2000). Igualmente una mayor salinidad del compuesto aumenta el daño en la cutícula disminuyendo la permeabilidad (HARRISON et al., 2000). Por último, la carga eléctrica de los compuestos, neutra para la glicina y urea, positiva para el NH_4^+ y negativa para el NO_3^- , contribuye a explicar los resultados. Mientras los compuestos neutros no se ven afectados por reacciones electroiónicas con

la cutícula, los compuestos catiónicos se ven favorecidos en su absorción dada un incremento de cargas negativas hacia el interior de la cutícula, mientras los aniónicos se ven repelidos (HARRISON et al., 2000). La velocidad de metabolización y el coste metabólico también siguen la secuencia $\text{urea} > \text{NH}_4^+ > \text{NO}_3^-$ contribuyendo a explicar el patrón encontrado (BOWMAN & PAUL, 1992). Sin embargo, la glicina es un compuesto neutro, con bajo coste y alta velocidad metabólicos su baja absorción en comparación a la urea y al resto de los compuestos de N puede explicarse por una inmovilización de este compuesto por parte de la comunidad microbiana de la filosfera debido a su mayor contenido en C, un elemento que suele ser limitante para ésta (MERCIER & LINDOW, 2000).

Ambas especies translocan rápidamente hacia las raíces el N absorbido en el follaje ya que a pesar de la corta duración del experimento se detectó ^{15}N de todas las fuentes de N en las raíces. El $\%N_{\text{marcado}}$ en raíces fue menos del 5% del hallado en la planta (Figura 1b), un valor similar al medido en *Olea europaea* (KLEIN & WEINBAUM, 1985). La translocación de N fue mayor en *P. halepensis* que en *Q. ilex* tal como sugiere la menor $\%N_{\text{marcado}}$ en raíces de encina que en pino ($p < 0,001$). La fuente de N condicionó la translocación de N a raíces ($p = 0,0023$). Igualmente, en *Ricinus communis* la capacidad de translocar N difirió entre fuentes de N inorgánicas, siendo superior en NO_3^- que en NH_4^+ (PEUKE et al., 1998). En ambas especies, las fuentes de N orgánicas presentaron menor $\%N_{\text{marcado}}$ en raíces que las inorgánicas. El $\%N_{\text{marcado}}$ en raíces no difirió entre las fuentes de N orgánicas en la encina pero en el pino la urea presentó menor $\%N_{\text{marcado}}$ que la glicina (interacción fuente de N x especie $p < 0,001$). Entre las fuentes inorgánicas, el $\%N_{\text{marcado}}$ fue mayor para NO_3^- que para NH_4^+ en encina, pero lo contrario se observó en pino. La actividad nitrato reductasa es mucho menor en hojas que en raíces, especialmente en pino (datos

no mostrados). La asimilación de compuestos inorgánicos en muchas especies forestales debe realizarse en el sistema radical (RENNENBERG & GESSLER, 1999). Es posible que los compuestos orgánicos de N se incorporen en mayor proporción a la maquinaria fisiológica de la hoja que las fuentes inorgánicas de N debido a su mayor facilidad de

metabolización (BOWMAN & PAUL, 1992). Nuestros resultados sugieren, por tanto, que la translocación a raíces es dependiente de las especies pero también de la fuente de N y que las especies difieren en su capacidad de metabolizar los compuestos N y/o tienen distinta demanda de N en las raíces.

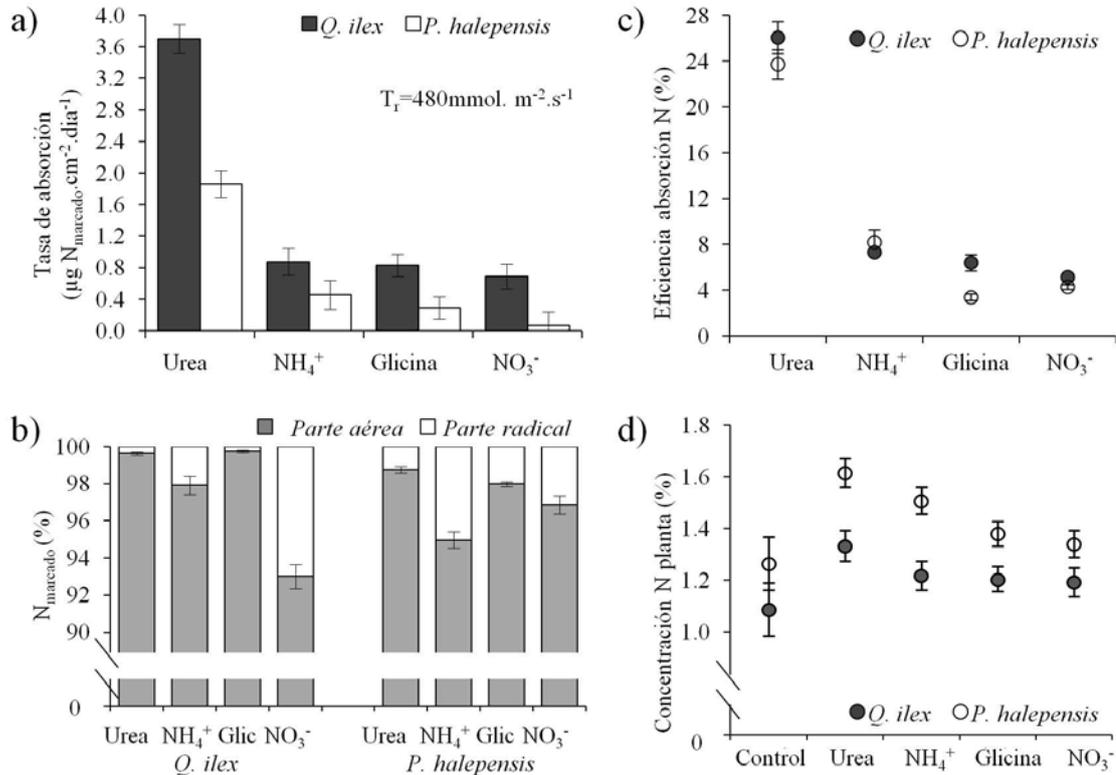


Figura 1. Tasa de absorción foliar de N (las medias están ajustadas según el valor medio de la covariable T_R) (a), distribución porcentual del N absorbido entre parte aérea y parte radical (b) y eficiencia de absorción (c) y concentración de N de la planta (d) en plantas de un año de *Q. ilex* y *P. halepensis* fumigadas sobre la parte aérea con distintas fuentes de N (NH₄⁺, NO₃⁻, urea y glicina). Las soluciones fertilizantes se prepararon a una concentración 40mM de N y se realizaron tres fumigaciones diarias durante dos días. Los datos son medias ± un error estándar.

La eficiencia de absorción de las fuentes de N fue mayor en encina que en pino en todas las fuentes excepto en NH₄⁺ (interacción fuente de N × especie p=0.004). La urea presentó la mayor eficiencia en ambas especies (Figura 1c), al igual que en otros estudios (EBERHARDT & PRITCHETT, 1971; BOWMAN & PAUL, 1992). La glicina y NH₄⁺ mostraron eficiencias intermedias en encina, sin diferencias entre sí y el NO₃⁻ fue la fuente con menor eficiencia de absorción. La

eficiencia de absorción en pino se redujo según el orden NH₄⁺ > NO₃⁻ > glicina.

La concentración de N fue mayor en pino que en encina (p=0.0011) (Figura 1d). En ambas especies las plantas fertilizadas tuvieron una mayor concentración de N que plantas no fertilizadas y respondieron igual ante las fuentes de N (fuente de N p<0.001). La urea presentó la mayor concentración de N. El resto de fuentes de N presentaron menor concentración sin diferencias entre ellas, aunque siguiendo la tendencia

observada en las tasas de absorción de las distintas fuentes. La menor concentración de N en tejidos de encina pese a su mayor absorción puede explicarse por un efecto de dilución del N absorbido dada su mayor masa.

Dado que todas las fuentes de N incrementaron la concentración de N de las plantas en un plazo de tiempo muy corto sin causar, aparentemente, daños foliares y que el N se translocó rápidamente a las raíces, consideramos que la fertilización foliar puede ser una herramienta muy útil para reforzar la fertilización convencional por vía edáfica e incrementar la concentración de N en los tejidos en plantas forestales destinadas a repoblaciones forestales.

Agradecimientos

Agradecemos al Centro Nacional de Recursos Genéticos Forestales "El Serranillo" por suministrarnos las plantas. Este estudio ha sido realizado gracias a una beca FPU del MEC concedida a M. Uscola y a los proyectos AGL2006-12609-C02-01/FOR ENCINUT, AGL2011-24296 ECOLPIN (MICIIN), así como a la red REMEDINAL 2 (S2009/AMB/1783) de la Comunidad de Madrid.

BIBLIOGRAFÍA

- ADRIAENSSENS, S.; STAELENS, J.; WUYTS, K.; SCHRIJVER, A.; WITTENBERGHE, S.; WUYTACK, T.; KARDEL, F.; VERHEYEN, K.; SAMSON, R. & BOECKX, P.; 2010. Foliar nitrogen uptake from wet deposition and the relation with leaf wettability and water storage capacity. *Water Air Soil Poll.* 219: 43-57.
- BOWMAN, D.C. & PAUL, J.L.; 1992. Foliar Absorption of urea, ammonium, and nitrate by Perennial Ryegrass Turf. *J. Am. Soc. Hortic. Sci.* 117: 75-79.
- EBERHARDT, P. J. & PRITCHETT, W. L.; 1971. Foliar applications of nitrogen to slash pine seedlings. *Plant Soil* 34:731-740.
- GARCÍA ÁLVAREZ, S.; GARCÍA-AMORENA, I.; RUBIALES, J.M. & MORLA, C.; 2009. The value of leaf cuticle characteristics in the identification and classification of Iberian Mediterranean members of the genus *Pinus*. *Bot. J. Linn. Soc.* 161:436-448.
- HARRISON, A.F.; SCHULZE, E.D.; GEBAUER, G. & BRUCKNER, G.; 2000. Canopy uptake and utilization of atmospheric pollutant nitrogen. In: E.D., Schulze (ed.), *Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems*: 171-188. Springer. Berlin.
- KLEIN, I. & WEINBAUM, S.A.; 1985. Foliar application of urea to almond and olive: leaf retention and kinetics of uptake. *J. Plant Nut.* 8:117-129.
- MERCIER, J. & LINDOW, S.E.; 2000. Role of leaf surface sugars in colonization of plants by bacterial epiphytes. *Appl. Environ. Microb.* 66: 369-74.
- MORALES, F.; ABADÍA, A.; ABADÍA, J.; MONTSERRAT, G. & GIL-PELEGRÍN, E.; 2002. Trichomes and photosynthetic pigment composition changes: responses of *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. and *Quercus coccifera* L. to Mediterranean stress conditions. *Trees* 16: 504-510.
- PEUKE, A.D.; JESCHKE, W.D.; DIETZ, K.J.; SCHREIBER, L. & HARTUNG, W.; 1998. Foliar application of nitrate or ammonium as sole nitrogen supply in *Ricinus communis* L. Carbon and nitrogen uptake and inflows. *New Phytol.* 138: 675-687.
- RENNENBERG, H. & GESSLER, A.; 1999. Consequences of N deposition to forest ecosystems- recent results and future research needs. *Water Air Soil Poll.* 116: 47-64.

- SECO, R.; PEÑUELAS, J. & FILELLA, I.; 2008. Formaldehyde emission and uptake by Mediterranean trees *Quercus ilex* and *Pinus halepensis*. *Atmos. Environ.* 42: 7907-7914.
- VILLAR-SALVADOR, P.; PLANELLES, R.; OLIET, J.; PENUELAS-RUBIRA, J.L.; JACOBS, D.F. & GONZÁLEZ, M.; 2004. Drought tolerance and transplanting performance of holm oak (*Quercus ilex*) seedlings after drought hardening in the nursery. *Tree Physiol.* 24: 1147-1155.
- VILLAR-SALVADOR, P.; PUÉRTOLAS, J.; CUESTA, B.; PEÑUELAS, J.L.; USCOLA, M.; HEREDIA-GUERRERO, N. & REY BENAYAS, J.M.; 2012. Increase in size and nitrogen concentration enhances seedling survival in Mediterranean plantations. Insights from an ecophysiological conceptual model of plant survival. *New Forest.* 43: 755-770.

EVALUACIÓN DEL ESTADO NUTRICIONAL E ÍNDICE DE SITIO EN REPOBLADOS DE *Pinus pinaster* ATLÁNTICO: EFECTO DEL SUSTRATO GEOLÓGICO

Cristina Eimil Fraga^{1*}, Federico Sánchez Rodríguez¹, César Pérez Cruzado¹, Roque Rodríguez Soalleiro¹, Esperanza Álvarez Rodríguez², Gabriel Toval Hernández³, Raquel Díaz Vázquez³ y María Menéndez Gutiérrez³

¹ Dpto. Producción Vegetal, E.P.S. de Lugo, Universidad de Santiago, Campus Universitario s/n, 27002, Lugo. *Correo electrónico: cristina.eimil@usc.es

² Dpto. Edafología y Química Agrícola, E.P.S. de Lugo, Universidad de Santiago, Campus Universitario s/n, 27002, Lugo. Correo electrónico: esperanza.alvarez@usc.es

³ Centro de Investigación Forestal de Lourizán. Apdo 127, 36080, Pontevedra. Correo electrónico: gabriel.toval.hernandez@xunta.es

Resumen

Se estudiaron las relaciones entre variables del suelo, nutrientes foliares y crecimiento de 128 parcelas de *Pinus pinaster* establecidas sobre distintos materiales geológicos en Galicia. Las parcelas se dividieron en los siguientes grupos: esquistos de Ordenes, esquistos ácidos, filitas y pizarras, cuarcitas y areniscas, sedimentos cuaternarios, gneises, migmatitas y rocas graníticas, lo que resulta indicativo de la variedad litológica en que se asientan las repoblaciones. Los mejores resultados se obtuvieron en parcelas asentadas en esquistos de Ordenes, gneis y rocas graníticas, que presentaron un buen IS y los mejores niveles de fertilidad y nutrición. El 80% de las parcelas sobre esquistos de Ordenes y el 36,4% de las desarrolladas en rocas graníticas no presentaron deficiencias en ningún nutriente. Los peores crecimientos y las mayores deficiencias nutricionales se observaron sobre sedimentos cuaternarios, esquistos ácidos, filitas, pizarras, cuarcitas y areniscas.

Palabras clave: crecimiento, litología, nutrición, pino marítimo

INTRODUCCIÓN

Pinus pinaster es una de las especies arbóreas más importantes en España, tanto por la superficie que ocupa, 1.693.181 ha (MARM, 2008) como por la producción de madera. Esta especie se considera frugal y se ha usado ampliamente para reforestaciones. Su importante expansión en Galicia se debe a su extraordinaria adaptación a suelos de escasa fertilidad y arenosos. Su empleo ha descendido a favor de otras especies de más rápido crecimiento en Galicia y la cornisa cantábrica, principalmente *Pinus radiata* D. Don o *Eucalyptus globulus* Labill, que se consideran sin embargo más exigentes nutricionalmente (SÁNCHEZ RODRÍGUEZ et al., 2002).

La relación entre las propiedades del suelo y el estado nutricional depende en gran medida de factores como el clima, el tipo de suelo y las prácticas de gestión (BALLARD, 1980). Los suelos de Galicia

son muy lavados, altamente ácidos, con baja concentración de Ca, Mg y K cambiables y un complejo de intercambio catiónico saturado en Al (MACÍAS y CALVO, 1992), debido al predominio de rocas de difícil alteración y altas precipitaciones; son además pobres en P por los procesos de fijación de P sobre diferentes compuestos de Fe y Al, lo que limita su asimilación por las plantas (DAMBRINE et al., 2000).

La litología de Galicia es muy variada, entre los materiales más abundantes destacan los esquistos y pizarras, que constituyen aproximadamente un 46% y los granitos y rocas afines que representan un porcentaje similar (45%), quedando el resto repartido entre rocas básicas y ultrabásicas y los depósitos terciarios y cuaternarios (MACÍAS y CALVO, 2001). Aunque hay estudios recientes sobre aspectos nutricionales y las consecuentes limitaciones en la producción de *P. pinaster* (MARTINS et al., 2009; LÓPEZ VARELA et

al., 2009), no se determinó su relación con el sustrato geológico de partida.

Los objetivos del presente trabajo son por tanto explorar las diferencias en las concentraciones disponibles de nutrientes en suelo, niveles foliares e índices de sitio en parcelas asentadas en un amplio rango de materiales geológicos en Galicia, así como proponer modelos predictivos en función de la litología de las parcelas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Parcelas de estudio

El estudio se llevó a cabo en 128 parcelas de *P. pinaster* atlántico (24 en Lugo, 31 en A Coruña, 36 en Ourense y 37 en Pontevedra), con edades entre 8 y 50 años y superficie mayor de 600-625 m². Las parcelas se agrupan en dos grandes bloques: uno formado por 31 parcelas instaladas en 2006 (LÓPEZ VARELA et al., 2009), y un segundo bloque constituido por una red de 97 parcelas establecidas en los años 1974 y 1975 y distribuidas también por toda Galicia (BARA y TOVAL, 1983).

En el bloque de 31 parcelas se midió la profundidad del suelo y se tomaron en 2006 tres muestras de suelo al azar por parcela que se combinaron para obtener una muestra compuesta; en las muestras se determinaron: pH en H₂O y KCl (GUTIÁN y CARBALLAS, 1976); C y N totales mediante autoanalizador LECO-2000, obteniendo la materia orgánica a partir del %C, considerando que tiene un 58% de este elemento; C/N; Ca, Mg y K cambiables por desplazamiento con NH₄Cl 1 M (PEECH et al., 1947) y P disponible (OLSEN y SOMMERS, 1982). En estas parcelas se realizó un inventario dasométrico completo, midiéndose, además, la pendiente media y la altitud. Se calcularon las principales variables dasométricas de masa, empleando para determinar el índice de sitio (IS) la relación entre altura dominante y edad, representativa de la productividad, aplicando los modelos presentados en DIÉGUEZ ARANDA et al. (2009). En octubre

de 2009, se seleccionaron 3 árboles dominantes en cada parcela, tomando en cada uno una rama bien iluminada del tercio superior de la copa (insertada a una altura de 4 ó 5 m) y todas las acículas se clasificaron por clases de edad. Las muestras de acículas se secaron a 65 °C y se molieron utilizando un tamiz de 0,5 mm. El N total se determinó con un analizador LECO-2000 y para determinar los macronutrientes se hicieron digestiones con HNO₃ en un microondas. Las concentraciones de P, K, Ca y Mg se midieron con un equipo ICP-OES después de la digestión, y se utilizó material de referencia certificado Barley 502-227 y EDTA. Los datos de temperatura media anual se obtuvieron a partir de estaciones termoplumiométricas próximas a las parcelas.

La obtención de la información litológica para las 128 parcelas se llevó a cabo con la ayuda del visor del SIGPAC, los mapas geológicos (IGME, 1981) y la cartografía de montes gestionados por la Xunta de Galicia. Cada parcela se localizaba en el SIGPAC con la provincia, ayuntamiento, parroquia, monte, lugar y altitud, se obtenían las coordenadas de la parcela y se definía el material geológico con los mapas.

Se definieron los siguientes materiales geológicos: esquistos de Ordenes (EORD, 5 parcelas), rocas graníticas (GRAN, granitos y granodioritas, bastante diversos según tamaño de grano, diaclasado y composición, 55 parcelas, se agruparon al no observarse diferencias significativas entre las series alcalinas y calcoalcalinas), gneis (GNEI, incluyendo ortogneis y paragneis, 13 parcelas), migmatitas (MIGM, 14 parcelas), esquistos (ESQU, incluyendo micaesquistos, esquistos ácidos, 12 parcelas), filitas y pizarras (FPIZ, 14 parcelas), cuarcitas y areniscas (CUAR, con componentes de esquistos y pizarras en proporción variable, 9 parcelas) y sedimentos cuaternarios (SEDC, 6 parcelas).

Tratamiento y transformación de datos

Para examinar las relaciones entre nutrientes (foliares y de suelo), IS y material geológico de partida se realizaron análisis de varianza para el factor geología, correlaciones del IS con el resto de variables, de los nutrientes del suelo con los nutrientes foliares y regresiones lineales del IS con variables del suelo, fisiográficas y foliares, empleando distintas herramientas del paquete estadístico SAS (SAS INSTITUTE, 2004). Para las regresiones se empleó el procedimiento de regresión paso a paso stepwise, empleando las variables más correlacionadas con el IS, así como sus

transformaciones sencillas (cuadrática, inversa, logarítmica).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del material geológico en variables del suelo, niveles foliares e índice de sitio

Las variables del suelo en los que no se observó un efecto significativo del material de partida fueron, el pH (rango de 4,39 a 4,81); la materia orgánica (11,8 a 16,9 %); P disponible (4 a 9 mg.kg⁻¹); K cambiante (37,3 a 70,8 mg.kg⁻¹) y Mg cambiante (8,5 a 31 mg.kg⁻¹). El material de partida solo afecta significativamente (p<0,05) al Ca cambiante, N total y a la profundidad (Tabla 1).

Variable	EORD	GNEI	MIGM	GRAN	FPIZ	CUAR	ESQU	SEDC
IS (m) (p<0,0001)	16,1 (2,18) a	15,6 (2,4) a	14,4 (1,48) a	13,7 (2,95) a	11,2 (2,62) b	10,9 (2,04) b	10,6 (2,66) b	10,5 (1,68) b
Altitud (m) (p<0,0001)	306 (138) c	360 (192) c	283 (220) c	403 (206) bc	587 (137) ab	627 (219) a	544 (186) ab	563 (25) ab
Pendiente (%) (0,0003)	5,0 (10,6) d	10,9 (9,5) cd	14,9 (7,5) bc	13,6 (8,1) bcd	23,5 (15,3) a	21,2 (8,8) ab	14,1 (8,7) bcd	6,8 (4,3) cd
Profundidad (m) (p<0,0001)	0,46 (0,08) b	0,89 (0,38) a	0,82 (0,27) a	0,80 (0,33) a	0,42 (0,25) b	0,49 (0,24) b	0,44 (0,29) b	0,86 (0,36) a
N total (%) (p=0,0009)	0,52 (0,19) ab	0,65 (0,21) a	0,41 (0,14) bc	0,43 (0,20) bc	0,40 (0,15) bc	0,31 (0,12) c	0,34 (0,13) bc	0,35 (0,15) bc
Ca cambiante (mg/kg) (p=0,0159)	86,8 (84,8) a	17,3 (36,8) b	11,5 (11,7) b	23,3 (39,2) b	26,3 (23,1) b	20,0 (13,6) b	14,3 (10,2) b	5,2 (5,7) b
N foliar (mg/g) (p=0,002)	11,2 (1,0) a	11,1 (1,2) a	9,7 (2,2) ab	11,1 (1,8) a	9,8 (1,7) ab	9,5 (1,2) ab	9,7 (1,3) ab	9,3 (0,9) b
P foliar (mg/g) (p=0,0054)	1,03 (0,22) a	0,78 (0,14) bcd	0,75 (0,14) cd	0,87 (0,18) abc	0,80 (0,15) bcd	0,93 (0,28) ab	0,81 (0,24) bcd	0,69 (0,12) d
Ca foliar (mg/g) (p<0,0001)	2,65 (1,07) a	1,28 (0,64) b	1,17 (0,52) b	1,22 (0,44) b	1,04 (0,36) b	0,93 (0,31) b	1,15 (0,2) b	0,92 (0,18) b
K foliar (mg/g) (p=0,0078)	5,31 (1,36) a	4,26 (1,68) abc	4,69 (1,45) abc	4,85 (1,38) ab	3,45 (1,29) bc	4,25 (1,98) abc	3,32 (1,58) c	3,80 (1,87) bc
Mg foliar (mg/g) (p=0,0083)	1,65 (0,49) a	1,44 (0,58) ab	1,32 (0,43) ab	1,63 (0,60) a	1,25 (0,42) ab	0,95 (0,33) b	1,13 (0,30) ab	1,26 (0,42) ab
Temperatura (°C) (p<0,0001)	12,3 (0,6) ab	12,3 (1,1) ab	13,2 (1,7) a	11,8 (1,4) bc	11,5 (1,1) bcd	10,5 (1,3) d	11,3 (0,9) bcd	10,8 (0,2) cd

Tabla 1. Media y desviación estándar (entre paréntesis) de varios parámetros según el material de partida. El nivel de p se muestra entre paréntesis, derivado del ANOVA. Las letras corresponden a los grupos según el test de diferencia de medias de Duncan

Los suelos sobre EORD presentaron una concentración de Ca cambiante significativamente más elevada que los del resto de materiales, lo que puede relacionarse con su mayor contenido en plagioclasa cálcica. El N total fue

significativamente más bajo sobre CUAR en relación a los de EORD y GNEI, lo que podría atribuirse a una menor incorporación de restos vegetales en estos suelos situados en las zonas de mayor altitud y más pendiente. SÁNCHEZ RODRÍGUEZ et al.

(2002) estudiaron el efecto de la roca (esquistos, rocas graníticas y rocas básicas) en variables del suelo en *P. radiata* en Galicia, obteniendo un efecto significativo sobre el N total y Ca y Mg cambiables (superiores sobre rocas básicas).

Con respecto a la profundidad hay 2 grupos bien diferenciados, GNEI, SEDC, MIGM y GRAN tienen mayor profundidad que el resto de materiales. En la profundidad de los suelos de Galicia influyen, además de la roca, el grado de tectonización, la posición geomorfológica y el grado de erosión (MACÍAS et al., 1982). Muchos suelos son delgados porque la roca es muy resistente a la alteración (cuarcitas, pizarras, granitos no tectonizados); en otros casos lo son por la excesiva pendiente y su localización en la zona de retroceso de la vertiente (cima y reborde) que favorece los procesos erosivos. En el caso de EORD, rocas de comportamiento similar a las básicas, la alteración da lugar generalmente a suelos profundos, sin embargo, cuando esta roca presenta un alto contenido en clorita, los suelos son de escaso espesor ya que este mineral es más resistente a la alteración que la biotita; esto es lo que ocurre en el borde de As Mariñas donde sobre esta roca se encuentran suelos muy poco evolucionados. La profundidad relativamente alta observada en muchas rocas de difícil alteración (como el granito) puede relacionarse con un elevado grado de tectonización, de modo que en zonas con abundantes fallas o fracturas estas rocas pueden sufrir una gran meteorización y originar suelos de mucho espesor.

La pendiente de las parcelas estudiadas está influenciada por la naturaleza de la roca (Tabla 1). Las diferencias de pendiente son representativas de los relieves característicos de las distintas formaciones geológicas, mucho más abruptos en las áreas pizarrosas y cuarcitas (lo que también se asocia a mayores altitudes y bajas temperaturas) siendo por el contrario el relieve muy suave en las zonas sedimentarias (altiplanos elevados y fríos) o

de EORD (ubicados en climas suaves a baja altitud).

La naturaleza de la roca afecta significativamente a la concentración foliar de N, P, Ca, Mg y K de *P. pinaster*. Para estos nutrientes las concentraciones más elevadas se obtienen en las plantaciones de las parcelas sobre EORD, que en el caso del Ca se diferencian significativamente de todas las demás, en el N de las situadas sobre SEDC, en el Mg de las que están sobre CUAR, mientras que en el caso del P, las diferencias son con las de GNEI, MIGM, ESQU, FPIZ y SEDC (Tabla 1). Los niveles más bajos de K foliar se detectaron sobre ESQU, FPIZ, SEDC y CUAR. SÁNCHEZ RODRÍGUEZ et al. (2002) también obtuvieron mayores valores foliares de Ca y Mg en parcelas sobre rocas básicas para *P. radiata*. Los resultados de P y Ca foliares obtenidos en este estudio en *P. pinaster* son del orden de los obtenidos en plantaciones de *P. radiata* (SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ et al., 2002), por el contrario los valores de N y K foliares son más bajos y los de Mg más altos que en *P. radiata*.

Se obtuvieron correlaciones significativas (datos no mostrados) entre N total del suelo y foliar ($r=0,47$, $p<0,0001$), Ca cambiable y foliar ($r=0,38$, $p<0,0001$) y K cambiable y foliar ($r=0,33$, $p=0,0002$). Teniendo en cuenta los niveles considerados deficientes en hoja de *P. pinaster* por BARA (1990) ($< 9,8 \text{ mg.g}^{-1}$ para N, $< 0,8 \text{ mg.g}^{-1}$ para P y $< 4,5$ para K) y BALBOA (2005) ($< 0,6$ para Ca mg.g^{-1} y $< 0,7 \text{ mg.g}^{-1}$ para Mg), se han calculado los porcentajes de parcelas que no presentan deficiencias y las que las presentan en uno o más nutrientes (Tabla 2), concluyéndose que los principales problemas se encuentran en SEDC, ESQU, CUAR, FPIZ y MIGM.

Para el IS se establecen dos grupos, por un lado están las plantaciones sobre EORD, GRAN, GNEI y MIGM con una buena calidad de estación (en MIGM una ubicación a menor altitud y la mayor profundidad del suelo parecen compensar las frecuentes deficiencias nutricionales) y por otro las situadas sobre FPIZ, CUAR,

ESQU y SEDC con menor IS (Tabla 1). La adaptación de *P. pinaster* a rocas de naturaleza granítica es bien conocida y se ha achacado tradicionalmente a su intolerancia a la compacidad del suelo y preferencia por texturas gruesas (GRAU et al., 1997), aunque no se había relacionado antes con el estado nutricional. BRAVO-OVIEDO (2009) realizó comparaciones entre litologías muy diversas, obteniendo muy buenos resultados para granitos en

estaciones ubicadas a altitud moderada, si bien sobre esquistos y pizarras a esa misma altitud los IS fueron también altos. El IS se correlaciona significativamente (datos no mostrados) para $p < 0,0001$ con K foliar ($r=0,35$), profundidad ($r=0,40$), temperatura ($r=0,55$) y altitud ($r= - 0,60$); y para $p < 0,05$ con Ca foliar ($r=0,19$) y Mg foliar ($r=0,22$). PACHECO MARQUES (1991) también encontró una influencia del K foliar en la productividad de esta especie.

Material geológico	EORD	GNEI	MIGM	GRAN	FPIZ	CUAR	ESQU	SEDC
Sin deficiencias	80%	30,8%	7,1%	36,4%	7,1%	11%	0%	16,7%
Deficiencias en un nutriente	20%	15,4%	21,4%	29,1%	21,4%	22%	25%	0%
Deficiencias en más de un nutriente	0%	53,8%	71,5%	34,5%	71,5%	67%	75%	83,3%

Tabla 2. Porcentaje de parcelas con deficiencias en ninguno, uno o más de un nutriente

Modelos predictivos del IS

Se elaboraron dos modelos de regresión para la predicción del IS a partir de la temperatura, altitud, variables del suelo y foliares. Un modelo completo, considerando la totalidad de las parcelas y sin diferenciar el tipo de material geológico, permite explicar un máximo del 52% de la variabilidad total del IS, introduciendo la concentración de Ca y K foliar, la profundidad y la temperatura media anual (Tabla 3). Es destacable el papel que juegan en la regresión los niveles foliares y el hecho de que el Ca foliar se introduzca en la regresión en forma cuadrática. Los datos indican que el crecimiento depende más de las variables foliares que de las variables de suelo. En un estudio de *P. pinaster* en

Asturias ÁLVAREZ-ÁLVAREZ et al. (2011) obtuvieron un R^2 más bajo (0,45) empleando la profundidad y la temperatura media estival, mientras que BRAVO-OVIEDO (2009) explicó el 60% de la variabilidad del IS en masas del interior peninsular. Se ha ajustado otra ecuación, útil para parcelas sobre rocas graníticas (Tabla 3), que explica un 53% de la variabilidad del IS introduciendo el K foliar, la profundidad y la temperatura. En caso de conocer el material geológico, es conveniente sobre granitos utilizar el modelo específico, que presenta menor sesgo (residuo medio, $MRES < 0,0001$ frente a $MRES = 0,019$) y mejor precisión (raíz del error medio cuadrático, $RMSE = 2,09$ frente al $RMSE = 2,21$) que el modelo general.

Modelo	Regresión	R^2	SSE
Completo	$IS = 20,64457 + 0,55389 * K + 2,6763 * \text{profundidad} - 141,74174 * 1/\text{temperatura media anual} + 0,18717 * Ca^2$	0,5179	567,93
Rocas graníticas	$IS = 21,99113 + 0,56813 * K + 2,82062 * \text{profundidad} - 155,71762 * 1/\text{temperatura media anual}$	0,5330	218,78

Tabla 3. Regresiones entre IS, profundidad, temperatura media anual y concentración foliar de nutrientes

CONCLUSIONES

Las plantaciones de *P. pinaster* presentan mejores crecimiento en los suelos

más profundos y sin déficit de nutrientes, observándose que variables como la profundidad, Ca y K foliar y temperatura media anual explican un 52% de la

variabilidad del IS. Sobre GRAN, MIGM o GNEI se observaron mayores IS, lo que está relacionado con suelos más profundos y altitudes bajas. Las deficiencias nutricionales fueron mayores en SEDC, ESQU, CUAR, FPIZ y MIGM; la mayoría de las parcelas sobre EORD y el 36,4% de las desarrolladas sobre GRAN no presentaron deficiencias en ningún nutriente. Esto indica que son materiales de partida donde *P. pinaster* tiene una buena adaptación y donde alcanza una mayor productividad.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ-ÁLVAREZ, P.; AFIF KHOURI, E.; CÁMARA-OBREGÓN, A.; CASTEDO DORADO, F. & BARRIO-ANTA, M.; 2011. Effects of foliar nutrients and environmental factors on site productivity in *Pinus pinaster* Ait. Stands in Asturias (NW Spain). *Ann. For. Sci.* 68: 497-509.
- BALBOA MURIAS, M. A.; 2005. *Biomasa arbórea y estabilidad nutricional de los sistemas forestales de Pinus pinaster Ait., Eucalyptus globulus Labill. y Quercus robur L. en Galicia*. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.
- BALLARD, R.; 1980. *The role of phosphorus in agriculture*. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. 763-804.
- BARÁ, S. Y TOVAL, G.; 1983. *Calidad de estación del Pinus pinaster Ait. en Galicia*. INIA. Serie: Recursos Naturales, 24. Madrid.
- BARA, S.; 1990. *Fertilización forestal*. Consellería de Agricultura, Ganadería y Montes. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela.
- BRAVO-OVIEDO, A.; 2009. *Variabilidad del crecimiento en altura dominante de Pinus pinaster Ait. en el interior peninsular*. Tesis doctoral. Universidad de Valladolid.
- DAMBRINE, E.; VEGA, J.A.; TABOADA, T.; RODRÍGUEZ, L.; FERNÁNDEZ, C.; MACÍAS, F. & GRAS, J.M.; 2000. Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne). *Ann. For. Sci.* 57: 23-38.
- DIEGUEZ-ARANDA, U. et al; 2009. *Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia*. Edita Dirección General de Montes. Xunta de Galicia. Lugo.
- GRAU, J.M.; GÓMEZ LORANCA, J.A. Y MONTOTO, J.L.; 1997. Ensayo de introducción de especies en Covarrubias (Burgos): problemas con el *Pinus pinaster*. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 4:141-150.
- GUITIÁN, F. Y CARBALLAS, T.; 1976. *Técnicas de análisis de suelos*. Ed. Pico Sacro, Santiago de Compostela.
- IGME; 1981. *Mapas Geológicos de España*. Ministerio de Industria y Energía. Madrid.
- LOPEZ VARELA, B.; OCAÑA BUENO, L.; LARIO DEZA, F.J.; MERINO GARCÍA, A. Y RODRIGUEZ SOALLEIRO, R.; 2009. Relación estación-producción y estado nutricional de plantaciones jóvenes de *Pinus pinaster* Ait. en terrenos agrícolas abandonados en Galicia. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 237-244.
- MACÍAS, F. Y CALVO DE ANTA, R.; 1992. *Suelos de la provincia de La Coruña*. Diputación de La Coruña. La Coruña.
- MACÍAS, F.; CALVO DE ANTA, R.; GARCÍA, C.; GARCÍA-RODEJA, E.; SILVA, B.; 1982. El material original: su formación e influencia en las propiedades de los suelos de Galicia. *Anal. Edafol. Agrobiol.* 41:1747-1768.
- MACÍAS, F. Y CALVO, R.M.; 2001. *Los Suelos. Atlas de Galicia*. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela
- MARM.; 2008. *Anuario de estadística forestal 2008*. Área de Medio Ambiente (<http://www.mma.es>)
- MARTINS, P.; SAMPEDRO, L.; MOREIRA, X. & ZAS, R.; 2009. Nutritional status and genetic variation in the response to nutrient availability in *Pinus pinaster*. A

- multisite field study in Northwest Spain. *Forest Ecol. Manag.* 258: 1429-1436.
- OLSEN, S.R. & SOMMERS, L.E.; 1982. Phosphorus. In: A.L. Page, R.H. Miller, & D.R. Keeney (eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. Madison (WI, EEUU).
- PACHECO-MARQUES, C.; 1991. Evaluating site quality of even-aged maritime pine stands in northern Portugal using direct and indirect methods. *Forest Ecol. Manag.* 41: 193-204.
- PEECH, L.; ALEXANDER, L. T. & DEAN, L.A.; 1947. *Methods of Soil analysis for soil fertility investigations*. USDA Cir. N° 757.
- SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, F.; RODRIGUEZ-SOALLEIRO, R.; ESPAÑOL, E.; LÓPEZ, C. A. & MERINO, A.; 2002. Influence of edaphic factors and tree nutritive status on the productivity of *Pinus radiata* D. Don plantations in northwestern Spain. *Forest Ecol. Manag.* 171: 181-189.
- SAS INSTITUTE Inc., 2004. *SAS STAT® User's guide*. SAS Institute. Inc. Cary, NC.

REGENERACIÓN NATURAL DE COMUNIDADES VEGETALES EN AMBIENTES SEMIÁRIDOS CON SUELOS RESTRICTIVOS: ¿CUESTIÓN DE TIEMPO O DE CONDICIONES EDÁFICAS?

Pablo Ferrandis^{1,*}, Esmeralda Martínez-Duro¹, Arantzazu L. Luzuriaga², Adrián Escudero² y Merav Seifan³

¹ Sección de Ecología Vegetal, Instituto Botánico, Universidad de Castilla-La Mancha, Campus de Albacete s/n, 02071 Albacete, Spain. *Correo electrónico: pablo.ferrandis@uclm.es.

² Área de Biodiversidad y Conservación, ESCET, Universidad Rey Juan Carlos, Móstoles ES-28933, Spain.

³ Plant Ecology Department, Tübingen University, Auf der Morgenstelle 3, 72076 Tübingen, Germany.

Resumen

Se modelizó la sucesión secundaria tras abandono de cultivos mediante sendas cronosecuencias en dos ecosistemas semiáridos con condiciones edáficas restrictivas: las estepas yesosas o aljezares y las estepas salinas mediterráneas o albardinares. El objetivo principal fue el de validar el modelo general de “mejoramiento”, en el cual la vegetación y las condiciones edáficas progresan paralelamente a lo largo del tiempo. Los resultados mostraron un patrón acentuadamente inconexo entre tiempo y cambio en las condiciones edáficas. De hecho, se detectó un nuevo modelo de sucesión tras el cultivo, en el que el ritmo de reinstalación de la vegetación especialista genuina de estos ecosistemas restrictivos es gobernado principalmente por las condiciones edáficas, de una forma relativamente independiente del tiempo transcurrido desde el cese de la perturbación, que pasaría a un segundo plano. Algunos taxones especialistas contaban ya con bancos de semillas en el suelo durante las etapas tempranas post-cultivo, lo que explica su rápida reinstalación. El factor tiempo sin embargo sigue siendo importante en la recuperación de la estructura de la comunidad.

Palabras clave: abandono de cultivos, estepas salinas mediterráneas (albardinares), estepas yesosas (aljezares), modelos de sucesión secundaria.

INTRODUCCIÓN

El abandono de tierras cultivadas es uno de los principales factores determinantes del cambio global a escala regional (CRAMER & HOBBS, 2007). En el caso de ambientes semiáridos con suelos restrictivos, tales como aljezares y albardinares, los mecanismos de sucesión secundaria en campos de cultivo abandonados apenas han sido estudiados (MARTÍNEZ-DURO *et al.*, 2010, 2012). La información sobre el proceso de reinstalación de la vegetación en este tipo de sistemas resulta altamente atractiva desde varios puntos de vista. En general, el proceso de sucesión secundaria tras cultivo se ajusta a un modelo de “mejoramiento”, en el cual la vegetación y las condiciones edáficas progresan paralelamente a lo largo del tiempo (DEBUSSCHE *et al.*, 1996). Sin embargo, aljezares y albardinares son sistemas singulares, en donde las condiciones edáficas resultan extremas y

determinan fuertemente las especies que pueden vivir en ellas, ofreciendo por ello un sugerente escenario en el que validar el modelo de “mejoramiento”. Además, estos ecosistemas son centros de endemidad vegetal que han sufrido un proceso generalizado de fragmentación y degradación durante décadas pasadas (MARTÍN *et al.*, 2003).

Este trabajo muestra de forma sintetizada la modelización de la sucesión secundaria tras el abandono de cultivos en aljezares y en albardinares. Se evaluaron las respuestas de ambas comunidades vegetales a diversos factores ambientales mediante la construcción de modelos basados en predictores de diferente naturaleza, y se analizó el banco de semillas del suelo a lo largo de una cronosecuencia, con el fin de determinar qué factores gobiernan el proceso de sucesión en ecosistemas semiáridos con suelos restrictivos, cuáles son los mecanismos subyacentes, y cuál es la capacidad de reinstalación de esta

vegetación rica en taxones especialistas y amenazados.

MÉTODOS

Se estudió la sucesión en un aljazar y en un albardinar mediante el análisis de una cronosecuencia (DEBUSSCHE *et al.*, 1996; desde 0 años hasta parcelas sin registro histórico ni signos de haber sido cultivadas –control–; fuente: dueños y ganaderos locales, agentes medioambientales, series de fotografías aéreas), con 50 parcelas en el primero de los ecosistemas y 30 en el segundo. En cada parcela se muestreó la vegetación establecida, mediante contactos con transectos lineales, conteo de especies y estimas de coberturas, así como el banco de semillas del suelo, mediante la recolección y posterior cultivo de muestras de suelo. Además, en cada parcela se tomaron datos de diversos parámetros ambientales que fueron usados, junto con la edad de abandono, como predictores para la construcción de modelos que permitieran explicar la variabilidad en la presencia y abundancia de las especies en la vegetación. Concretamente, se construyeron y analizaron cuatro modelos, mediante técnicas de análisis de correspondencias canónicas (CCA), dependiendo de la naturaleza de los predictores: (1) edad de abandono del cultivo (una sola variable), (2) características químicas del suelo, (3) características físicas del suelo y (4) características geográficas. También se aplicaron modelos lineales generalizados (GLM) para la evaluación de cambios en los rasgos generales de la comunidad. Para más detalles sobre la metodología y el análisis matemático se puede consultar MARTÍNEZ-DURO *et al.* (2010, 2011, 2012).

RESULTADOS

Los modelos CCA completos mostraron que la variabilidad explicada por

el conjunto de toda las variables en la composición de la comunidad a lo largo de la cronosecuencia fue 60,84% (25 variables) en el aljazar y 65,45% (26 variables) en el albardinar. El orden explicativo de los modelos CCA reducidos fue, de mayor a menor, como se expone. En el aljazar: propiedades químicas del suelo > características geográficas > edad de abandono > propiedades físicas del suelo. En el albardinar: propiedades químicas del suelo > edad de abandono > características geográficas > propiedades físicas del suelo (Tabla 1). En ambas comunidades, la varianza explicada por parámetros edáficos fue prácticamente el doble que la explicada por la edad de abandono del cultivo (Tabla 1). En el modelo completo, la concentración de Mg, en el caso del aljazar, y el Na, en el caso del albardinar, fueron los predictores de mayor peso (Tabla 1). De hecho, la edad de abandono ejerció una influencia secundaria en la aparición de especies estrictas de ambas comunidades (Figura 1). Así, la concentración de Na en el suelo fue el principal predictor de la aparición de halófitos en el proceso de sucesión del albardinar (Figura 1b); en el aljazar no se detectó ningún patrón consistente (Figura 1a). Varios taxones adaptados a estos ambientes restrictivos aparecieron en etapas tempranas de la sucesión. Tal fue el caso de *Reseda suffruticosa*, *Reseda stricta*, *Campanula fastigiata*, *Ctenopsis gypsophila*, *Centaurea hyssopifolia*, *Gypsophila struthium*, *Herniaria fruticosa*, *Koeleria vallesiana* subsp. *castellana* en los yesos, o *Salsola vermiculata*, *Polycarpon tetraphyllum*, *Plantago coronopus* y *Lygeum spartum* (este último con gran impacto en la estructura de la comunidad) en el albardinar (Figura 1). Muchas de estos taxones especialistas estaban presentes en los bancos de semillas del suelo en las primeras etapas post-cultivo (Figura 2). El análisis de partición de la varianza explicada en los CCAs reveló además que los modelos actúan de una manera bastante independiente, ya que comparten muy poca varianza en ambos sistemas (Figura 3).

En las dos comunidades, la variabilidad explicada únicamente por las propiedades químicas del suelo fue casi tres veces superior a la explicada solo por la edad de abandono (Figura 3).

Los GLMs mostraron, no obstante, que la edad de abandono ejerció un papel

protagonista, junto con las propiedades edáficas, en los cambios de la estructura de la vegetación a lo largo de la sucesión, particularmente de la cobertura vegetal (Tabla 2).

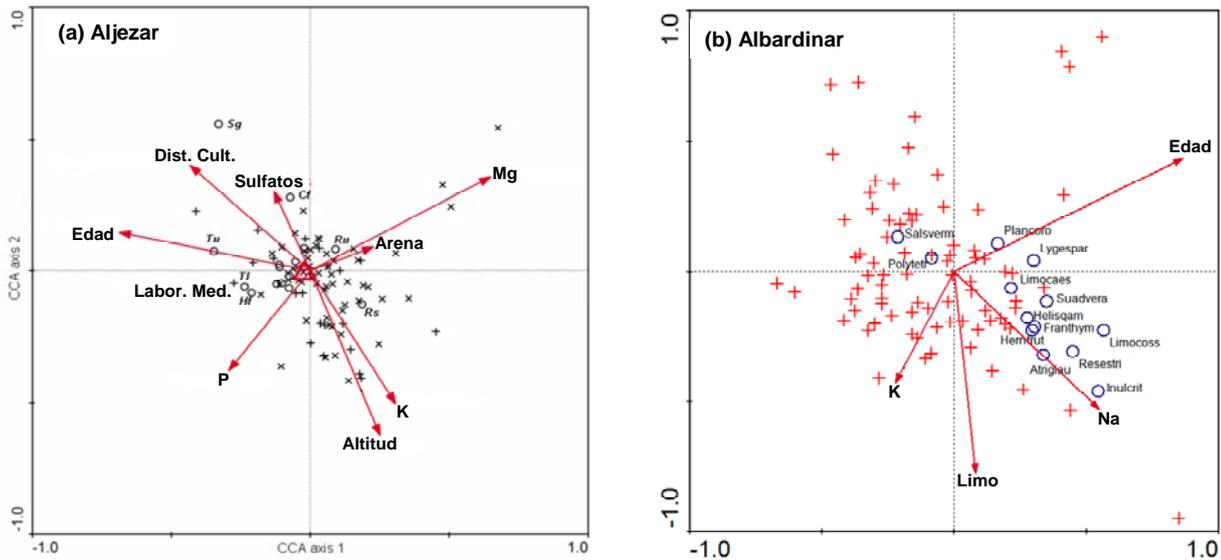


Figura 1. Biplots de los CCAs reducidos, usando la abundancia de especies como matriz principal y los predictores del modelo completo significativo, incluidos mediante selección uno a uno (forward stepwise; véase Tabla 1). Los círculos representan (a) gipsófitos estrictos en el aljezar (Cf: *Campanula fastigiata*; Hf: *Herniaria fruticosa*; Rs: *Reseda stricta*; Ru: *Reseda suffruticosa*; Sg: *Sedum gypsicola*; Tl: *Thymus lacaitae*; Tu: *Teucrium pumilum*; Otros gipsófitos (círculos no etiquetados) en posición central en la gráfica: *Odontites longiflora*, *Koelleria vallesiana subsp. castellana*, *Ctenopsis gypsophila*, *Centaurea hyssopifolia*, *Chaenorhinum reyesii*, *Helianthemum squamatum*, *Lepidium subulatum*, *Gypsophila struthium*) y (b) halófitos estrictos en el albardinar (Salsverm: *Salsola vermiculata*; Polytetr: *Polycarpon tetraphyllum*; Plancoro: *Plantago coronopus*; Lygespar: *Lygeum spartum*; Limocaes: *Limonium caesium*; Suaavera: *Suaeda vera*; Helisqam: *Helianthemum squamatum*; Fanthym: *Frankenia thymifolia*; Hernfruti: *Herniaria fruticosa*; Limocoss: *Limonium cossonianum*; Atriglau: *Atriplex glauca*; Resestri: *Reseda stricta*; Inulcrit: *Inula crithmoides*). (Las especies no especialistas, representadas por aspas o cruces, no se identifican). Dist. Cult.: distancia al cultivo más próximo, Labor. Med.: laboreo medio, Edad: tiempo transcurrido desde el abandono del cultivo.

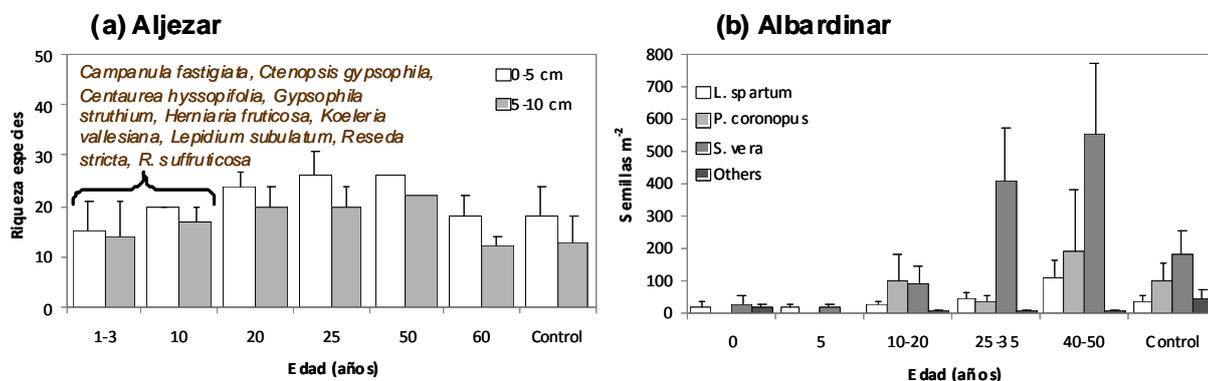


Figura 2. Bancos de semillas del suelo en las cronosecuencias de (a) la estepa yesosa y (b) la estepa salina. Para la primera se representa el cambio en la riqueza específica con el tiempo transcurrido tras el abandono del cultivo a distintas profundidades el suelo (0-5 cm y 5-10 cm) y se indican especies gipsófitas estrictas presentes en el banco de semillas en los primeros estadios post-cultivo. Para la segunda se representan los cambios con la edad en la densidad de los bancos de semillas (10 cm superficiales del suelo) de algunos halófitos genuinos, presentes desde etapas iniciales de la cronosecuencia.

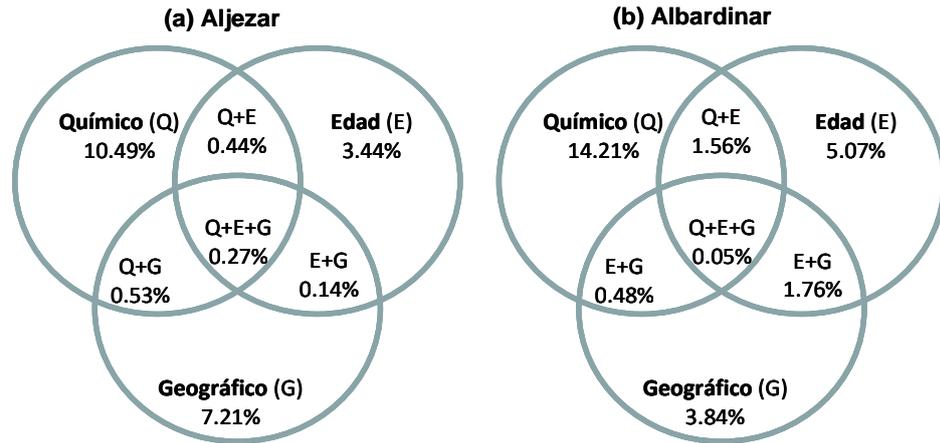


Figura 3. Análisis de partición de varianza. Las figuras muestran el porcentaje de variación en la abundancia de especies y composición de la vegetación explicado por las variables de propiedades químicas del suelo (“Químico”), geográficas (“Geográfico”) y la edad de abandono de cultivos (“Edad”), así como la variación compartida entre los tres modelos (véase Tabla 1).

CONCLUSIONES

El estudio ofrece un nuevo modelo para ambientes con suelos restrictivos, en el cual las condiciones químicas del suelo constituyen el principal grupo de factores determinantes de la reinstalación de las especies endémicas de la comunidad vegetal. Además, condiciones edáficas y tiempo muestran efectos relativamente independientes, lo que sitúa el proceso lejos del modelo de “mejoramiento”. El tiempo, no obstante, tiene un papel importante, junto con el suelo, en la reconstrucción de la estructura de la comunidad vegetal. En general, ambas comunidades muestran capacidad de regeneración, con bancos de semillas de algunos taxones especialistas presentes desde los estadios más tempranos de la sucesión. Por ello, es posible que la restauración de estos ecosistemas singulares pase únicamente por el cese de las perturbaciones.

Agradecimientos

El presente trabajo ha sido financiado por el proyecto MEDSALT (CGL2009-08723; Ministerio de Ciencia e Innovación). Agradecemos las sugerencias de un revisor anónimo.

BIBLIOGRAFÍA

- CRAMER, V.A. & HOBBS, R.J. (eds.); 2007. Old fields: Dynamics and Restoration of Abandoned Farmland. Island Press, Washington D.C.
- DEBUSSCHE, M.; ESCARRÉ, J.; LEPART, J.; HOUSSARD, C. & LAVOREL, S.; 1996. Changes in Mediterranean plant succession: old-fields revised. *J. Veg. Sci.* 7: 519–526.
- MARTÍN, J.; CIRUJANO, S.; MORENO, M.; PERIS, J.B. & STÜBING, G.; 2003. *La Vegetación Protegida en Castilla-La Mancha. Descripción, Ecología y Conservación de los Hábitat de Protección Especial*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, Toledo.
- MARTÍNEZ-DURO, E.; FERRANDIS, P.; ESCUDERO, A.; LUZURIAGA, A.L. & HERRANZ, J.M.; 2010. Secondary old-field succession in restrictive ecosystems: Does time from abandonment matter? *App. Veg. Sci.* 13: 234-248.
- MARTÍNEZ-DURO, E.; FERRANDIS, P.; HERRANZ, J.M.; TIELBÖRGER, K. & SEIFAN, M.; 2011. Vegetation recovery after human disturbance in Mediterranean saline steppes. *In: Abstract book of the 12th European*

Ecological Federation Congress. Ávila (Spain), p. 209, S.17-39-P.

MARTÍNEZ-DURO, E.; LUZURIAGA, A.L.; FERRANDIS, P.; ESCUDERO, A. & HERRANZ, J.M.; 2012. Does aboveground vegetation composition resemble soil seed bank during succession in specialized vegetation on gypsum soil? *Ecol. Res.* 27: 43-51.

CAMBIOS EN LA FUNCIONALIDAD Y DIVERSIDAD EN ECOSISTEMAS DEGRADADOS Y SU RELACIÓN CON LAS ACTIVIDADES DE REFORESTACIÓN

Alberto Vilagrosa^{1,*}, Marina Llorca¹, Jaime Puértolas^{1,3}, Vanessa C. Luis¹, Esteban Chirino¹, Joan Llovet¹, Susana Bautista², José Antonio Alloza¹ y V. Ramón Vallejo¹

¹ Unidad mixta UA-CEAM, Fundación CEAM, Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, POBox 99, 03080, Alicante. *Correo electrónico: a.vilagrosa@ua.es

² Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, POBox 99, 03080, Alicante.

³ Lancaster Environment Centre, Lancaster University, UK.

Resumen

La reforestación es uno de los métodos más ampliamente utilizados para la recuperación de los ecosistemas degradados. En ambientes mediterráneos, las limitaciones impuestas por el clima y, en algunos casos, la severidad de los procesos de degradación hacen que los resultados de las reforestaciones sean pobres. Por otro lado, el seguimiento de los resultados de las repoblaciones se realiza sólo durante unos pocos años tras la reforestación y, normalmente, se centra en la supervivencia y crecimiento de los brinzales introducidos. En este trabajo se han analizado diversas variables relacionadas con la diversidad vegetal y la funcionalidad del ecosistema transcurridos seis años tras la reforestación. La reforestación se realizó en una pequeña cuenca al sur de la provincia de Alicante, de clima semiárido y representativa de las zonas más afectadas por los procesos de desertificación en España. Los resultados muestran que una mayor inversión tecnológica produce una mejor respuesta de la reforestación en términos de supervivencia y crecimiento de la planta introducida. Además se han detectado cambios en variables críticas del ecosistema que indican una recuperación de su funcionalidad y de la diversidad de especies vegetales.

Palabras clave: restauración ecológica, semiárido, riqueza específica, nutrientes, estrés hídrico.

INTRODUCCIÓN

La Convención de las Naciones Unidas sobre la Desertificación (1994) reconoce que algunas de las características de la región mediterránea favorecen la degradación de los ecosistemas. La restauración de la cubierta vegetal representa una de las alternativas disponibles para frenar la desertificación, y está dirigida hacia la reintroducción de especies clave cuya presencia, incluso modesta, contribuye a mejorar la composición y funcionamiento de los ecosistemas, y hacer que sean más resilientes frente a perturbaciones como los incendios forestales (CORTINA & VALLEJO, 1999). Sin embargo, estas restauraciones muchas veces tienen pobres resultados debido a que las condiciones del medio hacen que sea difícil la supervivencia y crecimiento de los plantones.

Por otro lado, en muchas ocasiones el seguimiento que se hace de las actividades de reforestación es a corto plazo, de unos

pocos años tras la plantación, y se centra en los plantones introducidos sin tomar en consideración cómo ha respondido el ecosistema frente a las actividades de reforestación realizadas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el resultado de las actividades de reforestación al cabo de seis años, cuando se espera que la supervivencia de las plantas introducidas ya está estabilizada, centrándonos en diversas variables relacionadas con la funcionalidad y diversidad del ecosistema restaurado. Con el fin de lograr dicho objetivo se compararon diversas zonas reforestadas y no reforestadas en clima semiárido del SE español en el marco de un proyecto piloto de restauración.

MATERIAL Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el proyecto piloto de reforestación de Albaterra (Alicante). Se trata de una pequeña cuenca

de 25 ha afectada por procesos de desertificación extremos. La estrategia de restauración incluyó un amplio conjunto de acciones específicas y selección de especies de acuerdo a la diversidad de las unidades de paisaje, los hábitats funcionales, y los patrones naturales en la zona. Para esto, se cultivaron brinzales de 17 especies diferentes, árboles y arbustos propios de la zona. Se aplicaron técnicas de vivero novedosas para promover la resistencia al estrés hídrico y el desarrollo del sistema radical. En campo, se estimuló la supervivencia y el crecimiento mediante la aplicación de enmiendas orgánicas y técnicas de preparación del terreno destinadas a maximizar la captación de agua. Para una descripción más detallada de las acciones realizadas ver VILAGROSA et al. (2008). Al cabo de seis años se localizaron seis parcelas reforestadas y seis parcelas sin reforestar con características similares en cuanto a tipo de suelo, pendiente y orientación. En cada una de las seis parcelas se midieron una serie de variables indicadoras de la funcionalidad y estructura del ecosistema. Además, se localizaron otras dos parcelas con un bajo nivel de perturbación que fueron consideradas como zonas de referencia en cuanto al tipo de vegetación y condiciones de no degradación de la zona, en las que se realizaron las mismas determinaciones que en las parcelas reforestadas y no reforestadas. Estas dos parcelas sirvieron como testigo de lo que podría ser el objetivo final de la restauración ecológica realizada. En total se evaluaron 14 parcelas.

VARIABLES EVALUADAS.

Se determinó la supervivencia de la reforestación en la zona mediante el conteo de los individuos que quedaban vivos y el número de hoyos que no presentaban ningún plantón (individuos muertos). La riqueza vegetal (nº de especies) se evaluó mediante cuadrados de tamaño creciente hasta 100 m². La cobertura vegetal se evaluó mediante dos transectos lineales de 10 m en cada parcela y tomando la

presencia de un ítem cada 10 cm. Los ítems fueron: planta (especie), suelo desnudo, hojarasca en descomposición, suelo encostrado, piedras, cárcava. En total se determinaron 2000 puntos por parcela.

Se evaluó la calidad de los suelos mediante análisis de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo asimilable a dos profundidades (0-5 cm y 5-15 cm) en tres muestras por parcela.

La funcionalidad de la vegetación se determinó mediante variables fisiológicas en las cuatro especies principales presentes en todas las parcelas. Las especies seleccionadas fueron: *Globularia alypum*, *Anthyllis terniflora*, *Rhamnus lycioides* y *Ephedra fragilis*. En cada parcela se intentó seleccionar cuatro individuos/especie, pero solo fue posible en el caso de *G. alypum*, que era muy frecuente en toda la zona. Debido a su menor abundancia, de las otras especies sólo se pudo seleccionar un total de 62 individuos repartidos por todas las zonas estudiadas. En total se midieron 129 individuos distribuidos en las catorce parcelas. Se midieron variables relacionadas con el intercambio gaseoso a media mañana (IRGA, LiCor 6400, LiCOR, USA), el potencial hídrico al alba y al mediodía (Soilmoisture Inc., USA) y la eficiencia del PSII (PAM 2000, Walz, Alemania), simultáneamente al intercambio gaseoso, en hojas oscurecidas (F_v/F_m) al alba y al mediodía. Se realizaron tres campañas de campo, una en primavera, otra en pleno verano y la última a principios de otoño, después de un periodo de lluvias intensas. En esta última campaña se quiso evaluar el grado de recuperación de las plantas mediante mediciones de potencial hídrico y de F_v/F_m medidos al alba. La discriminación isotópica de carbono se realizó en tallitos de 3-4 años de edad en las mismas especies que se habían seleccionado para evaluar la respuesta ecofisiológica.

Las diferentes variables se han analizado mediante análisis de la varianza (ANOVA) de un factor (tratamiento: reforestado, no reforestado y referencia). El

contenido isotópico en muestras vegetales se analizó mediante ANOVA de dos factores, especie y tratamiento. Se utilizó el test post-hoc S-N-K a nivel de $p < 0,05$ para diferenciar grupos. Las variables se transformaron cuando fue necesario para cumplir con los supuestos del ANOVA. En el caso de porcentajes, se aplicó la transformación del arcoseno de la raíz cuadrada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Supervivencia y cambios en la riqueza específica en las tres unidades principales.

La supervivencia media, considerando todas las unidades ambientales estudiadas y todas las especies, fue del 42%. La supervivencia en umbría alcanzó el 43%, mientras que en solana fue del 50% y en terrazas fue del 32%.

Los resultados muestran que la plantación favoreció un incremento en la riqueza en especies tanto por efecto directo (especies introducidas por la reforestación) como por un efecto indirecto de facilitación de otras especies en el hoyo de plantación. Esto es especialmente evidente en la zona de terrazas donde se incrementó la riqueza de especies de 20,3 fuera del ahoyado a 33 especies por 100 m² en el área de ahoyado (Figura 1), donde además la supervivencia de las especies introducidas fue relativamente baja. En las tres unidades ambientales la riqueza se empieza a estabilizar a partir de 30 m² de área prospectada, y los valores oscilaron entre 20-25 especies por 100 m² para las zonas sin ahoyado hasta 25-33 especies por 100 m² en las zonas ahoyadas para reforestación.

Cambios en la cobertura vegetal del suelo por efecto de la reforestación en la unidad de solana.

La cobertura vegetal en las parcelas no reforestadas fue de $40,9 \pm 3,0\%$, incrementándose a $49,7 \pm 5,1\%$ en las

parcelas reforestadas y hasta $71,3 \pm 2,3\%$ en las dos parcelas de referencia. El análisis estadístico de los datos separó significativamente ($p < 0,05$) las parcelas de referencia del resto de parcelas evaluadas y mostró una cierta tendencia ($p < 0,15$) a que las parcelas reforestadas tuviesen mayor cobertura que las no reforestadas.

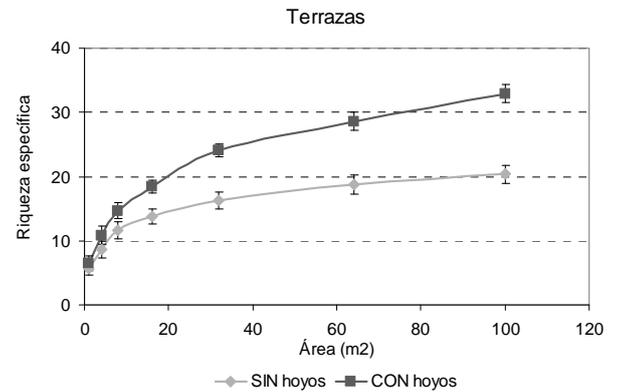


Figura 1. Cambios en la riqueza específica en función del tamaño del área muestreada, según el efecto del hoyo o sin hoyo.

Cambios en la riqueza funcional de la vegetación

Las principales diferencias se observaron entre las parcelas de referencia y el resto de parcelas (Figura 2). Se observó que el grupo más abundante en las zonas reforestadas y no reforestadas fueron las formas vitales correspondientes al grupo de caméfitos (*Helianthemum* sp., *Fumana* sp., *Globularia alypum*, *Teucrium* sp.). Este grupo decreció significativamente en las parcelas de referencia y por el contrario aumentó el grupo de los hemicriptófitos (*Brachypodium retusum*, *Hyparrhenia hirta*, *Stipa tenacísima*, *Stipa offneri*) y de terófitos (*Anagallis* sp., *Euphorbia* sp., *Moricandia arvensis*, *Reseda* sp.). El grupo de los fanerófitos fue similar en las tres unidades ($p = 0,59$), pero las zonas reforestadas mostraron valores intermedios.

Cambios en las propiedades del suelo.

Los transectos reflejaron que los suelos de la zona reforestada y no reforestada presentaban procesos de degradación más importantes que los suelos de las zonas de referencia. El porcentaje de suelo encostrado osciló en torno a 12% en las

parcelas reforestadas y no reforestadas, y fue significativamente ($p < 0,05$) inferior (3%) en las parcelas de referencia. La presencia de hojarasca descomponiéndose sobre el suelo fue significativamente superior en las parcelas de referencia respecto a las otras dos zonas, siendo 17%, 4,7% y 5,2%, respectivamente. Por el contrario, la pedregosidad no mostró diferencias entre zonas. Es de destacar que en la zona de referencia no se observó la presencia de cárcavas en ningún caso mientras que en las otras dos zonas sí se observó una cierta presencia.

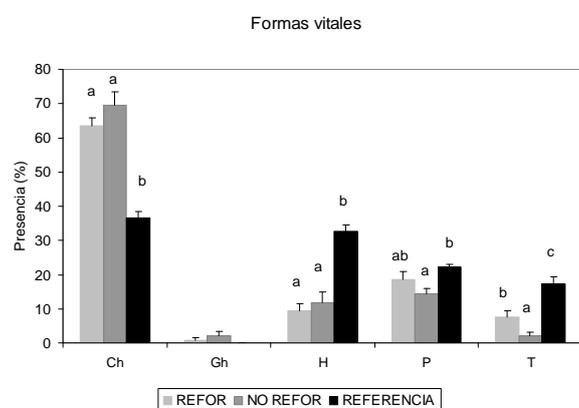


Figura 2. Formas vitales de Raunkiaer para las tres unidades analizadas (Ch: caméfito, Gh: geófito, H: hemipterofito, P: fanerofito, T: terófito). Letras diferentes dentro de cada categoría significa diferencias estadísticas a $p < 0,05$ (Post-hoc test SNK)

Las variables relacionadas con la fertilidad de los suelos no reflejaron ningún efecto de la reforestación ya que no se observaron diferencias entre las zonas reforestadas y no reforestadas (Tabla 1). Las diferencias se observaron entre las parcelas en la zona de referencia y las otras zonas. Las zonas de referencia presentaron mayor contenido en carbono orgánico (C_{org}), nitrógeno total (N_{tot}) y fósforo asimilable (P_{asim}). No se observaron diferencias entre parcelas en la relación carbono/nitrógeno (C/N).

Cambios en la funcionalidad de la vegetación no introducida en la reforestación.

El estudio de la respuesta ecofisiológica de las especies modelo analizadas en las

tres zonas de estudio mostró que las especies vegetales en las zonas menos alteradas (referencia) sufrían mayores niveles de estrés hídrico que en las otras dos zonas. La fotosíntesis, en general, fue menor en las parcelas de referencia, sin diferencias entre las zonas reforestadas y no reforestadas (datos no mostrados). La eficiencia intrínseca en el uso del agua (IWUE) no presentó diferencias importantes, indicando que la conductancia estomática siguió un patrón similar a la fotosíntesis en todas las parcelas. El potencial hídrico en mayo siguió un patrón similar al de la fotosíntesis. Fue más bajo en las zonas de referencia, sin diferencias entre las zonas reforestadas y no reforestadas degradadas (Figura 3, $p < 0,05$ test S-N-K).

	Reforestada	No reforestada	Referencia
C_{org} (%)	1,39±0,11 ^a	1,55±0,14 ^a	2,86±0,07 ^b
N_{tot} (%)	0,13±0,01 ^a	0,15±0,01 ^a	0,26±0,02 ^b
P_{asim} (ppm)	2,25±0,43 ^a	3,32±0,55 ^a	12,0±1,78 ^b
C/N	10,3±0,4	10,5±0,3 ^g	11,0±0,7

Tabla 1. Principales variables relacionadas con la fertilidad de los suelos en las tres zonas entre 5-15 cm de profundidad. Diferentes letras indican diferencias significativas a $p < 0,05$ (Post-hoc test SNK)

La discriminación isotópica del carbono ($\delta^{13}C$) en hojas mostró diferencias entre especies y entre zonas (Figura 4). Este parámetro está relacionado con la eficiencia en el uso del agua (a valores más altos de $\delta^{13}C$, más discriminación, más eficiencia en el uso del agua de forma global a lo largo del periodo de formación de los tejidos analizados). El orden de mayor a menor discriminación fue *E. fragilis* > *G. alypum* > *R. lycioides* > *A. terniflora* (test S-N-K, $p < 0,05$). De forma general, las plantas fueron más eficientes en las zonas reforestadas y de referencia que en la zona no reforestada degradada ($p < 0,05$). La eficiencia en el uso del agua, comparada dentro de una misma especie, es un

indicador del estrés hídrico sufrido por las plantas ya que implica una regulación estomática (cierre de estomas) por lo que estos resultados sugieren una mayor

disponibilidad hídrica en las zonas no reforestadas que en el resto (QUEREJETA *et al.*, 2008).

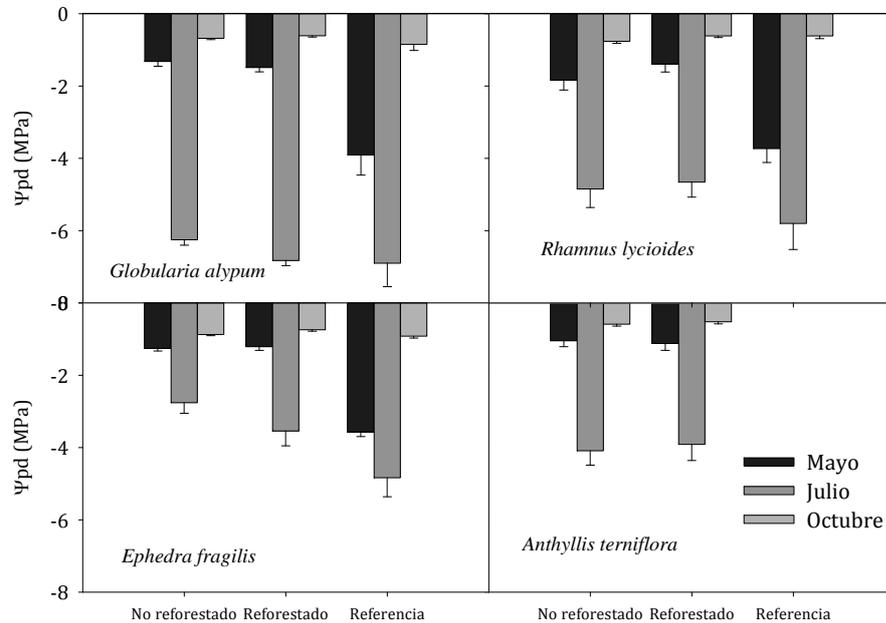


Figura 3. Evolución del potencial hídrico de base (Ψ_{pd}) en las cuatro especies, en las tres zonas y periodos de medición.

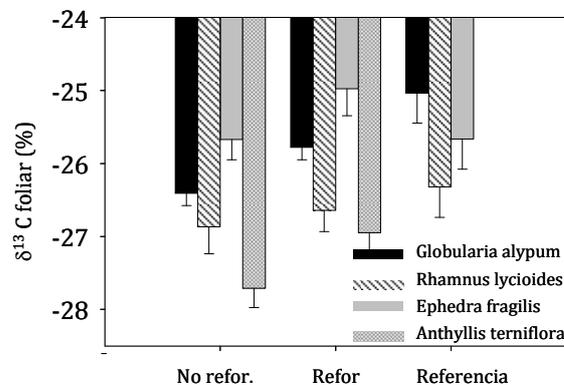


Figura 4. Discriminación isotópica del $\delta^{13}C$ en cada una de las especies y zonas estudiadas.

CONCLUSIONES

La aplicación de mejoras tecnológicas disponibles en la reforestación de la cuenca de Albaterra ha supuesto una mejora de las condiciones abióticas para la instalación de los plantones. Al cabo de siete años, las tareas de reforestación han supuesto un incremento significativo de la diversidad y la riqueza específica en las zonas

reforestadas, pero también un incremento de la cobertura vegetal cercano al 10%. Globalmente, se observa una cierta recuperación en determinadas variables relacionadas con la vegetación, con valores que tienden a converger con los encontrados en zonas de referencia (con una vegetación poco alterada). En relación con las variables edáficas estudiadas, las actividades de reforestación no han supuesto ninguna mejora detectable, ni en la fertilidad ni en los procesos de degradación del suelo.

La funcionalidad de los ecosistemas semiáridos parece estar inversamente relacionada con el grado de estrés al que están sometidos las especies vegetales posiblemente debido a una mayor competencia por los recursos hídricos. Se ha observado correlaciones significativas entre un mayor grado de estrés hídrico sufrido por las plantas y variables como cobertura vegetal o riqueza específica. Los indicadores puntuales (intercambio de gases, potencial hídrico, etc.) no detectaron

importantes diferencias entre la zonas reforestadas y sin reforestar. Sin embargo, determinados indicadores sensibles a medio-largo plazo (isótopos estables de carbono $\delta^{13}\text{C}$) han mostrado interesantes resultados con respuestas en las plantas de las parcelas reforestadas que tienden a converger con los resultados obtenidos en las zonas de referencia.

Agradecimientos

Esta investigación fue parcialmente financiada por los proyectos: TRESECO (CGL 2004-06455-CO2-02/BOS), ESTRES (063/SGTB/2007/7.1), FUNDIVFOR (Fundación Biodiversidad), SURVIVE (CGL2011-30531-C02-02) y el proyecto europeo PRACTICE (GA N°: 226818). La Fundación CEAM está subvencionada por Generalitat Valenciana y los proyectos GRACCIE (Consolider-Ingenio 2010) y FEEDBACKS (Prometeo-Generalitat Valenciana).

BIBLIOGRAFÍA

- CORTINA, J. & VALLEJO, V. R.; 1999. Restoration of Mediterranean Ecosystems. In: A. Farina (ed.), *Perspectives in Ecology. A glance from the VII International Congress of Ecology*: 479-490. Backhuys Publishers. Leiden.
- QUEREJETA, J.I.; BARBERÁ, G.G.; GRANADOS, A. & CASTILLO, V.M.; 2008. Afforestation method affects the isotopic composition of planted *Pinus halepensis* in a semiarid region of Spain. *Forest Ecol. Manag.* 254:56-64.
- VILAGROSA, A.; CHIRINO, E.; BAUTISTA, S.; URGEGHE, A.A.; ALLOZA, J.A. Y VALLEJO, V.R.; 2008. Proyecto de lucha contra La desertificación: Regeneración y Plan de Manejo de Zonas Semiáridas Degradadas, en el T.M. de Albufera (Alicante). *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28: 317-322.

LA CREACIÓN DE NÚCLEOS DE DISPERSIÓN Y RECLAMO COMO MODELO DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA FORESTAL

Xavier García-Martí¹, P. Pablo Ferrer Gallego^{1,2}

¹ Centro para la Investigación y Experimentación Forestal (CIEF), Generalitat Valenciana, Avda. Comarques del País Valencià, 114, 46930 Quart de Poblet, València. Correo electrónico: mappletree@gmail.com

² Servicio de Espacios Naturales y Biodiversidad. (CIEF). Generalitat Valenciana. Avda. Comarques del País Valencià, 114, 46930, Quart de Poblet, Valencia. Correo electrónico: flora.cief@gva.es

Resumen

Se expone un proyecto de aplicación del modelo de restauración ecológica forestal mediante la creación de núcleos de dispersión y reclamo (NDR) en el Parque Natural de Chera-Sot de Chera (Valencia, España). Los núcleos de dispersión y reclamo son espacios de pequeñas dimensiones insertos en una matriz forestal donde, a través del fomento de la heterogeneidad de especies y de los flujos bióticos y abióticos presentes en el ecosistema, se espera potenciar la atracción y dispersión de diásporas y su establecimiento. El área forestal implicada recoge tres unidades diferenciadas de paisaje a restaurar: pinares termófilos en mosaico con matorrales y aulagares de degradación, fragmentos de quejigares mixtos con encinar y pequeñas manifestaciones de tejeras con carácter residual. En total se han seleccionado y adecuado 15 áreas-núcleo; siete fragmentos ya existentes y ocho de nueva creación. Entre las especies contempladas en las acciones de restauración destacan *Quercus faginea*, *Arbutus unedo*, *Acer granatense*, *Fraxinus ornus* y *Taxus baccata*, junto a un grupo de especies de etapas tempranas e intermedias de la sucesión y fruto carnoso como *Juniperus phoenicea*, *Crataegus monogyna*, *Rhamnus alaternus* y *Rosa agrestis*. Los objetivos principales de este proyecto son el refuerzo e introducción de especies y comunidades vegetales para la potenciación de corredores biológicos estratégicos entre los fragmentos nativos existentes y la promoción de interacciones positivas planta-animal y planta-planta para la posterior colonización del espacio circundante.

Palabras clave: especies clave, interacciones de facilitación, plantaciones, stepping stones, Valencia, vectores de dispersión.

INTRODUCCIÓN

La necesidad de nuevas técnicas de restauración adaptadas a la promoción de la biodiversidad mediante la conservación y potenciación de hábitats de interés es cada vez más patente en la gestión del medio natural con independencia de su ámbito biogeográfico. Los últimos avances científicos en el campo de la ecología de conservación requieren modelos experimentales de adaptación con un marcado carácter práctico *per se*, que, a su vez, puedan ser aplicables a la gestión forestal en escalas amplias. Los conocimientos derivados de las teorías ecológicas deben, por tanto, ser adaptables a la gestión en cada territorio, conociendo y canalizando en la medida de lo posible los factores locales concretos que desencadenarán un mayor o menor éxito de consecución de los objetivos de la restauración a realizar. De este modo, la

utilización de flujos bióticos y abióticos presentes (o pendientes de instauración) en las zonas de actuación, pueden servir como trampolines ecológicos para optimizar y mejorar los resultados esperados, así como para conocer mejor el comportamiento y características de los grupos de interés que integran un ecosistema dado.

En este artículo se describe la aplicación de un proyecto de restauración ecológica realizado desde el año 2009 al 2012 que incluye el refuerzo e introducción de especies de comunidades vegetales estructurales del ecosistema forestal maduro mediante la creación de infraestructuras que promuevan las interacciones positivas planta-animal y planta-planta para la posterior colonización del espacio circundante. También se espera potenciar corredores biológicos con material de reproducción adecuado que contribuyan a mejorar la estructura global de los fragmentos de hábitat ya existentes y el

aumento de la capacidad de resiliencia del territorio (ver nivel 1).

Los criterios técnicos utilizados se basan en principios ecológicos teóricos y aplicados. YARRANTON & MORISON (1974) describieron en dunas canadienses el concepto de nucleación como un proceso en la dinámica de sucesión primaria mediante el cuál, algunos organismos vegetales, tienen la capacidad de crear microhábitats que atraen a otros organismos generando núcleos de diversidad. Posteriormente, desde una visión más amplia y ya enfocada a la restauración ecológica, diversos estudios analizan la creación de nuevos nichos de regeneración/colonización generadores de nuevas situaciones de conectividad en el paisaje en áreas tropicales (REIS *et al.*, 2003; ZAHAWI & AUGSPURGER, 2006; SCHLAWIN & ZAHAWI, 2008; CORBIN & HOLL, 2012; ZAHAWI *et al.*, 2012). También han sido descritos en el ámbito mediterráneo procesos de nucleación de arbustos dispersados por pájaros en antiguos cultivos (VERDÚ & FAYOS, 1996) y en islas forestales insertas en paisajes agrícolas extensivos (REY-BENAYAS *et al.*, 2008).

Consideramos los núcleos de dispersión y reclamo una variación de los anteriores pero insertos en una matriz forestal. Representan también una aproximación al modelo stepping stones, que constituye un tipo de corredor discontinuo formado por teselas de paisaje o comunidad parecidas entre sí lo suficientemente cercanas geográficamente como para permitir flujos de diásporas a través de todo el conjunto (FORMAN, 1997). Resultan de gran importancia cuando la matriz circundante se caracteriza por contener una barrera que impide el movimiento de especies (ver nivel 3) o dificulta procesos ecológicos (FISCHER *et al.*, 2006). En el área geográfica de actuación, la degradación secular del medio, las restricciones económicas y la propia naturaleza bioclimática del territorio, inserto en un ambiente mediterráneo de ombroclima seco, impiden contemplar acciones a gran

escala. Así, el apoyo a futuros eventos de interconexión natural entre estos hábitats mediante el modelo propuesto y la mejora de la estructura de los núcleos nativos ya existentes, puede ser una opción exportable a otros contextos biogeográficos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Localización

El área de trabajo se sitúa dentro de la cuadrícula UTM de 30SXJ78 que se circunscribe al Parque Natural de Chera - Sot de Chera (Valencia) (Figura 1). Este territorio comprende 6.451,17 ha, situadas entre las comarcas de la Plana de Requena-Utiel y Los Serranos. Geomorfológicamente, el territorio se vertebraba desde una fosa tectónica, ocupada por el río Reatillo que divide el territorio en dos cordales montañosos paralelos a la cuenca hidrográfica principal. Las cotas de altitud oscilan desde los 350 m del propio curso fluvial y los 1.170 m de la cima de Cinco Pinos y los 1.105 m del Pico Burgal al norte y al sur de la fosa, respectivamente. La precipitación media anual es de 620 mm. Desde el punto de vista biogeográfico, la zona queda encuadrada dentro del subsector Valenciano del sector Setabense (provincia Valenciano-Catalana-Provenzal, región Mediterránea). La vegetación potencial del territorio corresponde a la serie mesomediterránea manchega basófila de *Bupleuro rigidi-Quercetum rotundifoliae* Sigmatum.

Zonificación de las acciones.

Se han realizado durante varios años prospecciones y caracterizaciones mediante inventario de la composición y zonificación de las comunidades vegetales del área estudiada. A partir de los resultados obtenidos y mediante el apoyo de un sistema de información geográfica y un análisis *in situ* del territorio, se ha inferido el nicho potencial a partir del nicho actual de las diferentes especies/comunidades de interés teniendo en cuenta factores

históricos, orográficos y edafoclimáticos. Las acciones de restauración sobre el terreno se reparten en varias fases programadas en diferentes escalas,

basándose en la sectorización y análisis de las características de los hábitats a restaurar e interconectar, aunque son frecuentes los solapamientos entre las distintas fracciones.

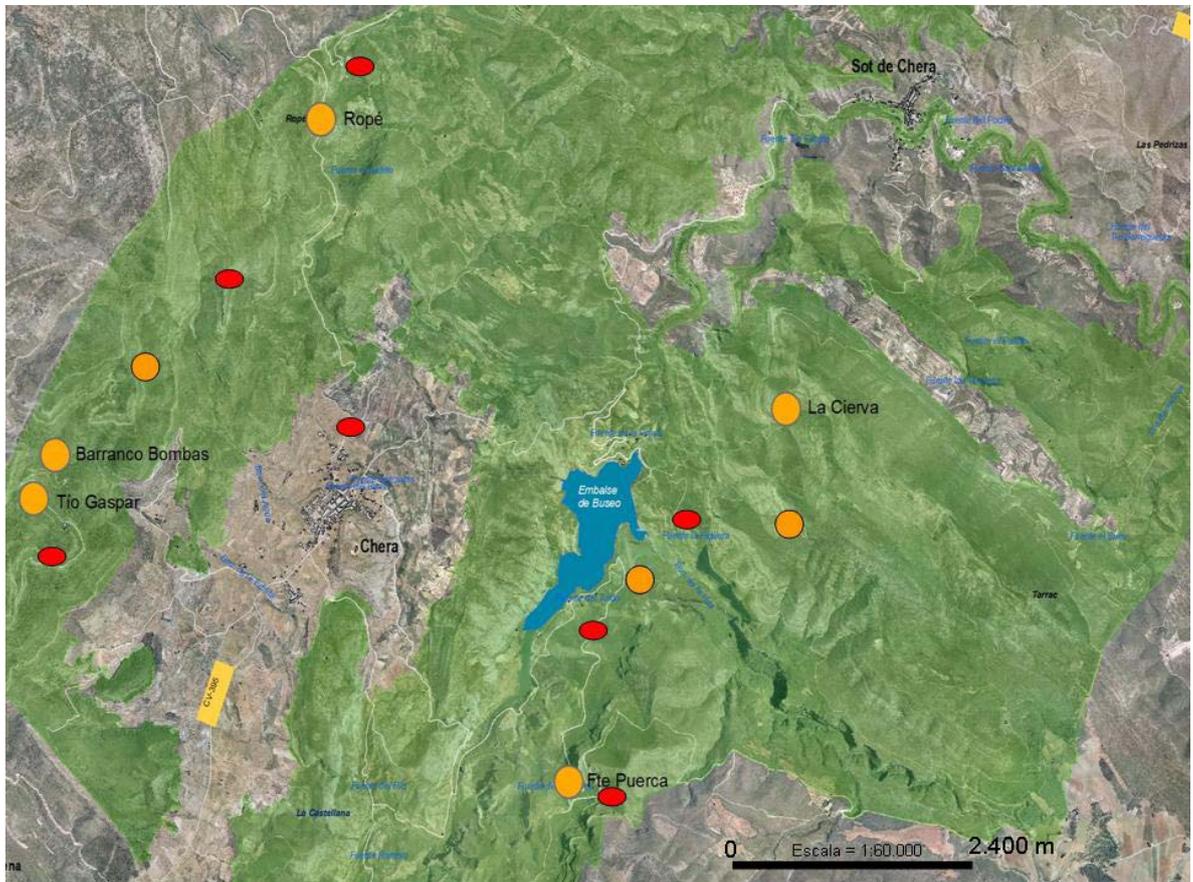


Figura 1. Localización de los NDR de nueva creación (círculos de color rojo) y de los NDR nativos (círculos de color amarillo) en el Parque Natural Chera-Sot de Chera (polígono de color verde).

Las unidades de paisaje y sus respectivas actuaciones específicas se han clasificado de menor a mayor tamaño en:

- Nivel 1. Pinares termófilos en mosaico con matorrales pirófitos de degradación. En el territorio resulta frecuente la existencia de áreas ocupadas por pinares adultos con baja estratificación arbustiva y pimpollares hiperdensos propios de masas intervenidas dando lugar a formaciones con baja capacidad de resiliencia y pobres en especies, donde los procesos de evolución temporal se ven limitados o se colapsan generándose bucles de hiperdensidad-incendio-hiperdensidad.
- Nivel 2. Fragmentos de quejigares mixtos con encinar basófilo mesomediterráneo. Integran la

vegetación potencial de una considerable extensión de los ambientes más mésicos del territorio. Los procesos históricos de origen antrópico han incidido negativamente en los robledales valencianos de *Q. faginea* que en la actualidad conforman conjuntos de metapoblaciones de desigual tamaño no superior a 5 ha.

- Nivel 3. Pequeñas manifestaciones de tejas mediterráneas. Constituyen fragmentos relictos aislados a nivel inter e intrapoblacional (ver Figura 2), incluidos en dos Microreservas de Flora. Se encuentran en un estado de creciente amenaza y están sometidas posiblemente a una deuda de extinción debido a los incendios recurrentes y las fuertes restricciones climáticas. En los

últimos 16 años, sin embargo, se han realizado refuerzos poblacionales puntuales con apreciable éxito que nos han servido como test de idoneidad.

Para el desarrollo de este proyecto se han seleccionado 15 áreas-núcleo, siete fragmentos existentes y ocho de nueva creación (Figura 1), cinco de estos últimos se incluyen como ejemplo en la Tabla 1.



Figura 2. Ejemplo núcleo de dispersión y reclamo creado en la Fuente de la Puerca (Parque Natural de Chera-Sot de Chera, Valencia). En color rojo se indica la localización de una población nativa de tejo (nivel 3) con una evidente fragmentación intrapoblacional. En azul se indica el núcleo de nueva instauración, en el que se han realizado tratamientos silvícolas, creación de un punto de agua y plantación de especies según el modelo propuesto en este trabajo (ver Tabla 1). En color amarillo se engloba un quejigar nativo (nivel 2) que puede ver favorecida su colonización ladera abajo solapando a escala espacial con los anteriores.

Trabajos de adecuación. Infraestructuras y ubicación de los NDR

Se ha establecido un orden cronológico de actuaciones que ha comenzado con trabajos silvícolas previos y adecuación del terreno. Para la selección y posterior creación de los nuevos NDR se han contemplado, además del contexto vegetal, la idoneidad del terreno -en profundidad y calidad de suelo- para realizar labores mediante ahoyado manual. También se ha tenido en cuenta la presencia o canalización por gravedad de puntos de agua (abrevaderos, balsas contra incendios, manantiales, etc.) ya que constituyen un atrayente de fauna dispersora en períodos secos en los que hay presencia de frutos y hacen viables riegos de apoyo de las

plantaciones durante períodos de máximo estrés hídrico con mínimos recursos humanos y materiales necesarios. Asimismo, se ha contemplado la cercanía de pequeñas áreas de cultivo de cereales destinadas a fomentar la presencia de fauna cinegética considerando, en este caso, los efectos positivos de adyacencia (ZAMORA *et al.*, 2010) que puede aumentar, además, el flujo de frugívoros depredadores y dispersores a larga distancia (MATÍAS *et al.*, 2008).

Diversos estudios (OHSAWA *et al.*, 2007; GONZÁLEZ-MORENO *et al.*, 2011) que analizan patrones de diseminación de especies forestales con dispersión barócara sugieren la promoción de núcleos de dispersión ladera arriba que puede facilitar

también la dispersión efectiva de especies anemócoras. Se han seleccionado, en este sentido, algunas cabeceras de valles que albergan microhábitats óptimos (humedad, luz y temperatura) propios de ambientes frescos. La instauración de los diferentes núcleos contempla tanto distancias cortas (<600m) que permitan la conectividad intrapoblacional esperada a medio plazo entre fragmentos de los distintos niveles, como la posibilidad de conectar otras unidades a mayor distancia, muy probablemente en mayores períodos de tiempo. También se han seleccionado áreas con escasa presencia de especies clave en procesos de interacción compuestas por

pinos maduros con una fracción de cubierta del 40% al 60%, atendiendo a su carácter protector durante los primeros estadios de las plantaciones allí establecidas y considerando la promoción del “efecto percha” a muy corta distancia. En el caso de aves frugívoras, la capacidad para el refugio que implica esta cubierta protectora puede en ocasiones ser más determinante que la propia abundancia de frutos (GARCÍA et al., 2010). Se ha realizado un inventario de la fauna potencial que pudiera estar implicada en los procesos de dispersión a través de censos ya existentes (ARMERO et al., 2001) y observaciones propias en campo dentro del territorio.

Especies	Madurez sexual (años)		Período de fructificación	Núcleos y su superficies					
	vivero	campo		Bombas	Ropé	Puerca	Gaspar	Cierva	Total
				1,68 ha	0,34 ha	0,22 ha	0,23 ha	0,34 ha	2,81 ha
<i>Taxus baccata</i>	8-10	> 15	IX-XI	-	22	23	70	-	115
<i>Acer granatense</i>	7-8	¿?	X-XI	74	-	-	40	-	114
<i>Quercus faginea</i>	7-8	> 10	IX-XI	220	286	95	62	100	763
<i>Arbutus unedo</i>	5-6	7-9	X-I	278	145	84	185	205	897
<i>Sorbus aria</i>	¿?	¿?	IX-XI	65	-	-	34	-	99
<i>Crataegus mononyna</i>	3-4	5-7	IX-XI	98	59	-	68	55	280
<i>Juniperus phoenicea</i>	3-4	5-6	X-II	194	125	45	-	130	494
<i>Viburnum tinus</i>	4-5	7-9	XI-XII	210	89	78	-	94	471
<i>Rhamnus alaternus</i>	3	5-6	V-VII	193	74	52	50	64	433
<i>Fraxinus ornus</i>	6-7	¿?	X-XI	-	-	-	-	155	155
<i>Rosa agrestis</i>	3-4	5-7	IX-XII	87	90	49	81	55	362
TOTAL	-	-	-	1419	890	426	590	858	4183

Tabla 1. Ejemplos de núcleos de dispersión y reclamo de nueva creación. Relación de especies y número de ejemplares plantados en cinco núcleos de nueva creación. La madurez sexual se indica en la tabla a través de los resultados obtenidos en los viveros del CIEF en Quart de Poblet (Valencia) durante un período de 16 años y los datos de campo han sido obtenidos a través de observaciones personales de los autores en anteriores experiencias de reforestación en la zona. Para el período de fructificación se indican los meses del año con números romanos. El signo de interrogación significa desconocido. *Fraxinus ornus*, debido a su óptima facultad neocolonizadora, y *Acer granatense* son las dos especies anemócoras empleadas. Obsérvese cómo *Juniperus phoenicea* y *Rhamnus alaternus* cubren distintas fenofases con frutos maduros respecto al resto de especies. Así mismo son, junto a *Rosa agrestis*, las especies utilizadas en plantaciones que más rápido se espera lleguen a su madurez sexual.

Análisis y elección de especies introducidas, densidad y marco de plantación

Para los ocho NDR de nueva creación, las acciones se han dirigido a crear espacios conectores mediante refuerzo y/o reintroducción de especies de interés con marcado papel funcional. En relación al elenco y dinámica de las especies plantadas, se espera que algunas den respuesta en reducidos nichos propios de sus requerimientos autoecológicos

(microhábitats restringidos y muy localizados) mientras que otras, más generalistas, ofrezcan cobertura y facilitación a las anteriormente citadas además de aumentar la resiliencia y colonizar el entorno circundante al marco de actuación (matriz permeable). Mediante un muestreo en vivero y en campo se ha inferido el tiempo mínimo necesario que debe transcurrir hasta que gran parte de las especies forestales utilizadas en la restauración alcancen la madurez sexual y

tengan capacidad de dispersión (Tabla 1). Se han establecido además otros criterios para la elección de especies forestales endozoócoras y anemócoras como su capacidad de colonización, respuesta a la instauración de manera artificial, carácter funcional como especie nodriza, grado de alternancia en producción de frutos, capacidad de rebrote post-incendio y grado de importancia en la comunidad. Se han contemplado también, en el conjunto de especies, el desigual tamaño de los frutos, su color y su contenido nutricional debido a la correlación entre estos atributos y el nivel de interacción con cada uno de los dispersores potenciales (HERRERA, 1984). Las especies elegidas permiten cubrir el mayor espectro temporal con presencia de frutos maduros (Tabla 1), garantizando así la máxima convergencia fenotípica animal-planta (JORDANO et al., 2009)

Para las restauraciones se ha utilizado planta de dos savias cultivada en los viveros del CIEF utilizando material forestal de reproducción de la misma región de procedencia suministrada por el Banco de Semillas Forestales de la Generalitat Valenciana. Para estas plantaciones se han utilizado protectores individuales de malla de polietileno negra o verde con un 40% de sombreado. Se han diseñado diversos módulos de plantación con el que potenciar comunidades arbustivas clave en los procesos de interacción mutualista planta-animal y planta-planta (HERRERA et al., 1994; GARCÍA et al., 2000; GARCÍA & OBESO, 2003). El diseño de diferentes marcos de plantación/parcela (Figura 3), varía en función de la estructura y de las especies clasificadas como: (1) arbóreas en marco de 4×4 m (28% del total), (2) arbustivas en marco de 2×2 m (60% del total) y (3) arbustivo-nodrizas (*Crataegus monogyna* y *Rosa agrestis*) en forma de subnúcleos de 9 m² en marco de 0,5×0,5 m (12% del total). La densidad de plantación en los NDR es de 1.800 plantas/ha. Se ha realizado una reposición de marras y riegos de apoyo durante los dos primeros años

para conseguir un número constante de plantas instauradas con éxito.

En los siete fragmentos nativos ya existentes, las acciones han consistido fundamentalmente en, además del refuerzo con múltiples especies clave de las comunidades presentes, mejorar su estructura a través de tratamientos silvícolas basados en la eliminación de especies pirófitas para mitigar el efecto borde, podas y clareos de reducción de hiperdensidad de pimpollares y resalvos de conversión a monte medio y monte alto en el caso de los quejigares presentes. El tamaño total de los núcleos varía de 0,22 ha a 1,68 ha en el caso de los núcleos de nueva instauración y de 1,46 ha a 4,36 ha para los fragmentos nativos ya presentes. Se han distribuido dos parcelas georeferenciadas de seguimiento de 10x10 m en cada núcleo para la evaluación futura del reclutamiento de nuevas plántulas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El número de especies que han sido introducidas varía entre 7, en el núcleo Fte. de la Puerca, y 9 en Bco. de Bombas, para el resto se han utilizado un total de 8 especies. El total de ejemplares plantados asciende en el cómputo global a 6.263. En el núcleo Bco. de Bombas es donde mayor número de planta se ha introducido (Tabla 1), con un total de 1.419, con 1060 arbustivas y arbustivas-nodriza (74,70% respecto del total) y 359 arbóreas (25,30%). El porcentaje de supervivencia supera el 90 % al cuarto año desde el inicio de las acciones. La superficie total ocupada por los nuevos NDR creados es de 3,15 ha y de 16,83 ha para los NDR nativos.

Una evaluación de indicadores de éxito sobre el aumento del reclutamiento espontáneo en los NDR creados a partir de los elementos introducidos no puede ser inferida en las parcelas de seguimiento a corto plazo como ocurre, por ejemplo, en ambientes tropicales donde las dinámicas de sucesión se pueden analizar a escala

temporal más reducida (REIS *et al.*, 2003; SCHLAWIN & ZAHAWI, 2008; CORBIN & HOLL, 2012). Es fundamental un seguimiento futuro a largo plazo para poder

estudiar el grado de efectividad de los NDR en el ecosistema forestal mediterráneo que nos ocupa.

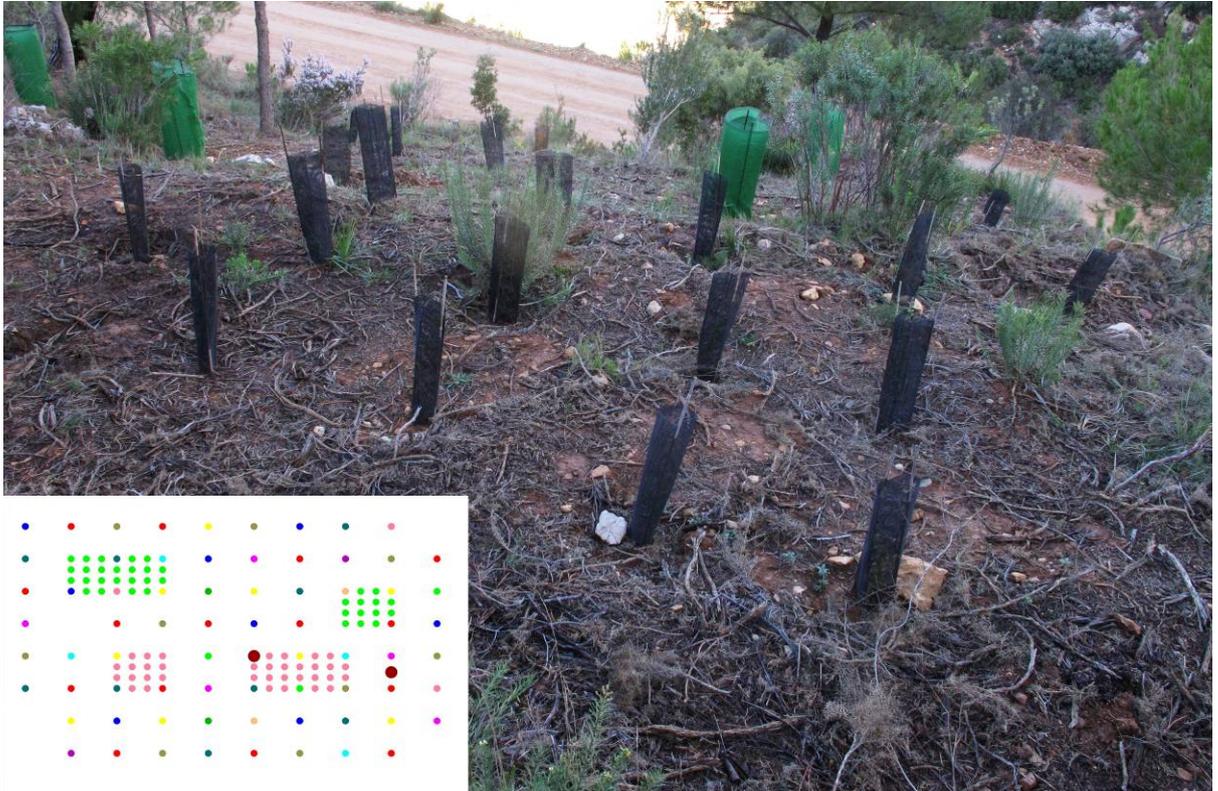


Figura 3. Detalle de un subnúcleo dentro de un determinado NDR, con un marco de plantación de $0,5 \times 0,5$ m y compuesto fundamentalmente por una especie arbustiva nodriza (*Rosa agrestis*). En la esquina inferior izquierda se muestra el diseño de plantación.

La aplicación de estas estrategias de nucleación asistida, sin embargo, posee el potencial de restablecer a corto plazo áreas degradadas mediante la promoción de doseles heterogéneos con una composición diversa de la comunidad (CORBIN & HOLL, 2012) que a su vez pueden servir para renaturalizar comunidades monoespecíficas hiperdensas y con baja capacidad de resiliencia en la actualidad. Además de su carácter funcional como conectores ecosistémicos y bajo condiciones ambientales propias de climas mediterráneos secos con largos períodos de estrés hídrico estival, la ubicación estratégica de los NDR puede proporcionar menores limitaciones bióticas y abióticas sobre el establecimiento de las plantas dentro de los núcleos que en las zonas circundantes, bajo condiciones climáticas

más severas y restrictivas, aumentando la probabilidad de supervivencia (ver por ejemplo GARCÍA *et al.*, 2000; PUGNAIRE & LUQUE, 2001; GÓMEZ-APARICIO, 2004; KENNEDY & SOUSA, 2006). También pueden resultar más económicos que los de proyectos con el mismo objetivo diseñados a partir de una visión clásica (REY-BENAYAS *et al.*, 2008; HOLL *et al.*, 2011) dados los factores limitantes actuales y lo reducido del nicho potencial de algunas comunidades o hábitats de interés.

En conclusión, los NDR pueden actuar como puntos calientes de llegadas de semillas y reclutamiento de especies en un primer estadio y como espacios generadores-fuente de una mayor cantidad de diásporas en fases más avanzadas del proceso. Estas estructuras podrán funcionar

como corredores, facilitando el flujo de genes e individuos entre poblaciones de especies forestales fragmentadas y aisladas (Figura 2), e incluso como avenidas de colonización y expansión de la vegetación.

Al margen de los resultados esperados, la finalidad de este proyecto redundaba en mostrar la necesaria y muchas veces inexistente adaptación de conceptos y resultados teóricos que han aparecido durante los últimos años en el ámbito de la ciencia ecológica mediante su interpretación y traslado a metodologías de aplicación técnica en el contexto de la gestión.

Agradecimientos

Agradecemos la ayuda y el apoyo prestado de Antoni Marzo, Jesús Martínez y Vicente Serena (Banc de Llavors Forestals, CIEF, Generalitat Valenciana), Emilio Laguna y Josep Enric Oltra (Servicio de Vida Silvestre de la Generalitat Valenciana), Patricio García Fayos (Centro de Investigaciones sobre Desertificación, CIDE), Cristina Lacruz y María López (Parque Natural de Chera-Sot de Chera), Sergio Marín y Pruden Fernández. Agradecemos también los comentarios y sugerencias realizadas por parte de un revisor anónimo, que han permitido mejorar este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- ARMERO, F.J.; AYLLÓN, J.J.; LÓPEZ, A.; MUÑOZ, R.; SÁEZ, C. & SÁNCHEZ, J.; 2001. *Aves de la comarca Requena-Utiel*. Tundra ediciones. Valencia. 496 pp.
- COLE, R. J.; HOLL, K.D. & ZAHAWI, R. A.; 2010. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. *Ecological Applications* 20(5): 1255-1269.
- CORBIN, J. D. & HOLL, K. D.; 2012. Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest. Ecol. Manag.* 265: 37-46.
- FISCHER, J.; LINDERNAYER, D.B. & MANNING, A.D.; 2006. Biodiversity, ecosystem function, and resilience: ten guiding principles for commodity production landscapes. *Front. Ecol. Environ.* 4: 80-86.
- FORMAN, R.T.T.; 1997. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GARCIA, D. & OBESO, J.R.; 2003. Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency. *Ecography* 26: 739-750.
- GARCÍA, D., ZAMORA, R.; HÓDAR, J.; A. GÓMEZ J. M. & CASTRO, J. 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) Regeneration is facilitated by fleshy-fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biol. Conserv.* 95: 31-38.
- GARCÍA, D.; ZAMORA, R. & AMICO, G. C.; 2010. Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conserv. Biol.* 24: 1070-1079.
- GÓMEZ-APARICIO, L.; ZAMORA, R.; GÓMEZ, J.M.; HÓDAR, J.A.; CASTRO, J. & BARAZA, E.; 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.* 14: 1128-1138.
- GONZÁLEZ-MORENO, P.; QUERO, J.L.; POORTER, L.; BONET, F.J. & ZAMORA, R.; 2011. Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? *Basic Appl. Ecol.* 12: 251-259.
- HERRERA, C.M.; 1984. A study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in Mediterranean scrublands. *Ecol. Monogr.* 54: 1-23.

- HERRERA, C.M.; JORDANO, P.; LÓPEZ-SORIA, L. & AMAT, J.A.; 1994. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecol. Monogr.* 64: 315-344.
- HOLL, K.D.; ZAHAWI, R.A.; COLE, R. J.; OSTERAG, R. & CORDELL, S.; 2011. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. *Restor. Ecol.* 19: 470-479.
- JORDANO, P.; VÁZQUEZ, D.; BASCOMPTE, J.; 2009. Redes complejas de interacciones planta-animal. En: R. MEDEL, M. AIZEN y R. ZAMORA (eds), *Ecología y evolución de las interacciones planta-animal: conceptos y aplicaciones*: 17-41. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- KENNEDY, P.G. & SOUSA, W.P.; 2006. Forest encroachment into a Californian grassland: examining the simultaneous effects of facilitation and competition on tree seedling recruitment. *Oecologia* 148: 464-474.
- MATÍAS, L.; ZAMORA, R.; MENDOZA, I. & HÓDAR, J.A.; 2008. Seed dispersal patterns by large frugivorous mammals in a degraded mosaic landscape. *Restor. Ecol.* 18: 619-627.
- OHSAWA, T.; TSUDA, Y.; SAITO, Y.; SAWADA, H. & IDE, Y.; 2007. Steep slopes promote downhill dispersal of *Quercus crispula* seeds and weaken the fine-scale genetic structure of seedling populations. *Ann. Forest Sci.* 64: 405.
- PUGNAIRE, F.I. & LUQUE, M.T. 2001. Changes in plant interaction along a gradient of environmental stress. *Oikos* 93: 42-49.
- REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. & SOUZA, L.; 2003. Restoration of damaged land areas: using nucleation to improve successional processes. *The Brazilian Journal of Nature Conservation* 1: 85-92.
- REY BENAYAS, J.M.; BULLOCK, J.M. & NEWTON, A.C.; 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front. Ecol. Environ.* 6: 329-336.
- SCHLAWIN, J. & ZAHAWI, R.A. 2008. “Nucleating” succession in recovering neotropical wet forest: The legacy of remnants trees. *J. Veg. Sci.* 19: 485-487.
- VERDÚ, M. & GARCÍA-FAYOS, P.; 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Funct. Ecol.* 10: 275-280.
- YARRANTON, G.A. & MORISON, R.G.; 1974. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. *J. Ecol.* 62: 417-428.
- ZAMORA, R.; HODAR, J.A.; MATIAS, L. & MENDOZA, I.; 2010. Positive adjacency effects mediated by seed disperser birds in pine plantations. *Ecol. Appl.* 20(4): 1053-1060.
- ZAHAWI, R.A. & AUGSPURGER, C.K.; 2006. Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecol. Appl.* 16: 464-478.
- ZAHAWI, R.A.; HOLL, K.D.; COLE, R.J. & REID, J.L.; 2012. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *J. Appl. Ecol.*: in press.

INNOVACIÓN EN LA PRODUCCIÓN DE SEMILLAS. EXPERIENCIA DE UNA EMPRESA DEL SECTOR FORESTAL Y DE LA RESTAURACIÓN

Joelle Schmitt

Directora General Montaraz Group. Semillas Montaraz, S.A. Correo electrónico: joelle@montaraz.com

Resumen

El desarrollo de las forestaciones en los últimos 23 años ha estado vinculado a las políticas de la PAC en los terrenos privados y a los presupuestos volubles de las distintas administraciones en los montes públicos. Éxitos y fracasos han jalonado estos últimos decenios y, en estos momentos de incertidumbre, el sector forestal, como siempre, se ve inmerso en una crisis profunda con tintes dramáticos, donde viveros privados han visto reducidas drásticamente sus producciones o están desapareciendo y los públicos pliegan alas hasta mejores tiempos cuando el dinero fluya. Como siempre la innovación y las nuevas estrategias serán el motor del sector en el futuro. Tal es la filosofía de MONTARAZ desde sus inicios y en este capítulo se describen algunos de los trabajos que viene desarrollando en el último decenio en relación a estos temas: restauración vegetal ligada a la obra pública, especies dedicadas a la recuperación de terrenos forestales degradados de antiguo, preparación de semillas para siembras directas, búsqueda de la mejor metodología para el establecimiento de cada especie, avances y tecnologías en el mundo de la micorrización de las semillas, estudio de especies forestales resilientes al cambio climático, tratamientos pregerminativos, elección de especies, época de siembra, cantidad por hectárea, tratamientos físicos y químicos antipredación, etc. El presente y futuro del sector forestal definitivamente requieren un gran esfuerzo y apoyo a la Innovación e Investigación para afrontar los retos a medio y largo plazo.

Palabras clave: empresa privada, restauración, siembras directas, tratamientos pre-germinativos.

INTRODUCCIÓN

A continuación se pretende dar a conocer la experiencia de una empresa privada del sector, especializada en producir semillas forestales, que ha aportado su granito de arena a la reforestación de los montes españoles y a la restauración vegetal de zonas degradadas.

En su trayectoria, de ya 22 años al servicio del sector, las actividades de Montaraz Group se pueden resumir en:

- Empresa de semillas de árboles, arbustos, aromáticas, silvestres y gramíneas. La empresa produce y comercializa especies de la península ibérica y, de manera más amplia, del entorno Mediterráneo.
- Consultoría Medioambiental. Se dedica a investigación en temas forestales, de biomasa, divulgación medioambiental, proyectos de reforestación y restauración ecológica, en el territorio español y en el entorno de la cuenca mediterránea.

- Laboratorio de calidad de semillas. Se trabaja según las normas ISTA, y somos especialistas en especies mediterráneas y realizamos proyectos de I+D en tratamientos y mejora de calidad.
- Agencia de Comunicación y Marketing Ambiental y Responsabilidad Social Corporativa. Se aúnan el conocimiento técnico y creativo en comunicación y marketing con la especialidad y experiencia en medio ambiente para presentar una oferta única de servicios globales para el marketing natural.

Innovación y experiencias

Desde siempre nuestro afán ha sido el de mejorar y desarrollar productos y servicios, adaptándonos continuamente a las necesidades del sector. Sin embargo, desde los años 2005-2006 la empresa decidió dedicar sus esfuerzos y medios de manera más intensa a programas de innovación. Las líneas de desarrollo consideradas fueron:

- siembras directas en reforestaciones: para especies forestales, coníferas y frondosas.
- mezclas de semillas para restauración paisajística: especies autóctonas, forrajeras y leñosas.

SIEMBRAS DIRECTAS

Razones para innovar

Las razones para innovar y desarrollar productos y protocolos en relación a las siembras directas han sido, que permiten: 1) la recuperación de grandes superficies devastadas por incendios y otras catástrofes naturales; 2) aumentar la biodiversidad en montes ya establecidos; 3) alcanzar terrenos inaccesibles, luchar contra erosión, re-establecer vegetación; y 4) responder a una necesidad económica, ya que la siembra directa es más económica que la plantación.

Temáticas de estudio

Los distintos procesos bajo estudio y ensayos desde nuestra empresa versan sobre:

- Elección de especies: se trabaja actualmente sobre unas 20 especies, coníferas y frondosas, entre árboles y arbustos. La elección se realiza en función de garantía de suministro, su idoneidad para múltiples escenarios, y en función de tratamientos posibles a gran escala.
- Estudio de la época de siembra y condiciones climáticas, determinantes en la investigación y desarrollo de los tratamientos pre-germinativos.
- Determinación de la cantidad por hectárea: buscando disminuir las cantidades necesarias para cumplir objetivos económicos pero también y sobre todo para asegurar los suministros de semillas. En previsiones del cambio climático cada día es más complicado y difícil conseguir y asegurar suministro de grandes cantidades de semillas, por lo que hay que buscar la máxima eficiencia en las siembras.

- Tratamientos pre-germinativos: desde nuestro laboratorio de calidad de semillas se desarrollan tratamientos y protocolos de uso de semillas en siembras directas que van desde tratamiento de priming, tratamientos químicos (ácido giberélico y sulfúrico), pero también estudios sobre conservación de las semillas tratadas e investigación en micorrización.
- Tratamientos antipredación: tanto sobre la propia semilla como en la búsqueda de materiales para ayudarse en la siembra.
- Preparación de terreno: desarrollo de nuevas técnicas y modelos.

Resultados

En esta línea de desarrollo los resultados obtenidos hasta el momento en ensayos piloto de más o menos envergadura (pruebas en superficies de hasta 120 ha) son bastante satisfactorios. Como mínimo nos confortan y demuestran el interés y la necesidad de proseguir en las investigaciones. Los datos muestran que se van cumpliendo las exigencias tanto técnicas como económicas (Figura 1).



Figura 1. Algunos resultados de nuestras experiencias, tanto en éxito de siembra como en coste económico.

MEZCLAS DE SEMILLAS PARA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

¿Por qué innovar en este campo?

Otra línea de innovación empezada en el 2008 fue la creación de mezclas de semillas para una restauración paisajística

ecológica. Las razones para tal desarrollo fueron:

- Mejorar los resultados de los trabajos de revegetación en beneficio de una buena y efectiva restauración: constatamos que en el campo de los trabajos de revegetación los resultados obtenidos no eran los deseados, las especies empleadas a menudo eran poco adaptadas a los lugares y las situaciones; primaba el precio sobre la técnica en un sin fin de experiencias.
- Poner a disposición del mercado una serie de mezclas, ofreciendo mayor biodiversidad, y que pudieran funcionar en condiciones edafo-climáticas cada vez más duras.
- Permitir el uso de especies autóctonas, arbustivas y sub-arbustivas en este tipo de trabajos, y mejorar las propuestas de especies ante el reto del cambio climático y situaciones edáficas más adversas.

Temáticas de estudio

Los distintos procesos bajo estudio y ensayos desde nuestra empresa versaron sobre los siguientes aspectos:

- Selección de especies. Se trabaja con 77 especies autóctonas desde gramíneas, herbáceas vivaces, arbustivas y subarbustivas. En total contamos con de 84 especies para diseñar 12 mezclas.
- Para asegurar el suministro de semillas se vio enseguida la clara necesidad de crear campos de cultivos para: 1) el desarrollo de técnicas de producción controlada de especies hasta ahora recolectadas en poblaciones silvestres y cada vez más complicadas de recolectar; 2) obtener semilla de alta calidad; 3) garantizar suministros en cantidades importantes; y 4) permitir una disminución de costes para facilitar precios más asequibles al mercado.
- Tratamientos pre-germinativos. En las siembras directas desde nuestro laboratorio se llevan acabo estudios y desarrollo de tratamientos sobre las semillas para facilitar su germinación *in*

situ. Actualmente se han conseguido adaptar a escala real unos cuantos tratamientos para leguminosas, por ejemplo.

- Estudio de nuevas mezclas. Continuamente, tanto desde la parte técnica como la parte económica, trabajamos en la mejora de las mezclas y sobre todo en la continua adaptación a las condiciones externas.

Resultados

Lo primero y más importante: una marca, un producto, y la satisfacción del usuario que repite al cabo de 4 años de presencia.

Esta experiencia es un claro ejemplo de la innovación para una empresa cuyo objetivo es la consecución de un producto que confirma la necesidad de I+D, valorizando su alta inversión para al final poner a disposición de un sector y un mercado un producto innovador, que cubre necesidades reales (Figura 2).



Figura 2. Algunos resultados de nuestras experiencias en cuanto a las mezclas de semillas para restauración ecológica.

OPORTUNIDADES. RETOS DEL SECTOR A CORTO PLAZO

Contexto de crisis

En este contexto se puede tener una visión negativa. En un mercado muy hundido y con pocas esperanzas a medio plazo de reavivarse, es complicado innovar tanto por escasez de medios económicos como por la grave falta de mercado.

Y como en todo se puede tener, por otra parte, una visión positiva.

Más que nunca se necesita un producto competitivo y acorde con la necesidad del mercado existente, por lo que la I+D+i es vital, por no decir la única solución actual para la empresa. Eso si la empresa busca y necesita un resultado a corto-medio plazo y no se puede permitir el error o simplemente investigar por investigar. Por lo que un posible reto importante para reunir dos ámbitos, que son el científico y la empresa, sería el de adecuar la investigación a la empresa y viceversa. Ir el uno hacia el otro para encontrarse. Pensamos que hay un nivel de excelencia alto en la investigación española en este sector, sin embargo, hay una deficiencia importante a nivel de la “adaptación al medio”, es decir, la aplicación de las investigaciones a problemáticas de la simple práctica.

En este contexto desolador, otro problema importante, y sin fecha de caducidad de momento, es la pérdida de calidad adquirida en los últimos 10 años: un mercado en regresión que se rige por el precio por encima de todo en su gran mayoría no habla ni piensa ya en la calidad. El precio es el factor decisivo probablemente en un 95%. Esta tendencia que se consiguió invertir 10 años atrás ahora de nuevo esa necesario desbancarla.

Información-formación.

Muy importante la conexión entre el sector científico y el sector empresarial. Se tienen que crear ocasiones de reunir regularmente las dos partes, así como herramientas de contacto más fluido. Actualmente se esta remediando esta necesidad y cada día se crean más ocasiones de encuentro donde cada parte van conociendo los problemas de la otra. El intercambio es más fluido.

Valorización de la innovación.

Una gran asignatura pendiente de nuestro sector es la valorización de la innovación. Definitivamente hay que

asumir que la I+D+i tiene un coste, en términos económicos. En nuestro sector, tanto viveristas como empresas de obras, casas de semillas innovan y desarrollan continuamente sin dar valor a sus logros ni poder a menudo repercutir el coste de esta inversión en el precio final del producto obtenido. Es un lastre cultural muy específico de nuestro sector aquí en España.

Visión más global

En terminos de innovación las inversiones actualmente, debido a la drástica reducción de los mercados locales, pasan por una visión más amplia geográficamente y, en consecuencia, de mercados. Los cambios climáticos actuales también tienden a dar la razón a este concepto. Zonas geográficas más que países hoy en día se enfrentan a problemáticas comunes.

Actualmente, en el sector empresarial la innovación no tiene límites técnicos ni monetarios, en cuanto se piensa en términos más globales. Si una empresa plantea el desarrollo de un producto que puede tener aplicación en múltiples mercados/países, entonces tendrá más facilidad para encontrar financiación y medios para llevar a cabo desarrollos a corto-medio-largo plazo. Por ejemplo, una empresa se puede plantear innovar y desarrollar para zonas semiáridas o áridas o para el entorno Mediterráneo, mientras que si se plantea innovar para unas zonas concretas del país se encontrará casi sin ningún recurso.

Los problemas que encontramos hoy en España y en nuestro sector son similares, por no decir los mismos, que los que encuentran numerosos de nuestros países vecinos y no tan vecinos. Son problemas cada día más relevantes y difíciles de solucionar en un mundo en crisis, creemos que hoy más que nunca tienen que prevaler las sinergias.

DATOS PARA LA PLANTACIÓN DEL ENEBRO MARÍTIMO EN SISTEMAS DUNARES

José Carlos Muñoz-Reinoso* y José Luis Rodríguez

Área de Ecología, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, E.T.S. de Ingeniería Agronómica, Universidad de Sevilla, Ctra. de Utrera Km 1, 41013, Sevilla. *Correo electrónico: reinoso@us.es

Resumen

Se ha estudiado la respuesta del enebro marítimo (*Juniperus oxycedrus* L. subsp. *macrocarpa* (Sibth. & Sm.) Ball), una conífera de dunas, a distintos niveles de enterramiento (0, 25, 50 y 75% de la parte aérea). Todas las plantas produjeron raíces adventicias en los tallos enterrados y las sometidas a mayor porcentaje de enterramiento mostraron mayores tasas de crecimiento. Estas respuestas parecen mostrar la adaptación de la especie a la vida en sistemas dunares móviles. Como aplicación, en las repoblaciones de enebro marítimo del Programa de Conservación de los Enebrales Costeros de Andalucía, el enterramiento del 50% de la parte aérea de la planta ha proporcionado supervivencias superiores al 50% al tercer año.

Palabras clave: *Juniperus oxycedrus macrocarpa*, propagación, raíces adventicias, sand-dependent.

INTRODUCCIÓN

El enebro marítimo *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *macrocarpa* (Sibth. & Sm.) Ball es una conífera nativa de las costas mediterráneas, cuyos bosques, los enebrales costeros, representan la etapa madura de dunas y acantilados arenosos mediterráneos bajo la influencia del aerosol marino (MUÑOZ-REINOSO, 2003). Según RIVAS-MARTÍNEZ et al. (1980), los enebrales de *J. oxycedrus* subsp. *macrocarpa* con sabina (*J. phoenicea* subsp. *turbinata*) representan la comunidad paraclimática sobre dunas estabilizadas externas que reciben fuertes cargas de spray salino, no penetrando el enebro hacia el interior más de unos centenares de metros. También ALLIER (1977) relacionó los enebrales con sistemas dunares estabilizados.

Los enebrales costeros tienen un alto valor ecológico en relación con su capacidad de retener las arenas y como hábitat para especies vegetales y animales. Estos bosques son ecosistemas vulnerables debido a su extrema posición ecológica (GEHU, 1993), soportando los efectos del viento, la sequía, la sal, la erosión y el pH. Varios factores son responsables del descenso poblacional de los bosques costeros del suroeste de España, incluyendo

talas, puesta en cultivo, la plantación de pinos y la urbanización (GRANADOS y OJEDA, 1994). Esta explotación llevó a tal inestabilidad de las arenas dunares que durante la primera mitad del siglo XX casi todos los sistemas dunares fueron plantados con pinos (*Pinus pinea*, *P. pinaster*) para estabilizar las arenas y colonizar estas áreas marginales (GRANADOS y OJEDA, 1994; TEKKE & SALMAN, 1995). El éxito en estabilizar las arenas también resultó en el decline de las poblaciones de enebro. Esto, entre otros, ha llevado a la inclusión de este ecosistema en la Directiva Europea de Hábitats de 1992 (transpuesta en 1995), como “Hábitat Prioritario”, recibiendo la especie protección regional y nacional.

En 2002, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía puso en marcha el Programa de Conservación de los Enebrales Costeros con la intención de revertir el estado de amenaza en el que se encontraba la especie. Entre sus objetivos estaba posibilitar el crecimiento de las poblaciones existentes y la ocupación de su distribución pasada y de las áreas potenciales, así como promover líneas de investigación que permitan redefinir estrategias de conservación y restauración futuras. Igualmente se incluyeron líneas de sensibilización y participación ciudadana.

Superada la etapa de producción de planta, experiencias previas de plantación (ÁLVAREZ RUBIO *et al.*, 2002) sirvieron como directrices para las plantaciones realizadas posteriormente dentro del Programa de Conservación. En éstas se enterraban las plantas en un 50% de la longitud de la parte aérea suponiendo que se facilitaba el acceso de las raíces al agua, alcanzándose porcentajes de supervivencia superiores al 50% al tercer año en plantas de 1 y 2 savias. A pesar del éxito, las causas del mismo no están claras habida cuenta el tamaño de las plántulas y la profundidad del freático en el lugar de la experiencia (el Médano del Asperillo).

Por otra parte, aunque con anterioridad se había considerado a la especie como relacionada con estados de estabilidad dunar que permitirían su establecimiento y desarrollo posterior, desde finales de los años 1990 se planteó la hipótesis de que la especie debería soportar el enterramiento debido al movimiento de las arenas, realizándose los primeros ensayos (MUÑOZ-REINOSO *et al.*, 2000). Dicha adaptación podría utilizarse a la hora de introducir la planta en el campo.

El enterramiento produce unas condiciones muy negativas para las plantas, como son disminución de la temperatura y de la aireación en la zona radicular, estrés hídrico, asfixia y deshidratación. La supervivencia de una planta tras su enterramiento depende principalmente de las reservas de energía que tenga en sus órganos de almacenamiento y de la profundidad, velocidad y frecuencia de enterramiento (MAUN, 1998).

Según DECH & MAUN (2006), atendiendo a su respuesta al enterramiento, las plantas de dunas pueden clasificarse en tres categorías: i) especies intolerantes, con respuesta negativa y que acaban muriendo, ii) especies tolerantes en las que se produce la muerte a partir de un determinado umbral de enterramiento, y iii) especies dependientes del enterramiento (*sand-dependent*), en las que el crecimiento está estimulado por éste. El estudio de este

fenómeno natural es muy complejo, existen pocos estudios y la mayoría de ellos se han realizado en condiciones de campo. Así, los objetivos del presente trabajo son determinar la respuesta del enebro marítimo a distintos niveles de enterramiento e identificar los rasgos que pueden determinar la tolerancia al enterramiento en la especie.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha realizado un experimento de enterramiento en el invernadero de la ETSIA de la Universidad de Sevilla, en el cual se han empleado plantas de dos savias procedentes de la Red de Viveros de la Junta de Andalucía. Las plantas se trasplantaron de las bandejas forestales Forest-32 (alveolo 60x60x11cm) a macetas de 15x15x20 cm, completándose con un sustrato comercial. Las plantas se agruparon en conjuntos de 10 según sus alturas y se enterraron en distintas proporciones (0, 25, 50 y 75%). Según la proporción de enterramiento a la maceta se le encajaba un tubo de PVC de 110 mm que era rellenado con arena dunar. Las plantas se regaron en la época húmeda dos veces por semana si se consideraba necesario y tres veces en la época sin precipitaciones dada la escasa capacidad de retención de agua por las arenas. La respuesta al enterramiento fue seguida durante 40 semanas, entre abril de 2010 y enero de 2011, midiéndose cada 14 días el crecimiento apical, el número de ramillas producidas y el crecimiento de 4 de las mismas cuando ello fue posible. Durante el ensayo murieron dos plantas del tratamiento control por lo cual sus datos no van a ser considerados. Al final del experimento, se separaron la biomasa aérea de la subterránea (biomasa radical+biomasa aérea enterrada) y dentro de ésta las raíces adventicias producidas en los tallos enterrados. La biomasa fresca se secó en estufa de aire forzado a 60°C hasta peso constante (48 h). Los valores absolutos de biomasa seca se transformaron en

porcentajes para poder comparar los grupos de plantas.

Para comprobar si existían diferencias significativas en la respuesta al enterramiento entre los distintos tratamientos (crecimiento absoluto en cm, nº de ramificaciones producidas, tasas de crecimiento e incremento de ramificaciones/incremento en altura), los datos obtenidos fueron sometidos a análisis de varianza (ANOVA). Como análisis post-hoc se utilizó el HSD de Tukey. Previamente se testó la normalidad de los datos mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Brown-Forsythe. Solo en el caso de la comparación del enterramiento en enebro para el incremento de ramificaciones/incremento en altura fue necesario transformar los datos, empleándose la transformación arcotangente $y = \arctg(x)$, siendo y la nueva variable y x el incremento de ramificaciones/incremento en altura. Los análisis fueron realizados con los programas STATISTICA 5.0 y SPSS 18.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos (Tabla 1) muestran que los grupos con una mayor proporción de la parte aérea enterrada (50 y 75%) presentaron mejor respuesta al enterramiento, llegando a representar el crecimiento durante el período de estudio el 41,3 y 61,3% respectivamente del tamaño final. Crecieron más y a mayores tasas, produjeron menos ramificaciones/cm de crecimiento aunque sus ramificaciones también crecieron más (Tabla 1). Aunque no existieron diferencias significativas en el incremento de ramificaciones/incremento de altura entre el control de enebro y los enterramientos al 50 y 75%, esto pudo ser debido a la mortandad de las ramillas más bajas en el tratamiento control. En los tres grupos de plantas enterradas aparecieron raíces adventicias (Figura 1) en las mismas proporciones, en tanto que la proporción de biomasa aérea fue significativamente mayor en los enterramientos al 25 y 50%, ocurriendo lo opuesto en la biomasa enterrada.

Tratamientos	Control Enebro	Enebro 25%	Enebro 50%	Enebro 75%
n	8	10	10	10
Altura inicial (cm)	48,3 ± 1,2	25,6 ± 0,8	21,0 ± 0,4	8,4 ± 0,8
Altura final (cm)	54,5 ± 2,2	31,6 ± 2,5	37,3 ± 2,7	24,7 ± 3,3
Incremento de altura (cm)	6,3 ± 1,9a	6,0 ± 2,1a	16,3 ± 2,7b	16,3 ± 3,3b
Tasa de crecimiento diario (cm/día)	0,022 ± 0,007a	0,021 ± 0,008a	0,058 ± 0,010b	0,058 ± 0,012b
Incr alt/Alt final x 100 (%)	10,8 ± 3,0	16,7 ± 4,6	41,3 ± 4,9	60,2 ± 8,3
Número de ramificaciones inicial	29,3 ± 2,5	10,1 ± 2,1	7,9 ± 1,4	1,2 ± 0,4
Número de ramificaciones final	45,1 ± 3,9	31,6 ± 4,7	33,9 ± 5,0	26,3 ± 4,0
Incremento de ramificaciones	15,9 ± 3,4a	21,5 ± 3,2a	26,0 ± 4,5a	25,1 ± 4,0a
Número de ramificaciones/cm de crecimiento en altura (ram/cm)	4,2 ± 1,4ab	7,1 ± 2,0a	1,8 ± 0,3bc	1,4 ± 0,2bc
Crecimiento total ramillas (cm)	3,9 ± 0,1	7,6 ± 0,4	9,9 ± 0,6	12,3
% Biomasa R. advent	-	1,6 ± 0,4a	1,5 ± 0,2a	2,8 ± 0,3a
% Biomasa aérea	43,7 ± 1,2a	59,3 ± 1,3b	56,2 ± 1,7b	45,9 ± 3,6a
% Biom. radical+ Biom. aérea ent	56,5 ± 1,2a	39,1 ± 1,3b	42,3 ± 1,8bc	51,3 ± 4,1ac

Tabla 1. Datos de crecimiento, ramificación y biomasa (%) en enebros con distinta proporción de enterramiento. Se presentan los valores medios ± el error estándar de la media. El cociente Incremento de altura/altura final x100 indica el porcentaje que el crecimiento experimentado por los grupos de plantas representan para el tamaño final de las mismas. La misma letra acompañando los valores medios indica que no existen diferencias significativas entre ellos.



Figura 1. Planta de enebro del tratamiento de enterramiento al 50% al final del experimento (280 días). Pueden apreciarse las raíces adventicias producidas en la parte enterrada del tallo así como una ramilla parcialmente enterrada.

DISCUSIÓN

De los resultados puede deducirse que a mayor grado de enterramiento el enebro experimenta una mayor estimulación del crecimiento de su parte aérea, al menos entre el 50-75%. MAUN (2004) propone una "hipótesis multifactorial" para explicar la estimulación del crecimiento por el enterramiento en las plantas, compuesta por

cuatro variables principales bióticas y físicas: i) aumento del volumen de suelo, ii) aumento de los nutrientes del suelo, iii) aumento de la actividad de los hongos micorrícicos, y iv) crecimiento reactivo por removilización de recursos regulado probablemente de forma hormonal. DECH & MAUN (2006) analizaron siete especies leñosas en dunas de Canadá. De éstas, *Salix cordata* y *Populus balsamifera* muestran el

mismo comportamiento ante el enterramiento que el enebro y son capaces de producir raíces adventicias en un nuevo microambiente y de alterar los patrones de asignación de recursos para estimular el crecimiento por encima de la acumulación de arena. Por último, indican que el enterramiento estimula su crecimiento y que pueden depender de ello para su supervivencia. Además, estas especies son las que muestran mayor mortalidad en los tratamientos de control al igual que ocurre con el control de enebro del presente ensayo. Según los autores, esto es debido a que estas especies podrían requerir enterramientos regulares para sobrevivir en los sistemas dunares. De acuerdo con lo anterior, el enebro podría presentar un crecimiento reactivo regulado hormonalmente por removilización de recursos tras el enterramiento. Ello podría garantizar su supervivencia en zonas de arenas móviles frente a especies que no soportan el enterramiento.

En un experimento previo, MUÑOZ REINOSO *et al.* (2000) obtuvieron tasas de crecimiento entorno a $0,20 \text{ cm.día}^{-1}$, un orden de magnitud superior a las obtenidas en el presente trabajo, lo que puede ser debido a la diferencia de edad de las plantas utilizadas, lo que supondría diferencias en las reservas de energía almacenada en sus órganos (MAUN, 1998).

De acuerdo con estos resultados se podría concluir que el enebro marítimo es una especie adaptada a sustratos móviles, estimulándose su crecimiento por el enterramiento, de forma que el éxito de las técnicas de plantación que implican enterramientos de aproximadamente el 50% de la parte aérea se basan en esta adaptación de la especie que le permitiría retranslocar nutrientes de las partes (aéreas) enterradas hacia los tallos (DECH & MAUN, 2006).

Recientemente se ha rebajado la catalogación de la especie, actualmente vulnerable según el Decreto 23/2012 JA, sin tenerse en cuenta el proceso de estabilización que soportan los ecosistemas que mantienen sus principales poblaciones.

Serían necesarios nuevos estudios sobre las poblaciones naturales y las repoblaciones realizadas con el objeto de conseguir no solo la supervivencia de la especie, sino también la conservación de los procesos ecológicos y geomorfológicos que caracterizan estos hábitats.

Agradecimientos

La CMA de la Junta de Andalucía facilitó las plantas para el experimento. El Servicio Invernadero de la ETSIA facilitó la infraestructura para la realización del experimento. Los comentarios de un revisor anónimo mejoraron considerablemente el documento.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLIER, C.; 1977. La végétation psammophile du littoral de la Reserve Biologique de Doñana. *En: Doñana. Prospección e inventario de ecosistemas*: 131-157. Monográfico 18. ICONA. Ministerio de Agricultura, Madrid
- ÁLVAREZ RUBIO, R.; JIMÉNEZ LÓPEZ, P. Y REFOJO SERONERO, L.; 2002. *Restauración y seguimiento del enebro marítimo (Juniperus oxycedrus subsp macrocarpa) en el Parque Natural de Doñana*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Inédito.
- DECH, J.P. & MAUN, M.A.; 2006. Adventitious root production and plastic resource allocation to biomass determine burial tolerance in woody plants from Central Canada Coastal Dunes. *Ann. Bot.* 98: 1095-1105.
- GEHU, J.M.; 1993. The coastal woodlands of Europe. *In: R. Tekke & A.H.P.M. Salman (eds.), Coastal Dune Woodlands along the Atlantic and North Sea Shores*: 6-16. EUCC Internal Report Series 4, Leiden.

- GRANADOS, M. Y OJEDA, J.F.; 1994. *Intervenciones públicas en el Litoral Atlántico Andaluz. Efectos territoriales*. Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
- HERNÁNDEZ BERMEJO, J.E. Y CLEMENTE MUÑOZ, M.; 1994. *Protección de la Flora en Andalucía*. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- MAUN, M.A.; 1998. Adaptations of plants to burial in coastal sand dunes. *Can. J. Bot.* 76: 713-738.
- MAUN, M.A.; 2004. Burial of plants as a selective force in sand dunes. *In*: M.L. Martínez & N.P. Psuty (eds.), *Coastal dunes: ecology and conservation*: 119-135. Springer. Berlín.
- MUÑOZ-REINOSO, J.C.; 2003. *Juniperus oxycedrus* ssp. *macrocarpa* in SW Spain: Ecology and conservation problems. *J. Coastal Cons.* 9: 113-122.
- MUÑOZ-REINOSO, J.C.; JIMÉNEZ, B.; RUÍZ, A., TRILLO, M. Y YANES, A.; 2000. Respuesta del enebro marítimo al enterramiento. *Resúmenes del Simposio de la AEET Aspectos funcionales de los ecosistemas mediterráneos*, Granada.
- RIVAS MARTÍNEZ, S.; COSTA, M.; CASTROVIEJO, S. Y VALDÉS, E.; 1980. La vegetación de Doñana (Huelva, España). *Lazaroa* 2: 5-190.
- TEKKE, R.M.H. & SALMAN, A.H.P.M.; 1995. Coastal woodlands, forestry and conservation along the Atlantic and North Sea shores. *In*: A.H.P.M. Salman, H. Berends Y. & M. Bonanzoutas (eds.), *Coastal management and conservation*: 396-409. EUCC, Leiden.

AVANCES EN LA PRODUCCIÓN DE PLANTA EN CONTENEDOR: LOS AIR-POT

Fermín Garrido Lauraga^{1,2,*}, Felicidad López Sainz¹, Roberto San Martín^{1,2} y Rosario Sierra de Grado^{1,2}

¹ E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avd. de Madrid 44, 34071, Palencia. *Correo electrónico: fegala@pvs.uva.es

² Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVA-INIA. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia

Resumen

El reviramiento radical producido sobre las plantas en contenedor puede minimizarse mediante el repicado de las raíces utilizando diversas técnicas como poda mecánica, poda al aire y poda química. Estas técnicas permiten mejorar el número de raíces laterales así como la distribución y fibrosidad del sistema radical, lo que hace que la planta esté mejor preparada para el trasplante, pudiendo solventar los problemas de supervivencia y estabilidad en campo de las plantaciones en sistemas mediterráneos. En este ensayo se han estudiado los efectos sobre la parte aérea y radical de cuatro tipos de contenedor de 12 litros: con paredes ciegas sin costillas (testigo), paredes ciegas con planta micorrizada, rejilla con paredes laterales, y paredes perforadas (air-pot), sobre la producción de *Acer negundo* y *Pinus pinea* en el vivero de la ETSIIAA de Palencia. El objetivo de este trabajo ha sido determinar, por una parte, la influencia del contenedor air-pot en la morfología radical de la planta en vivero, así como en la supervivencia y crecimiento de las dos especies, y por otra, estimar si la distribución de las raíces en air-pot o su cantidad presenta diferencias respecto de la maceta convencional, micorrizada o con rejilla. Se analizarán las variables: Altura, diámetro, Peso seco de la parte aérea (PSA), Peso seco radical (PSR), Peso seco total (PST), número de ramificaciones, relación PSA/PSR y Potencial de regeneración de raíces.

Palabras clave: calidad de planta, espiralización, estabilidad, poda aérea, sistema radical.

INTRODUCCIÓN

Las características del contenedor ideal para producir planta de calidad han sido y son objeto de continuos debates (LANDIS et al., 1990). Desde el inicio, los contenedores forestales han evolucionado mucho como consecuencia de la realización de diversos trabajos que puedan mejorar la calidad de la planta producida y su posterior respuesta en campo (PEÑUELAS Y OCAÑA, 1993). Existen numerosos estudios sobre las deformaciones radicales producidas por los distintos tipos de contenedor (AUBERLINDER, 1982; CREMIERE, 1994).

Esta deformación radical provocada por el diseño inapropiado de los contenedores (Figura 1) ha llevado en los últimos años a una disminución de la calidad de planta, que produce una pérdida de estabilidad, sobretudo en repoblaciones realizadas con especies de crecimiento rápido (WATSON Y TOMBLESON, 2002). La deformación de las raíces aparece en mayor o menor grado asociada al tiempo de permanencia de

la planta en el envase y al volumen del mismo (BALL, 1976; CEMAGREF, 1987), presentando una morfología diferente a la que tienen las plantas procedentes de siembra directa o de regeneración natural.



Figura 1. Deformación radical en contenedores de pequeño volumen.

Una duración excesiva del cultivo puede ocasionar desequilibrios parte aérea/parte radical y deformaciones en la raíz mas o menos graves (CEMAGREF,

1987; LINDSTROM & RUNE, 1999) empeorando sus resultados en campo (PEÑUELAS Y OCAÑA, 1993).

Actualmente, existen en el mercado gran cantidad de modelos de contenedores con características especiales respecto a las formas, materiales, tamaños y modo de agrupación, individuales o en bandejas. Pero el confinamiento del sistema radical en estos contenedores de paredes ciegas da lugar a deformaciones del sistema radical que producen un número exagerado de raíces hasta la saturación del envase, al tener la planta una gran capacidad de repique (MARCELLI, 1984). La permanencia en vivero de cerca de un año cuando el óptimo sería 90 días y la existencia de soldaduras nos conducirá a la formación de un muñón y sus efectos pueden provocar con el tiempo problemas de inestabilidad en monte “toppling” (Figura 2). Para evitar este reviramiento se puede recurrir a varias técnicas no excluyentes entre sí que pueden ser utilizadas en los viveros, como por ejemplo que en las paredes del contenedor existan internamente estrías o aristas verticales, también llamadas “costillas”, de forma que las raíces sean dirigidas por éstas en su crecimiento (RIEDACKER, 1976), la poda mecánica como método tradicional, la utilización de repicantes químicos en las paredes de los envases a base de sales de cobre o la poda al aire, utilizando envases con aberturas laterales.



Figura 2. Efecto del viento “Toppling” por mal anclaje del árbol, en la ETSIIAA de Palencia 2009.

La utilización de contenedores con aberturas laterales aumenta el número de raíces secundarias que forman un sistema radical más fibroso y ramificado mejorando la distribución espacial y haciendo que la planta esté preparada para el trasplante, siendo esto de gran ayuda para solucionar algunos problemas de supervivencia y estabilidad (toppling) en las repoblaciones forestales (KRASOWSKI & OWENS, 2000).

Entre los modelos de contenedores utilizados en una repoblación forestal y en la silvicultura urbana, está la típica rejilla lateral con sus ventajas e inconvenientes y últimamente ha aparecido en el mercado un nuevo sistema revolucionario que pretendemos ensayar, el Superroots Air-Pot (Figura 3). Está hecho de polietileno de alta densidad HDPE reciclado y sus paredes son parecidas a un cartón de huevos, compuestas de conos cerrados que apuntan al interior y conos abiertos al exterior. No hay ninguna superficie plana que facilite a las raíces el proceso de espiralización, creando un extraordinario sistema de raíces. La respuesta de la planta a esta poda al aire es generar más raíces para compensar las pérdidas producidas por el autorrepicado, lo que lleva a generar un sistema radical de raíces fibroso y denso en un tiempo sorprendentemente corto. Esto permite a las plantas absorber más nutrientes y agua, estimulando un crecimiento más rápido, siendo a la vez menos vulnerable a las condiciones extremas de frío y calor que perjudican la masa de raíces en el borde exterior de un contenedor tradicional, (TORRENTE Y PEMÁN, 2003).

El objetivo de este trabajo pretende conocer la influencia del contenedor en la morfología aérea y radical de la planta en vivero así como la supervivencia y el crecimiento, en dos especies arbóreas con diferente velocidad de crecimiento y estructura radical: *Acer negundo* y *Pinus pinea*. Para ello, han sido cultivadas en cuatro tipos diferentes de contenedor: un contenedor de paredes ciegas (empleado como testigo), el mismo tipo de contenedor

con planta micorrizada (con la intención de favorecer el desarrollo radicular), un contenedor abierto con rejillas laterales y el nuevo prototipo denominado air-pot; todos ellos con volúmenes similares.



Figura 3. Superoots Air-Pots, está hecho de polietileno de alta densidad HDPE reciclado y sus paredes son parecidas a un cartón de huevos, compuestas de conos cerrados que apuntan al interior y conos abiertos al exterior.

MATERIAL Y MÉTODOS

Las especies *Acer negundo* y *Pinus pinea* fueron elegidas con criterios ornamentales, como unas de las más representativas en la ciudad de Palencia. La siembra se realizó sobre contenedores estándar en bandejas de alveolos de 150 cc durante la primavera de 2011 y el 10 de Junio de 2011 se transplantaron a los diferentes contenedores preparados para el ensayo. Las características de los contenedores utilizados se describen a continuación. El contenedor testigo de dimensiones: altura 26 cm y diámetro 23 cm, utilizado también para la planta micorrizada; el contenedor con rejilla: de 24

cm de altura por 27 cm de diámetro; y el contenedor air-pot: de 30 cm de altura por 23 cm de diámetro; el volumen se unificó a una capacidad de 12 litros. El sustrato utilizado fue un sustrato comercial de granulometría gruesa para favorecer la posterior limpieza de las raíces. La fertilización consistió en la adición de un abono de liberación lenta (15-9-15) a razón de 5g por litro de sustrato en el momento del llenado de los contenedores. A cada tratamiento se le aportó la misma cantidad de fertilizante y riego.

El cultivo se realizó en el exterior con malla de sombreo del 30%, en el vivero de la Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia. Se estableció un diseño de bloques completos al azar, con tres bloques de 16 contenedores cada uno (dos contenedores por modelo y especie); 48 contenedores en total. Ver croquis de plantación en la Tabla 1.

Una vez concluido el primer período vegetativo, el 14-06-2012 se realizó la extracción de ocho plantas de cada bloque, una por tipo de contenedor y especie, dejando el resto para analizar el próximo año. La limpieza de las raíces se realizó con agua a presión y posterior peinado.

Se procedió a la medición de los diferentes parámetros de la parte aérea: altura, diámetro del cuello, peso húmedo y seco (PSA), y en la parte radicular: peso húmedo y seco (PSR), diámetro de la raíz principal en el cuello y a los 10 cm y en la inserción de las dos primeras raíces secundarias, y se calculó la relación PSA/PSR.

La medición de las raíces se realizó mediante calibre para los diámetros. Los pesos secos se estimaron mediante secado en estufa a 60° C durante 48 h.

Los análisis estadísticos se realizaron con modelo mixto mediante el proc mixed de SAS 9.2. Las ecuaciones de los modelos son: $Y_{ij} = \mu + B_i + C_j + \xi_{ij}$, donde Y_{ij} es la variable respuesta (DIAMETRO, ALTURA, etc.), μ es el efecto de media general, B_i representa el efecto del factor Bloque con $B_i \rightarrow N(0, \sigma^2_B)$, C_j representa el efecto de

factor contenedor (air-pot, micorriza, rejilla y testigo) y ξ_{ij} es el término de error aleatorio del modelo verificando $\xi_{ij} \rightarrow N(0,$

$\sigma^2_j)$. La estimación de los parámetros se ha realizado por máxima verosimilitud restringida.

TESTIGO ACER	TESTIGO PINO	REJILLA PINO	AIRPOT ACER	MICORRIZ PINO	MICORRIZ ACER	TESTIGO PINO	TESTIGO PINO	TESTIGO PINO	TESTIGO ACER	MICORRIZ ACER	MICORRIZ ACER
REJILLA ACER	AIRPOT PINO	MICORRIZ ACER	MICORRIZA PINO	AIRPOT PINO	REJILLA ACER	MICORRIZ PINO	REJILLA ACER	AIRPOT ACER	REJILLA ACER	AIRPOT PINO	AIRPOT ACER
MICORRIZ ACER	REJILLA ACER	TESTIGO PINO	TESTIGO ACER	TESTIGO ACER	AIRPOT PINO	REJILLA PINO	AIRPOT ACER	REJILLA PINO	MICORRIZ PINO	REJILLA ACER	REJILLA PINO
AIRPOT ACER	MICORRIZ PINO	REJILLA PINO	AIRPOT PINO	REJILLA PINO	TESTIGO ACER	AIRPOT ACER	MICORRIZ ACER	MICORRIZ PINO	AIRPOT PINO	TESTIGO ACER	TESTIGO PINO

Tabla 1. Diseño estadístico de dos especies arbóreas ornamentales (*Acer negundo* y *Pinus pinea*), con cuatro tipos de contenedor: con un diseño de bloques al azar, cada contenedor un bloque; testigo con paredes ciegas, testigo micorrizado, contenedor con rejillas laterales, y Air-pot. con tres repeticiones.

RESULTADOS

El resumen general se puede ver en la Tabla 2. En la caracterización morfológica de la especie *Acer negundo*, en parte aérea, altura, diámetro, y peso tallos no se observó ninguna diferencia significativa al 5% entre

los diferentes contenedores empleados, aunque al 10% si se observaron algunas diferencias en la variable altura, mayor en el contenedor de rejilla respecto al testigo, en los otros dos tipos de contenedor las diferencias no fueron significativas (Figura 4).

	Diámetro	Altura	ACER Peso hojas	Peso tallo	Peso raiz_principal	Peso total raiz secund	Ratio peso Aéreo/Raiz
F-Valor	2.07	3.56	5.29	0.69	3.58	1.25	0.10
Pr > F	0.2061	0.0869	0.0402	0.5892	0.0859	0.3729	0.9579
AIRPOT	18.6067	193.33 ab	67.56 a	135.4	42.5433 a .	186.42	0.94
MICORRIZA	16.6133	173 ab	45.7 b	101.88	28.7067 ab	117.62	1.05
REJILLA	18.4233	209 a	43.9 b	137	30.18 b	141.83	1.05
TESTIGO	16.1633	176.67 b	48.1 ab	112.13	32.91 ab	128.88	1.09
			PINUS				
F-Valor	1.09	0.60	4.29	0.83	3	1.04	0.84
Pr > F	0.4227	0.6394	0.0614	0.5229	0.117	0.4394	0.5209
AIRPOT	7.1967	36.3333	17.3 ab	5.5	3.03	4.03	3.08
MICORRIZA	6.8967	35.6667	13.6 b	5	2.1	4.66	2.82
REJILLA	6.22	32.0000	13.03ab	3.8	2.1	3.33	3.28
TESTIGO	7.58	37.0000	16.9 a	5.9	3	5.26	2.77

Tabla 2. Resultados estadísticos obtenidos durante el primer año de cultivo de los diferentes parámetros analizados en las especies de *Acer negundo* y *Pinus pinea* sobre cuatro tipos diferentes de contenedor.

Si se encontraron diferencias significativas en la especie *Acer* al 5% en la variable peso hojas de air-pot ($p=0,040$) respecto a los contenedores micorriza y rejilla, aunque la diferencia no fue significativa respecto al testigo (Figura 5).

En cuanto a las raíces, para *Acer negundo*, observamos diferencias al 10% de

significación en la raíz principal entre air-pot y rejilla, no observando diferencias significativas respecto a los otros dos tipos de contenedor (Figura 6). En las raíces secundarias aunque los contenedores air-pot presentan mayor biomasa 186,42 g respecto al resto de contenedores, no se aprecian diferencias significativas con el resto de

contenedores estudiados. Finalmente en el ratio PSA/PSR tampoco se encuentran diferencias significativas entre los contenedores analizados ya que todos se encuentran próximos a la unidad (ver Tabla 2). Para *Pinus pinea* solamente en el peso de las acículas se encontró una diferencia significativa al 10% de probabilidad ($p=0,0614$; Figura 7).

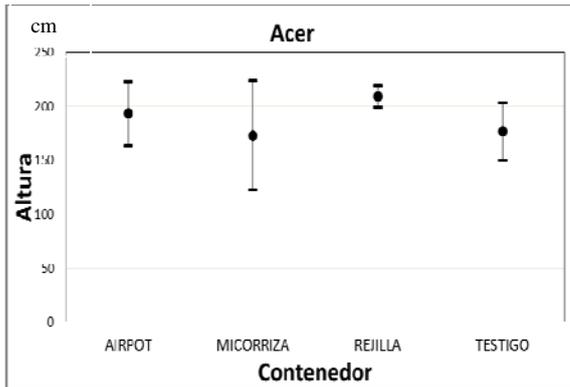


Figura 4. Altura media parte aérea especie Acer sobre cuatro tipos de contenedor.

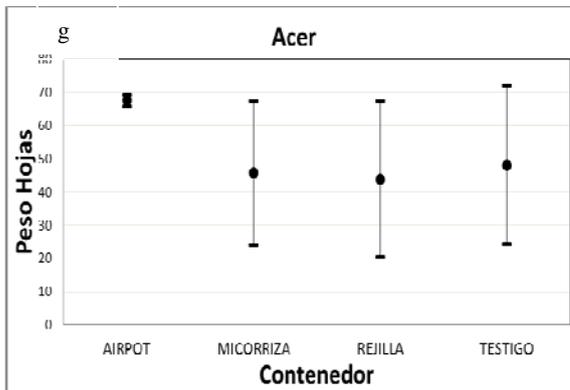


Figura 5. Peso seco hojas especie Acer sobre cuatro tipos de contenedor.

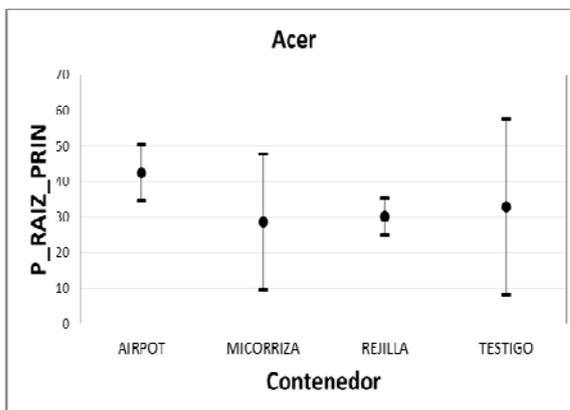


Figura 6. Peso seco raíz principal especie Acer sobre cuatro tipos de contenedor.

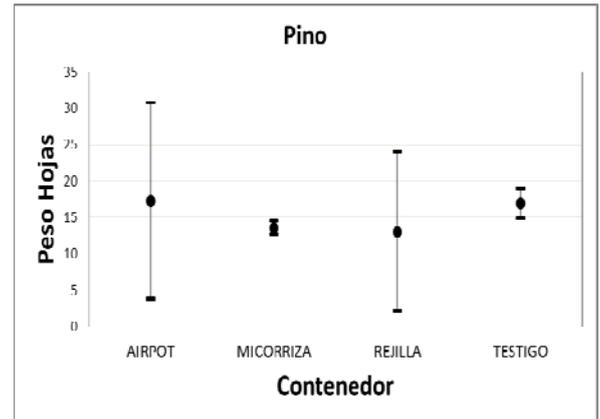


Figura 7. Peso seco hojas especie *Pinus pinea* sobre cuatro tipos de contenedor

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos no dan muestras de diferencias significativas al 5% de probabilidad entre los parámetros analizados, tal vez por el reducido número de muestras y el corto periodo de tiempo transcurrido dentro de los envases, por eso se planteó a priori dejar la mitad de los contenedores para analizar el próximo verano de 2013.

El diferente patrón de crecimiento de ambas especies ha marcado las diferencias encontradas en los parámetros de morfología aérea y radical en los que no ha influido el tipo de envase, como se preveía a priori.

En los valores del peso seco de las hojas, la influencia del envase air-pot ha sido significativa para *Acer negundo* frente a algunos tipos de contenedor, lo que nos podría indicar una mejor aireación del sustrato y por ende una mejor utilización de los nutrientes por las raíces. No obstante, para el resto de los parámetros no se aprecian diferencias significativas.

Además aparecen gran número de raíces con puntas blancas que promueven el crecimiento vigoroso de las raíces, aunque estas observaciones no se han cuantificado en este trabajo. Los contenedores abiertos son menos vulnerables a los valores extremos de frío y calor que tanto perjudican a la raíz respecto a un recipiente

estándar. Los controles esporádicos de temperatura así lo han manifestado.

En los contenedores con poda al aire siempre hay que tener en cuenta la posibilidad de una mayor desecación del sustrato, tanto por el tipo de sustrato utilizado como por el mayor contacto que el mismo tiene con el medio por las aberturas laterales. Esta última causa la apunta también ORTEGA et al. (2001), recomendando una mayor atención en el riego para el cultivo con estos contenedores.

Quizás otro problema importante es el coste de los air-pot, tres veces más que un contenedor estándar, pero la tendencia de mercado indica una mayor utilización en los viveros buscando mayor calidad de planta, lo que nos ha animado a realizar este experimento.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo indican que la respuesta de las especies a los contenedores no sigue el mismo patrón.

Quizás uno de los efectos más positivos de los Super roots air-pot que se han observado podría ser el de prolongar la vida útil de la plantación y aumentar la permanencia en el vivero, ya que al producirse continuamente el autorrepicado, la emisión de raíces nuevas se ve muy favorecida.

Una cuestión importante que se debe mencionar es el concepto de “calidad comercial”. Los viveros pueden preferir ver un mayor incremento en altura, pero puede ser que la supervivencia en el paisaje se vea favorecida por el crecimiento de tallos más cortos y una mayor cantidad de raíces.

Los resultados de este estudio confirman la importancia de realizar nuevas investigaciones en el estudio de forma del contenedor y la producción de plántulas. Esto podría tener un efecto notable sobre los métodos de producción de los futuros árboles, de su estabilidad y supervivencia

tras el transplante sobretodo en alineaciones urbanas.

Los resultados esperados no han sido tan evidentes como en un principio se preveían y deberemos esperar a la próxima campaña para una nueva evaluación.

BIBLIOGRAFIA

- AUBERLINDER, V.; 1982. De l'instabilité du Pin maritime. *Annales-Afocel* 139-176.
- BALL, J.B.; 1976. Recipientes de plástico y enrollamiento de raíces. *Unasyva* 28(111):5-27.
- CEMAGREF; 1987. *Plants forestiers en conteneurs*. Informations Techniques, 67.
- CREMIERE L.; 1994. *Conteneurs: Quelles conséquences pour le Pin maritime*. Afocel Fiche Informations-Foret n° 477
- KRASOWSKI, M.J. & OWENS, J.N.; 2000. Morphological and physical attributes of root systems and seedlings growth in three different *Picea glauca* reforestation stock. *Can. J. Forest Res.* 30:1669–1681.
- LANDIS T.D.; TINUS R.W.; MCDONALD S.E.; BARNETT J.P.; 1990. Containers: types and functions. In: R.G. Nisley (ed.), *The containers tree nursery manual*. USDA Forest Service. Washington, D.C.
- LINDSTROM, A. & RUNE, G.; 1999. Root deformation in plantations on container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness. *Plant Soil* 217: 29-37.
- MARCELLI, A.R.; 1984. *Deformaciones radicales de las plantas cultivadas en contenedor: inconvenientes y remedios*. Istituto Sperimentale per la pioppicoltura Note Tecniche 1.
- ORTEGA, U.; RODRÍGUEZ, N.; GONZÁLEZMURÚA, C.; MAJADA, J.; AZPITARTE, I.; TXATERINA, K. Y DUÑABEITIA, MK.; 2001. Estudio de la calidad de planta de *Pinus radiata* en envase. *En: Junta de Andalucía-*

- S.E.C.F. (eds.), *Actas del III Congreso Forestal Español II*: 354-359. Coria Gráficas S.A. Sevilla.
- PEÑUELAS, J.L. Y OCAÑA, L.; 1993. Los contenedores en la producción de planta forestal. Planteamiento general y primeros resultados. *Congreso Forestal Español. Lourizan-Pontevedra*.
- RIEDACKER, A.; 1976. Rythmes de croissance et de régénération des racines de végétaux ligneux *Annales des Sciences forestières* 33: 109-138.
- TORRENTE SEVILLANO I. Y PEMÁN GARCÍA J.; 2003. Influencia de los contenedores abiertos lateralmente en la morfología aérea y radicular en plántulas de *Pinus pinea* y *Quercus coccifera*. En: Actas de la III reunión sobre repoblaciones forestales. Murcia, 17- 19 de noviembre de 2003.
- WATSON, A.J. & TOMBLESON, J.D.; 2002. Toppling in juvenile pines: A comparison of the root system characteristics of direct-sown seedlings, and bare-root seedlings and cuttings. *Plant Soil* 239: 187-196.

DINÁMICA, MORFOLOGÍA Y TOPOLOGÍA DEL SISTEMA RADICAL DE SEIS ESPECIES LEÑOSAS MEDITERRÁNEAS

Esteban Chirino Miranda¹, Avilio Erades Clavel², Alberto Vilagrosa Carmona³ y V. Ramón Vallejo Calzada⁴

¹ Programa de Restauración Forestal, Centro de estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Unidad Mixta de Investigación UA–CEAM, Universidad de Alicante, Apdo. 99, 03080, Alicante. Correo electrónico: Esteban.Chirino@ua.es

² Master en Gestión y Restauración del Medio Natural, Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Apdo. 99, 03080, Alicante. Correo electrónico: avilioec@yahoo.es

³ Programa de Restauración Forestal, Centro de estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Unidad Mixta de Investigación UA – CEAM, Universidad de Alicante, Apdo. 99, 03080, Alicante. Correo electrónico: a.vilagrosa@ua.es

⁴ Programa de Restauración Forestal, Centro de estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Universidad de Alicante, Apdo. 99, 03080, Alicante. Correo electrónico: ramonv@ceam.es

Resumen

Brinzales de una savia de seis especies leñosas mediterráneas (*Arbutus unedo*, *Rhamnus alaternus*, *Quercus ilex*, *Quercus faginea*, *Fraxinus ornus* y *Acer granatense*) fueron plantados en rizotrones con forma de octaedro (100x60x6 cm). Durante 94 días se realizó el seguimiento de la dinámica de crecimiento del sistema radical. Antes de la extracción de los brinzales, se realizaron mediciones de variables de intercambio de gases (fotosíntesis, transpiración y conductancia estomática) en condiciones de humedad óptima y subóptima del sustrato. Posteriormente se realizó un estudio de las características morfológicas y topológicas del sistema radical de las especies estudiadas. Los resultados indicaron que *A. unedo*, *R. alaternus* y *F. ornus* desarrollaron un sistema radical superficial, ramificado y de estructura dicotómica. En contraste, *Q. ilex* y *Q. faginea* desarrollaron un sistema radical profundo, menos ramificado y de estructura próxima a una arquitectura en espina de pez. *A. granatense* desarrolló un sistema radical menos profundo que las especies del género *Quercus*, muy poco ramificado y con una clara arquitectura en espina de pez. La relación entre las características morfológicas y topológicas del sistema radical con las variables funcionales estudiadas (intercambios de gases) es analizada. Los resultados observados pueden contribuir a la adecuada selección de especies en los programas de restauración forestal.

Palabras clave: ecofisiología, intercambio de gases, rizotrófon, calidad de planta.

INTRODUCCIÓN

La capacidad de colonización o de exploración del suelo por el sistema radical es uno de los mecanismos más importantes de las plantas para alcanzar el establecimiento en campo tras la plantación (SERRANO & PEÑUELAS, 2005). El desarrollo de un sistema radical superficial o profundo así como los rasgos morfológicos, la arquitectura y la topología de las raíces determinan la funcionalidad del sistema radical, afectando al volumen de suelo explorado y a la eficiencia en el transporte y absorción de recursos (CHIRINO et al., 2008; TSAKALDIMI et al., 2009). Los ecosistemas secos y semiárido se caracterizan por la escasez de recursos hídricos; condiciones climáticas restrictivas para el establecimiento de

brinzales y baja disponibilidad de nutrientes en algunos suelos. En este contexto, estudiar las características y funcionalidad del sistema radical puede contribuir a evaluar la vulnerabilidad o resistencia de las especies a la sequía; y en consecuencia contribuir a una adecuada selección de especies para la restauración.

Partimos de la hipótesis de que los atributos del sistema radical de la planta estarán determinados por las características genéticas de la especie, las cuales se expresarán mediante diferentes rasgos morfológicos y topológicos. Dichos rasgos definirán el patrón de colonización del suelo por la raíces, su capacidad para la captación y transporte de agua y nutrientes; así como su respuesta ante condiciones de sequía. El objetivo de este trabajo fue estudiar la dinámica de crecimiento, así

como las características morfológicas y topológicas del sistema radical de varias especies leñosas mediterráneas con diferentes requerimientos ecológicos, y su relación con el intercambio de gases en condiciones óptimas y subóptimas de disponibilidad de agua en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Brinzales de una savia de seis especies leñosas rebrotadoras [*Arbutus unedo* L. (*Au*), *Rhamnus alaternus* L. (*Ra*), *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (*Qi*), *Quercus faginea* Lam (*Qf*) *Fraxinus ornus* L. (*Fo*) y *Acer opalus* Mill. subsp. *granatense* (Boiss.) (*Ag*)] fueron plantados en rizotrones utilizándose arena de sílice como sustrato. Se plantaron tres rizotrones por especie (6 especies x 3 replicas) distribuidos en tres bloques los cuales garantizaban una adecuada distribución espacial de las replicas por especies. Los rizotrones presentaban forma de ortoedro (100x60x6 cm). El riego se aplicó dos veces por semana durante 30 – 40 minutos. Para ello cada rizotrón disponía de 2 dispositivos de goteo a ambos lados del brinzal. Con el fin de evitar el incremento de la temperatura en los rizotrones por efecto de la radiación solar, cada bloque fue protegido con una malla de sombreado. Durante el período de observaciones se registraron 99 mm de precipitación, siendo el mes más lluvioso marzo (42,8 mm) y el menos lluvioso junio (2,2 mm). La temperatura media fue 18 °C y la humedad relativa media 37% (Laboratorio de Climatología de la Universidad de Alicante, Instituto Universitario de Geografía). Utilizando sondas Profile probe – PR2 (*Delta-T Devices* Ltd, Cambridge, UK), se midió la humedad del sustrato en cada rizotrón a la profundidad de 10, 20, 30 y 40 cm, dos veces por semana, antes y después de cada riego. Los resultados demostraron que durante el ensayo todos los rizotrones tuvieron valores similares de humedad (Análisis MLG Medidas repetidas; antes del

riego $G-G' = 0,508$ y después del riego $G-G' = 0,879$).

Dinámica de crecimiento del sistema radical.

El seguimiento de la dinámica de crecimiento del sistema radical se realizó en el período comprendido entre el 8 de marzo y el 9 de junio de 2011. Colocando una lámina de acetato transparente e incoloro de formato A3 sobre la cara de lectura del rizotrón (lámina de metacrilato); se procedió quincenalmente al trazado de las nuevas raíces y al trazado del crecimiento de las raíces ya dibujadas en la quincena anterior. Al finalizar el período de observaciones se midió el crecimiento quincenal del sistema radical; para lo cual fueron sumadas las longitudes de los segmentos de raíces crecidos en cada intervalo, utilizando un curvómetro digital (Run-Mate, tipo lápiz, con calculadora).

Estudio de la morfología del sistema radical.

Al finalizar el periodo de observaciones se midió la profundidad máxima de enraizamiento (PME) y se determinó el frente de enraizamiento (FE, describe la superficie dibujada por el perímetro del sistema radical en la cara de lectura del rizotrón), lo que permite estimar el volumen de suelo explorado. Seguidamente se procedió a la extracción de los plantones de los rizotrones. El sistema radical fue cortado, envasado y congelado. Posteriormente y previa descongelación, las raíces fueron escaneadas utilizando un escáner profesional (Epson Expression 1680 Pro, Seiko Epson Corporation, Nagano, Japan). Seguidamente la imagen obtenida fue procesada utilizando un software específico (WinRhizo, Regent Inst., Canadá) con el fin de determinar, a escala de individuo: longitud total de raíces (LR, m) y superficie absorbente (SA, cm²). Finalmente se determinó la biomasa de raíces (BR, g) mediante el secado en estufa a 70 °C durante 48 horas hasta peso seco constante.

Estudio de la topología.

Antes de tomar la muestra de raíces para el estudio morfológico, se cortó la raíz más larga de cada individuo. Posteriormente se realizó el escaneado y el análisis de la imagen, utilizando los mismos equipos y similar procedimiento al descrito para el estudio morfológico del sistema radical. Utilizando el software WinRhizo (Regent Instruments Inc. 2002) y siguiendo los criterios de FITTER (1985) se determinaron los índices topológicos de altitud (α , número de segmentos que forman la trayectoria más larga desde el segmento base hasta el extremo más distante), magnitud (μ , número de puntas o de segmentos exteriores de la raíz) y longitud de la trayectoria exterior (P_e , suma la longitud de las trayectorias de todos los segmentos exteriores, contados a partir de la base de la raíz). También se calculó el cociente $\text{Log}(\alpha)/\text{Log}(\mu)$ con el fin de determinar la estructura (dicotómica o espina de pez) del sistema radical.

Estudio de variables de intercambio de gases.

En condiciones de humedad óptima del sustrato (al día siguiente de aplicar un riego a capacidad de campo) y de humedad subóptima (después de 7 días sin riego y precipitación) se midió en la mañana fotosíntesis neta (A , $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), transpiración (E , $\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) y conductancia estomática (G_s , $\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), utilizando el Irga-Porómetro Li-6400 (Li-Cor, Inc., Lincoln, USA). Además se calculó la eficiencia en el uso del agua (WUE , $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{mmol H}_2\text{O}^{-1}$) a partir del cociente entre A/E .

Análisis estadístico.

Se utilizó el paquete estadístico SPSS v.17.0 (SPSS Inc. Chicago, Illinois, USA). Mediante análisis de varianza (ANOVA de un factor) se compararon las medias por especies de las variables relacionadas con las características morfológicas y topológicas del sistema radical; así como las variables de intercambio de gases. Los

datos fueron transformados cuando fue necesario asegurar el cumplimiento de las asunciones del análisis de la varianza. Los datos relacionados con la dinámica temporal de la humedad del sustrato y de la dinámica de crecimiento del sistema radical fueron analizados mediante un Modelo Lineal General (MLG - Medidas repetidas, test Greenhouse-Geisser). En el caso de la humedad del sustrato, los datos fueron previamente transformados por $\sqrt{(x\%/100)}$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Después de 94 días de observación, las raíces de *Q. ilex* habían alcanzado 1 m de profundidad. Dos especies con diferente estrategia de crecimiento del sistema radical, como *Q. ilex* (crecimiento preferente en profundidad y poco ramificado) y *A. unedo* (crecimiento preferente en superficie y muy ramificado) mostraron en el mismo período de tiempo el mayor crecimiento del sistema radical ($G-G' = 0,003$) respecto a las demás especies. *Q. ilex* alcanzó la mayor PME ($p=0,002$; Tabla 1) seguida de *Q. faginea*, mientras que los menores valores se observaron en *A. unedo* y *A. granatense*. El frente de enraizamiento (FE) de *Q. ilex* y *Q. faginea* describió un polígono estrecho en el eje horizontal (<20 cm) y alargado en el eje vertical (>80 cm de profundidad). En contraste, *A. unedo*, *R. alaternus* y *F. ornus* desarrollaron un sistema radical menos profundo (<60 cm) y con un mayor crecimiento en el eje horizontal (entre 30 y 45 cm). *A. granatense* mostró un FE poco profundo y estrecho diferenciándose de las demás especies. *F. ornus* ($0,126 \text{ cm}^2$) y *Q. ilex* ($0,122 \text{ cm}^2$) mostraron los mayores valores de FE, pero con formas diferentes. Una mayor PME no garantiza una mayor LR, SA y BR. En este sentido, *A. unedo* fue la especie que mostró mayor LR y SA ($p<0,001$; Tabla 1) seguido a *R. alaternus*, *Q. ilex* y *F. ornus*; mientras que los menores valores fueron observados en *A.*

granatense. En cambio fue *F. ornus* la especie que presentó la mayor BR ($p < 0,001$; Tabla 1), seguido de *Q. ilex* y *A. unedo*.

Especies	Variables morfológicas			
	PME	LR	SA	BR
<i>Au</i>	48,5±4,25 c	42,00±2,54 a	546±30 a	1,46±0,20 abc
<i>Ra</i>	56,17±3,81 bc	24,89±6,26 b	402±99 ab	0,71±0,18 bcd
<i>Qi</i>	94,17±0,83 a	23,67±1,18 b	354±33 ab	1,57±0,15 ab
<i>Qf</i>	88,5±0,29 ab	13,98±4,87 bc	165±57 bc	0,67±0,28 cd
<i>Fo</i>	51,33±8,21 bc	19,85±0,95 b	486±42 a	1,99±0,18 a
<i>Ag</i>	42,33±16,37 c	3,26±0,64 c	67±14 c	0,21±0,03 d
valor p	0,002	0,000	0,000	0,000

	Índices topológicos			
	μ	α	Pe	Log (α)/Log (μ)
<i>Au</i>	807,00±57,07 a	156,33±19,78 ab	450,35±88,64 ab	0,75±0,01 b
<i>Ra</i>	243,00±119,80 a	86,00±14,57 bc	111,55±59,46 bc	0,85±0,05 ab
<i>Qi</i>	551,33±208,33 a	251,33±33,17 a	321,31±93,33 abc	0,90±0,05 ab
<i>Qf</i>	606,00±324,86 a	313,33±77,34 a	1090,12±414,56 a	0,93±0,05 a
<i>Fo</i>	267,00±10,58 a	61,33±6,17 c	51,09±10,65 cd	0,74±0,02 b
<i>Ag</i>	46,00±8,66 a	47,00±6,35 c	10,95±3,62 d	1,01±0,01 a
valor p	0,468 ns	0,000	0,000	0,000

Tabla 1. Variables morfológicas determinadas en los brinzales: profundidad máxima de enraizamiento (PME, cm), longitud de raíces (LR, m) y superficie absorbente (SA, cm²), biomasa de raíces (BR, g) e índices topológicos [altura (α), magnitud (μ) y longitud del recorrido exterior (Pe)]. Media \pm error estándar. Grupos basados en el test post hoc HDS de Tukey con $P < 0,05$. Abreviaturas: Au= *Arbutus unedo*, Ra= *Rhamnus alaternus*, Qi= *Quercus ilex*; Qf= *Quercus faginea*, Fo= *Fraxinus ornus*, Ag= *Acer granatense*.

Respecto a los índices topológicos, no se encontraron diferencias significativas en magnitud. *Q. faginea*, *Q. ilex* y *A. unedo* presentaron los mayores valores en altura y suma de segmentos exteriores ($p < 0,001$; Tabla 1) mientras que *A. granatense* y *F. ornus* mostraron los menores valores en ambas variables. Cuando el cociente [Log (α)/Log (μ)] muestra valores próximos a 1, indica una estructura del sistema radical próxima a espina de pez, tal como se observó en *A. granatense* y *Q. faginea* (Tabla 1). *A. unedo* y *F. ornus* presentaron los menores valores, próximos a 0,7, lo cual se asociaría con estructuras dicotómicas. *Q. ilex* y *R. alaternus* con valores intermedios, tienden a una estructura en espina de pez y dicotómica respectivamente.

En condiciones de humedad óptima, *Q. faginea* y *Q. ilex* mostraron mayor tasa

fotosintética neta, transpiración y conductancia estomática ($p < 0,001$; Figura 1) seguidas de *F. ornus* y *R. alaternus*. La eficiencia en el uso del agua mostró menos diferencias entre especies (Figura 1). *F. ornus* presentó la mayor WUE ($p = 0,05$); mientras que los valores menores se observaron en *R. alaternus*. Las demás especies no mostraron diferencias significativas con las especies de máximo y mínimo valor. En condiciones de humedad subóptima, todas las especies redujeron la A, E y Gs e incrementaron la WUE aunque no mostraron diferencias significativas en esta última variable. *Q. ilex* y *R. alaternus* ($p < 0,05$; datos no mostrados) presentaron mayor E y Gs, observándose los menores valores en *A. granatense*, *A. unedo* y *Q. faginea*.

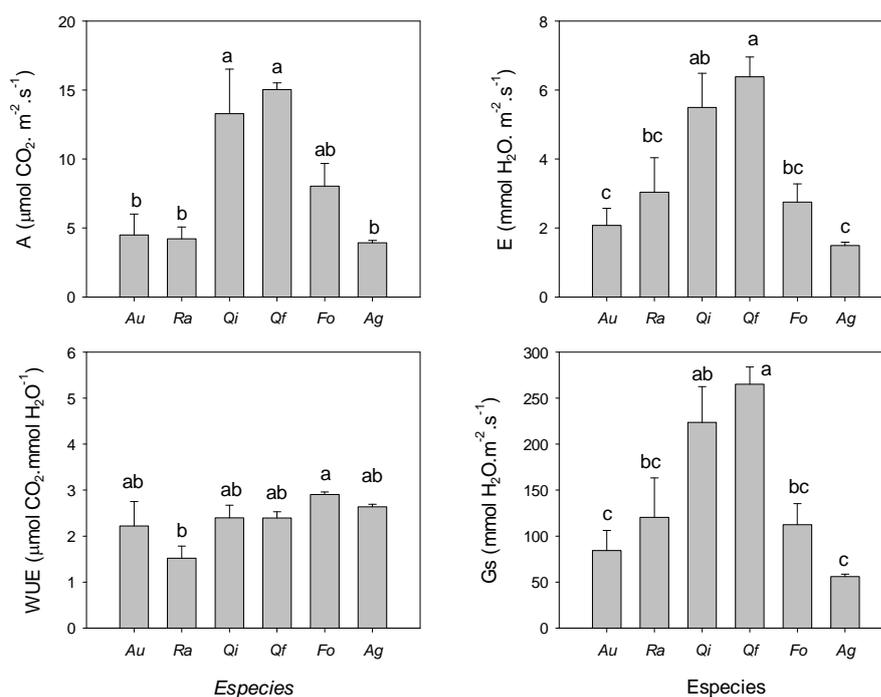


Figura 1. Variables de intercambio de gases medidas en la mañana en condiciones de humedad óptima. Fotosíntesis neta (A); Transpiración (E); Eficiencia en el uso del agua (WUE) y Conductancia estomática (Gs). Resultados ANOVA de un factor; media \pm error estándar; test post hoc HDS de Tukey. Barras con letras iguales indica diferencias no significativas a $p < 0,05$. Abreviaturas: Au= *Arbutus unedo*, Ra= *Rhamnus alaternus*, Qi= *Quercus ilex*; Qf= *Quercus faginea*, Fo= *Fraxinus ornus*, Ag= *Acer granatense*.

En condiciones naturales, los suelos presentan un incremento gradual de la humedad en profundidad; por lo que en ambientes secos y semiáridos, disponer de un sistema radical profundo es una ventaja para evitar el estrés por sequía estival (VIERLING & KIMPEL, 1992), permitiendo el acceso al agua de los horizontes profundos del suelo (CHIRINO et al., 2008), donde existen reservas de agua, incluso en las épocas más secas (GIBBENS & LENZ, 2001). Esta relación entre la profundidad de enraizamiento, la humedad del suelo y la supervivencia de los brinzales puede ser expresada mediante una función logística (PADILLA & PUGNAIRE, 2007). En este contexto, estudios previos han debatido sobre la eficiencia de la arquitectura del sistema radical. Por una parte, una arquitectura en espina de pez, puede ser asociada con una estructura más eficiente en términos de volumen de suelo explorado por volumen de raíz (FITTER et al., 1991) indicando

mayor eficiencia en la captura de los recursos del suelo (TSAKALDIMI, 2009); mientras, una arquitectura dicotómica puede asociarse con una estructura más competitiva, al disponer de mayor biomasa de raíces por volumen de suelo explorado. Este tipo de arquitectura realiza una explotación más intensiva del volumen de suelo colonizado; lo cual también puede producir un agotamiento más rápido de los recursos.

En nuestro estudio no observamos una clara relación entre la estrategia de crecimiento y la arquitectura del sistema radical, con la respuesta de las especies a condiciones de estrés hídrico. *R. alaternus* y *A. unedo* especies más adaptadas a ambientes semiáridos y de mayor tolerancia a la sequía, y *F. ornus* especie más adaptada a ambientes secos y subhúmedos y en consecuencia de menor tolerancia a la sequía, mostraron un sistema radical poco profundo, muy ramificado y con una clara arquitectura dicotómica. En contraste, *Q.*

ilex y *Q. faginea* especies que pudiéramos ubicar en un grupo intermedio de tolerancia a la sequía, desarrollaron un sistema radical profundo, menos ramificado y de estructura próxima a una arquitectura en espina de pez. *A. granatense*, una de las especies de menor tolerancia a la sequía desarrolló un sistema radical medianamente profundo, muy poco ramificado y con una clara arquitectura en espina de pez. En condiciones óptimas de humedad del suelo, las especies con mayor PME mostraron mayores valores en fotosíntesis, transpiración y conductancia estomática. Sin embargo, en condiciones subóptimas, *Q. ilex*, *R. alaternus* y *F. ornus* (especies con diferentes estrategias de crecimiento del sistema radical y arquitectura) mostraron los mayores valores en las variables de intercambio de gases antes mencionadas.

Agradecimientos

Esta investigación fue parcialmente financiada por el proyecto europeo FUME (GA243888) y del plan nacional SURVIVE (CGL2011-30531-C02-02). La Fundación CEAM está subvencionada por Generalitat Valenciana y los proyectos GRACCIE (Consolider-Ingenio 2010) y FEEDBACKS (Prometeo - Generalitat Valenciana).

BIBLIOGRAFÍA

- CHIRINO, E.; VILAGROSA, A.; HERNÁNDEZ, E.I.; MATOS, A. & VALLEJO, V.R.; 2008. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in Mediterranean climate. *Forest Ecol. Manage.* 256: 779-785.
- FITTER, A.H.; STICKLAND, T.R.; HARVEY, M.L. & WILSON, G.W.; 1991. Architectural analysis of plant root systems 1. Architectural correlates of exploitation efficiency. *New Phytol.* 118:375-382.
- GIBBENS, R. & LENZ, J.M.; 2001. Root systems of some Chihuahuan Desert plants. *J. Arid Environ.* 49(2): 221- 263.
- PADILLA, F.M. & PUGNAIRE, F.I.; 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Funct. Ecol.* 21:489-495.
- PEMÁN, J.; VOLTAS, J. & GIL-PELEGRÍN, E.; 2006. Morphological and functional variability in the root systems of *Quercus ilex* L. subject to confinement: consequences for afforestation. *Ann. For. Sci.* 63:425-430.
- REGENT INSTRUMENTS INC.; 2002. WinRhizo Basic, Reg & Pro for washed root measurement, University Quebec, Montreal, 92 pp.
- SERRANO, L. & PEÑUELAS, J.; 2005. Contribution of physiological and morphological adjustments to drought resistance in two Mediterranean tree species. *Biol. Plant.* 49 (4): 551-559.
- TSAKALDIMI, M.; 2009. A comparison of root architecture and shoot morphology between naturally regenerated and container-grown seedlings of *Quercus ilex*. *Plant Soil* 324:103-113.
- VIERLING, E. & KIMPEL, J.A.; 1992. Plant responses to environmental stress. *Curr. Opin. Biotechnol.* 3(2): 164-170.

DIFERENCIAS EN EL ESTADO HÍDRICO ENTRE DOS PROCEDENCIAS DE ENCINA. IMPLICACIONES PARA FUTUROS PROGRAMAS DE RESTAURACIÓN FORESTAL

Enrique Andivia, Manuel Fernández*, Reyes Alejano y Javier Vázquez-Piqué

Departamento de Ciencias Agroforestales. Universidad de Huelva. Escuela Técnica Superior de Ingeniería. Campus Universitario de La Rábida. 21819, Palos de la Frontera, Huelva. *Correo electrónico: manuel.fernandez@dcaf.uhu.es

Resumen

Los programas de restauración forestal con encina en la Península Ibérica presentan generalmente una elevada mortandad, atribuida al estrés hídrico. Sin embargo no ha sido una práctica común la selección de material vegetal más resistente a la sequía, incluso cuando algunos estudios sugieren que existe diferencia en la tolerancia al estrés hídrico entre regiones de procedencia. En este estudio se han plantado dos procedencias de encina de climas contrastados, y se han medido a mitad del verano de 2008, 2009, 2011 y 2012: potencial hídrico, superficie foliar específica, transpiración cuticular y contenido hídrico relativo en el punto de cierre estomático. Los resultados indican que las plantas sufrieron un mayor estrés durante los primeros años tras el transplante, y que durante estos veranos las plantas de la procedencia más xérica presentaron mejor estado hídrico, lo que indicaría una adaptación de las plantas a las condiciones de su región de origen. Sin embargo estas diferencias no se han mantenido en años posteriores, bien por la capacidad de aclimatación de las plantas de encina, o bien porque el sistema radicular de las mismas alcanzó las reservas de agua del suelo haciéndolas menos dependientes de las variaciones en las precipitaciones.

Palabras claves: aclimatación, adaptación, cambio climático, estrés hídrico, repoblación.

INTRODUCCIÓN

La encina (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota*) es una de las especies forestales más representativa e importante de la península ibérica. El aumento de la degradación y decaimiento forestal de los encinares, junto a la escasa regeneración natural de los mismos han propiciado la puesta en marcha de numerosos programas de restauración forestal para esta especie en España. Sin embargo, estos programas han alcanzado un éxito muy limitado si los comparamos con otras especies mediterráneas, siendo el estrés hídrico al que las plantas son sometidas en verano una de las principales causas de mortandad (ANDIVIA et al., 2011a; OLIET et al., 2011; VILLAR-SALVADOR et al., 2004a,b). Los escenarios de cambio climático desarrollados para el área mediterránea prevén un incremento de la temperatura, una disminución de las precipitaciones y un incremento en la recurrencia de episodios de sequía extrema (CHRISTENSEN et al., 2007). Todas estas

predicciones suponen un incremento del estrés hídrico al que las plantas serán sometidas y por tanto tendrán un efecto negativo en la estabilidad a largo plazo de las poblaciones de encina. La consideración de incluir plantas más adaptadas al estrés hídrico, procedentes de regiones más xéricas, en el diseño de los futuros planes de restauración con esta especie podría ayudar a mitigar el impacto futuro sobre esta especie a medida que el calentamiento global va modificando el clima de cada región. Para ello es necesario profundizar en el conocimiento de la variabilidad de rasgos ecofisiológicos, como la tolerancia al estrés hídrico entre regiones de procedencias de encina. En este sentido, aunque existen estudios que confirman la existencia de diferencias entre plantas jóvenes de distintas procedencias en la tolerancia a factores de estrés como la sequía o las heladas (ANDIVIA et al., 2012a,b; GIMENO et al., 2009; GRATANI et al., 2003; MORIN et al., 2007; SÁNCHEZ-VILAS y RETUERTO, 2007), la alta plasticidad fenotípica de esta especie

hace pensar que dichas diferencias podrían verse disminuidas a lo largo del tiempo como consecuencia de la aclimatación de las plantas a las condiciones climáticas de la zona (GRATANI, 1995; VALLADARES *et al.*, 2000).

El objetivo de este trabajo es estudiar las diferencias en el estado hídrico de encinas de dos procedencias distintas plantadas en campo, y discutir las implicaciones de los resultados obtenidos en futuros programas de restauración forestal con esta especie.

MATERIAL Y MÉTODOS

Se recogieron bellotas de encina de dos procedencias de semillas distintas: *i*) Sierra de Segura, en Granada (GR) y *ii*) Sierra Morena Occidental (HU). Ambas regiones de procedencias presentan condiciones climáticas distintas, en la región GR existe un clima continental, con un periodo de heladas de 3 meses y un periodo de sequía estival de entre 1 y 2 meses, mientras que el clima de la región HU es más seco en verano, con un periodo de sequía de 4 meses, pero con inviernos más cálidos y sin presencia de heladas.

Las bellotas fueron previamente pregerminadas en perlita húmeda y en marzo de 2007 fueron plantadas en bandejas con contenedores de 300 cm³. El sustrato utilizado fue turba Kekkilä B0 cuyo pH fue ajustado a 6,5. Todas las bandejas fueron cultivadas en el vivero experimental de la Universidad de Huelva, donde fueron periódicamente rotadas y movidas para evitar posibles efectos microclimáticos. Las plantas fueron semanalmente fertilizadas mediante un régimen de fertilización constante, donde cada semana se suministró a cada planta 2,5 mg N (0,2 mg amonio y 2,3 mg nitrato), 1,088 mg P y 2,075 mg K a partir de un fertilizante comercial y soluble en agua (Peters professional® 20-20-20). La solución utilizada tenía una concentración de 125 ppm N, 54 ppm P y 104 ppm K. Como producto de dicha

fertilización cada planta recibió durante la fase de cultivo un total de 97,5 mg de N, 55,4 mg P y 70,2 mg K.

Setenta plantas (35 por procedencia) fueron aleatoriamente seleccionadas para su plantación en campo. Dicha plantación se llevó a cabo en febrero de 2008 en una parcela experimental de la Universidad de Huelva. Las plantas fueron plantadas en 7 líneas, con una separación de 1 m entre plantas de la misma fila y de 2 m entre filas. En cada fila se plantaron 10 plantas (5 de cada procedencia) distribuidas aleatoriamente.

La caracterización del estado hídrico de las plantas se llevó a cabo en el mes de julio de cada año, el día 5 en 2008, el 10 en 2009, el 15 en 2011 y el 16 en 2012. Para ello se seleccionaron al azar 16 plantas (8 por procedencia). Las variables medidas en estas plantas fueron: potencial hídrico, transpiración cuticular y superficie foliar específica. Para el potencial hídrico (Ψ) se tomó, al amanecer, una hoja madura de cada planta y se aplicó el método de SCHOLANDER *et al.* (1965), mediante el uso de una cámara de presión. La transpiración cuticular (E_c) se midió también en una hoja por planta mediante el método de QUISENBERRY *et al.* (1982), mediante el cual también se calculó el contenido hídrico relativo en el punto de cierre estomático (RWC_c). La superficie foliar específica (SLA) se calculó dividiendo la superficie foliar entre su peso seco, para este cálculo se tomaron cinco hojas por planta en cada fecha de medición. La precipitación acumulada entre 1 de enero y 31 de mayo fue de 336 mm (2008), 212 mm (2009), 342 mm (2011) y 126 mm (2012), mientras que en el período que va desde el 31 de mayo de cada año y el día cada medición no cayó nada de lluvia, excepto en 2009 que cayó tan solo 1 mm entre el 5 y el 16 de junio.

Para el análisis de los datos de las variables de estado hídrico se usó un modelo lineal general en el que la procedencia (GR o HU) y la fecha de medición (2008, 2009, 2011, 2012) se

consideraron como efectos fijos, analizándose también la significación de la interacción entre ambos efectos fijos. Las diferencias significativas entre los distintos efectos se analizaron mediante el test de Tukey, con una significación de $\alpha = 0.05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos de las mediciones en verano (Tabla 1; Figura 1), indican que existe una distinta tendencia en los mismos entre los dos primeros años de estudio y los dos últimos (diferencias entre fechas de medición). La medida de potencial hídrico confirma que las plantas sufrieron un mayor estrés hídrico durante los dos primeros años posteriores a su

trasplante a campo, hecho concordante con otros estudios (ANDIVIA *et al.*, 2011a; OLIET *et al.*, 2011; VILLAR-SALVADOR *et al.*, 2004a,b). Las demás variables fisiológicas medidas también nos inducen a confirmar este hecho. Los valores de E_c y SLA aumentaron los dos últimos años mientras los de RWC_c disminuyeron, indicando que las plantas no tuvieron limitaciones hídricas importantes, posiblemente debido a que su sistema radicular se haya desarrollado lo suficiente como para alcanzar las reservas de agua profunda del suelo y no ser tan dependientes de las fluctuaciones estacionales de las precipitaciones (LARCHER, 2003; VILLAR-SALVADOR *et al.*, 2004b).

	<i>Procedencia</i>		<i>Fecha medición</i>		<i>Procedencia * Fecha</i>	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>P</i>
Ψ	0,140	0,709	107,725	<0,001	10,013	<0,001
SLA	0,234	0,630	73,555	<0,001	1,193	0,318
E_c	1,648	0,203	28,544	<0,001	1,464	0,231
RWC_c	4,638	0,034	73,760	<0,001	3,183	0,029

Tabla 1. Valores de F y p derivados del modelo lineal general que analiza el efecto de la procedencia y la fecha de medición en los parámetros hídricos: potencial hídrico (Ψ), superficie foliar específica (SLA), transpiración cuticular (E_c) y contenido hídrico relativo en el punto de cierre estomático (RWC_c)

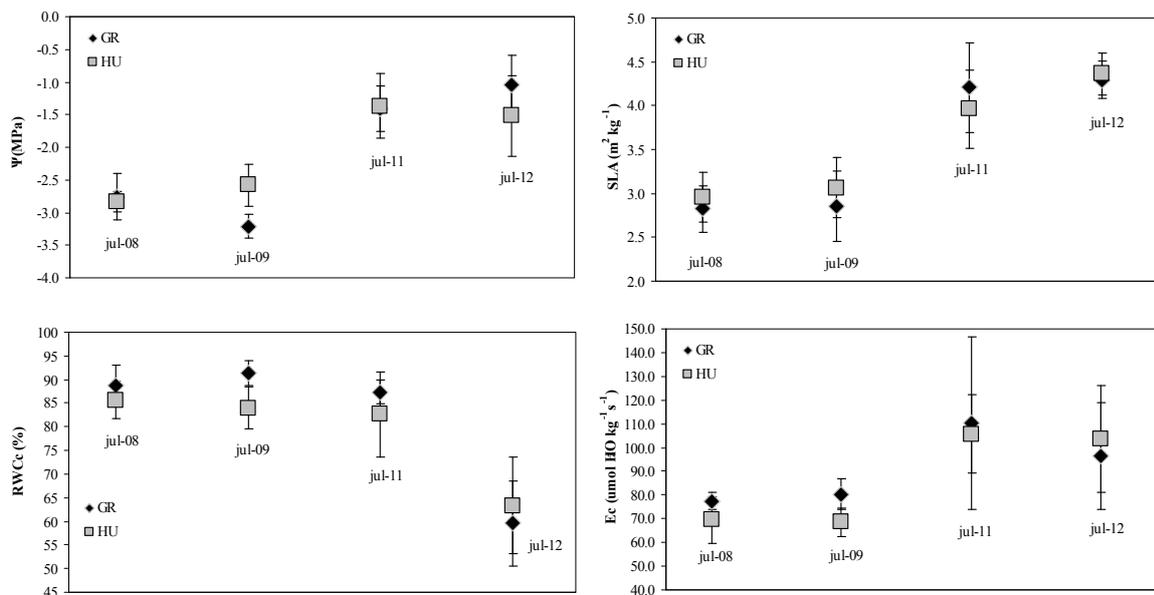


Figura 1. Potencial hídrico al amanecer (Ψ), superficie foliar específica (SLA), transpiración cuticular (E_c) y contenido hídrico relativo en el punto de cierre estomático (RWC_c), en plantas de encina de dos procedencias distintas (GR y HU) trasplantadas a campo.

Respecto a las diferencias entre procedencias (solo significativa para RWC_c) y su interacción con la fecha (significativas para Ψ y RWC_c), estas se evidenciaron especialmente durante los dos primeros años tras el trasplante (Figura 1). Esto puede indicar una distinta velocidad de respuesta de las procedencias o que las posibles diferencias entre procedencias se dan bajo las situaciones más desfavorables, como estrés hídrico y que estas diferencias podrían estar relacionadas con la adaptación de las plantas a las condiciones climáticas de su región de procedencia (ANDIVIA et al., 2012a). De este modo, las plantas de HU, durante los dos años más desfavorables en cuanto a estado hídrico (menor Ψ) consiguieron mantener un mejor estado hídrico que GR al final del segundo año, a la vez que permitían un mayor grado de deshidratación relativa de los tejidos foliares antes del cierre estomático (menor RWC_c), ayudado por una tendencia no significativa ($p = 0.203$) a mantener mayor impermeabilidad de la hoja (menor E_c). Todo esto indicaría una mejor adaptación a un clima de veranos más secos. No obstante, estas diferencias de los primeros años se difuminaron los dos últimos años. También es posible que las plantas de HU hubiesen desarrollado más rápidamente el sistema radical tras el trasplante, lo que contribuyó a mantener un mejor estado hídrico.

CONCLUSIONES

Existen diferencias en ciertas características fisiológicas relacionadas con la capacidad de resistencia al estrés hídrico entre distintas procedencias de encina (Ψ , RWC_c), bien en grado de magnitud o bien en velocidad de reacción de las plantas. Estas diferencias tendrían que ver con las distintas adaptaciones de las plantas de encina a sus regiones de procedencia. De este modo las plantas de regiones de procedencia más xéricas presentan valores de algunos parámetros de estado hídrico

mejores que el de plantas de otras regiones. Estas diferencias son detectables cuando las plantas están sometidas a un mayor estrés hídrico, coincidiendo con el verano de los primeros años tras el trasplante. En los años siguientes las plantas, que presentaron un mejor estado hídrico en verano, no desarrollaron diferencias entre procedencias, lo que parece indicar que necesitan ser sometidas a dosis moderadas-altas de estrés para que manifiesten sus diferencias. Posiblemente las raíces de las plantas habían alcanzado las reservas profundas de agua del suelo, o bien su plasticidad y capacidad de aclimatación les ha permitido adaptarse a las condiciones climáticas de la zona de plantación.

En este sentido, estos datos son de interés en la selección del material vegetal para futuros programas de restauración forestal en los que se tengan en cuenta los escenarios y proyecciones climáticas de la zona a repoblar. Sin embargo es necesario seguir indagando en las variaciones de las características ecofisiológicas entre las distintas procedencias de plantas, en su velocidad de reacción y en su capacidad de desarrollo radicular en el suelo, especialmente teniendo en cuenta un mayor número de procedencias y sometiendo a las plantas a prolongadas situaciones de estrés hídrico que permitan comprobar si dichas diferencias perduran en el tiempo bajo situaciones de alto estrés o bien la capacidad de aclimatación de esta especie le permite adaptarse a las condiciones de la zona repoblada.

BIBLIOGRAFÍA

- ANDIVIA, E; FERNÁNDEZ, M; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J; 2011. Autumn fertilization of *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp. nursery seedlings: effects on morpho-physiology and field performance. *Ann. For. Sci.* 68: 543-553.
- ANDIVIA, E; FERNÁNDEZ, M; ALEJANO, R; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J;

- TAPIAS, R; 2012a. Seasonal evolution of water status after outplanting of two provenances of Holm oak nursery seedlings. *New For.* 43: 815-824.
- ANDIVIA, E; FERNÁNDEZ, M; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J; ALEJANO, R; 2012b. Two provenances of *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf) Samp. nursery seedlings have different response to frost tolerance and autumn fertilization. *Eur. J. For. Res.* 131: 1091-1101.
- CHRISTENSEN, J.H; HEWITSON, B; BUSUIOC, A; et al. 2007. Contribution of working group I to fourth assessment report of the intergovernmental panel of climate change. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, KB Averyt, K.B & M.T.H.L. Miller (eds), *Climate Change 2007: The Physical Science*. Cambridge University Press. Cambridge.
- GIMENO, T.E; PÍAS, B; LEMOS-FILHOS, J.P; VALLADARES, F; 2009. Plasticity and stress tolerance override local adaptation in the response of Mediterranean Holm oak seedlings to drought and cold. *Tree Physiol.* 29: 87-98.
- GRATANI, L; 1995. Structural and ecophysiological plasticity of some evergreen species of the Mediterranean maquis in response to climate. *Photosynthetica* 31: 335-343.
- GRATANI, L; MENEGHINI, M; PESOLI, P; CRESCENTE, M.F; 2003. Structural and functional plasticity of *Quercus ilex* seedlings of different provenances in Italy. *Trees* 17: 515-521.
- LARCHER, W; 2003. *Physiological plant ecology* (4th edition). Springer-Verlag, Berlin, Germany, 513 pp.
- OLIET, J.A; SALAZAR, J.M; VILLAR, R; ROBREDO, E; VALLADARES, F; 2011. Fall fertilization of Holm oak affects N and P dynamics, root growth potential, and post-transplanting phenology and growth. *Ann. For. Sci.* 68: 647-656.
- QUISENBERRY, J.E; ROARK, B; MCMICHAEL, B; 1982. Use of transpiration decline curves to identify drought-tolerant cotton germplasm. *Crop Sci.* 22:918-922.
- SÁNCHEZ-VILAS, J; RETUERTO, R; 2007. *Quercus ilex* shows significant among-population variability in functional and growth traits but maintains invariant scaling relations in biomass allocation. *Int. J. Plant Sci.* 168: 973-983.
- SCHOLANDER, P; HAMMEL, H; BRADSTREET, E; HEMMINGSEN, E; 1965. Sap pressure in vascular plants. Negative hydrostatic pressure can be measured in plants. *Science* 148, 339-346.
- VALLADARES, F; MARTÍNEZ-FERRI, E; BALAGUER, L; PÉREZ-CORONA, E; MANRIQUE, E; 2000. Low leaf-level response to light and nutrients in Mediterranean evergreen oaks: a conservative resource-used strategy? *New Phytol.* 148: 79-91.
- VILLAR-SALVADOR, P; PLANELLES, R; ENRIQUEZ, E; PEÑUELAS-RUBIRA, J.L; 2004a. Nursery cultivation regimes, plant functional attributes, and field performance relationships in the Mediterranean oak *Quercus ilex* L. *Forest. Ecol. Manag.* 196: 257-266.
- VILLAR-SALVADOR, P; PLANELLES, R; OLIET, J; PEÑUELAS-RUBIRA, J.L; JACOBSS, D.F; GONZÁLEZ, M; 2004b. Drought tolerance and transplanting performance of holm oak (*Quercus ilex*) seedlings after drought hardening in the nursery. *Tree Physiol.* 24: 1147-1155.

VARIACIÓN INTRAESPECÍFICA EN CARACTERES DE HISTORIA VITAL EN PINO CARRASCO (*Pinus halepensis* MILL.)

David Lafuente Laguna², Luis Santos-del-Blanco^{1,2} y Jose M^a Climent Maldonado^{1,2}

¹ Departamento de Ecología y Genética Forestal, CIFOR-INIA, Carretera de la Coruña km 7.5, 28040, Madrid climent@inia.es.

² Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia.

Resumen

En el presente estudio se evalúa un conjunto de caracteres clave de historia vital en un ensayo de procedencias de *Pinus halepensis*, con poblaciones que abarcan toda la cuenca mediterránea. Se confirmó la existencia de diferencias significativas entre procedencias en la mayoría de caracteres evaluados. Mediante análisis multivariante encontramos dos grupos de poblaciones diferenciadas, el primero caracterizado por una mayor inversión en crecimiento y mantenimiento junto con una menor inversión en reproducción masculina, femenina y menor porcentaje de serotinia y el segundo con la constelación opuesta de caracteres. Dentro de este segundo grupo se apreció un compromiso entre número de piñas y tamaño de piñones. Se observó un gradiente noreste-sudoeste de aumento de la precocidad e intensidad reproductivas y serotinia, si bien la latitud fue la única variable geográfica o climática que explicó significativamente la separación entre los dos grupos de procedencias obtenidos. Los resultados ponen de manifiesto una marcada divergencia adaptativa entre poblaciones naturales de pino carrasco.

Palabras clave: diferenciación genética, integración fenotípica, reproducción, serotinia

INTRODUCCIÓN

La teoría de historia vital estipula cómo la selección natural optimiza el fenotipo de los seres vivos, actuando sobre un cierto conjunto de caracteres que maximizan el éxito reproductivo (*fitness*) en condiciones en las que los recursos son limitados. Estos caracteres se agrupan en tres funciones básicas: crecimiento, reproducción, y mantenimiento (STEARNS, 1976). La hipótesis básica es que la variación está en gran medida limitada por compromisos (*trade-offs*) entre funciones, lo que se refleja en correlaciones genéticas negativas (HOFFMANN, 2004). Las estrategias de historia vital representan este compromiso en un determinado ambiente. GRIME (1979) propuso tres factores ambientales (en sentido amplio) básicos para comprender las estrategias de historia vital: competencia, perturbaciones y estrés. Se denominan caracteres de historia vital a aquellos que tienen una influencia directa sobre la demografía de una especie.

Los pinos (g. *Pinus*) tienen una notable capacidad para prosperar y/o invadir aéreas

con limitación de recursos edáficos y/o sometidas a perturbaciones, teniendo el fuego un papel destacado. Dentro del subgénero *Pinus*, se han definido distintas estrategias de historia vital contrastadas en relación a la ya mencionada combinación de intensidad y frecuencia de las perturbaciones y la productividad ligada a las limitaciones ambientales (KEELEY & ZEDLER, 1998; TAPIAS et al., 2004; SCHWILK, 2002). Del modo más sencillo, se contemplan dos estrategias básicas: sobrevivir al fuego o afrontar (*embrace*, “abrazar”) el fuego. En este último caso, la planta asigna pocos recursos a su supervivencia, mientras que muestra caracteres que incrementan la inflamabilidad y mantiene un amplio banco aéreo de semillas en conos seróticos.

El pino carrasco (*Pinus halepensis*), podría considerarse como el extremo de una trayectoria evolutiva en los pinos mediterráneos hacia una menor longevidad, reproducción precoz, elevada serotinia, baja inversión en mantenimiento y gran capacidad de colonización (NEEMAN et al., 2004). La regeneración post-fuego

depende completamente del banco de semillas que alberga el dosel arbóreo, que puede alcanzar un tamaño considerable en pocos años. El bajo peso de la semilla las hace fácilmente propagables, estando los eventos de dispersión coordinados con condiciones óptimas para la germinación (NE'EMAN et al., 2004). Las plántulas crecen rápidamente y comienzan a reproducirse a edad muy temprana, entre los 3 y los 6 años en individuos precoces y entre los 12-20 años en el total de los individuos (TAPIAS et al., 2004). Los árboles jóvenes suelen producir solamente conos femeninos en su primer evento reproductor, y posteriormente pasan a ser co-sexuales cuando empiezan a producir los primeros estróbilos masculinos en años posteriores. Todas estas son características generales de la especie, sin embargo se desconoce su variabilidad a nivel intraespecífico.

En el presente estudio se evalúa bajo un ambiente común la diferenciación en un conjunto de caracteres clave de historia vital una amplia selección de procedencias de *Pinus halepensis* de la cuenca mediterránea. Los objetivos del estudio son los siguientes:

- Determinar la diferenciación entre procedencias en caracteres clave de historia vital en *Pinus halepensis*.
- Conocer si la relación entre caracteres indica compromisos coherentes con la teoría de historia vital.
- Determinar si las procedencias pueden agruparse en función de su comportamiento en múltiples caracteres de historia vital.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio se centra en el ensayo de procedencias P24OLM de la red nacional de ensayos genéticos forestales (GENFORÉD, www.genfored.es), situado en Valdeolmos (Madrid) sometido a un clima mediterráneo continental. El ensayo

se estableció en 1997 siguiendo un diseño de bloques completos aleatorizados, formado por 4 bloques y 4 plantas de la misma procedencia contiguas por bloque. El espaciamiento entre individuos fue de 2,5 x 2 m. Se eligió una submuestra de 19 procedencias respecto del total presentes en el ensayo, al considerarla representativa de la mayor parte de regiones climáticas y ecológicas del rango natural de la especie. Los datos climáticos utilizados en las correlaciones ambientales fueron tomados de un modelo fitoclimático funcional basado en datos obtenidos de estaciones meteorológicas para las poblaciones de la península Ibérica (GONZALO-JIMÉNEZ, 2010). Los datos climáticos de las poblaciones no pertenecientes a la península se obtuvieron de la base de datos "WorldClim-Global Climate Data" (HIJMANS et al., 2005) con una resolución de 5 minutos. Las variables climáticas seleccionadas fueron: temperatura media anual (MAT), rango anual de temperatura (TAR), precipitación anual (P) y precipitación estival (Ps).

Mediciones.

La recogida de datos en el ensayo se viene realizando de forma periódica desde su instalación para caracteres de crecimiento (altura y diámetro normal) y reproducción femenina (número de conos). Para el presente estudio se utilizaron datos de diámetro normal (DBH₁₁) y altura (H₁₁) obtenidos en otoño de 2011. La tasa de crecimiento relativo en altura (RGRH) se calculó con las alturas de los años 2006 y 2011. Además se extrajeron dos microcores por individuo mediante la herramienta Trephor®, para determinar la densidad de madera (WOOD) relacionando el peso seco y el volumen saturado de cada cilindro. La suma de conos femeninos (CC₀₈₀₉) se determinó sumando los conos femeninos de las cohortes de los años 2008 y 2009. El número de conos masculinos (MC₁₂) se evaluó en la primavera de 2012, estimándolo mediante el conteo de conos masculinos en un tiempo de 15 segundos. A

partir de estos datos, los individuos se clasificaron en juveniles, femeninos, masculinos o cosexuales en función del sexo que expresaron hasta la última medición. La serotinia (SEROT) se determinó como el porcentaje de piñas maduras cerradas respecto del total de piñas presentes en cada individuo. Realizamos una cosecha de conos femeninos maduros en verano de 2011 en una submuestra de individuos de las procedencias seleccionadas. Las piñas se eligieron de la última cohorte madura, se extrajeron los piñones de cada uno de los conos, seleccionándose 10 piñones por piña. Éstos fueron pesados (SEEDW) y escaneados para calcular la superficie alar de cada piñón. Empleamos el cociente del área entre el peso del piñón con su ala como estimación de la capacidad intrínseca de dispersión de la semilla (DISPERS). La medición del espesor de corteza (BARK1) se tomó de una réplica de nuestro ensayo situado en Montañana (Zaragoza, P24SIA2 en GENFORED). Este ensayo muestra un desarrollo ontogénico mucho más avanzado que en Valdeolmos donde las diferencias en espesor de corteza no son esperables. Dado que el espesor de corteza es un carácter alométrico, asumimos la existencia de una baja interacción genotipo x ambiente al depender en primera instancia del diámetro del tronco.

Análisis de datos.

Variación y co-variación entre caracteres fenotípicos.

Para cada variable registrada se ajustó un modelo mixto empleando el paquete lme4 implementado en la plataforma R (R Development Core Team, 2012) definiendo procedencia como factor aleatorio debido a desequilibrios en el conjunto de datos. Las variables de conteos discretos (CON₀₈₀₉, MC₁₂) se ajustaron mediante un modelo mixto generalizado Poisson. Para determinar la existencia de variación significativa entre procedencias para cada carácter analizado se empleó un test de ratios de verosimilitud (LTR).

Posteriormente se calcularon las medias corregidas por procedencia para cada carácter estudiado. El cálculo de la altura umbral para la reproducción masculina y femenina se llevó a cabo mediante una variable categórica de presencia o ausencia de órganos reproductores y aplicando modelos mixtos generalizados (GLMM, familia binomial) ajustados mediante inferencia Bayesiana (Montecarlo basado en Cadenas de Markov) mediante el paquete de R MCMCglmm.

Análisis multivariante.

Con el fin de determinar las interrelaciones entre los distintos caracteres evaluados, realizamos un análisis de componentes principales (PCA) mediante el software STATISTICA 7® a partir de las medias corregidas obtenidas en los análisis univariantes realizados con la plataforma R. Se realizó una clasificación de variables en activas, aquellas que aportaron información al análisis de componentes, y suplementarias, que aportaron información descriptiva proyectándose en los ejes de los análisis. Se seleccionaron como variables activas aquellas que presentasen una interpretación adaptativa más sencilla y que preferiblemente fuesen significativas en los análisis univariantes.

Patrones de variación geográfica y climática.

Realizamos un análisis de componentes principales con las variables climáticas de las áreas de origen de las procedencias (MAT, TAR, P y Ps) para confirmar de un modo visual el grado de independencia de los parámetros seleccionados. Igualmente, para conocer la co-variación entre las variables climáticas y geográficas, se incluyeron estas últimas como suplementarias en el PCA. Para determinar la influencia de la variación geográfica y climática en la clasificación basada en las variables fenotípicas, empleamos un análisis de regresión logística. Ésta consistió en un GLM que emplea como función de enlace la función logit

incorporando las variables independientes paso a paso (stepwise) por medio de ratios de verosimilitud (LTR). Complementariamente, obtuvimos las matrices de correlaciones de Pearson entre todos los caracteres fenotípicos y parámetros geográficos y climáticos y los valores de los ejes de los dos análisis de componentes principales (variables fenotípicas y ambientales).

RESULTADOS

Desarrollo reproductivo.

En 2005 el 59,8% de los individuos aún eran vegetativos. El 31,6% del total presentó conos femeninos, y solamente el 8,6% tuvo conos masculinos. En 2010, el número de individuos que no produjeron conos femeninos ni masculinos descendió hasta el 11,0% mientras que los que habían

producido conos femeninos y/o masculinos experimentaron un considerable aumento con un 62,5% y un 29,0% respectivamente. En el año 2012 los individuos vegetativos aumentaron hasta el (14,1%), mientras que los que mostraban conos femeninos decrecieron hasta el 53,0% y los que produjeron conos masculinos aumentaron hasta el 33,0%. Los tamaños umbrales de reproducción femeninos variaron desde 131,3 cm hasta 289,9 cm. Los tamaños umbrales de reproducción masculinos mostraron un rango aún mayor desde los 153,5 cm, hasta los 529,9 cm.

Variación entre procedencias.

Encontramos un efecto muy significativo de la procedencia en todas las variables analizadas excepto para el diámetro normal, la altura y la densidad de madera (Tabla 1).

Carácter	Modelo	Df	AIC	BIC	logLik	Chisq	Df	Pr(>Chisq)	
SEROT	Cbind (abierta, cerrada) ~ (1 PROV)	3	337,17	344,9	-165,59	706,38	1	<2,20E-16	***
CON ₀₈₀₉	CON ₀₈₀₉ ~ (1 PROV) (family=Poisson)	3	2066,6	2076,6	-1030,3	1316,8	1	<2,20E-16	***
MC ₁₂	MC ₁₂ ~ (1 PROV) (family=Poisson)	3	4339,6	4349,6	-2166,8	1973,4	1	<2,20E-16	***
BARK ₁	BARK ₁ ~ (1 PROV)	4	1466	1480,4	-728,98	30,838	1	2,81E-08	***
SEED _w	SEED _w ~ (1 proc/arbol/piña)	5	14180	14209	-7085,1	1569,4	1	<2,20E-16	***
DBH ₁₁	DBH ₁₁ ~ REP + (1 PROV)	6	1792,2	1811,8	-890,09	1,2601	1	0,2616	n.s.
H ₁₁	H ₁₁ ~ REP + (1 PROV)	4	2376,3	2389,5	-1184,2	2,407	1	0,1208	n.s.
RGR _H	RGR _H ~ REP + (1 PROV)	6	-780,37	-760,52	396,18	16,291	1	5,43E-05	***
WOOD	WOOD ~ d.hbark + (1 PROV)	5	2089,2	2105,5	-1039,6	2,7005	1	0,1003	n.s.
DISPERS	DISPERS ~ (1 proc/arbol/piña)	5	31336	31365	-15663	1810	1	<2,20E-16	***

Tabla 1. Modelos analizados mediante la función lmer (lme4, R) y significación del efecto procedencia (PROV). Las seis primeras son empleadas en el PCA (activas).

Asociación entre caracteres y clasificación de procedencias.

Los datos de partida para el análisis multivariante fueron las medias corregidas por procedencia para variables representativas de los tres procesos básicos de historia vital (crecimiento, reproducción y mantenimiento). Entre todas las variables analizadas, elegimos aquellas que presentaron variación significativa entre procedencias (SEROT, CC₀₈₀₉, MC₁₂, BARK₁, SEED_w) con excepción del diámetro, que incorporamos como mejor

variable descriptiva del tamaño, a pesar de no mostrar efecto significativo de la procedencia. Representamos dispersión (DISPERS) y tasas de crecimiento (RGR_H) más los tamaños umbrales de reproducción (FTSR y MTSR) y la densidad de madera (WOOD) como variables suplementarias, para permitir visualizar la relación entre las variables fenotípicas.

Mediante el análisis clúster de K-medias, a partir de las coordenadas de las procedencias en los ejes factoriales, se

generaron dos grupos. El primer clúster está formado por un total de 12 procedencias, caracterizadas por valores elevados de DBH₁₁ y BARK₁, además de las dos suplementarias MTSR y FTSR (reproducción tardía en tamaño). El segundo clúster contiene un total de 7 procedencias, caracterizadas por valores altos de los caracteres reproductivos (MC₁₂, SEROT, CC₀₈₀₉). El peso de la semilla

(SEEDW) contrapuesto al número de conos femeninos (CC₀₈₀₉), representaría un eje de variación a lo largo de este grupo, entre procedencias con pocos conos pero semillas grandes (131 y 173) y las de comportamiento opuesto (231 y 241). Además, este grupo se caracterizó por valores altos de RGR_H, WOOD y DISPERS, en orden decreciente de importancia.

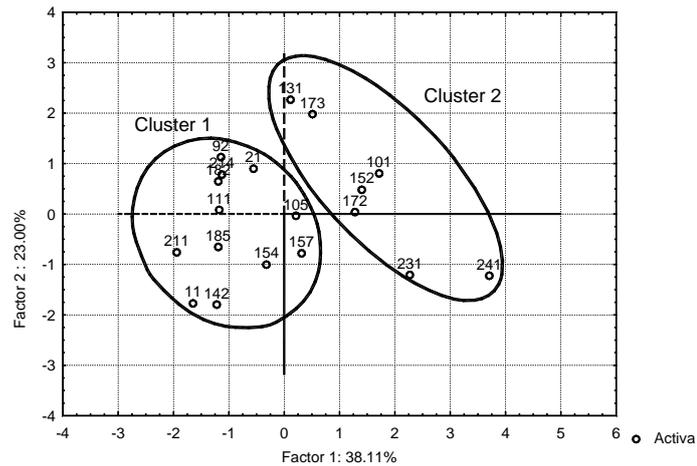
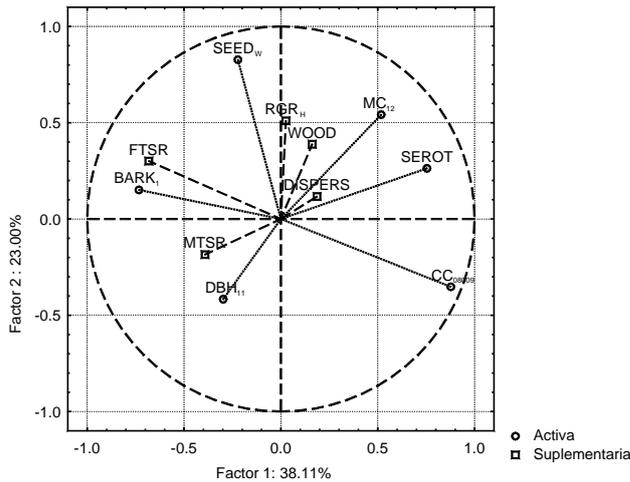


Figura 1. Proyección de las variables fenotípicas activas y pasivas en los dos ejes significativos del análisis de componentes principales (variables con círculo, activas; cuadrado, suplementarias). Proyección de las procedencias en los mismos ejes, señalando los dos grupos obtenidos por clúster mediante k-medias.

Encontramos una disminución significativa de la serotinia con la latitud ($r = -0,64$; $p < 0,05$) y un aumento del tamaño umbral de reproducción masculina con longitud y latitud ($r = 0,52$; $p < 0,05$ y $r = 0,45$; $p < 0,1$, respectivamente). El tamaño umbral de reproducción femenina disminuyó con la altitud ($r = -0,51$; $p < 0,05$) y el número de conos femeninos se correlacionó negativamente con la latitud ($r = -0,43$; $p < 0,1$).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados indican que, en las condiciones del ensayo, prácticamente todas las procedencias comenzaron su etapa reproductiva como femeninas, alcanzándose la sincronía sexual paulatinamente. Este hecho concuerda con observaciones previas, tanto en otros ensayos de

procedencias (CLIMENT *et al.*, 2008; SANTOS-DEL-BLANCO *et al.*, 2010) como en masas naturales en Israel (NE'EMAN *et al.*, 2004). Esta clara prioridad de la función femenina, tanto en edad como en tamaño podría incrementar el éxito reproductivo en situaciones de perturbaciones frecuentes como los incendios, donde los árboles adultos supervivientes pueden polinizar los conos femeninos del regenerado post-incendio (NE'EMAN *et al.*, 2004). Encontramos diferencias entre procedencias en el tamaño umbral de reproducción tanto femenina como masculina, siendo el primero más homogéneo entre procedencias. No obstante, en *P. halepensis* las procedencias precoces en reproducción femenina tienden a serlo también en reproducción masculina, por lo que, al menos a nivel de procedencia no observamos un compromiso entre ambas funciones ni la existencia de una

diferenciación genética en la asignación sexual. Es relevante que en nuestro experimento el grado de serotinia varíe ampliamente entre procedencias (entre el 20 y el 100 %), de forma semejante a lo observado en procedencias de *P. pinaster* (TAPIAS et al., 2004). Este resultado es el primero obtenido en *Pinus halepensis* que confirme diferencias genéticas entre procedencias en serotinia, al mismo tiempo que otros trabajos en curso están revelando una heredabilidad alta entre familias dentro de procedencias. Hay que resaltar la correlación positiva que encontramos entre serotinia y número de conos femeninos, de forma que una alta fecundidad femenina precoz implicaría un banco aéreo aún mayor. Las poblaciones con esta combinación de caracteres tendrían una clara ventaja en escenarios de fuegos recurrentes, minimizando el riesgo de inmadurez. Por otra parte, el espesor de corteza se encontró más correlacionado con el tamaño umbral de reproducción femenina que con la serotinia, de modo que la reproducción femenina más tardía aparece ligada a un mayor espesor de corteza. Este resultado es muy coherente con los postulados de la teoría de historia vital, ya que una alta inversión en reproducción precoz va ligada en general a expectativas de poca longevidad (STEARNS, 1976).

El peso de las semillas es otro carácter ampliamente reconocido como relevante en las historias vitales de especies forestales, que ha mostrado diferencias entre procedencias muy significativas y hasta ahora inexploradas en esta especie. Las procedencias con cosechas de piñas más abundantes tendieron a registrar un menor peso del piñón. Respecto a los caracteres de crecimiento vegetativo, el hecho de no encontrar diferencias significativas entre procedencias ni en altura ni en diámetro podría parecer sorprendente, sin embargo, hay evidencias de una baja diferenciación entre poblaciones en tamaño en especies Mediterráneas, sobre todo en sitios de ensayo desfavorables (SCHILLER & ATZMON, 2009).

Los dos grupos (clústers) obtenidos para *P. halepensis* tienen una interpretación directa como reflejo de dos estrategias contrastadas. La primera de ellas representa una mayor inversión en crecimiento y mantenimiento (corteza) a expensas de una menor reproducción precoz de ambos sexos y menor grado de serotinia y la segunda es la constelación opuesta de caracteres. Este resultado confirma los obtenidos en trabajos anteriores, basados sólo en reproducción femenina y crecimiento (CLIMENT et al., 2008; SANTOS-DEL-BLANCO et al., 2010). Así, una parte de las poblaciones de pino carrasco evaluadas mantienen una cierta tendencia a la estrategia “evasora” en relación al fuego, frente a las que han exacerbado la tendencia de “abrazar” el fuego, según los postulados de SCHWILK & ACKERLY (2001).

Los patrones clinales de variación de las variables reproductivas pueden estar reflejando distintos factores ambientales y diferencias en la frecuencia e intensidad de las perturbaciones y competencia, aspectos que son objeto de estudio en la actualidad.

BIBLIOGRAFÍA

- CLIMENT, J.; PRADA, M.A.; CALAMA, R.; CHAMBEL, M.R.; SÁNCHEZ DE RON, D. & ALÍA, R.; 2008. To grow or to seed: ecotypic variation in reproductive allocation and cone production by young female Aleppo pine (*Pinus halepensis*, Pinaceae). *Am. J. Bot.* 95: 833-842.
- GONZALO-JIMÉNEZ, J.; 2010. *Diagnosis fitoclimática de la España peninsular: hacia un modelo de clasificación funcional de la vegetación y de los ecosistemas peninsulares españoles*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- GRIME, J.P.; 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley. NY.
- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G. & JARVIS, A.; 2005. Very high resolution

- interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965-1978.
- HOFFMANN, A.A.; 2004. Genetic correlations, tradeoffs and environmental variation. *Heredity* 241- 248.
- KEELEY, J.E. & ZEDLER, P.H.; 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. In: D.M. Richardson (ed.), *Ecology and Biogeography of Pinus*: 219-251. Cambridge University Press. Cambridge.
- NE'EMAN, G; GOUBITZ, S. & NATHAN, R.; 2004. Reproductive traits of *Pinus halepensis* in the light of fire – a critical review. *Plant Ecol.* 171: 69-79.
- SANTOS-DEL-BLANCO, L.; NOTIVOL, E.; ZAS, R.; CHAMBEL, M.R.; MAJADA, J. & CLIMENT, J.; 2010. Variation of early reproductive allocation in multi-site genetic trials of Maritime pine and Aleppo pine. *Forest Syst.* 19: 381-392.
- SCHILLER, G. & ATZMON, N.; 2009. Performance of Aleppo pine (*Pinus halepensis*) provenances grown at the edge of the Negev desert: A review. *J. Arid Environ.* 73: 1051-1057.
- SCHWILK, DW.; 2002. *Plant Evolution in Fire-Prone Environments*. Ph. D. dissertation Stanford University, Stanford.
- SCHWILK, D.W. & ACKERLY, D.D.; 2001. Flammability and serotiny as strategies : correlated evolution in pines. *Oikos* 2: 326-336.
- TAPIAS, R; CLIMENT, J.; PARDOS, J.A. & GIL, L.; 2004. Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecol.* 171: 53-68.
- STEARNS, S.C.; 1976. Life-history tactics: a review of the ideas. *The Quarterly Review of Biology* 51: 3-47.

EFECTOS DEL PESO DE LA BELLOTA Y DE LA EDAD DEL ÁRBOL PRODUCTOR EN LAS CARACTERÍSTICAS REGENERATIVAS DE *Quercus ilex* subsp. *ballota*

Belén Fernández-Santos^{1,*}, David Moro¹, Carolina Martínez-Ruiz², M. José Fernández³ y F. Javier Martín³

¹ Área de Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca, Campus Unamuno, 37071, Salamanca. Correo electrónico: belenfs@usal.es

² Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia

³ Departamento de Estadística, Universidad de Salamanca, Campus Unamuno, 37071, Salamanca

Resumen

En este estudio se analiza la variabilidad intrapoblacional en las características regenerativas de *Q. ilex* subsp. *ballota*: germinación y crecimiento de plántulas (biomasa), teniendo en cuenta dos factores de variación: el peso de la bellota y el tamaño-edad del árbol productor. Dentro de una misma población, seleccionamos según el DAP (diámetro a la altura del pecho) 6 árboles viejos y 6 jóvenes de *Q. ilex* con gran variabilidad en cuanto al peso de las bellotas. De cada árbol se seleccionaron 50 bellotas (32 para analizar germinación y crecimiento, y el resto para estimar el peso en seco de las bellotas). En el laboratorio, las bellotas se colocaron en la superficie de contenedores con tierra, siguiendo un diseño en bloques; dentro de cada bloque se dispusieron al azar bellotas de todos los árboles. Se tomaron datos cada tres días y a los 3 meses se cuantificó la biomasa. Entre los principales resultados cabe destacar que: 1) las bellotas grandes no germinan más que las pequeñas; 2) las bellotas germinan antes cuanto más pequeñas son, y los árboles jóvenes aportan mayor variabilidad en la velocidad de la germinación en función del peso de la bellota; y 3) la biomasa de las plántulas está directamente relacionada con el peso de las bellotas.

Palabras clave: biomasa plántulas, encina, germinación, tamaño-edad del árbol, variabilidad intrapoblacional.

INTRODUCCIÓN

La regeneración natural de los bosques mediterráneos, de las especies de *Quercus*, es muy limitada en muchos casos y normalmente viene condicionada por las primeras fases del establecimiento (CASTRO et al. 2006). La reforestación, con estas especies, que se ha planteado en muchas zonas conlleva también grandes dificultades, debido a sus bajas tasas de crecimiento y supervivencia inicial (NAVARRO-CERRILLO et al. 2005; VILLAR et al. 2008). Como consecuencia de esto, es necesaria una profunda investigación en todos los campos de la regeneración natural de estos bosques.

Desde hace unos años se está prestando atención al importante papel que juegan los factores abióticos en estas fases iniciales (CASTRO et al. 2006), pero se ha tenido menos en cuenta el papel de la variabilidad intrapoblacional en la regeneración (GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, 2010).

Una de estas características intrínsecas importantes es el tamaño (peso) de la bellota, debido a que son las reservas disponibles en las primeras etapas de vida. Los *Quercus* tienen un amplio rango en el peso de sus semillas determinado principalmente por la especie (VÁZQUEZ, 1998; RAMÍREZ-VALIENTE et al. 2009), pero también existe una gran variabilidad a nivel intraespecífico, ya sean individuos de distintas poblaciones e incluso pertenecientes a la misma (GÓMEZ, 2004). Los efectos que tiene esta variabilidad intrapoblacional sobre la capacidad regenerativa en quercíneas apenas se ha estudiado (GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, 2010).

En este trabajo, el objetivo principal ha sido estudiar la variabilidad intrapoblacional en las características regenerativas de *Q. ilex* subsp. *ballota*, teniendo en cuenta dos factores de variación: el peso de la bellotas y el tamaño-edad del árbol productor; no tenemos constancia que se este último factor

se haya estudiado anteriormente. Para ello se ha analizado, por un lado, el proceso de germinación (porcentaje y velocidad) y, por otro, el crecimiento de las plántulas (biomasa total).

MATERIALES Y MÉTODOS

Las bellotas fueron recogidas de árboles madre localizados, dentro de una dehesa, en Sardón de los Frailes (41° 12' N; 6° 16' W), al noroeste de la provincia de Salamanca,. En esta zona, situada a 750 m de altitud, los suelos son poco profundos, ácidos y pobres en nutrientes predominando los cambisoles dísticos (DORRONSORO, 1992). El clima es Mediterráneo subhúmedo con precipitación media anual de 600-700 mm, fuerte sequía estival y una gran variabilidad interanual (LUIS Y MONSERRAT, 1979). La vegetación natural la constituyen formaciones adehesadas de *Quercus ilex* subsp. *ballota* y *Q. pyrenaica*, que tradicionalmente han mantenido actividad ganadera bovina, ovina y porcina, principalmente en régimen extensivo, y en la actualidad han visto muy incrementada su carga ganadera.

Dentro de una misma población, en noviembre de 2010 se seleccionaron 12 árboles de *Q. ilex*, 6 grandes-viejos (V) y 6 pequeños-más jóvenes (J) según el diámetro a la altura del pecho (DAP) (Tabla 1), con gran variabilidad en cuanto al peso de las bellotas. De cada árbol se tomaron 50 bellotas, 32 se usaron para analizar su germinación, y posteriormente cuantificar la biomasa de las plántulas obtenidas. Para poder estimar el peso seco de estas bellotas, se construyó una recta de regresión a partir de las 18 restantes (Tabla 1) según el método descrito por GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ (2010). Las bellotas se seleccionaron por flotación y se mantuvieron en el frigorífico a 4-5 °C. Las bellotas se colocaron individualmente en la superficie de contenedores con sustrato (mezcla de suelo de la zona, turba y arena), siguiendo un diseño en bloques. Dentro de cada bloque (2

contenedores unidos) se dispusieron al azar 8 bellotas de cada árbol. Se tomaron datos cada tres días y a los 3 meses se cuantificó la biomasa de las plántulas, tras extraerlas y secarlas a 70 °C, 24 horas.

Para comparar los datos de porcentaje de germinación entre árboles se realizó un ANOVA, tras comprobar normalidad y homocedasticidad. Para analizar la velocidad de germinación y la biomasa de las plántulas se realizaron modelos lineales generales. Se tomó como variable dependiente cada variable mencionada arriba, y como variables independientes: el factor fijo de variación “madre” (edad de los árboles productores) y la variable cuantitativa continua “peso seco de las bellotas”; también se exploró la posible interacción entre ambas variables independientes. El programa utilizado fue SPSS 18.

RESULTADOS

El peso en seco de las bellotas, que se emplearon en el experimento, se estimó a partir de ecuaciones de regresión obtenidas para cada árbol madre (Tabla 1). Al comparar los valores medios se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre la mayoría de los árboles, poniendo de manifiesto la gran variabilidad de pesos de bellotas existente dentro de una misma población. La variabilidad es alta tanto en árboles jóvenes como en viejos, pero estos últimos son los que aportan las bellotas de mayor tamaño (Tabla 1).

Al comparar los porcentajes de germinación mediante un ANOVA de una vía, se obtuvieron diferencias significativas ($F= 14,843$; g.l.=11; $p < 0,001$), y al buscar qué árboles diferían entre sí, se obtuvieron los resultados que aparecen en la Tabla 1. El valor más bajo fue un 28%, correspondiente al árbol J3, que difiere de todos los demás. Los árboles que mejor germinaron fueron: J4, V4, V1, J1 y J2 (alcanzando estos dos últimos el 100% en los 4 bloques), con bellotas de tamaño

pequeño o medio. Los árboles madre que alcanzaron un menor porcentaje de germinación, exceptuando J3, fueron árboles con tamaño de bellota grande (V6,

V5, J6). Luego, árboles con bellota más grande no significa que vayan a tener más éxito en la germinación.

ÁRBOL	DAP (m)	ECUACIÓN y= peso seco	Peso bellota (g)	Germinación (%)
V1	0,62	y = 0,665x + 0,0462 (R ² = 0,96)	1,60±0,04 a	96,9 ± 3,1 a
V2	0,92	y = 0,6698x + 0,137 (R ² = 0,94)	2,47±0,04 b	87,5 ± 5,1 abc
V3	1,02	y = 0,516x + 0,5776 (R ² = 0,89)	2,54±0,03 b	84,4 ± 3,1 abc
V4	0,8	y = 0,7448x - 0,2542 (R ² = 0,98)	3,53±0,05 c	90,6 ± 6,0 ab
V5	0,78	y = 0,6456x + 0,1591 (R ² = 0,95)	3,74±0,08 c	65,6 ± 7,9 c
V6	1,05	y = 0,8318x - 1,4252 (R ² = 0,97)	5,74±0,14 d	62,5 ± 8,8 c
J1	0,18	y = 0,5866x + 0,0562 (R ² = 0,95)	1,09±0,02 e	100 ± 0 a
J2	0,41	y = 0,6274x + 0,0245 (R ² = 0,88)	1,80±0,03 f	100 ± 0 a
J3	0,44	y = 0,7243x + 0,0298 (R ² = 0,93)	2,18±0,04 g	28,1 ± 3,1 d
J4	0,32	y = 0,6276x + 0,1448 (R ² = 0,93)	2,79±0,03 h	90,6 ± 6,0 ab
J5	0,24	y = 0,6678x - 0,0706 (R ² = 0,92)	3,00±0,07 h	84,4 ± 3,1 abc
J6	0,33	y = 0,6599x - 0,0013 (R ² = 0,83)	3,64±0,05 c	78,1 ± 6,0 abc

Tabla 1. Datos obtenidos para cada árbol madre: diámetro a la altura del pecho (DAP); ecuación de la recta de regresión para estimar el peso en seco de las bellotas; peso seco de las bellotas (valor medio ± error estándar) (n=32); porcentaje de germinación (n=4). Diferentes letras marcan diferencias estadísticamente significativas (Test de Tukey; p<0,05). V: árbol viejo y J: árbol joven.

En cuanto a la velocidad de germinación (Figura 1), los resultados del análisis GLM indican que tanto el peso seco de la bellota (F= 30,433, p<0,001) como la edad del árbol madre (F= 7,724, p=0,006) afectan de manera significativa a la velocidad de germinación, existiendo una interacción significativa entre ambas variables (F= 5,959, p=0,015). Como puede verse en la Figura 1, tanto los árboles jóvenes como los viejos tienen pendiente positiva; es decir, a mayor peso de la bellota más tiempo tarda en germinar. Sin embargo, la pendiente es mayor en las madres jóvenes que en las madres viejas, por tanto, el incremento del peso de la bellota afecta mucho más a las procedentes de árboles jóvenes que a las de viejos. Cuanto más pequeña (menor peso) sea la bellota de un árbol madre joven antes germinará, mientras que para bellotas más pesadas la germinación sucede mucho más tarde, más incluso que para las bellotas procedentes de árboles madre viejos. Con ello, los árboles jóvenes amplían el rango de tiempos en que tiene lugar la

germinación de las bellotas dentro de una población.

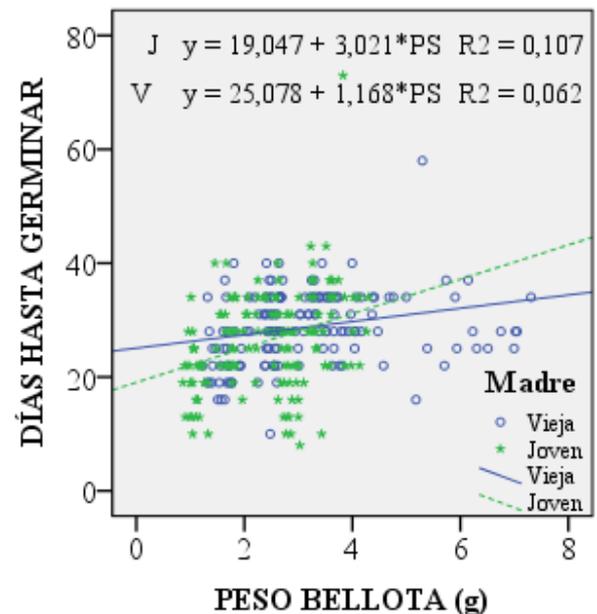


Figura 1. Velocidad de germinación de las bellotas. Tiempo (en días) que tarda en germinar cada bellota de *Q. ilex* en relación con su peso seco (g) y el tamaño-edad del árbol madre: joven (J) o vieja (V). Ecuaciones de las dos rectas de regresión y sus correspondientes coeficientes (R²).

Respecto a la biomasa de las plántulas (Figura 2), en el análisis GLM se detectó un efecto significativo del peso seco de las bellotas ($F= 113,531$, $p<0,001$) sobre la biomasa total de las plántulas, pero no de la edad de la madre ($F= 1,736$, $p=0,19$), ni tampoco interacción entre ambas variables ($F= 1,219$, $p=0,27$). Como puede apreciarse en la Figura 2, tanto para árboles jóvenes como viejos, cuanto mayor sea el peso de la bellota, la biomasa de la plántula será mayor.

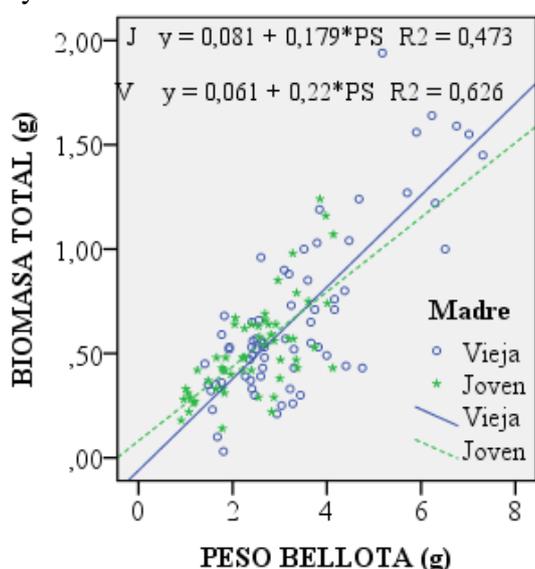


Figura 2. Biomasa total de las plántulas de *Q. ilex* en función del peso seco (g) y el tamaño-edad del árbol madre: joven (J) o vieja (V). Ecuaciones de las dos rectas de regresión y sus correspondientes coeficientes (R^2).

DISCUSIÓN

En este trabajo se ha analizado la variabilidad intrapoblacional en las características regenerativas de *Quercus ilex*, teniendo en cuenta dos fuentes principales de variación: el tamaño de las bellotas y la edad de los árboles productores.

En el primer lugar, se obtuvo una gran variabilidad en el tamaño de las bellotas entre árboles madre a nivel intrapoblacional, como también habían detectado otros autores en otras zonas de la península ibérica (LEIVA & FERNÁNDEZ-ALÉS, 1998; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ et al., 2011). Esta

variabilidad se detectó tanto en árboles jóvenes como en viejos, aunque estos últimos eran los que proporcionaban las bellotas más grandes.

En cuanto a la germinación, los valores más altos de porcentaje de germinación se obtuvieron para árboles de bellotas pequeñas o medianas, mientras que los porcentajes fueron significativamente inferiores en árboles con bellotas grandes; no se apreciaron diferencias claras entre árboles jóvenes y viejos. Por tanto, en nuestra zona un tamaño mayor de bellota no implica una mayor germinación, a diferencia de lo detectado en otros estudios (GÓMEZ, 2004; URBIETA et al., 2008). Además, respecto a la velocidad de germinación, se detectó claramente que el tiempo que tarda en germinar una bellota aumenta con el peso, y el efecto es significativamente más acusado en bellotas producidas por árboles jóvenes. Esta relación velocidad–peso es opuesta a la detectada por otros autores para *Q. pyrenaica* (GÓMEZ, 2004).

Por otro lado, al valorar el crecimiento se detectó que el peso de la bellota afectaba directa y significativamente a la biomasa total de la plántula; es decir, bellotas más grandes producían plántulas más grandes. Este resultado coincide con el llamado “seedling-size effect”, uno de los mecanismos propuestos para explicar las relaciones funcionales entre bellota y plántula (LEISHMAN et al. 2000). La hipótesis propone que bellotas más grandes producen plántulas también más grandes, las cuales son más robustas y más capacitadas para escapar a una mortalidad dependiente del tamaño. Ahora bien, algunos estudios como el de Quero et al. (2007) observaron este efecto principalmente bajo condiciones de moderada o escasa intensidad de luz. Además, NAVARRO et al. (2006) encontraron que las bellotas más grandes producían plántulas más grandes cuando se mantenían irrigadas, en el laboratorio, durante un periodo prolongado, mientras que no se apreciaban tales diferencias cuando en el campo habían sido

sometidas a estrés hídrico. Por otro lado, las bellotas más grandes sufren mayor depredación (GÓMEZ, 2004). Por tanto, probablemente las bellotas grandes no son siempre las mejores opciones para continuar el ciclo de vida, sobretodo en zonas con gran variabilidad temporal en la precipitación.

CONCLUSIONES

En nuestras zonas de estudio existe una gran variabilidad intrapoblacional en cuanto al tamaño de las bellotas producidas por *Q. ilex*. El que los árboles produzcan bellotas más grandes no supone una mayor probabilidad de germinación. Ahora bien, por un lado las plántulas procedentes de bellotas más grandes alcanzan mayor tamaño en los primeros estadios si las condiciones son buenas, con lo que en las primeras semanas de vida tendrían mayores probabilidades de supervivencia frente a otras más pequeñas; en estas zonas las bellotas de *Q. ilex* más grandes eran producidas por árboles viejos. Por otro lado, en este estudio se ha detectado que las bellotas de *Q. ilex* germinan antes cuanto más pequeñas son, lo cual les puede conferir una ventaja inicial, y que los árboles jóvenes aportan mayor variabilidad en la velocidad de germinación en función del peso de la bellota, lo que puede constituir una ventaja en ambientes variables (principalmente en precipitación). Con todo ello se puede concluir que para *Q. ilex*, es muy conveniente conservar esta variabilidad intraespecífica para favorecer la continuidad de la especie en ambientes heterogéneos y más si cabe con el actual contexto de cambio climático.

Agradecimientos

A D. Juan Miguel Gómez Cuadrado (Cabeza de Framontanos, Salamanca), por sus gestiones en la localización de los árboles, en optimizar el periodo de recogida

de la bellota y, sobre todo, por compartir con nosotros sus conocimientos sobre el campo. A la familia Flores por permitirnos recoger bellotas en su dehesa. A la Junta de Castilla y León, el Proyecto VA042A10-2 ha financiado parte de este estudio.

IBLIOGRAFÍA

- CASTRO, J.; ZAMORA, R. & HÓDAR, J.A.; 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Appl. Veg. Sci.* 9 : 137-142.
- DORRONSORO, C.; 1992. Suelos. En: Gómez, J.M. (coord.), *El libro de las dehesas salmantinas: 71-124*. Junta de Castilla y León. Salamanca
- GÓMEZ, J. M.; 2004. Bigger is not always better: conflicting selective pressures on seed size in *Quercus ilex*. *Evolution* 58(1): 71-80.
- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, V.; 2010. *Establecimiento de cuatro especies de Quercus en el sur de la Península. Factores limitantes*. Tesis doctoral, Universidad de Córdoba.
- GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, V.; VILLAR, R. & NAVARRO-CERRILLO, R.M.; 2011. Maternal influences on seed mass effect and initial seedling growth in four *Quercus* species. *Acta Oecol.* 37: 1-9.
- LEISHMAN, M. R.; WRIGHT, I. J.; MOLES, A. T. & WESTOBY, M.; 2000. The evolutionary ecology of seed size. In: M. Fenner, (ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities: 31-57*. (2nd ed.). CABI International, Wallingford, Oxford, U.K.
- LEIVA, M. J. & FERNÁNDEZ-ALÉS, R.; 1998. Variability in seedling water status during drought within a *Quercus ilex* subsp. *ballota* population, and its relation to seedling morphology. *Forest Ecol. Manag.* 111: 147-156.
- LUIS, E. Y MONSERRAT, P.; 1979. Mapa fitoclimático de la provincia de Salamanca. En: *Estudio integrado y*

- multidisciplinario de la dehesa salmantina*: 157-181. I.O.A.T.O. Salamanca.
- NAVARRO CERRILLO, R.M.; FRAGUEIRO, B.; CEACERO, C.; DEL CAMPO, A. & DE PRADO, R.; 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* [Desf.] Samp. using different weed control strategies in Southern Spain. *Ecol. Eng.* 25: 332–342.
- NAVARRO, F. B.; JIMÉNEZ, M.N.; RIPOLL, M.A.; FERNÁNDEZ-ONDOÑO, E.; GALLEGO, E. & DE SIMÓN, E.; 2006. Direct sowing of Holm oak acorns: effects of acorn size and soil treatment. *Ann. Forest Sci.* 63: 961-967.
- QUERO, J. L.; VILLAR, R.; MARAÑÓN, T.; ZAMORA, R. & POORTER, L.; 2007. Seed-mass effects in four Mediterranean *Quercus* species (Fagaceae) growing in contrasting light environments. *Am. J. Bot.* 94(11): 1795-1803.
- RAMÍREZ-VALIENTE, J.A.; VALLADARES, F.; GIL, L. & ARANDA, I.; 2009. Population differences in juvenile survival under increasing drought are mediated by seed size in Cork oak (*Quercus suber* L.). *Forest Ecol. Manag.* 257: 1676-1683.
- URBIETA, I.R.; PEREZ-RAMOS, I.M.; ZAVALA, M.A.; MARAÑÓN, T. & KOBE, R.K.; 2008. Soil water content and emergence time control seedling establishment in three co-occurring Mediterranean oak species. *Can. J. Forest Res.* 38 (9): 2382–2393.
- VÁZQUEZ, F. M.; 1998. *Semillas del género Quercus* L. (Biología, ecología y manejo). Consejería de Agricultura y comercio, Junta de Extremadura. Badajoz.
- VILLAR, R.; RUIZ-ROBLETO, J.; QUERO, JL.; POORTER, H.; VALLADARES, F. Y MARAÑÓN T.; 2008. Tasas de crecimiento en especies leñosas: aspectos funcionales e implicaciones ecológicas. *En: Valladares, F. (ed.). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*: 193–230. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF S.A. Madrid.

SELECCIÓN DE ESPECIES PARA RESTAURACIÓN MEDIANTE MODELOS DE GERMINACIÓN HIDROTHERMAL

Jaume Tormo Blanes¹, Jordi Cortina Segarra¹, Sergi García-Barreda²

¹ IMEM Ramón Margalef, Universidad de Alicante. Carretera San Vicente del Raspeig s/n. San Vicente del Raspeig – 03690 Alicante

² Instituto Universitario Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo – CEAM-UMH . Parque Tecnológico C/ Charles R. Darwin, 14 46980 – Paterna – Valencia

Resumen

En zonas áridas la disponibilidad de agua limita la germinación de las semillas; esta es suficiente sólo durante espacios breves de tiempo (ventanas de reclutamiento). Únicamente aquellas especies que germinen rápido y con poca agua disponible se establecerán. En espartales de la Península Ibérica, se encuentran grandes arbustos rebrotadores que se utilizan en restauración durante los últimos años. Pero desconocemos su dinámica poblacional. Una vez introducidos ¿Son capaces de regenerar sus poblaciones a través de semillas? ¿Alterarán el aumento de temperaturas y la reducción de precipitaciones asociados al cambio climático su dinámica poblacional? Para explorar la respuesta del esparto y de otras tres especies clave (*Rhamnus lycioides*, *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera*) a las condiciones edafoclimáticas se evaluó la germinación de estas especies en un intervalo de condiciones de humedad (desde 0 hasta -1,5 MPa) y temperatura (desde 5 hasta 25 °C). Con estos datos se construyeron modelos de germinación hidrotermal. Estos modelos predicen las necesidades de temperatura y disponibilidad de agua para la germinación de una especie y nos proporcionan una probabilidad de germinación para una temperatura y potencial hídrico determinados.

INTRODUCCIÓN

En zonas áridas y semiáridas la disponibilidad de agua es el principal limitante de la germinación de semillas y del establecimiento de plántulas (BOCHET et al., 2007). En estas áreas, la disponibilidad de agua en el suelo es suficiente para completar estos procesos sólo en determinadas épocas y durante espacios breves de tiempo (CHESSON et al., 2004, ventanas de reclutamiento). Así, únicamente aquellas especies capaces de germinar rápidamente y con poca disponibilidad de agua podrán establecerse y mantener sus poblaciones (SCHÜTZ et al., 2002).

En los espartales del SE de la Península Ibérica, además de *Stipa tenacissima*, se encuentran grandes arbustos rebrotadores. Son especies clave que mejoran la funcionalidad y aumentan la diversidad de los ecosistemas (MAESTRE & CORTINA, 2004). Estas especies han sido utilizadas en restauración de espartales degradados en los últimos años (VALLEJO y

ALLOZA, 2004), pero se conoce poco sobre su dinámica poblacional. De hecho, no sabemos si una vez introducidas estas especies son capaces de regenerar sus poblaciones mediante semillas. Es decir, no sabemos si se dan las ventanas de reclutamiento necesarias. Es más, el aumento de temperaturas y la creciente concentración de lluvias y reducción de su volumen asociados al cambio climático podrían alterar la dinámica poblacional de estas especies clave, afectando a la composición de las comunidades y al funcionamiento de los ecosistemas (MIRANDA et al., 2009)

Para estudiar las ventanas de reclutamiento de las especies de interés en revegetación se puede utilizar los modelos de germinación hidrotermal. Estos modelos predicen las necesidades de temperatura y disponibilidad de agua para la germinación de una especie y nos proporcionan una probabilidad de germinación para una temperatura y potencial hídrico determinados (BRADFORD, 2002; HARDEGREE et al., 2003).

A continuación se muestran la metodología y los resultados de modelar la germinación de cuatro especies de los espartales del SE de la Península Ibérica.

MATERIAL Y MÉTODOS

Selección de especies

El experimento se llevó a cabo con cuatro especies de espartales: *Stipa tenacissima* y tres de las especies arbustivas más abundantes que son clave en el funcionamiento de estos ecosistemas, *Rhamnus lycioides*, *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera*.

Experimento de germinación

Se utilizaron semillas de las colecciones del *Banc de Llavors Forestals de la Comunitat Valenciana*. Las semillas se pusieron a germinar en placas *Petri* sobre papel de filtro.

Para cada especie se cruzaron cinco temperaturas (5, 10, 15, 20 y 25 °C) con cinco potenciales hídricos (-1'5, -1'05, -0'7, -0'3, 0 MPa). Para cada cruce se hicieron cuatro réplicas de 60, 55, 52 y 22 semillas por placa para *S. tenacissima*, *R. lycioides*, *P. lentiscus* y *Q. coccifera*, respectivamente. El número de semillas para cada placa se determinó en función de su viabilidad (según datos del *Banc de Llavors forestals de la Comunitat Valenciana*) para que hubiera una media de 50

semillas viables por placa (20 por placa para *Q. coccifera*)

El potencial hídrico se simuló utilizando como medio de germinación soluciones de distinta concentración de PEG 6000. Las concentraciones oscilaron entre 135 g/l para las placas de -0.35 MPa a 5 °C y 367,67 g/l para las de -1,5 MPa a 25 °C. Para mantener estable el potencial hídrico se renovaba la solución a medida que la evaporación hacía aumentar la concentración de PEG 6000. Las placas se colocaron en cámaras de germinación con la temperatura regulada. Todo el proceso se llevó a cabo en la oscuridad.

La germinación de semillas en cada placa se siguió hasta que en al menos una de las cuatro placas de cada cruce transcurría una semana sin germinaciones.

Análisis de los datos

La probabilidad de germinación se modeló mediante un modelo lineal generalizado con distribución de errores binomial. Las variables independientes fueron el potencial hídrico, la temperatura y el tiempo. Se utilizó el software R (R Core Team, 2012).

RESULTADOS

El modelo lineal generalizado que obtuvimos tiene la siguiente estructura:

$$P[\text{germinación}] = a + b\Psi + c\text{temp} + d\text{temp}^2 + e\text{temp}^2\Psi$$

donde a, b, c, d y e son los coeficientes

específicos para cada especie (Tabla 1).

	Término independiente	Pot	Temp	Tiempo	Temp ²	Pot·Temp ²
<i>S. tenacissima</i>	2,43e-01	9,01e-01	5,60e-01	5,04e-01	4,98e-01	5,00e-01
<i>Q. coccifera</i>	4,21e-01	8,41e-01	4,91e-01	5,04e-01	5,00e-01	5,00e-01
<i>P. lentiscus</i>	6,08e-04	9,96e-01	7,04e-01	5,06e-01	4,92e-01	5,00e-01
<i>R. lycioides</i>	1,42e-03	9,77e-01	6,88e-01	5,04e-01	4,94e-01	4,99e-01

Tabla 1. Valores de los coeficientes para los modelos lineales generalizados de las diferentes especies.

La variación de la probabilidad de germinación predicha por los modelos hidrotermales en función de la temperatura y el potencial hídrico para las cuatro especies investigadas se muestra en la Figura 1. A continuación resaltamos los resultados más relevantes obtenidos para las diferentes especies.

Stipa tenacissima. Hay una disminución de la probabilidad de germinación a las temperaturas extremas con picos de germinación en 10 y 15 °C. La disminución del potencial hídrico produjo una disminución gradual en la probabilidad de germinación, pero en todos los potenciales los picos de germinación se dan a la misma temperatura.

Quercus coccifera. El incremento de potencial hídrico produjo un descenso gradual en la probabilidad de germinación. Para todos los potenciales el efecto de la temperatura fue el mismo: un pico de

germinación a 5 °C y un descenso lineal de la germinación a medida que la temperatura aumentaba.

Pistacia lentiscus. Independientemente del potencial las temperaturas extremas disminuyen claramente la probabilidad de germinación. El pico de germinación se produce a 15 °C. Esta es la especie más sensible a los potenciales negativos, hay mucha diferencia entre la probabilidad de germinación a 0 MPa y a los potenciales más negativos. Esta diferencia se acentúa con el paso del tiempo (datos no mostrados).

Rhamnus lycioides. Hay un descenso de la probabilidad de germinación debido a las temperaturas extremas. El pico de germinación está en 15 °C a potenciales altos y se desplaza hacia los 20 a potenciales bajos. La disminución del potencial hídrico produjo una disminución gradual en la probabilidad de germinación.

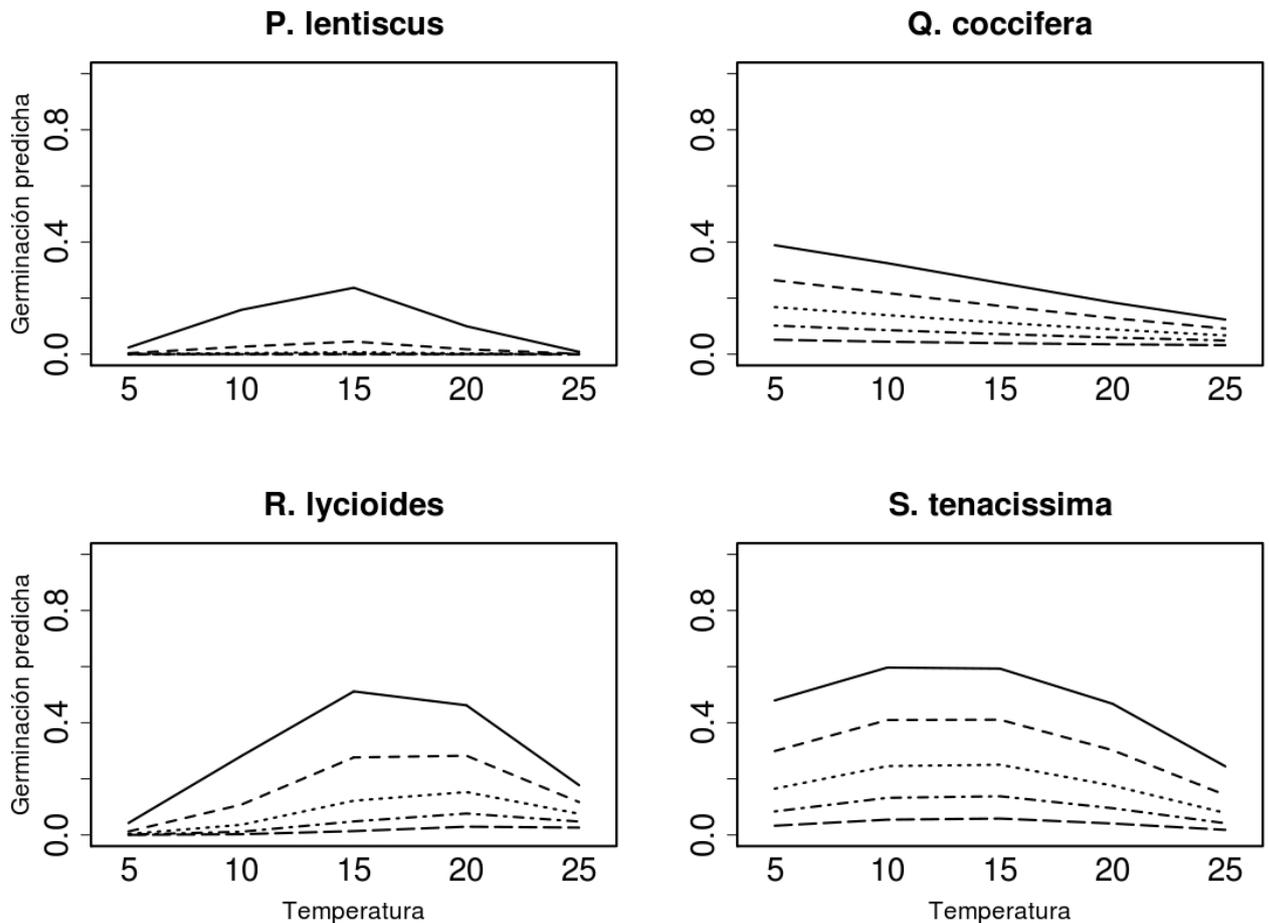


Figura 1. Variación de la tasa de germinación (GR) predicha por los modelos hidrotermales en función de la temperatura y el potencial hídrico.

DISCUSIÓN

La temperatura y el potencial hídrico son dos factores clave para la germinación de semillas, pero es difícil evaluar como interaccionan. Los modelos de germinación hidrotermal nos han permitido conocer cual es la importancia relativa de estos factores para las especies estudiadas.

Este es uno de los primeros trabajos que utiliza esta técnica para estudiar especies de interés forestal. Hasta ahora esta técnica se había utilizado principalmente en agronomía, p.e. para predecir el momento de emergencia de malas hierbas (GREY et al., 2011; CAO et al., 2012). Aunque en los últimos años empieza a utilizarse para estudiar los efectos del cambio climático sobre plantas perennes (ORRÚ, 2012).

La germinación de las 4 especies está claramente limitada por las temperaturas elevadas que disminuyen la probabilidad de germinación. Excepto en un caso, *Q. coccifera*, las temperaturas bajas limitan la germinación, la mayor probabilidad de germinación se da en las temperaturas intermedias.

La especie cuya ventana de reclutamiento es más amplia es *S. tenacissima* que no se ve afectado demasiado por las temperaturas extremas y el efecto del potencial hídrico es progresivo, por lo que su ventana de reclutamiento será la mas grande. El caso contrario es *P. lentiscus* que tiene la ventana de reclutamiento más estrecha, se ve muy limitado por temperaturas extremas y es muy sensible a potenciales hídricos negativos. Este resultado explica los resultados observados en campo por GARCÍA-FAYOS (1998); solo episodios de lluvias especialmente largos e intensos (>100 mm, 7 días) producían germinación de *P. lentiscus*. La ventana de reclutamiento de *Q. coccifera* también es muy estrecha. Aunque es menos sensible al potencial hídrico que las otras especies, se ve muy limitado por las temperaturas elevadas.

Estas limitaciones a la germinación de

P. lentiscus y *Q. coccifera* producirán una germinación en campo muy limitada –en las condiciones cálidas y áridas de los espartales del SE de la península ibérica– lo que podría explicar la falta de individuos jóvenes observados. En otros casos ya se ha observado como los factores que limitan la germinación determinan la composición específica p.e. Entre suelo arenosos o limosos o entre taludes con diferente orientación y tipo de suelo (SCHÜTZ et al., 2002; BOCHET et al., 2007).

La falta de reclutamiento de estas especies podría deberse a otros factores (p.e. depredación o falta de dispersores). Pero la producción de semillas de ambas especies es muy abundante (Observación personal). Y en el caso de *P. lentiscus* hemos observado la presencia de dispersores. En todo caso, en medios áridos el principal factor limitante para el establecimiento es la sequía (LLORET et al., 2005; CLASSEN et al., 2010) por lo tanto, aunque no sea el único factor, determinará en gran medida el reclutamiento de estas especies.

Actualmente, existen modelos que simulan las condiciones del suelo (Potencial hídrico y temperatura) en función de sus propiedades físicas y el clima (p.e. Modelo SHAW; ver HARDEGREE et al. (2003) y <http://www.ars.usda.gov/Services/docs.htm?docid=16931>). La combinación de los modelos de germinación hidrotermal y estos modelos de suelo nos permitirá predecir la germinación de semillas en campo y a su vez:

- Determinar si en una zona con un clima particular se producen las ventanas de reclutamiento para la especie de interés.
- Selección de fechas de siembra. Sembrar solo en las temporadas en que sabemos que es más probable que se den las condiciones óptimas del suelo.
- Ayudar a modelos de distribución potencial para decidir lugares para translocaciones o introducción de especies (MCLANE & AITKEN,

2012).

Además, usando datos de proyecciones de cambio climático podemos conocer como variarán con el tiempo las ventanas de reclutamiento y si puede afectar a la dinámica poblacional de las especies. Lo que nos permitirá introducir especie que soporten mejor las futuras condiciones climáticas.

BIBLIOGRAFIA

- BOCHET, E.; GARCÍA-FAYOS, P.; ALBORCH, B. & TORMO, J.; 2007. Soil water availability effects on seed germination account for species segregation in semiarid roadslopes. *Plant Soil* 295(1): 179-191.
- BRADFORD, K.J.; 2002. Applications of Hydrothermal Time to Quantifying and Modeling Seed Germination and Dormancy. *Weed Sci.* 50(2): 248-260.
- CAO, R.; FRANCISCO-FERNÁNDEZ, M.; ANAND, A.; BASTIDA, F. & GONZÁLEZ-ANDÚJAR, J.L.; 2012. Modeling *Bromus diandrus* Seedling Emergence Using Nonparametric Estimation. *J. Agr. Biol. Envir. St.* DOI: 10.1007/s13253-012-0122-x.
- CLASSEN, A.T.; NORBY, R.J.; CAMPANY, C.E.; SIDES, K.E. & WELTZIN, J.F.; 2010. Climate Change Alters Seedling Emergence and Establishment in an Old-Field Ecosystem. *PLoS ONE*, 5(10), e13476–e13476.
- CHESSON, P.; GEBAUER, R.L.E.; SCHWINNING, S.; HUNTLY, N.; WIEGAND, K.; ERNEST, M.S.K.; SHER, A.; NOVOPLANSKY, WELTZIN, J.F.; 2004. Resource pulses, species interactions, and diversity maintenance in arid and semi-arid environments. *Oecologia* 141(2): 236-253.
- HARDEGREE, S.P.; FLERCHINGER, G.N. & VAN VACTOR, S.S.; 2003. Hydrothermal germination response and the development of probabilistic germination profiles. *Ecol. Model.* 167(3): 305-322.
- GARCÍA-FAYOS, P. & VERDÚ, M.; 1998. Soil seed bank, factors controlling germination and establishment of a mediterranean Shrub: *Pistacia lentiscus* L. *Acta Oecol.* 19: 357-366.
- GREY, T.L.; BEASLEY, J.P.; WEBSTER, T.M. & CHEN, C.Y.; 2011. Peanut Seed Vigor Evaluation Using a Thermal Gradient. *Int. J. Agron.* doi:10.1155/2011/202341.
- LLORET, F.; PEÑUELAS, J.; ESTIARTE, M. & EZCURRA, E.; 2005. Effects of vegetation canopy and climate on seedling establishment in Mediterranean shrubland. *J. Veg. Sci.* 16(1): 67-76.
- MAESTRE, F. T. & CORTINA, J.; 2004. Insights into ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes. *Restor. Ecol.* 12(4): 494-502.
- MCLANE, S.C. & AITKEN, S.N.; 2012. Whitebark pine (*Pinus albicaulis*) assisted migration potential: testing establishment north of the species range. *Ecol. Appl.* 22: 142-153.
- MIRANDA, J.; PADILLA, F.M. & PUGNAIRE, F.I.; 2009. Response of a Mediterranean semiarid community to changing patterns of water supply. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, 11(4): 255-266.
- ORRÙ, M.; MATTANA, E.; PRITCHARD, H.W. & BACCHETTA, G.; 2012. Thermal thresholds as predictors of seed dormancy release and germination timing: altitude-related risks from climate warming for the wild grapevine *Vitis vinifera* subsp. *sylvestris*. *Ann. Bot.* DOI: 10.1093/aob/mcs218.
- R Core Team; 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- SAXTON, K.E. & RAWLS, W.J.; 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Sci. Soc. Am.*

J. 70: 1569-1578.
SCHÜTZ, W.; MILBERG, P. & LAMONT, B.B.; 2002. Germination requirements and seedling responses to water availability and soil type in four eucalypt species. *Acta Oecol.* 23(1): 23-30.

VALLEJO, V.R. y ALLOZA, J.A. (eds.). (2004). *Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo.

ESTABLECIMIENTO Y DESARROLLO DE LEÑOSAS EN RESTAURACIONES MINERAS

Josu G. Alday^{1,*}, Rob H. Marrs¹ y Carolina Martínez-Ruiz^{2,3}

¹ Department of Ecology, School of Environmental Sciences, University of Liverpool, Nicholson Building 3th floor, L69 3GP, Liverpool (United Kingdom). *Correo electrónico: jgalday@liv.ac.uk; josucham@gmail.com

² Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia. Correo electrónico: caromar@agro.uva.es

³ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia.

Resumen

La restauración de la vegetación, y en especial de los árboles y arbustos en zonas mineras degradadas, es un aspecto clave. Sin embargo, son comunes los proyectos de revegetación en los que no se consigue un establecimiento efectivo de las especies arbóreas introducidas. En este trabajo se describe la colonización y desarrollo de las especies leñosas más importantes sobre minas restauradas de carbón (1-32 años tras la restauración) situadas en el norte de Palencia. Existen tres aspectos claves en el establecimiento y desarrollo de las leñosas: (i) el establecimiento y desarrollo de especies arbustivas (*Cytisus* y *Genista*) se produce a partir de los 10 primeros años, incrementando su cobertura exponencialmente; (ii) la aparición de arbustos produce cambios en las condiciones ambientales y edáficas de las zonas sobre todo por la acumulación de materia orgánica y el incremento de la relación carbono-nitrógeno; (iii) el establecimiento inicial de las especies de *Quercus* y *Pinus*, aunque con densidades muy bajas, se produce 17 años después de efectuada la restauración, cuando las condiciones edáficas y ambientales se han atenuado en comparación con las presentes durante los primeros años tras la restauración. Los resultados sugieren que la combinación de estos tres aspectos es necesaria para un establecimiento efectivo de especies arbóreas en minas restauradas de características similares.

Palabras clave: árboles, arbustos, materia orgánica, *Quercus* spp., propiedades edáficas.

INTRODUCCIÓN

Las actividades mineras extractivas, entre las que destaca la minería a cielo abierto, degradan amplias superficies de terreno, alterando drásticamente las características físicas y biológicas de la zona explotada (BRADSHAW, 1997). En la actualidad la restauración de estos impactos es obligatoria, y tiene como meta desarrollar un ecosistema auto-suficiente a largo plazo, con una cubierta vegetal estable y que, en la medida de lo posible, se asemeje a la comunidad existente antes de la actividad minera (HOBBS & NORTHON, 1996).

Explotaciones mineras a cielo abierto se ubican sobre cualquier tipo de ecosistemas (praderas, brezales, bosques, marismas, etc.), sin embargo cuanto más complejo sea el ecosistema afectado más se incrementa la dificultad y coste de su restauración (HOBBS & NORTHON, 1996). Particularmente la restauración de la

cubierta vegetal superior, en especial de los árboles y arbustos, en zonas mineras degradadas es muy compleja. Como ejemplo de masas forestales afectadas por la minería del carbón destacan las más de 2500 ha de bosques de *Quercus* spp. (*Q. petraea* y *Q. pyrenaica*) en las provincias de León y Palencia (ALDAY et al., 2010). Los métodos más comunes a la hora de restaurar estas masas consisten en plantar directamente los árboles una vez finalizada la restauración morfológica del suelo (MUDRÁK et al., 2010). Sin embargo, este procedimiento de restauración es casi siempre insatisfactorio debido a las adversas condiciones ambientales y edáficas de las zonas a restaurar (PIHA et al., 1995). La restauración de masas de roble es un reto muy complicado, que requiere mucho tiempo y esfuerzo para ser efectivo (KELLY, 2002). Por lo tanto, los primeros pasos para desarrollar unas buenas prácticas de restauración de especies arbóreas, deben consistir en conocer los

factores limitantes que impiden el establecimiento de las plántulas de *Quercus*, así como identificar los puntos de actuación para introducir las plántulas de forma efectiva.

Una de las alternativas existentes para mejorar las condiciones ambientales y edáficas de estas zonas es el establecimiento de cubiertas herbáceas (BONET, 2004), que se deben ver como la primera etapa en los planes de restauración, ya que estas cubiertas ayudan a mejorar las pobres condiciones iniciales y favorecen el establecimiento de las especies leñosas (GILLIAM, 2007). Posteriormente, el establecimiento de arbustos produce un aumento en la cobertura del suelo, reduciendo los procesos erosivos y mejorando sustancialmente las propiedades edáficas (HAASE et al., 1999). Además, los arbustos son capaces de ejercer como plantas nodriza (“nurse plants”), favoreciendo el establecimiento de numerosas especies arbóreas como los robles (CASTRO et al., 2006). Por lo tanto, el estudio de los cambios que se producen durante la sucesión en las etapas iniciales e intermedias es muy importante, no sólo para comprender los procesos de revegetación de las áreas degradadas sino para manejar y gestionar el establecimiento de especies arbóreas de manera más efectiva.

En este estudio se trabajó sobre una matriz de datos procedentes de un muestreo sincrónico de los procesos sucesionales (1-32 años tras la restauración) de 26 minas; en todas ellas el objetivo de la restauración era la formación de una masa de *Quercus* spp. Se asume que el periodo de observación es lo suficientemente largo para detectar fases en las que introducir plántulas de *Quercus*, o cambios ambientales que favorezcan la restauración de las especies leñosas de manera más rápida y efectiva. En este sentido, se pretende describir la sucesión vegetal sobre estas zonas con especial interés en el establecimiento espontáneo de las especies leñosas (*Q. petraea* y/o *Q. pyrenaica*), para

identificar puntos de actuación y umbrales con los que determinar las mejores condiciones a la hora de introducir las especies leñosas con éxito. El objetivo final es proporcionar recomendaciones y soluciones prácticas para la restauración efectiva de estas áreas.

MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio fue desarrollado sobre 26 antiguas minas de carbón restauradas con el objetivo de conseguir regenerar en ellas un bosque de quercíneas (*Q. petraea* y/o *Q. pyrenaica*). Las minas se sitúan en el norte de la provincia de Palencia (lat 42°47'-42°50'N, long 4°32'-4°53'W) y tienen unas dimensiones que varían entre las 0,5 ha a las 3 ha. La restauración de estas minas siguió los patrones comunes en la zona: primero se efectúa el rellenado del hueco con estériles de carbón, posteriormente se cubren los estériles con una capa de tierra vegetal de 50-100 cm de espesor, que posteriormente se abona con una mezcla de estiércol de ovino y vacuno (aprox. 30000 kg.ha⁻¹). Sin embargo, en las minas más jóvenes este método se combinó con la aplicación de una hidrosiembra con especies comerciales características de pastizales (más detalles en ALDAY, 2010).

Las minas seleccionadas permiten reconstruir una cronosecuencia de 1-32 años desde su restauración y se encuentran muy próximas entre sí para minimizar la variabilidad climática y geográfica. El clima es mediterráneo sub-húmedo con una temperatura media anual de 9 °C y una precipitación media anual de 980 mm. Las precipitaciones se distribuyen estacionalmente, produciéndose en mayor medida en primavera y otoño, pero con una marcada estación seca en verano. La vegetación que rodea las minas está formada por diferentes masas de *Q. petraea* y *Q. pyrenaica*, algunos pinares de repoblación (*Pinus* spp.), restos de matorrales naturales (*Cytisus scoparius*, *Crataegus monogyna*) y pastizales,

compuestos mayoritariamente por *Arenaria montana*, *Bromus mollis*, *Plantago alpina* y *Vulpia myuros* (ALDAY, 2010).

Los muestreos de vegetación y conteo de plántulas de *Quercus* spp. se llevaron a cabo entre junio y julio del 2008. En cada mina se seleccionaron al azar 10 cuadrados de 1 m², en cada uno de ellos se estimó visualmente el porcentaje de cobertura de las especies presentes (herbáceas, arbustivas y arbóreas), así como el número de plántulas de las especies arbóreas (principalmente *Quercus* spp.). Las características edáficas de cada mina se monitorizaron con la finalidad de observar los cambios producidos durante la sucesión. Para ello se tomó en cada mina una muestra de suelo por cada cuadrado de vegetación, mezclándose todas las muestras de cada mina para componer una única muestra por mina. En el laboratorio, cada muestra fue secada y tamizada (≤ 2 mm de luz). Las propiedades químicas se analizaron utilizando la metodología explicada en ALDAY et al. (2012): el nitrógeno total se analizó utilizando el método-Kjeldahl, mientras que la materia orgánica y el carbono total se analizaron utilizando el método de Walkley-Black.

Para describir y analizar los cambios producidos a lo largo del tiempo, se modelizó la cobertura vegetal y densidad de las especies arbustivas y arbóreas, así como los parámetros edáficos analizados (materia orgánica y relación carbono-nitrógeno) frente a la edad de las minas tras su restauración. Para ello se utilizaron modelos lineales, cuadráticos y exponenciales. En el caso de la densidad se optó por transformar la variable respuesta usando logaritmos ($\log(x+1)$) antes de su modelización. Para determinar la existencia de relación entre los cambios en cobertura arbustiva y los parámetros edáficos se utilizó la correlación de Pearson. Los valores que se presentan son la media seguida del error estándar. Todos los análisis estadísticos fueron desarrollados en el entorno R (versión 2.15.1; R

Development Core Team, 2012; <http://www.r-project.org>).

RESULTADOS

El establecimiento y desarrollo de la vegetación arbustiva, principalmente de las especies leguminosas *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, se produce de manera exponencial (Figura 1), aumentando de forma considerable a partir de los 10 primeros años tras la restauración. Si bien, con anterioridad a esa fecha se pueden encontrar coberturas altas de forma puntual, principalmente entre los años 7-10. No obstante, es a partir de los 10 años cuando el incremento de cobertura arbustiva se acentúa más, llegando a valores medios del 70% a los 30 años tras la restauración. Hay que comentar que la aparición de estas especies se produce de forma natural, colonizando la mina desde las zonas de contacto con el borde del bosque circundante.

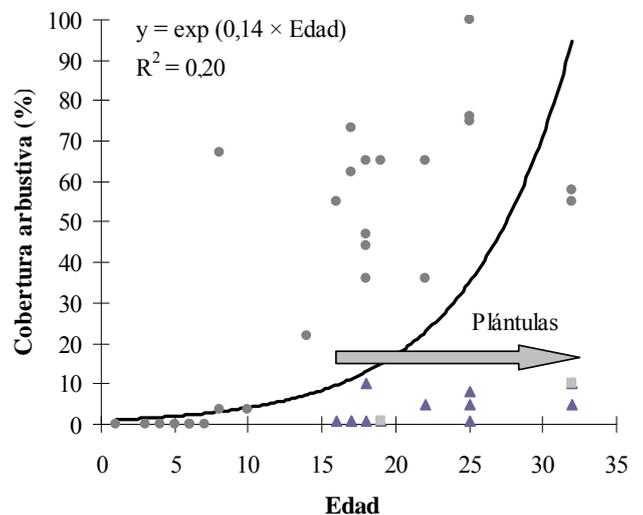


Figura 1. Cambios en la cobertura arbustiva en función de la edad de las minas tras su restauración. Los círculos indican la cobertura arbustiva de cada mina, mientras que los triángulos indican el porcentaje de cobertura de las plántulas de *Quercus* spp. y los cuadrados de las de *Pinus* spp.

La aparición de arbustos y su incremento en cobertura se encuentran relacionados de forma positiva y significativa con los cambios en dos

parámetros edáficos: materia orgánica (MO; $r=0,45$, $p=0,022$) y relación carbono-nitrógeno (C/N; $r=0,55$, $p=0,003$). Además, si se analizan los cambios de estos parámetros frente al tiempo, se aprecia cómo en ambos casos se producen incrementos significativos (MO $p=0,001$; C/N $p=0,014$) (Figura 2). La materia orgánica muestra un comportamiento cuadrático con un incremento desde el 0,5% a valores máximos del 7% a los 20 años, para finalizar con una reducción a partir de esa edad hasta valores del 4% a los 32 años tras la restauración (Figura 2). Por el contrario, la relación carbono-nitrógeno aumenta de forma significativa, pasando de valores entorno a 10, a los pocos años tras la restauración, a valores de 17, a los 32 años (Figura 2).

En cuanto al establecimiento de las especies arbóreas, los resultados muestran cómo la aparición de éstas, principalmente de los géneros *Quercus* y *Pinus*, se produce

a partir de los 17 años tras la restauración (Figura 1). En este periodo destaca la existencia de una cobertura arbustiva real media del 50%, mientras que la materia orgánica o la relación carbono-nitrógeno han incrementado sus valores considerablemente (Figura 2). Sin embargo las densidades y coberturas que presentan las especies arbóreas son muy bajas (densidad= $2,5\pm 0,53$ plántulas por mina; cobertura= $4\pm 1,82\%$). En cualquier caso, mientras que la presencia de especies del género *Pinus* es puntual con presencia únicamente en dos minas y baja cobertura (<10%; Figura 1), en el caso de las quercíneas tanto su cobertura como su densidad se incrementan con la edad de manera significativa (Cobertura: $y = -1,72 + 0,24 * \text{Edad}$, $R^2=0,41$, $p=0,001$; Densidad: $\log(y) = -0,30 + 0,05 * \text{Edad}$, $R^2=0,52$, $p=0,001$), alcanzando valores de cobertura a partir los 25 años próximos al 10%.

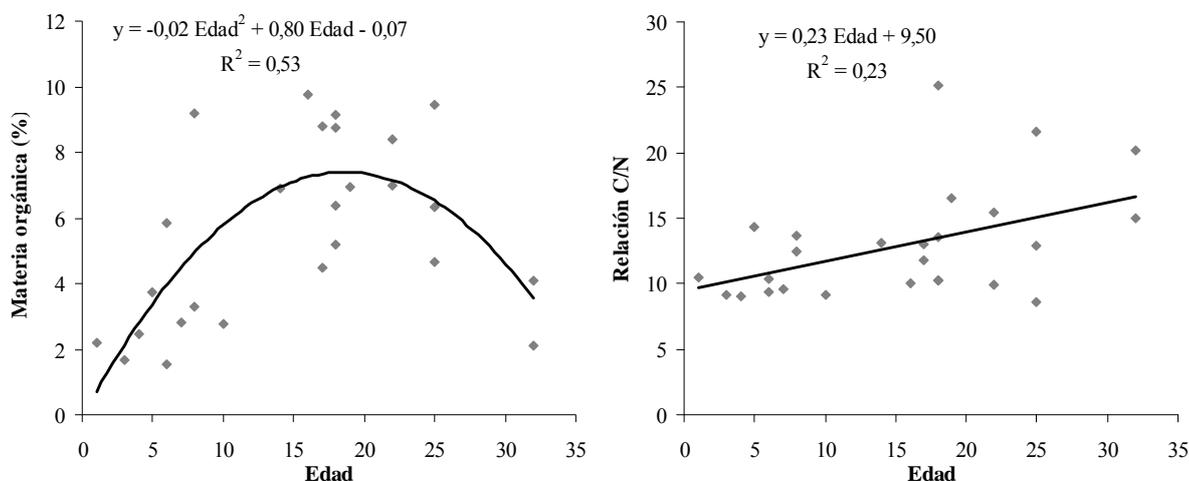


Figura 2. Cambios en la materia orgánica y la relación carbono-nitrógeno en función de la edad de las minas tras su restauración.

DISCUSIÓN

Los resultados muestran de manera clara que la aparición de forma natural de plántulas de los géneros *Quercus* y *Pinus* se produce a los 17 años tras la restauración de las minas. Es muy probable que el establecimiento se haya visto favorecido debido a que las condiciones edáficas y ambientales se han atenuado en

comparación con las existentes durante los primeros años tras la restauración. Además, se ha observado que el establecimiento se ve acompañado por un incremento en el tiempo de la cobertura vegetal, sobre todo del género *Quercus*, aunque siempre con valores menores del 10%. Lo que indica que estas plántulas no solo se establecen sino que son capaces de desarrollarse, aspecto fundamental a la hora de conseguir

el objetivo de restauración de estas zonas que es formar una masa de *Quercus* spp. (ALDAY et al., 2011).

Uno de los aspectos a los que se debe hacer frente a la hora de introducir especies arbóreas en los proyectos de revegetación de áreas mineras es determinar la idoneidad del suelo y de las condiciones ambientales imperantes (ALDAY et al., 2011); ya que una falta de adaptación de las especies arbóreas utilizadas a las condiciones ambientales (rocosidad, condiciones del suelo, etc.) predominantes en las etapas sucesionales iniciales dificultan el establecimiento efectivo de estas especies. Al mismo tiempo, la recuperación de la estructura y funcionalidad del suelo tras la minería de cielo abierto es un proceso muy complejo (HELINGEROVÁ et al., 2010), que requiere de mucho esfuerzo y tiempo. Sin embargo, una de las herramientas más útiles para mejorar y estabilizar el suelo es el uso de herbáceas para su recubrimiento durante los primeros años (GONZÁLEZ-ALDAY et al., 2008). ALDAY et al. (2012) demostraron cómo la vegetación produce cambios en las condiciones edáficas, mejorando la permeabilidad y aumentando los nutrientes del suelo, lo que permite el establecimiento de nuevas especies. A partir de este punto, la aparición o inclusión de especies arbustivas de etapas intermedias favorece el desarrollo de una heterogeneidad vertical en la vegetación y la mejora de las condiciones edáficas. Nuestros resultados validan esta hipótesis, ya que tras unos primeros años en los que la cobertura vegetal se encuentra dominada por especies herbáceas, las especies arbustivas empiezan a colonizar, mejorándose las condiciones edáficas y creando una heterogeneidad espacial en la vegetación, lo que se traduce en la entrada de especies arbóreas.

Por lo tanto, en función de los resultados obtenidos se puede concluir que el desarrollo de vegetación herbácea durante los primeros años tras la restauración (atenuación y desarrollo del suelo), seguido del desarrollo de la

vegetación arbustiva (heterogeneidad vertical), en combinación con las mejoras edáficas que producen ambos procesos (aumento de materia orgánica y relación C/N), son necesarios para un establecimiento efectivo de especies arbóreas en minas restauradas de características similares.

Estos resultados nos permiten distinguir puntos de actuación y umbrales sobre la base de los cuales introducir las especies leñosas con éxito. En concreto, se puede recomendar la introducción de plántulas de *Quercus* en zonas mineras restauradas de características similares a partir del año 17. No obstante, sería recomendable que se hayan superado ciertos umbrales para garantizar su desarrollo: en primer lugar, la cobertura arbustiva debe encontrarse en torno al 50%; y en segundo lugar, las condiciones edáficas deben presentar una proporción de materia orgánica superior al 6%, así como una relación carbono-nitrógeno superior 12. No obstante, la efectividad de estas recomendaciones merece ser testada científicamente, aspecto que se está realizando en la actualidad (TORROBA et al., 2012). La introducción de plántulas arbóreas en condiciones no idóneas lo único que consigue es desaprovechar recursos, ya de por sí tan escasos, en los procesos de revegetación de infraestructuras mineras. Como recomendación final se plantea que uno de los principios básicos que debe regir toda restauración ecológica, siempre que se pueda, es imitar a la naturaleza en la medida de lo posible, lo que supone un ahorro de tiempo y dinero en los procesos de restauración.

Agradecimientos

Agradecemos a la empresa UMINSA por la información facilitada sobre los procesos de restauración utilizados y por el permiso para muestrear en sus minas, así como por su financiación a través de un art. 83. Este estudio ha sido subvencionado

parcialmente por el Proyecto VA042A10-2 de la Junta de Castilla. Josu González Alday ha sido financiado con una beca pre-doctoral y post-doctoral del Programa de Formación de Personal Investigador del Departamento de Educación, Universidades e Investigación del Gobierno Vasco-Eusko Jaurlaritza (BFI06.114; BFI-2010-245).

BIBLIOGRAFÍA

- ALDAY, J.G.; 2010. Influence of abiotic factors in early revegetation after hydroseeding of coal mines. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid, Palencia, ES. <http://uvadoc.uva.es/handle/10324/778>
- ALDAY, J.G.; MARRS, R.H. & MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2010. The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecol. Eng.* 36: 579-585.
- ALDAY, J.G.; MARRS, R.H. & MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2011. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Appl. Veg. Sci.* 14: 84-94.
- ALDAY, J.G.; MARRS, R.H. & MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2012. Soil and vegetation development during early succession on restored coal wastes: a six-year permanent plot study. *Plant Soil* 353: 305-320.
- BONET, A.; 2004. Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *J. Arid Environ.* 56: 213-233.
- BRADSHAW, A.D.; 1997. Restoration of mined lands using natural processes. *Ecol. Eng.* 8: 255-269.
- CASTRO, J.; ZAMORA, R. & HÓDAR, J.A.; 2006. Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Appl. Veg. Sci.* 9: 137-142.
- GILLIAM, F.S.; 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in forest ecosystems. *BioScience* 57: 845-858.
- GONZÁLEZ-ALDAY, J.; MARRS, R.H. & Martínez-Ruiz, C.; 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation area. *Appl. Veg. Sci.* 11: 405-412
- HAASE, P.; PUGNAIRE, F.I.; CLARK, S.C. & INCOLL, L.D.; 1999. Environmental control of canopy dynamics and photosynthetic rate in the evergreen tussock grass *Stipa tenacissima*. *Plant Ecol.* 145: 327-339.
- HELINGEROVÁ, M.; FROUZ, J. & ŠANTRŮČKOVÁ, H.; 2010. Microbial activity in reclaimed and unreclaimed post-mining sites near Sokolov (Czech Republic). *Ecol. Eng.* 36: 768-776.
- HOBBS, R. & NORTON, D.; 1996. Towards a conceptual frame work for restoration. *Rest. Ecol.* 4:93-110.
- KELLY, D.L.; 2002. The regeneration of *Quercus petraea* (sessile oak) in southwest Ireland: a 25-year experimental study. *Forest Ecol. Manag.* 166: 207-226.
- MUDRÁK, O.; FROUZ, J. & VELICHOVÁ, V.; 2010. Understorey vegetation in reclaimed and unreclaimed post-mining forest stands. *Ecol. Eng.* 36: 783-790.
- PIHA, M.I.; VALLACK, H.W.; REELER, B.M. & MICHAL, N.; 1995. A low input approach to vegetation establishment on mine and coal ash wastes in semi-arid regions. 1. Tin mine tailings in Zimbabwe. *J. Appl. Ecol.* 32: 372-381.
- TORROBA, P.; ZALDIVAR, P.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B. & MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2012. Role of natural shrubs on the forest expansion in restored coal mines in Northern Spain. 8th European Conference on Ecological Restoration, České Budějovice, Czech Republic, <http://ser.semico.be/>

INFLUENCIA DE LA HETEROGENEIDAD EDÁFICA Y DE LA TOPOGRAFÍA EN LA COMPOSICIÓN DE ESPECIES VEGETALES SOBRE ESCOMBRERAS MINERAS DE CARBÓN DEL NORTE DE ESPAÑA

Daphne López Marcos^{1,2,3,*}, M^a Belén Turrión Nieves^{2,3} y Carolina Martínez-Ruiz^{1,3}

¹ Área de Ecología, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia. *Correo electrónico: dalomar86@hotmail.com

² Área de Edafología y Química Agrícola, E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia

³ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, Campus La Yutera, Avda. de Madrid 44, 34071, Palencia

Resumen

La restauración de escombreras mineras es un reto para los profesionales de este campo y comprender sus limitaciones ecológicas es un requisito para garantizar su restauración con éxito. Por ello se plantea evaluar la influencia de la heterogeneidad edáfica y topográfica en la composición de especies vegetales en una ladera de una mina de carbón restaurada, donde se distinguieron dos comunidades vegetales (pastizal-matorral) y se compararon con una comunidad vecina de borde de bosque. Se encontraron diferencias en composición de especies entre el bosque y las otras comunidades, siendo la capacidad de retención de agua (CRA) la variable más relacionada con la dinámica de la vegetación hacia etapas maduras. Se observó un gradiente altitudinal en la distribución de las comunidades de la ladera restaurada, ocupando un pastizal dominado por *Poa bulbosa* y *Medicago lupulina* la parte más alta de la ladera, donde el carbono fácilmente oxidable (CFO) fue mayor, y un matorral dominado por *Cytisus scoparius* y *Genista florida* la más baja de la ladera, donde la CRA fue más alta. Observamos que las variables relacionadas con el agua en el suelo y con la materia orgánica en el suelo son indicadores del estado de madurez de las comunidades restauradas.

Palabras clave: composición florística, mina restaurada, propiedades edáficas, sucesión ecológica, topografía.

INTRODUCCIÓN

La extracción de carbón a cielo abierto en el norte de España ha afectado aproximadamente a 5.000 hectáreas, lo que ha generado fuertes impactos ambientales (MORENO-DE LAS HERAS *et al.*, 2008). Por ello, la restauración de estas áreas es una necesidad urgente. El objetivo final de la restauración ecológica de estas zonas es la creación de ecosistemas auto-suficientes a largo plazo, con vegetación semejante a la existente antes de la actividad extractiva. Sin embargo, la restauración eficaz de las minas es un proceso complejo, dificultado principalmente por la total eliminación de la vegetación y del suelo (COOKE & JOHNSON, 2002). La sucesión ecológica es el marco conceptual en el cual se basa la restauración ecológica. Por ello, el conocimiento de estos procesos en diversos ecosistemas, permite plantear diferentes

enfoques para realizar una restauración ecológica exitosa.

Es muy importante durante el proceso de recuperación en estas áreas el desarrollo de un suelo en pleno funcionamiento. Sin embargo, poco se sabe sobre cómo cambian los parámetros del nuevo suelo formado durante las diferentes fases de la revegetación de las minas de carbón, sobre todo en un clima mediterráneo (ALDAY, 2010). Bajo estas condiciones, la heterogeneidad ambiental es un elemento clave en la regeneración de la vegetación después de una perturbación (STEEN, 1999). Estudios recientes de sucesión en terrenos restaurados procedentes de la minería vienen demostrando que los cambios en la composición florística están condicionados por la variación de los factores edáficos (ALDAY, 2010; MORENO-DE LAS HERAS *et al.*, 2008). Por ello se plantea este trabajo con el objetivo de estudiar la influencia de la

heterogeneidad edáfica y topográfica sobre la composición florística, en una ladera minera restaurada cerca de Guardo (Palencia). Para ello, se pretende: (a) evaluar la influencia del tipo de comunidad (pastizal y matorral) y posición en la ladera (partes alta, media y baja) sobre las propiedades edáficas, y (b) analizar la influencia de las propiedades edáficas y características topográficas sobre la composición de especies vegetales y la dinámica sucesional.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se sitúa cerca de la villa de Guardo, al noroeste de la provincia de Palencia. Se trata de una mina de carbón a cielo abierto, restaurada en octubre de 2000 en el monte Corcos (Guardo). Dentro de ella, se ha seleccionado, para este estudio, una ladera de grandes dimensiones y fuerte pendiente (12-35°), orientada al sur, dominada por pastizal y matorral, así como la comunidad adyacente de borde de bosque. El clima es Mediterráneo Subhúmedo (MAPA, 1991), y los suelos más extendidos entorno al área de estudio pertenecen al orden de los Inceptisoles y Entisoles (JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, 1988). Estudios previos (LÓPEZ-MARCOS, 2012) han mostrado diferencias entre el suelo del bosque de referencia y el del área restaurada, en cuanto a las variables racionadas con el agua en el suelo, agua útil (Au) y capacidad de retención de agua (CRA), y las variables relacionadas con la materia orgánica, carbono total (C) y carbono fácilmente oxidable (CFO); con valores siempre más altos en el bosque de referencia.

Para alcanzar los objetivos planteados se muestrearon en dicha ladera, en primavera de 2011, siete transectos paralelos a la línea de pendiente, tres ubicados en el pastizal, tres en el matorral y uno en la comunidad de borde de bosque. En cada transecto se establecieron seis puntos de muestreo consecutivos, y en cada

una de ellos se realizaron dos inventarios de vegetación, el tamaño de los transectos osciló de entre 90 a 130 m. Se utilizaron 2 tamaños de inventarios en función de la comunidad inventariada, 2x2m para las comunidades de matorral y bosque (transectos A, E, F y G) modelo ya utilizado en estudios similares (GARCÍA et al., 2000; HARDT & FORMAN, 1989; SALAZAR, 2008; MILDER et al., 2011) y 0,5x0,5m para las comunidades de pastizal (transectos B, C y D) ya utilizado por otros investigadores (CALVO et al., 1990; DIEZ et al., 1990; DIEZ et al., 1993-94; FERNÁNDEZ et al., 1990; FERNÁNDEZ SANTOS et al., 1992; MILLER, 1979; PÉREZ-CORONA et al., 1996; RIVERO Y PUERTO, 1996; TÁRREGA Y LUIS, 1988-89; TÁRREGA et al., 1997), estimando la cobertura en proyección vertical de cada una de las especies encontradas, y un muestreo edáfico, tanto de muestras alteradas como inalteradas, para analizar diferentes parámetros físico-químicos del suelo. Además, también se realizó una caracterización topográfica que consistió en la toma de datos de altitud (Alti), pendiente (Pend), y profundidad del suelo hasta el estéril.

Con los suelos tomados en la zona de estudio se realizó una caracterización química: (pH, conductividad eléctrica (CE), carbono fácilmente oxidable, fósforo asimilable (Pa), carbono y nitrógeno total, ratio carbono fácilmente oxidable entre carbono total (CFO/C) y ratio carbono total entre nitrógeno total (C/N) y física: % de gruesos, textura, densidad real (Dr) y aparente (Da), porosidad (Pr), capacidad de campo (CC), coeficiente de marchitamiento (CM), agua útil (Au) y capacidad de retención de agua (CRA). La información relativa a los métodos de análisis de los suelos puede consultarse en (LÓPEZ-MARCOS, 2012).

El tratamiento de los datos consistió en varios análisis de ordenación. En primer lugar se realizaron análisis indirectos tipo DCA (Detrended Correspondence Analysis) y, tras la interpretación de los ejes de

ordenación, se analizó la influencia de las variables ambientales objeto de estudio sobre la composición florística por medio de análisis tipo CCA (Canonical Correspondence Analysis), haciendo uso del procedimiento de “forward selection” para evaluar la significación de las variables seleccionadas, y del test de Montecarlo, con 499 permutaciones, para valorar la significación del modelo. Todos los análisis se realizaron con el programa con el programa CANOCO para Windows 4.5 (TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002), con las opciones predeterminadas por defecto y sin eliminar las especies raras.

RESULTADOS

Diferencias en vegetación entre las comunidades de bosque y ladera restaurada

Todas las parcelas de bosque se encuentran en el extremo derecho del DCA1, claramente separadas de las parcelas

muestreadas en la ladera minera restaurada (Figura 1a). Esto sugiere que la comunidad florística del bosque es muy distinta de la de la mina. De hecho la comunidad de bosque está dominada por *Quercus pyrenaica* y acompañada por *Quercus petraea*, junto con otras especies exclusivas, constituyendo la etapa clímax de la zona de estudio.

En cuanto a las variables ambientales responsables de esas diferencias en composición florística, el proceso de “forward selection”, aplicado al análisis CCA (Figura 1b), identifica como variables significativas a 6 de las 21 introducidas en el análisis, siendo la más influyente la CRA. Cuatro de estas variables están asociadas a la vegetación boscosa: CRA, CFO, C y Au, y toman valores más altos hacia la derecha del CCA1. Las otras tres variables están asociadas a la vegetación de la ladera restaurada, aumentando la altitud hacia la parte negativa del CCA2, la pendiente hacia la parte positiva del CCA2 y el pH hacia la izquierda del CCA1.

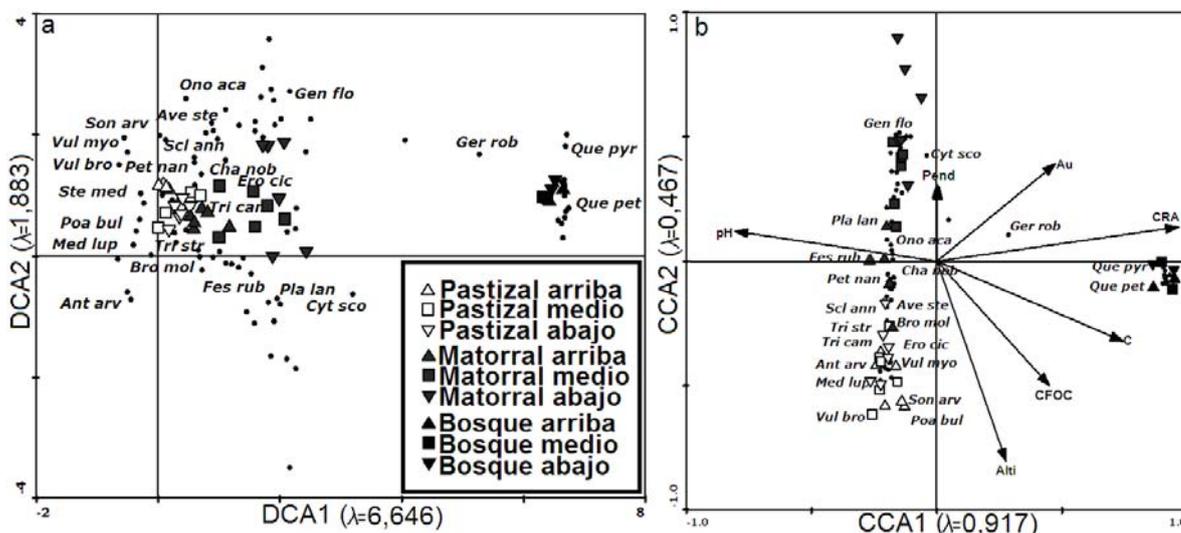


Figura 1. a) Primer plano factorial del análisis DCA en el que se ordenan todas las parcelas de muestreo de acuerdo con su composición florística; b) Triplot de especies-parcelas-variables ambientales del análisis CCA de la zona de estudio, incluyendo el bosque de referencia. Todas las especies aparecen representadas (pequeños círculos negros), pero sólo identificadas aquellas con cobertura >1%. Abreviaturas de las especies: Ana cla (*Anacyclus clavatus*), Ant arv (*Anthemis arvensis*), Ave ste (*Avena sterilis*), Bel per (*Bellis perennis*), Bro mol (*Bromus mollis*), Cer glo (*Cerastium glomeratum*), Cyt sco (*Cytisus scoparius*), Cha nob (*Chamaemelum nobile*), Ero cic (*Erodium cicutarium*), Fes rub (*Festuca rubra*), Gal apa (*Galium aparine*), Gen flo (*Genista florida*), Ger mol (*Geranium molle*), Ger rob (*Geranium robertianum*), Hor vul (*Hordeum vulgare*), Med lup (*Medicago lupulina*), Pla lan (*Plantago lanceolata*), Pet nan (*Petrorhagia nanteuilli*), Poa bul (*Poa bulbosa*), Rub per (*Rubia peregrina*), San men (*Sanguisorba mienor*), Scl ann (*Scleranthus annuus*), Son arv (*Sonchus arvensis*), Son ole (*Sonchus oleraceus*), Tri cam (*Trifolium campestre*), Tri str (*Trifolium striatum*), Vul bro (*Vulpia bromoides*), Vul myo (*Vulpia myuros*).

El modelo es significativo de acuerdo con el test de Monte Carlo, tanto para el primer eje ($F=8,232$; $p = 0,002$) como para el conjunto de ejes ($F=2,780$; $p = 0,002$).

El primer eje del CCA separa, por tanto, hacia la derecha la vegetación natural (comunidad de referencia) de la asentada sobre la ladera restaurada (hacia la izquierda). Pero, además, el segundo eje describe un gradiente altitudinal-sucesional en la segregación de las comunidades de plantas desde el pastizal xerofítico, en el extremo negativo, al matorral nanofanerofítico en el positivo.

Diferencias en vegetación entre las comunidades de la ladera restaurada

Se observa un gradiente de parcelas y especies respecto al DCA1 (Figura 2a), situándose en el extremo izquierdo la mayoría de las parcelas que ocupan la parte más alta de la comunidad de pastizal, donde predominan especies herbáceas, tales como *Medicago lupulina*, *Poa bulbosa*, *Anthemis arvensis* y *Vulpia bromoides*; que tienden a disminuir su presencia hacia la derecha del DCA1. En la parte media del gradiente encontramos las parcelas que ocupan la posición más baja en la comunidad de pastizal y las que ocupan las partes altas en la comunidad de matorral, en las que destacan asteráceas y leguminosas de bajo porte, en su mayoría del género *Trifolium*. Finalmente, en el extremo derecho del DCA1 se sitúan las parcelas que ocupan las partes bajas de la comunidad de matorral, a las que aparecen asociadas las leguminosas arbustivas, representadas por *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, junto con herbáceas como *Rubia peregrina*, *Geranium robertianum*, *Galium aparine* y *Sanguisorba minor*. Esa distribución de las parcelas de muestreo a lo largo del DCA1 sugiere la existencia de un gradiente altitudinal en la distribución de las dos comunidades estudiadas, ocupando el pastizal la parte más alta de la ladera y el matorral la más baja. De modo que de izquierda a derecha, a lo largo del eje 1 del DCA, encontramos desde comunidades

pascícolas dominadas por gramíneas, hasta las comunidades de piornal más maduras, pasando por comunidades de herbáceas con mayor riqueza de especies.

El proceso de “forward selection” aplicado al análisis CCA (Figura 2b) identifica como significativas a 5 de las 21 variables ambientales introducidas en el análisis, siendo la más influyente la CRA. Tres de estas variables están asociadas a la presencia de pastizal: CFO /C, altitud y Pa, y alcanzan valores más altos hacia la izquierda del CCA1 (Figura 2b). Las otras dos variables están asociadas a la presencia de matorral: CRA y pendiente, y alcanzan valores más altos hacia la derecha del CCA1. El modelo es significativo de acuerdo con el test de Monte Carlo, tanto para el primer eje ($F= 4,451$; $p = 0,002$) como para el conjunto de ejes ($F= 1,821$; $p = 0,002$).

DISCUSIÓN

Como era de esperar, los resultados muestran importantes diferencias en composición florística entre la comunidad natural (el bosque adyacente a la mina) y las comunidades asentadas sobre el área minera restaurada hace 12 años, encontrándose un alto porcentaje de especies exclusivas del bosque. Cinco variables edáficas (CRA, Au, CFO, C y pH) y dos topográficas (altitud y pendiente) son las principales responsables de esas diferencias. En concreto, los valores más altos en las variables relacionadas con el agua en el suelo (CRA y Au) y la materia orgánica del suelo (CFO y C) están asociados al bosque, mientras que los valores más altos de pH, Alti y Pend se dan en el área minera restaurada.

Los resultados también ponen de manifiesto la existencia de un gradiente altitudinal en la distribución de las comunidades vegetales a lo largo de la ladera restaurada, ocupando el pastizal la parte más alta y el matorral la más baja. En este caso la CRA sigue siendo la variable

edáfica más influyente que alcanza, junto con la Pend, valores más altos en las partes bajas, donde domina el matorral; CFO/C, Alti y Pa toman valores más altos en las partes altas, donde domina el pastizal.

Las diferencias edáficas entre las comunidades de bosque y del área minera restaurada se pueden justificar por el

distinto origen de los suelos (natural y tras restauración sobre estériles de carbón), con una topografía y un tiempo de desarrollo diferente. En cuanto a las diferencias de composición florística dentro de la ladera, parecen tener mucha relación con el comportamiento hidrológico de la misma (MORENO-DE LAS HERAS *et al.*, 2010).

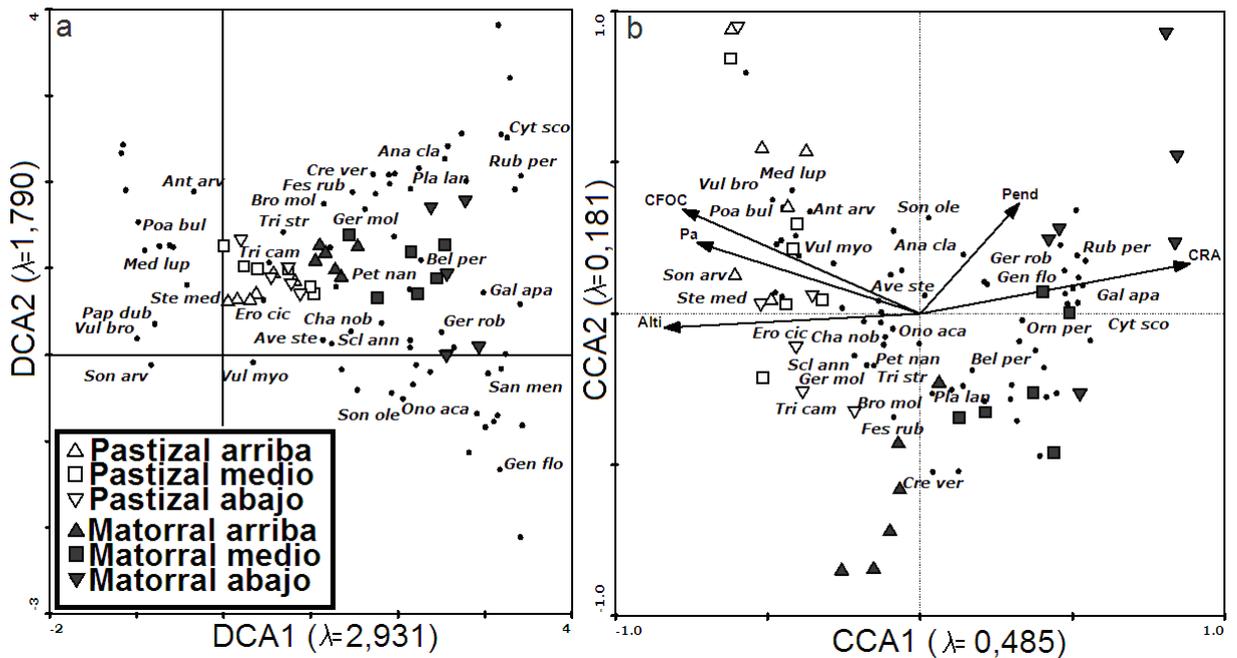


Figura 2. a) Primer plano factorial del análisis DCA en el que se ordenan las parcelas muestreadas en la ladera restaurada (comunidades de pastizal y matorral) de acuerdo con su composición florística; b) Triplot de especies-parcelas-variables ambientales del análisis CCA de la zona de estudio, excluyendo el bosque de referencia. Todas las especies aparecen representadas (pequeños círculos negros), pero sólo identificadas aquellas con cobertura >1%. Ana cla (*Anacyclus clavatus*), Bel per (*Bellis perennis*), Cer glo (*Cerastium glomeratum*), Cre ver (*Crepis vesicaria*), Gal apa (*Galium aparine*), Ger mol (*Geranium molle*), Hor vul (*Hordeum vulgare*), Rub per (*Rubia peregrina*), San men (*Sanguisorba minor*), Son ole (*Sonchus oleraceus*). Para la identificación del resto de las abreviaturas de las especies ver el pie de la figura 1.

En el área de estudio, las diferencias entre las partes de la ladera ocupadas por las comunidades de matorral y pastizal estriban en variables físicas, como Da (mayor en el matorral), Pr (mayor en el pastizal) y la profundidad del suelo hasta el estéril (mayor en el matorral), así como en variables de vegetación, como el porcentaje de suelo descubierto (mayor en el pastizal) y el porcentaje de cobertura vegetal total (mayor en el matorral). Berga (1998) constata que la presencia de mayor material estéril en superficie y, por tanto, de mayor suelo desprovisto de vegetación, va ligada a una tasa de escorrentía mayor; esto es debido a la mayor proporción de elementos

finos que crean una costra. Además una mayor tasa de escorrentía va ligada a una menor infiltración, y con ello un menor lavado de sales, lo que da como resultado una mayor salinidad y, por tanto, una mayor CE (BERGA, 1998). Nuestros resultados concuerdan con esta explicación, y así encontramos mayor CE en el pastizal, donde el mayor porcentaje de suelo descubierto estaría asociado a mayores tasas de escorrentía (aspecto que debería ser medido en futuros estudios), frente a un posible mayor lavado del suelo bajo matorral.

En cuanto a la dinámica ecológica e hidrológica de las laderas en el área de

estudio se observan dos de las tres trayectorias descritas (MERINO-MARTÍN et al., 2012). En primer lugar, las partes altas de la ladera con regueros discontinuos, donde se han desarrollado comunidades vegetales herbáceas (pastizal), cuya distribución espacial en manchas discontinuas ('claros y matas') está asociada a las áreas exportadoras e importadoras de escorrentía y sedimentos. En segundo lugar, las partes bajas de la ladera sin geformas previas, en las que se establecen los matorrales facilitadores que controlan el flujo de agua y sedimentos.

En cuanto al análisis de variables edáficas concretas, la CRA es una de las que mejor explica las diferencias en composición florística entre las comunidades estudiadas (bosque, matorral, pastizal). La CRA aumenta progresivamente desde el pastizal hasta el bosque, revelándose como una de las variables más relacionadas con la dinámica de la vegetación hacia etapas más maduras; Barnhisel et al. (1986) cita la baja capacidad para almacenar agua como uno de los factores limitantes para el crecimiento vegetal. También se observa un gradiente de CRA a lo largo de la ladera restaurada, siendo el valor mayor en las partes bajas, que parece estar relacionado positivamente con la cobertura vegetal, ya que en las partes bajas es donde dominan las leguminosas arbustivas con coberturas de casi el 100%; esta cubierta vegetal juega un papel importante en la restauración y estabilización de los sistemas alterados (MORENO-DE LAS HERAS et al., 2009). Por tanto, encontramos un gradiente altitudinal-sucesional en la distribución de las comunidades vegetales en el área de estudio, como resultado de las diferencias en algunos parámetros relacionados con el agua en el suelo (CRA), pero también con la materia orgánica del suelo. De hecho, el valor de la ratio CFO/C es significativamente mayor en el pastizal que en el matorral, indicando una materia orgánica más recalcitrante en el caso del suelo bajo matorral que bajo pastizal, lo que

coincide con lo descrito por Chabrerie et al. (2003).

Las diferencias encontradas en fósforo asimilable (Pa) son difíciles de explicar; los datos obtenidos pueden ser resultado un conjunto de procesos o situaciones. Posiblemente un mayor valor del Pa en el pastizal que en el matorral pueda deberse a que este fósforo asimilable, forma parte del ciclo de la materia orgánica del suelo, pues se encuentran correlaciones positivas entre el Pa y todas las variables relacionadas con la materia orgánica del suelo (CFO, C y N) y, por tanto, provenga en estos suelos principalmente de la mineralización de ésta (TURRIÓN et al., 2007, 2008). Por otro lado, puede ocurrir que exista una diferente composición de formas amorfas de hierro (Fe) y aluminio (Al) responsables de la fijación de este elemento (AFIF HOURI Y OLIVERA PRENDES, 2005); aspecto que deberá estudiarse en próximos trabajos.

CONCLUSIONES

Estos resultados deben hacernos reflexionar acerca de las actuales técnicas de restauración de espacios degradados. Pequeñas diferencias en topografía o en el sustrato de partida se revelan como limitantes de importantes procesos ecológicos, que tras varios años determinan diferentes trayectorias en la dinámica sucesional:

- Las variables relacionadas con el agua en el suelo y con la materia orgánica son indicadores del estado de madurez de las comunidades restauradas.
- La capacidad de retención de agua es una de las variables más relacionada con la dinámica de la vegetación hacia etapas más maduras.
- Las especies propias de las etapas más avanzadas de la sucesión ocupan antes las partes bajas de la ladera restaurada.

Agradecimientos

Este estudio ha sido subvencionado parcialmente por el Proyecto VA042A10-2 concedido por la Junta de Castilla y León a C. Martínez-Ruiz.

BIBLIOGRAFÍA

- AFIF HOURI, E. y OLIVERA PRENDES, J.A.; 2005. Efectos de la quema controlada sobre matorral en la erosión hídrica, el valor pastoral y las propiedades de suelo a largo plazo. *Edafología* 12 (2), 91-104.
- ALDAY, J.G.; 2010. Influencia de factores abióticos en la revegetación temprana tras hidrosiembra de estériles de carbón. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid.
- BARNHISEL, R.I.; POWELL, J.L. & HINES, D.H.; 1986. Changes in chemical and physical properties of two soils in process of surface mining. 4th Biennial billings Symp. *In: Mining and reclamation in the west and the national meeting of the American society for surface mining and reclamation. Billings, MT.* 2:10.
- BERGA, S.; 1998. Estudio preliminar de la escorrentía hídrica superficial en áreas restauradas de minería de carbón a cielo abierto. *Teruel* 86 (1): 101-134.
- CALVO GALÁN, L.; LUIS CALABUIG, E. y TÁRREGA GARCÍA MARES, M.R.; 1990. Sucesión secundaria en un brezal montano del Puerto de San Isidro (León) tras quema, corta y arranque experimentales. *Botánica pirenaico-cantábrica. Jaca y Huesca*, 367-374.
- COOKE, J.A. & JOHNSON, M.S; 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10: 41-71.
- CHABRERIE, O.; LAVAL, K.; PUGET, P.; ESAIRE, S. & ALARD, D; 2003. Relationship between plant and soil microbial communities along a successional gradient in a chalk grassland in north-western France. *Appl. Soil Ecol.* 24: 43-56.
- DÍEZ, C.; LUIS CALABUIG, E. y TÁRREGA, R.; 1990. Influencia del arbolado en dehesas de roble (*Quercus pyrenaica*) bajo pastoreo en la provincia de León. *En: Actas de la XXX Reunión Científica de la S.E.E.P.:* 45-52 (edita Pastos).
- DÍEZ, C.; LUIS CALABUIG, E. y TÁRREGA, R.; 1993-94. Análisis comparativo de la diversidad del estrato herbáceo en función de la distancia al árbol en dehesas de roble. *Studia Oecologica X-XI:* 145-154.
- FERNÁNDEZ, C.; TÁRREGA, R.; FERNÁNDEZ, M. & LUIS, E.; 1990. Structure of a spatial limit community of *Juniperus thurifera*. *Silva carelica* 15: 183-190.
- FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; GÓMEZ GUTIÉRREZ, J.M. y TÁRREGA GARCÍA-MARES, R.; 1992. Efectos de la quema, corte, arranque, abandono o pastoreo del matorral de escoba blanca (*Cytisus multiflorus*) sobre la producción y estructura de la comunidad herbácea. *Pastos XXII* (2): 131-146.
- GARCÍA, D.; ZAMORA, R.; HÓDAR, J.A.; GÓMEZ, J.M. y CASTRO, J.; 2000. Yew (*Taxus baccata* L.) Regeneration Is Facilitated By Fleshy-Fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biol. Conserv.* 95: 31-38.
- HARDT, R.A. & FORMAN, T.T.; 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology* 70 (5): 1252-1260.
- JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN; 1988. *Análisis del medio físico de Palencia. Delimitación de unidades y estructura territorial:* 23-24. EPYPSA. Valladolid.
- LÓPEZ-MARCOS, D.; 2012. *Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la estructura de la comunidad vegetal sobre escombreras de carbón del norte de España.* Trabajo

- Fin del Master en Investigación en Ingeniería para la Conservación y el Uso Sostenible de los Sistemas Forestales. Universidad de Valladolid.
- M.A.P.A.; 1991. *Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia*. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación. Madrid.
- MERINO-MARTÍN L.; BRESHEARS D.D.; MORENO DE LAS HERAS M.; CAMILO VILLEGAS J.; PÉREZ-DOMINGO S.; ESPIGARES T. & NICOLAU J.M.; 2012. Ecohydrological Source-Sink Interrelationships between Vegetation Patches and Soil Hydrological Properties along a Disturbance Gradient Reveal a Restoration Threshold. *Restor. Ecol.* 20: 360-368.
- MILDER, A.I.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B. & MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2011. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insight for forest expansion. *Land Degrad. Develop.* DOI: 10.1002/ldr.1101.
- MILLER, G.R.; 1979. Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in North-east Scotland. *J. Ecol.* 67 (1): 109-129.
- MORENO-DE LAS HERAS, M.; NICOLAU, J.M.; MERINO-MARTÍN, L. & WILCOX, B.P.; 2010. Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient. *Water Resour. Res* 16: 1-12.
- MORENO-DE LAS HERAS, M.; 2009. Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149: 249-256.
- MORENO-DE LAS HERAS, M.; NICOLAU, J.M. & ESPIGARES, T.; 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecol. Eng.* 34:168-178.
- PÉREZ-CORONA, M.E.; VÁZQUEZ DE ALDANA, B.R.; GARCÍA CIUDAD, A. Y GARCÍA CRIADO, B.; 1996. Variación de la riqueza específica y producción aérea de biomasa en pastizales semiáridos. En: *Actas de la XXXVI R.C. de la S.E.E.P.*, 149-153. Logroño.
- SALAZAR, E; 2008. *Influencia de los matorrales en la restauración con leñosas arbóreas (Quercus petraea) en áreas mineras de carbón*. Proyecto fin de carrera de Ingeniero Técnico Forestal, especialidad: Explotaciones Forestales. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia. Univ. De Valladolid.
- RIVERO, J.M. y PUERTO, A.; 1996. Influencia de la altitud sobre la distribución en pastos de especies del género *Trifolium* L. En: *Actas de la XXXVI R.C. de la S.E.E.P.*: 145-148. Logroño.
- STEEN, E.; 1999. Sustainable Development in dry Climates: The Mediterranean Area. *Ambio* 28: 367-371.
- TÁRREGA GARCÍA MARES, R. y LUIS CALABUIG, E.; 1988-89. Influencia de la Sabina (*Juniperus thurifera*) sobre el estrato herbáceo en función de la orientación. (Biología Ambiental, 4). *Anales de Biología* 15: 179-189
- TÁRREGA, R.; LUIS CALABUIG, E. & ALONSO, I.; 1997. Space-time heterogeneity in the recovery after experimental burning and cutting in a *Cistus laurifolius* shrubland. *Plant Ecol.* 129: 179-187.
- TER BRAAK, C.J.F.; ŠMILAUER, P.; 2002. *CANOCO 4.5 Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power. Ithaca, NY, USA.
- TURRIÓN, M.B.; GALLARDO, J.F. & SCHNEIDER, K.; 2008. Soil P availability along a catena located at the Sierra de Gata Mountains, Western Central Spain. *Forest Ecol. Manag.* 255: 3254-3262.

TURRIÓN, M.B.; LÓPEZ, O.;
LAFUENTE, F.; MULAS, R.;
RUIPÉREZ, C. PUYO, A.; 2007. Soil
phosphorus forms as quality indicators
of soils under different vegetation
covers. *Sci. Total Environ.* 36: 399-
407.



Universidad de Valladolid

**Escuela Técnica Superior
de Ingenierías Agrarias**

Campus de Palencia



GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE

**Instituto de investigación
Universidad de Valladolid-INIA**



PROYECTO VA042A10-2