

EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE BIOSÓLIDOS EN PLANTACIONES DE ESPECIES LEÑOSAS PARA RESTAURACIÓN DE CANTERAS DE CALIZA MEDITERRÁNEAS

MONTSERRAT JORBA¹, CLARA GARCÍA¹ Y JOSEP M. NINOT¹

RESUMEN

Los programas de restauración de las canteras de caliza situadas en el macizo del Garraf (sudoeste de la cordillera Litoral catalana) contemplan la plantación de especies leñosas autóctonas como medida para mitigar el impacto visual y para optimizar la restauración ecológica tras la explotación del recurso mineral. Las condiciones ambientales de partida poco favorables (elevadas pendientes y substratos poco fértiles) pueden ser limitantes para la instalación y evolución de leñosas, de forma que la adición de compost puede ser una vía para mejorar su rendimiento. En este trabajo evaluamos el efecto de la aplicación extensiva de compost en plantaciones de cuatro especies de árboles y arbustos de un año de edad en parcelas sembradas con distintas mezclas de herbáceas. Como resultado principal se observó que en las parcelas con compost la supervivencia de *Pinus halepensis* y *Rhamnus alaternus* fue menor, aunque el crecimiento de las cuatro especies ensayadas fue superior. Las leñosas presentaron una supervivencia superior en las parcelas sembradas con herbáceas autóctonas, que habían desarrollado menor cobertura, respecto a las siembras con herbáceas comerciales, con mayor cubierta.

Palabras clave: Restauración ecológica, especies mediterráneas, sucesión secundaria, compost.

SUMMARY

The restoration of limestone quarries in the Garraf massif (southwest of Coastal ranges, Catalonia) includes the plantation of native woody species. These plantations would mitigate visual and ecological impact of the areas left after mining activities. The initial environment conditions of mined lands (high slope and unfertile substrate) may constrain the establishment of shrub and tree species. Some authors show that the compost application can improve the plantation results. The aim of this work is to evaluate the benefits of extensive compost application on limestone quarry plantations of four woody species. In the experiences assessed, the compost addition reduced the survival of *Pinus halepensis* and *Rhamnus alaternus*, but the growth of all the species studied was higher with organic amendment. Sown native species developed lower herbaceous cover than fast-growing species, and thus facilitated higher survival of the planted woody species.

Key words: Ecological restoration, Mediterranean species, compost, secondary succession.

¹ Departamento de Biología Vegetal, Facultad de Biología, Universidad de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona, España. E-mail: montsejorba@ub.edu

Recibido: 04/05/2012.

Aceptado: 20/11/2012.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la recuperación de medios fuertemente degradados es una buena oportunidad para analizar la dinámica de la vegetación, y para testar la reinstauración de los procesos ecológicos (Margalef in TERRADAS 2001). En el caso de medios muy alterados, como son las superficies afectadas por minería a cielo abierto, promover y acelerar la instauración de procesos ecológicos debe ser la clave para crear sistemas autosuficientes que interactúen con su entorno. Así, en paralelo a la adecuación de un sustrato mínimamente colonizable, debe actuarse a la vez en la instauración de una cubierta herbácea que mejore la edafización, y de poblaciones de especies leñosas que ayuden a estructurar los futuros ecosistemas desde el principio (VALDECANTOS *et al.* 2009; JORBA & VALLEJO 2010).

En el macizo del Garraf (sudoeste de la Sierra Litoral catalana) alternan las calizas del Cretácico con las dolomías del Jurásico que son explotadas desde principios del siglo XX para la fabricación de cemento y áridos.

La vegetación predominante del Macizo son las garrigas (*Quercetum cocciferae*) y los matorrales calcícolas de *Rosmarino-Ericion*, resultado de la degradación, del uso tradicional del suelo y de las condiciones biogeoclimáticas. El paisaje actual tiende a la reforestación, principalmente por la densificación y el crecimiento de las poblaciones de *Pinus halepensis* (pino carrasco), si bien la incidencia de los incendios forestales es importante, y genera notables episodios regresivos en la zona.

Los programas de restauración de las explotaciones mineras del macizo contemplan la introducción de las especies leñosas características de la zona. Con ello se pretende conseguir varios objetivos a la vez. La presencia de especies leñosas acelera el desarrollo de la vegetación hacia los ecosistemas que se quieren reproducir, atendiendo tanto a aspectos paisajísticos (similitud de textura, color y estructura del paisaje) como ecológicos (creación de condiciones de luz y temperatura favorables,

ritmos de incorporación de materia orgánica característicos de zonas boscosas, interacciones con la fauna).

Sin embargo, el proceso no es simple, principalmente porque las condiciones de partida de la restauración de canteras son extremadamente difíciles. Una vez se han construido taludes estables, conseguir sustrato o suelo para revegetar estas áreas suele representar un importante reto. Obtener o crear estos sustratos a partir de los materiales de rechazo propios o de tierras externas es la solución más utilizada en la mayoría de explotaciones. Sin embargo, los rechazos presentan una composición granulométrica desequilibrada y un bajo contenido de los nutrientes esenciales y materia orgánica (JOSA *et al.* 2003). En Cataluña, una práctica habitual es añadir lodos de depuradora a los materiales minerales de que se dispone para crear un sustrato más fértil (ALCAÑIZ *et al.* 1996). Los beneficios de esta aplicación en la calidad física del suelo son evidentes, ya que mejoran la estructura y la capacidad de infiltración de agua, según se ha documentado ampliamente (SORT & ALCAÑIZ 1996, 1999; SORT 1997). Sin embargo, la fertilidad de estos suelos tiene repercusiones en el tipo de vegetación que se genera, ya que promueven especies herbáceas banales y ecosistemas poco diversos (MORENO-PENARANDA 2000). La aplicación de estas enmiendas también puede tener repercusiones negativas en las primeras fases de evolución de los brinzales, según observaciones propias (datos no publicados), aunque están poco documentadas en las aplicaciones realizadas. En aplicaciones en zonas post-incendio se ha observado una mayor mortalidad cuando se aplican dosis elevadas de lodos o compost de lodos (45-60 Mg/ha) y que se correlaciona negativamente con el incremento de salinidad del suelo determinado por la adición de las enmiendas (VALDECANTOS *et al.* 2004; FUENTES *et al.* 2010). De todos modos, tanto los lodos secos como el compost de lodos determinan un crecimiento superior en algunas especies (FUENTES *et al.* 2010). Las aplicaciones de compost de residuos sólidos urbanos en zonas degradadas están menos documentadas (ALBADALEJO *et*

al. 1994) y parecen dar mejores resultados, ya que generan mayores crecimientos en algunos arbustos mediterráneos, sin efectos negativos en su supervivencia (CARAVACA *et al.* 2003).

Por todo lo expuesto, se planteó una experiencia en distintas canteras de roca caliza situadas en el macizo del Garraf, con el objetivo de valorar los efectos de la aplicación de compost de residuos sólidos urbanos en la plantación de 4 especies leñosas mediterráneas de espectro ecológico más o menos amplio. En este trabajo se exponen y discuten los resultados más relevantes de supervivencia, crecimiento y funcionalismo de las especies usadas tras cinco años desde la plantación, en tres localidades distintas, y conviviendo con distintas mezclas herbáceas usadas en la misma restauración.

MATERIAL Y MÉTODOS

Diseño experimental

En primavera del 2005 se prepararon taludes experimentales en 3 explotaciones de caliza situadas en el macizo del Garraf, separadas entre sí pocos km (Tabla 1). En cada explotación se establecieron como mínimo dos taludes experimentales, y en cada talud se preparó una parcela con sustrato corregido con compost de residuos sólidos urbanos y una parcela control, sin compost. En cada explotación se utilizó un sustrato distinto con pedregosidad y fertilidad contrastadas, facilitado por cada em-

presa (Tabla 1). La dosificación aproximada fue 1:18 compost:sustrato (v/v). El compost fue suministrado por la misma planta de compostaje y se analizó cada partida por separado en el punto de recepción de cada explotación. Las características medias del compost utilizado fueron: 54 % de materia orgánica, 2,02 % de nitrógeno total y 8,33 dS/m en proporción suelo/agua 1:5.

En febrero de 2005 se realizaron siembras con especies herbáceas comerciales (*Lolium multiflorum*, *Dactylis glomerata*, *Medicago sativa* y *Onobrychis sativa*) y herbáceas autóctonas (*Brachypodium phoenicoides*, *Psoralea bituminosa* y *Sanguisorba minor*).

En otoño de 2005 se realizaron plantaciones de leñosas. Las especies plantadas fueron *Pinus halepensis*, *Rosmarinus officinalis*, *Pistacia lentiscus* y *Rhamnus alaternus* (en adelante, abreviadas como géneros), concretamente entre 25 y 30 individuos de cada especie por parcela. Las dos primeras son especies generalistas, muy comunes en matorrales y bosques secundarios de tipología bastante variada, en bioclimas mediterráneos desde subhúmedos y algo fríos (por ejemplo, en los Prepirineos) a semiáridos (en el sureste ibérico y hacia la depresión del Ebro). *Pistacia* y *Rhamnus* son arbolillos esclerofilos algo más ligados a condiciones forestales y a bioclimas menos extremos (BOLÓS *et al.* 2005). Se utilizaron plantas de una savia, producidas comercialmente y suministradas por el mismo vivero en contenedores forestales de 200 cm³. Los individuos de cada especie se distribuyeron aleatoriamente en cada zona

Localidad	Pendiente (%)	Fracción < 2mm (%)	C Orgánico (%)		Cobertura de herbáceas (%)	
			control	compost	comerciales	autóctonas
Castelldefels (C)	21-25	22-35	0,30-0,52	1,18-1,22	52-87	36-37
Garraf (G)	13-20	66-67	0,89-0,91	1,02-1,24	77-97	57-83
Sitges (S)	35-40	39-49	0,28-0,54	0,8-1,06	57-92	57-71

Tabla 1. Caracterización de las parcelas experimentales situadas en las tres localidades, en términos de intervalos de valores de: pendiente, proporción de fracciones finas y de carbono orgánico de los sustratos, y cobertura de las mezclas herbáceas promovidas en las parcelas con compost.

Table 1. General features of the plots of the three study locations, as value ranges of: slope angle, contents of fine particles and organic carbon in the substrata, and herbaceous cover grown in the plots with compost addition.

experimental para homogeneizar las partidas del material vegetal suministradas.

El seguimiento se realizó después de un año (2006) y de cinco años (2010) de la plantación. Se obtuvo la supervivencia de las especies por recuento de los individuos vivos respecto a los plantados, y se midió la altura y el diámetro basal de cada individuo vivo. En 2010 también se registró el estado vital de cada individuo, considerando dos categorías: presencia de flores y presencia de frutos.

Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con el programa estadístico PASW Statistic versión 17. La normalidad de los datos se verificó mediante el test de Kolmogoroff-Smirnoff y se aplicó la transformación arcseno de la raíz cuadrada cuando fue necesario. El análisis de los resultados se ha realizado mediante la comparación de las medias por pares de parcelas (prueba T para muestras relacionadas).

RESULTADOS

La supervivencia presentó resultados distintos en función de la especie considerada. El intervalo global de resultados osciló entre 13-80%, dentro del cual las especies con mejores resultados fueron *Pinus halepensis* y *Rosmarinus officinalis*. La adición de compost determinó una supervivencia significativamente menor en dos de las especies ensayadas al cabo de un año de la aplicación. La especie más sensible fue *Rhamnus alaternus*, con un 33% de mortalidad más en las parcelas con compost que en las parcelas control (Figura 1). En el caso de *Pinus halepensis* la reducción de la supervivencia fue ligeramente menor, aproximadamente del 30%. Tanto *Rosmarinus* como *Pistacia* también presentaron una reducción en la supervivencia, cercana al 10%, aunque no significativa. Cuatro años más tarde, los porcentajes de supervivencia apenas disminuyeron, y lo hicieron de forma muy similar entre especies y entre tratamientos.

Considerando el crecimiento en altura, aunque no se observó efecto del compost a corto plazo (12 meses después de la aplicación), sí se dio

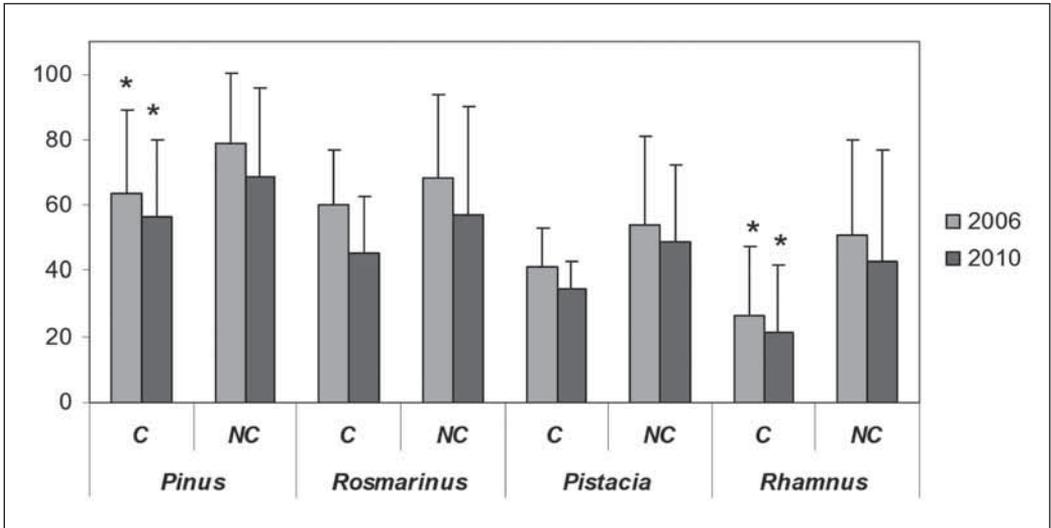


Figura 1. Evolución del porcentaje de supervivencia (media ± desviación estándar) para las especies leñosas ensayadas. C: compost; NC: control. Los asteriscos denotan diferencias significativas de C respecto a NC, para $p < 0,05$.

Figure 1. Differences in the survival percentage (mean value ± standart desviation) recorded in the species studied. C: compost; NC: control. Asterisks indicate significant differences in C from NC, at $p < 0,05$.

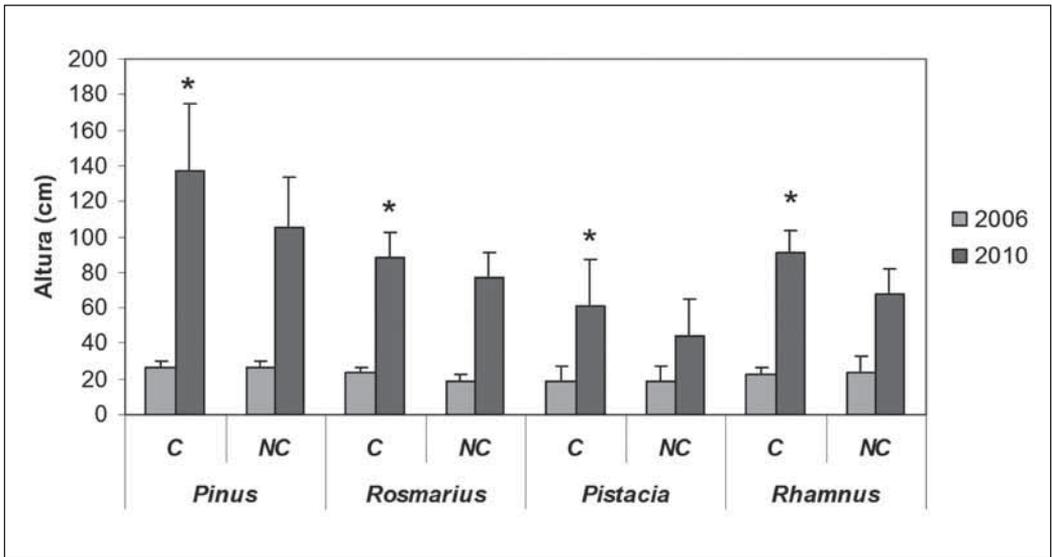


Figura 2. Crecimiento en altura (media ± desviación estándar) entre las plantas cultivadas con compost y las de condiciones control. C: compost; NC: control. Los asteriscos denotan diferencias significativas de C respecto a NC, para $p < 0,05$.

Figure 2. Height reached (mean value and ± standard deviation) between the plants grown with compost addition and those grown in control conditions. C: compost; NC: control. Asterisks indicate significant differences in C from NC, at $p < 0.05$.

un mayor crecimiento para todas las especies 4 años después (Figura 2). La especie que presentó mayor desarrollo fue *Pinus halepensis*, con un incremento de casi 42 cm respecto al control sin compost. Este crecimiento fue superior en los sustratos más pedregosos (C), aproximadamente 50 cm más. Para el resto de las especies, el incremento con compost fue más moderado, siendo *Rosmarinus officinalis* la especie que ha mostrado un efecto menor de la enmienda (incremento de 15 cm). Sin embargo, los crecimientos siempre fueron superiores en C. En cambio, G presentó los incrementos menores entre control y compost (prácticamente inapreciables para *Pinus* y entre 3-4 cm para *Pistacia* y *Rosmarinus*).

En el caso del diámetro basal, únicamente se observa un incremento significativo en *Rhamnus alaternus* al cabo de 5 años cuando se aplica compost. En el resto de situaciones las diferencias no son significativas (Tabla 2).

Las características de la cubierta vegetal también condicionaron la evolución de algunas especies plantadas. *Pinus*, *Rosmarinus* y *Pistacia* presentaron una supervivencia superior (30, 25 y 24% respectivamente) en las siembras con autóctonas, de cobertura irregular, respecto a las siembras convencionales, que desarrollaron cubiertas densas y continuas. *Pinus* creció también mejor en las siembras con nativas (26 cm más).

	Pinus		Rosmarinus		Pistacia		Rhamnus	
	C	NC	C	NC	C	NC	C	NC
2006	1,20	1,39	1,07	1,03	1,33	1,14	0,69	7,98
2010	28,67	26,08	13,85	12,56	9,09	6,59	14,64	8,99

Tabla 2. Evolución del diámetro basal (valores medios, en mm) de las especies ensayadas.

Table 2. Basal diameter evolution (mean values, mm) of the species treated.

Localidad	<i>Pinus</i>	<i>Rosmarinus</i>	<i>Pistacia</i>	<i>Rhamnus</i>
C	37,26	35,40	0,00	16,22
G	0,00	31,38	0,00	0,00
S	5,91	38,75	1,78	8,61

Tabla 3. Valores promedio de los porcentajes de individuos reproductivos (con flores o frutos) de las especies ensayadas en las distintas explotaciones.

Table 3. Mean percentages of flowering or fruiting individuals of the species studied in the three locations.

La única especie que completó el ciclo biológico (flores, frutos y nuevas plántulas) en las 3 explotaciones ha sido *Rosmarinus officinalis*, independientemente de la aplicación de compost (Tabla 3). Al cabo de 12 meses ya se observaron romeros en floración. En el resto de las especies no se observaron flores en este primer periodo. En cambio, 5 años desde la plantación el 20% de los pinos totales habían desarrollado piñas, aunque se localizan únicamente en dos de las explotaciones (C y S), independientemente de la adición de compost. Sin embargo, la mayor proporción de pinos con piñas se observó en la explotación C, donde el substrato es más pedregoso. *Rhamnus* presentó frutos en las mismas explotaciones C y S, aunque en porcentajes menores. Igualmente, la mayor proporción se observó donde el substrato presentaba bajos porcentajes de fracciones finas. Únicamente se observó floración de *Pistacia* en una de las explotaciones.

DISCUSIÓN

Uno de los resultados más relevantes de esta experiencia es poner de manifiesto la viabilidad de las plantaciones de *Rhamnus alaternus* y *Pistacia lentiscus*, especies poco utilizadas en restauración de canteras. De hecho, la menor supervivencia observada de estas especies puede relacionarse con su baja utilización en las plantaciones de las restauraciones más antiguas. Posiblemente el escaso conocimiento inicial sobre los procesos que gobiernan la recuperación de este tipo de ambientes, determinó importantes fracasos en su introducción. Como consecuencia, proliferó mucho más el uso de romeros y pinos, más resistentes y capaces de dar mejores resultados (JORBA *et al.* 2002). Pero

hay que tener en cuenta que aladiernos y lentiscos suelen encontrarse abundantemente en los ecosistemas naturales mediterráneos próximos a las canteras de caliza, donde son propios de etapas sucesionales avanzadas (VALDECANTOS *et al.* 2009). Por ello, su establecimiento debería potenciarse como vía relativamente rápida de integración de las restauraciones en los paisajes circundantes de pinares con maquias y bosquetes esclerofilos. Además, su capacidad de rebrote dota de resiliencia a los sistemas generados frente a eventuales perturbaciones (fuego, eventos de sequía extrema), probables en las áreas restauradas.

Otro aspecto muy destacable es que las especies hayan completado su ciclo biológico en un corto periodo de tiempo (5 años), asimilable a la finalización del periodo de garantía establecido en la normativa catalana. Existe poca información sobre la edad en que las especies leñosas mediterráneas llegan a la etapa de floración y fructificación. En nuestra experiencia, *Rhamnus alaternus* aparece como una especie precoz que ha desarrollado flores y frutos entre el segundo y cuarto año desde la plantación. Un arbolillo con frutos carnosos que se desarrolle precozmente en una zona en fase de restauración propicia interacciones con la fauna dispersora desde etapas tempranas, y puede fomentar la colonización pasiva de otras especies leñosas desde las zonas naturales del entorno (VERDÚ & GARCÍA-FAYOS 1996; PAUSAS *et al.* 2006). Este puede ser un mecanismo multiplicador de la recuperación de estas áreas degradadas, que favorece el incremento de su diversidad florística y estructural (JORBA *et al.*, 2009), y que por su efectividad debería contemplarse dentro de los programas de restauración.

Sin embargo, el aladierno ha sido, precisamente, la especie más sensible a la aplicación de compost, que redujo en un 33% su supervivencia. El incremento de salinidad producido por la adición de compost puede ser una causa, observada también por otros autores (FUENTES *et al.* 2007, 2010), aunque la mayor presencia de herbáceas que competirían por el agua en las zonas con enmienda podría también haber tenido un efecto decisivo. En nuestra experiencia, la mayor mortalidad y el crecimiento menor de algunas especies leñosas coincidiendo con coberturas herbáceas superiores promovidas por la composición de la siembra ponen de manifiesto esta competencia. Este efecto traduce la importancia del tipo de estrato herbáceo, que condiciona el resultado de las plantaciones en su fase juvenil, a través de relaciones de competencia de diferente intensidad según sea el sustrato.

El coste de la mortalidad generada por la aplicación de compost (precio de la planta + plantación), sin considerar los riegos iniciales, representa el doble del coste del mismo compost (precio + transporte) sin incluir el coste de mezclarlo con la tierra vegetal. Si se considera únicamente este aspecto, la aplicación de compost no parece ser rentable. Esta consideración cambia si se tiene en cuenta el incremento en el crecimiento de las especies cuando se aplica compost. El caso del pino sería el más evidente en este aspecto, ya que puede crecer en altura hasta 10 cm más por año.

De otro lado, y contrariamente a lo que se podría esperar, el crecimiento de las leñosas tendió a ser superior en los sustratos más pedregosos, lo que puede explicarse por su particular comportamiento hídrico. La mayor proporción de macroporosidad determina una mejor infiltración, y limita el flujo de agua hacia la superficie en los periodos de desecación, al interrumpirse más fácilmente la conectividad entre poros, de forma que se mantiene mayor humedad en horizontes relativamente profundos. Tampoco se debe descartar el efecto indirecto de las herbáceas. La mayor proporción de materiales finos, con mejor retención hídrica, fomenta cubiertas herbáceas más desarrolladas que reducirían la disponibi-

lidad de agua para las leñosas y su crecimiento (MERCURI *et al.* 2005). Bajo esta perspectiva, el rendimiento de la aplicación de enmiendas debe tener en cuenta también las características físicas del sustrato. De hecho, en los sustratos menos pedregosos (G) la diferencia en el crecimiento de las leñosas entre control y compost fue de pocos centímetros. Hay que considerar también que el contenido inicial de carbono orgánico en G no era bajo (0,9 %). Así, en sustratos fértiles y de granulometría equilibrada la adición de enmiendas orgánicas puede no ser necesaria ni rentable. En paralelo, promover cubiertas herbáceas irregulares puede contribuir a conseguir mejores resultados en las plantaciones.

Por otro lado, la sequía inducida por las características del sustrato (sequía edáfica) y la sequía climática pueden determinar que el efecto de la salinidad generada por la adición de enmiendas sea más acusado. Ello tiene que ver con el planteamiento de directrices de restauración con una perspectiva más ecológica en el uso de enmiendas orgánicas. Éstas no deben basarse únicamente en criterios de fertilidad del suelo, sino también en el funcionamiento hídrico de cada sustrato a utilizar, y dentro de cada zona bioclimática. Hasta la fecha, estos aspectos de funcionamiento global de los sustratos y de los ecosistemas han sido menos desarrollados en la restauración de canteras, mientras que se han ponderado más los criterios de fertilidad clásicos, que determinan un reciclaje superior de biosólidos excedentes (lodos de depuradora, purines...). Sin embargo, en la restauración ecológica de canteras se debería perseguir la creación de condiciones similares a las de los ecosistemas naturales vecinos, lo que incluye una circulación de agua y nutrientes en los sustratos creados comparable a la de los suelos naturales. Uno de los objetivos del uso de enmiendas es favorecer el crecimiento de las leñosas, que determinará aportes de restos vegetales al suelo según los ritmos propios de cada especie, fomentando un cierto incremento de fertilidad y una estructuración progresiva del nuevo sistema. En este sentido, una alternativa a la aplicación extensiva de las enmiendas, que puede conllevar

los efectos negativos observados, sería aplicadas directamente en los alcorques una vez superado el periodo de adaptación post-plantación de los brinzales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer el interés del sector extractivo por promover esta línea de investigación sobre aspectos de la restauración ecológica de estos espacios. Las expe-

riencias se realizaron dentro del proyecto EcoQuarry (2004-2007), patrocinado parcialmente con fondos europeos del Programa LIFE-Medio Ambiente y por nueve empresas extractivas. El estudio de 2009-2010 fue patrocinado íntegramente por las siguientes empresas y entidades del sector extractivo, que también participaron en la etapa inicial del proyecto: Canteras Roca, Cementos Molins Industrial S.A., Cemex S.A., Ciment Català, Gremi d'Àrids de Catalunya, Lafarge S.A., Promsa, y Uniland S.A.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBALADEJO, J., STOCKING, M., DÍAZ, E. & CASTILLO, V. 1994. Land rehabilitation by urban refuse amendments in a semi-arid environment: effect on soil chemical properties. *Soil Technology* 7: 249-260.
- ALCAÑIZ, J.M., COMELLAS, L. & PUJOLÀ, M. 1996. Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora (recuperació de terrenys marginals). Junta de Sanjament, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- BOLÒS, O. DE, VIGO, J., MASALLES, R.M. & NINOT, J.M. 2005. Flora manual dels Països Catalans. Pòrtic, Barcelona.
- CARAVACA, F, FIGUEROA, D., ALGUACIL, M.M. & ROLDÁN, A. 2003. Application of composted urban residue enhanced the performance of afforested shrub species in a degraded semiarid land. *Bioresource Technology* 90: 65-70.
- FUENTES, D., VALDECANTOS, A., CORTINA, J. & VALLEJO, V.R. 2007. Seedling performance in sewage sludge-amended degraded mediterranean woodlands. *Ecological engineering* 31: 281-291.
- FUENTES, D., VALDECANTOS, A., LLOVET, J., CORTINA, J. & VALLEJO, V.R. 2010. Fine-tuning of sewage sludge application to promote the establishment of *Pinus halepensis* seedlings. *Ecological Engineering* 36: 1213-1221.
- JORBA, M., ROMANYÀ, J., ROVIRA, P., HERETER, A., JOSA, R. & VALLEJO, V.R. 2002. La restauración ecológica aplicada a la minería a cielo abierto en Cataluña. *Ingeopres* 106: 56-63.
- JORBA, M., DE DIOS, J. & NINOT, J.M. 2009. Evolución vegetal a medio plazo de parcelas restauradas según distintos tratamientos en canteras de caliza. *Ingeopres* 116: 42-47.
- JORBA, M. & VALLEJO, V.R. (eds.) 2010. Manual per a la restauració de pedreres de roca calcària en clima mediterrani. Dept. de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya, Barcelona.
- JOSA, R., JORBA, M., HERETRER, A. & VALLEJO, V.R. 2003. Los rechazos minerales procedentes de la explotación de calizas: limitaciones para su uso como sustrato para la restauración ecológica. *Ingeopres* 116:42-47.
- MERCURI, A.M., DUGGIN, J.A. & GRANT, C.D. 2005. The use of saline mine water and municipal wastes to establish plantations on rehabilitated open-cut coal mines, Upper Hunter Valley NSW, Australia. *Forest Ecology and Management* 204: 195-207
- MORENO-PEÑARANDA, R. 2000. Plant species diversity as indicator of restoration quality: the case of soils amended with sewage sludge in abandoned quarries. *En: Desertification in Europe: mitigation strategies, land use planning.* ENNE, G., ZANOLLA, CH. & D. PETER (eds.). European Communities. Brussels. Pp: 382-392.

- PAUSAS, J.G., BONET, A., MAESTRE, F. & CLIMENT, A. 2006. The role of the perch effect on the nucleation process in Mediterranean semi-arid oldfields. *Acta Oecologica* 29: 346-352.
- SORT, X. & ALCANIZ, J.M. 1996. Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. *Land Degradation & Development* 7: 69-76.
- SORT, X. & ALCANIZ, J.M. 1999. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation & Development*. 10: 3-12.
- TERRADAS, J. 2001. *Ecología de la Vegetación*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.
- SORT, X. 1997. *Propietats estructurals d'un sòl restaurat amb fangs de depuradora*. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
- VALDECANTOS, A., BAEZA, M.J. & VALLEJO, V.R. 2009. Vegetation Management for Promoting Ecosystem Resilience in Fire-Prone Mediterranean Shrublands. *Restoration Ecology* 17 (3): 414-421
- VALDECANTOS, A., CORTINA, J. & FUENTES, D. 2004. Utilización de biosólidos en la restauración forestal. En: Vallejo V.R., Alloza J.A. (Eds.), *Avances en el estudio de la gestión del monte Mediterráneo*, pp. 313-344. Fundación CEAM, Alicante, España.
- VERDÚ, M. & GARCÍA-FAYOS, P. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional Ecology* 10: 275-280.