

La restauración ecológica de canteras: un caso con aplicación de enmiendas orgánicas y riegos

M. Jorba ¹, R. Vallejo ^{1,2}

(1) Dpto. Biología Vegetal. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 08028 Barcelona. España.

(2) Fundación CEAM, Parque Tecnológico, 46980 Paterna (Valencia), España.

➤ Recibido el 18 de julio de 2008, aceptado el 15 de octubre de 2008.

Jorba, M., Vallejo, R. (2008). La restauración ecológica de canteras: un caso con aplicación de enmiendas orgánicas y riegos. *Ecosistemas* 17(3):119-132.

La restauración ecológica de espacios afectados por minería a cielo abierto debe tener como objetivo reconstruir los ecosistemas naturales del entorno. En ambientes forestales, la presencia de especies leñosas proporciona el grado de integración y funcionalidad de las zonas en fase de recuperación, pero la presión social puede determinar que estas expectativas se limiten a obtener cubiertas de herbáceas para obtener una incorporación visual, "verde", rápida. El uso de enmiendas orgánicas y riego puede contribuir a acelerar el establecimiento de esta cubierta. Sin embargo, los proyectos de restauración deben considerar técnicas a corto plazo que compatibilicen la estabilización del sustrato con la recuperación de las comunidades vegetales de referencia. Una cubierta herbácea densa, podría comprometer el establecimiento de componentes clave de los ecosistemas de referencia. En este documento presentamos los resultados de la evaluación del efecto de la aplicación de compost y riego sobre la tasa de erosión, la cobertura vegetal y la respuesta de brinzales de especies leñosas en una cantera de caliza situada en el Macizo del Garraf (Barcelona, España). La presencia de cubiertas herbáceas integró visualmente las áreas rápidamente y tuvo un efecto positivo sobre el control de la erosión superficial, aunque su composición y estructura fueron muy distintas a las de su entorno natural. La adición de compost y el riego incrementaron la cubierta herbácea. Al margen de *Pinus halepensis*, las especies leñosas plantadas presentaron una supervivencia del 50-60%. Dos especies, *Rhamnus alaternus* y *Rosmarinus officinalis* se vieron negativamente afectadas por la cubierta herbácea. A partir de los resultados obtenidos, discutimos el efecto de la introducción de leñosas sobre la diversidad y su papel como núcleos de dispersión y posterior expansión.

Palabras clave: siembras, plantaciones, revegetación, competencia, brinzal, canteras, caliza.

Jorba, M., Vallejo, R. (2008). The ecological restoration of quarries: a case with application of organic amendment and irrigation. *Ecosistemas* 17(3):119-132.

The ecological restoration of opencast mining sites aims at reconstructing reference ecosystems and integrating them in the surrounding landscape. In forest areas, priority has been frequently given to the establishment of a dense –usually herbaceous, plant cover, paying little attention to its composition. Organic amendments and watering have been frequently recommended to foster the establishment of such plant cover. But a dense herbaceous plant cover could compromise the establishment of key components of the reference ecosystem. We have evaluated the effect of compost application and watering on soil erosion, plant cover and the performance of woody seedlings in a limestone quarry located in Garraf Range (Barcelona, Spain). Fast establishment of an herbaceous cover reduced erosion rate and the visual impact of the restored area. But community composition and structure substantially differed from those of neighbouring areas. Compost and watering increased herbaceous biomass accumulation. The survival of woody seedlings outside *Pinus halepensis* ranged from 50 to 60%. Two species, *Rhamnus alaternus* and *Rosmarinus officinalis* were negatively affected by herbaceous cover. We discuss the increase in biodiversity resulting from the introduction of woody species and their use to promote seed dispersal and further colonisation.

Keywords: seeding, plantation, revegetation, competition, seedling, quarries, limestone.

Introducción

En Cataluña, la minería a cielo abierto afecta actualmente a unas 12.000 ha con una actividad que ha ido aumentando en la última década (AFCC, 2003). Con frecuencia, las actividades extractivas se sitúan en espacios con figuras de protección especial o en ecosistemas de interés, afectando a veces a superficies superiores a las 10 ha. En la restauración de estos

espacios deberían prevalecer los criterios ecológicos frente a otros estrictamente paisajísticos o recreativos, más acordes para entornos menos singulares. De hecho, las afecciones ambientales de la minería son drásticas: suponen la alteración profunda del paisaje y la destrucción prácticamente total de los ecosistemas afectados. La restauración de estos espacios, después de la obtención del mineral, viene regulada por las normativas estatales y autonómicas. Sin embargo, si se revisa este marco legal se observa que las exigencias técnicas y ambientales están poco definidas. Dentro de este marco legislativo ambiguo, se desarrollan las distintas actividades de restauración evaluadas según los criterios de los responsables de cada organismo competente. En algunas ocasiones, la presión de las Administraciones locales por obtener resultados visibles a corto plazo conduce a la aplicación de medidas rápidas de revegetación que reduzcan el impacto visual. Pero estas medidas pueden condicionar la evolución futura de estas zonas, dirigiéndolos hacia ecosistemas distintos a los deseados (Chambers et al. 1994; Holl 2002; Jorba et al. 2002).

Según la Asociación de Restauración Ecológica Internacional ([SERI](#)) se define como restauración ecológica el proceso basado en promover el restablecimiento de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. La restauración ecológica tiene como finalidad generar las condiciones ambientales y bióticas para que se recupere el sistema natural afectado y sea autosostenible. En el caso de las canteras, la recuperación no es fácil, en la medida en que los ecosistemas deben crearse de nuevo totalmente e integrarse en el paisaje, y resulta especialmente difícil si se desarrolla en clima mediterráneo, donde alternan periodos secos con periodos de lluvias torrenciales.

El primer reto es disponer de una morfología del sustrato adecuada. Tras la extracción del recurso mineral la morfología se suele estructurar como una secuencia de taludes con frecuencia de pendiente elevada (33-45°), de difícil integración en el relieve circundante y muy susceptible a los procesos erosivos superficiales.

La obtención del sustrato y la posterior colocación en los taludes constituye la siguiente fase del proceso. El decapado y acopio de los suelos naturales o rechazos minerales con frecuencia no son suficientes para cubrir las demandas de la restauración y se utilizan materiales externos de origen diverso (Josa et al., 2003). Se asume que la vegetación, básicamente las herbáceas, fija físicamente el sustrato en los taludes y frecuentemente se introduce mediante siembra. Esta vegetación determina la primera percepción de naturalización de estas zonas desnudas. Sin embargo, el uso de suelos o sustratos externos con importantes bancos de semillas, frecuentemente dominados por especies ruderales cuando no exóticas, también puede determinar la composición vegetal de las primeras etapas de la restauración, limitando en muchos casos el éxito de las siembras con especies convencionales (Wade 1989; Andrés et al. 1996; Albadalejo et al. 2000; Andrés y Jorba 2000; Matesanz et al. 2006). Hasta la fecha, el uso de especies autóctonas en las tareas de restauración es reducido. La limitada disponibilidad en el mercado de especies herbáceas autóctonas viene a empeorar esta situación (Tormo 2007).

Tras la estabilización del sustrato mediante especies herbáceas, se suelen abordar las plantaciones. En las plantaciones, se suelen utilizar especies autóctonas aunque habitualmente con poca diversidad. En un análisis retrospectivo, se observa que *Pinus halepensis* es la especie plantada con más frecuencia en las tierras bajas mediterráneas de Cataluña (Jorba et al. 2002), probablemente porque se trata de una especie resistente, capaz de sobrevivir en condiciones precarias. Sin embargo, la colonización por especies leñosas desde áreas próximas no perturbadas puede ser lenta y estar limitada por factores locales (Robinson y Handel 2000; Wiebleg y Felinks 2001; Vega et al 2005). Las plantaciones podrían ser las únicas vías de reforestación de estas zonas.

En resumen, la restauración en el sector minero debería compatibilizar aspectos diversos: fijación rápida de los sustratos en condiciones límite de estabilidad, naturalización a corto plazo e incremento de la riqueza de especies leñosas desde las primeras fases de la revegetación. Para documentar este proceso se ha desarrollado el seguimiento de una restauración realizada en condiciones reales y, por tanto, sujeta a las limitaciones y posibilidades de una cantera en plena actividad. Esto ha comportado la construcción de 3 zonas experimentales donde se han realizado siembras de herbáceas y plantaciones en un estudio de aplicación de compost y riegos de apoyo como tratamientos destinados a optimizar los resultados de la revegetación. La hipótesis de trabajo es que la adición del compost y los riegos mejoran las condiciones ambientales (mayor fertilidad y disponibilidad de agua en periodos secos) y favorecen la instalación de la vegetación introducida, dadas las condiciones iniciales precarias (pendientes elevadas y sustrato poco fértil, básicamente). Trabajos anteriores de nuestro equipo en este mismo ámbito, muestran que la adición de compost incrementa el rendimiento de las especies herbáceas sembradas atendiendo a su cobertura (Jorba et al. 2000), aunque estas experiencias se realizaron sin aplicación de riegos de apoyo y en zonas llanas. Esta hipótesis, ha sido mantenida durante años por la Administración Autonómica Catalana, mediante el fomento del uso de distintas enmiendas orgánicas para la restauración en minería (MAGC 2008). Por otro lado, se reconoce que los riegos determinan un mayor desarrollo de las especies herbáceas (Johns y Lazenby 1973; McCarty 1991; Assuero et al. 2002; Gonzalez-Dugo 2005). Una valoración más exhaustiva de estos tratamientos puede ayudar a rentabilizar y mejorar estas técnicas en la restauración ecológica de espacios afectados por la explotación de calizas en clima mediterráneo y es el principal objetivo de este documento. Complementariamente, se realizó un estudio semi-cuantitativo de erosión en todas las zonas tratadas para utilizarlo como un elemento más dentro de la valoración de los tratamientos. En esta misma línea de recuperación de estas zonas hacia el sistema natural de referencia, se ha ensayado especies leñosas distintas de *Pinus halepensis*.

Material y Métodos

Localización de las zonas experimentales

Las experiencias se desarrollaron en la cantera Vallcarca perteneciente a la empresa UNILAND CEMENTERA S.A. que explota las calizas mesozoicas del macizo del Garraf (Barcelona, España) para la obtención de cemento y está adyacente a un espacio protegido del PEIN (x: 404404,5; y: 4566443,81). El programa de restauración aprobado por el organismo autonómico competente está orientado a la recuperación ecológica de este espacio. El clima de la zona es seco según la clasificación de Thornwhite. La vegetación predominante en el área circundante son matorrales de *Quercus coccifera* (coscoja) y bosques de *Pinus halepensis* (pino carrasco) con sotobosque de matorral mediterráneo.

Proceso de restauración

Se aplicó el proceso de restauración habitual en el sector, que incluye la reconstrucción de la morfología (básicamente según el modelo talud-berma), la colocación de sustrato, la siembra posterior para estabilizarlo y la plantación de leñosas, una vez se ha desarrollado una cubierta herbácea. Todo el proceso de restauración se desarrolló según los procedimientos de construcción de taludes y maquinaria de la empresa.

La superficie experimental total fue de 4500 m², distribuida en 3 taludes situados en zonas distintas de la cantera. En cada talud se distribuyeron las parcelas con los tratamientos evaluados. Las pendientes finales de los taludes (piedraplen+capas de relleno+sustrato) oscilaban entre 35-37°. La altura de los taludes era de 5 a 8 m. La construcción de las parcelas experimentales se realizó entre septiembre del 2004 y febrero del 2005. El material mineral utilizado como sustrato provenía de los rechazos de la propia cantera, mezclados con tierras externas de origen desconocido que la empresa había previamente acopiado. Este material mineral muestra una textura equilibrada con una presencia moderada-alta de piedras con bajos niveles de fertilidad química y conductividad eléctrica (**Tabla 1**). La colocación del sustrato se efectuó por volcado desde la cabecera de los taludes y posterior redistribución en la superficie con giratoria. El espesor medio del sustrato fue de 20-25 cm.

Trat	% TF	Textura (USDA)	Arena	Limo	Arcilla	CE	pH (H ₂ O)	M.O.	Nt	Pas
	%		%	%	%	dS/m		%	%	mg/kg
S	43,5±3,9	Fr	28±5	45±11	27±6	295±107	9,0±0,4	0,71±0,32	0,03±0,01	3,1±1,1
S+C	41,1±1,8	Fr	26±3	50±6	25±7	517±51	8,7±0,1	1,33±0,41	0,06±0,01	7,5±2,2

Tabla 1. Características del sustrato sin enmienda (S) y con enmienda (S+C). Media ± desviación estándar. TF: tierra fina ($\varnothing < 2\text{mm}$). CE: conductividad eléctrica en extracto acuoso 1:5. M.O.: materia orgánica. Nt: nitrógeno total. Pas: fósforo asimilable (método Olsen).

Se realizó una hidrosiembra a finales de marzo del 2005 que incluía *Dactylis glomerata* (15 g m⁻²), *Lotus corniculatus* (7 g m⁻²), *Sanguisorba minor* (3 g m⁻²) y *Bituminaria bituminosa* (0,03 g m⁻²). Esta siembra fue de bajo coste y únicamente contenía semillas (25 g m⁻²), fijador (10 g m⁻²), fibras de cobertura (100 g m⁻²) y agua (30 m³ ha). Durante junio, julio y mediados de agosto de 2005 se aplicaron riegos de mantenimiento en todas las parcelas (5 l m⁻² semanales).

Las plantaciones se efectuaron en noviembre del 2005. En las plantaciones se utilizaron plantones de una savia suministrados en contenedores forestales de 200 cm³ con diferentes mezclas de turba, perlita, vermiculita y corteza. Las especies ensayadas fueron pino carrasco (*Pinus halepensis*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), aladierno (*Rhamnus alaternus*), romero (*Rosmarinus officinalis*), sabina (*Juniperus phoenicea*) y enebro (*Juniperus oxycedrus*).

Para la caracterización de los lotes utilizados se midió la altura y el diámetro del cuello de la raíz de 100 individuos aproximadamente. Se realizó también una cuantificación de la biomasa aérea y subterránea de 10 individuos de cada especie. Las características de los plantones utilizados se describen en la **Tabla 2**.

Especies	Altura	Ø cuello raíz	Biomasa aérea	Biomasa	Biomasa
	(cm)	(cm)	(g)	subterránea (g)	subter. / aérea
	n=100	n=100	n=10	n=10	n=10
<i>Pinus halepensis</i>	22,50 ± 3,42	0,36 ± 0,05	1,32 ± 0,31	0,98 ± 0,52	0,72 ± 0,33
<i>Pistacia lentiscus</i>	18,65 ± 4,01	0,39 ± 0,10	2,08 ± 0,74	0,63 ± 0,18	0,32 ± 0,10
<i>Rosmarinus officinalis</i>	14,50 ± 4,08	0,29 ± 0,06	1,22 ± 0,64	1,05 ± 0,49	0,92 ± 0,25
<i>Rhamnus alaternus</i>	22,49 ± 4,72	0,31 ± 0,06	1,85 ± 0,67	0,52 ± 0,13	0,32 ± 0,16
<i>Juniperus oxycedrus</i>	17,92 ± 4,76	0,15 ± 0,04	0,94 ± 0,30	0,55 ± 0,14	0,60 ± 0,10
<i>Juniperus phoenicea</i>	15,13 ± 2,70	0,16 ± 0,05	0,58 ± 0,22	0,38 ± 0,17	0,67 ± 0,14

Tabla 2. Caracterización de los lotes de diferentes especies plantadas (Media ± desviación estándar)

Se realizaron hoyos de 30x30x30 cm y posteriormente se aplicó grava de 5-12 mm sobre el hoyo de plantación como acolchado (Fig. 1).



Figura 1. Grava aplicada en la superficie del alcorque de *P. halepensis* y *P. lentiscus* recientemente plantados.

Para *P. halepensis*, *P. lentiscus*, *R. alaternus* y *R. officinalis* se plantaron 30 individuos en cada parcela. Para *J. oxycedrus* y *J. phoenicea* se plantaron 10 individuos en cada parcela.

Tratamientos aplicados

En cada talud se distribuyeron las 4 parcelas correspondientes a las combinaciones de los tratamientos de compost y riego (control, enmienda, riego, enmienda+riego). Para el tratamiento con compost, el substrato mineral se mezcló con compost de residuos urbanos (Ecoparc, Barcelona). La dosificación fue de 1:18 (compost: material mineral) en relación v/v. Tanto la dosificación como la mezcla se realizaron con pala excavadora. Las mezclas se dejaron reposar entre 15 y 20 días antes de proceder a la siembra. La fase de reposo se llevó a cabo directamente en las parcelas experimentales. La adición de compost determinó un incremento de materia orgánica, nitrógeno total, fósforo asimilable y conductividad eléctrica (**Tabla 1**).

El tratamiento de riego-no riego se ensayó durante el periodo estival siguiente a la plantación (mediados de mayo a mediados de agosto de 2006). Las dosis de riego semanales oscilaron entre 2 y 10 mm, según el periodo de sequía acumulado. Las dosis mensuales aplicadas pretendían disminuir un 10% el déficit hídrico (ETP_o-precipitación). Se tomaron como referencia los valores registrados el año anterior durante el mismo periodo en la estación meteorológica más cercana. Las precipitaciones totales durante este periodo fueron escasas (15, 2, 6 y 8 mm en mayo, junio, julio y agosto, respectivamente). Al final del periodo de riego, las parcelas regadas habían recibido unas 5 veces más agua que las parcelas no regadas. Los riegos se aplicaban a la totalidad de la superficie de las parcelas con tratamiento de riego mediante manguera conectada a una cuba.

Vegetación herbácea, plantaciones y erosión

Para evaluar el grado de integración en el entorno, se estudió la evolución estacional (mayo, septiembre y noviembre del 2005, y mayo y septiembre del 2006) de la cobertura herbácea y el número y tipo de especies. Estos estudios se realizaron en las 12 parcelas establecidas. El recubrimiento total se obtuvo mediante una adaptación del método del punto-contacto (Gounot 1969) en fotografías ortogonales de superficies permanentes de 1 m² por parcela. Para el estudio de las especies se realizaron inventarios según el método de Braun-Blanquet en una superficie adyacente de 5 m². A finales de septiembre del 2006 se evaluó la biomasa total aérea (herbácea y restos vegetales) por parcela en 3 sub-parcelas de 0,25 m².

La supervivencia de los plantones se evaluó 2 meses después de la plantación (enero del 2006) y al cabo de 1 año (noviembre del 2006).

En el estudio de erosión se aplicó un método semi-cuantitativo, basado en la observación de la presencia de sedimentos en el hoyo de plantación, tomando como referencia la cubierta de grava colocada en noviembre del 2005. Se consideraba que había existido arrastre significativo de sedimentos si no se podía identificar la presencia de grava en el hoyo.

Análisis estadístico

La normalidad de los datos se evaluó mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de las varianzas mediante el test de Levene. El efecto de los tratamientos se evaluó mediante análisis de la varianza ANOVA de 1 factor (adición de enmienda) para cobertura vegetal ó 2 factores (adición de enmienda y riego) para biomasa herbácea y supervivencia de los plantones, considerando los 3 taludes como réplicas de los tratamientos aplicados. La relación entre supervivencia de plantones y biomasa total se estudió mediante regresiones lineales. Para todos los análisis se utilizó el paquete estadístico SPSS v. 14.0.

Resultados

Cobertura, tipo de especies, biomasa vegetal y erosión

Dos meses después de la siembra, la cubierta vegetal media de todos los taludes estaba poco desarrollada. Pero incrementó a lo largo del tiempo, especialmente después de periodos lluviosos, hasta alcanzar valores medios entre 60-70 % (**Fig. 2**). La biomasa total media (herbácea + restos vegetales) de todos los taludes al final del periodo (noviembre del 2006) fue de 2,5 ± 0,6 t/ha (media ± desv. est.).

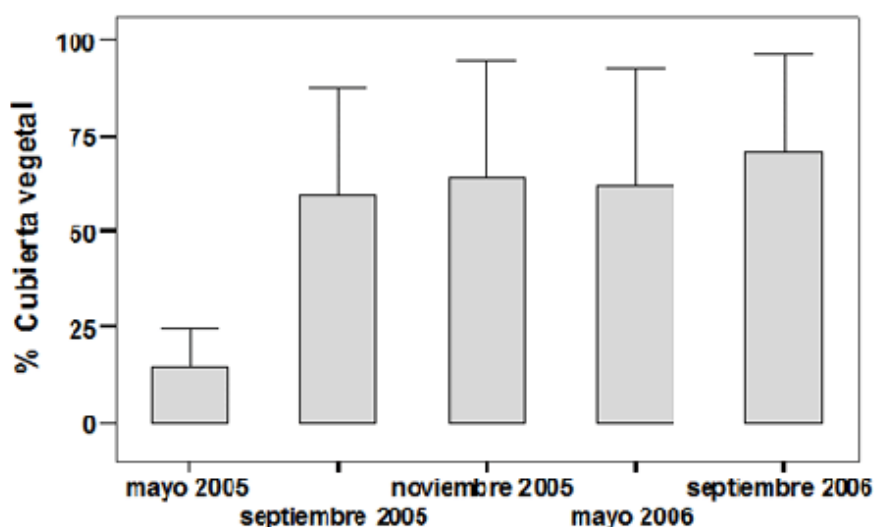


Figura 2. Evolución de la cobertura vegetal a lo largo del estudio. Las barras corresponden a la media ±1 DE de todos los taludes (n=3).

El nº de especies introducidas por siembra representó un 60% del total de las especies observadas en los 6 primeros meses tras la siembra; pero en primavera del 2006 se observó un mayor número de especies espontáneas respecto a las sembradas.

(Fig. 3). La cubierta vegetal de los primeros meses estaba formada por especies espontáneas anuales aportadas con el mismo sustrato, básicamente *Atriplex patula* y *Chenopodium album* (Anexo 1a). Las especies sembradas, aunque presentes desde el inicio de la experiencia, no se desarrollaron hasta después de las lluvias de septiembre de 2005 y determinaron la cubierta vegetal del resto del periodo de estudio, siendo *Lotus corniculatus* la especie con mayor presencia (Anexo 1b). La biomasa de las especies sembradas en septiembre de 2006 fue de $1,9 \pm 0,6$ t/ha (media $\pm$ desv. est.) frente a las $0,6 \pm 0,06$ t/ha de las especies espontáneas.

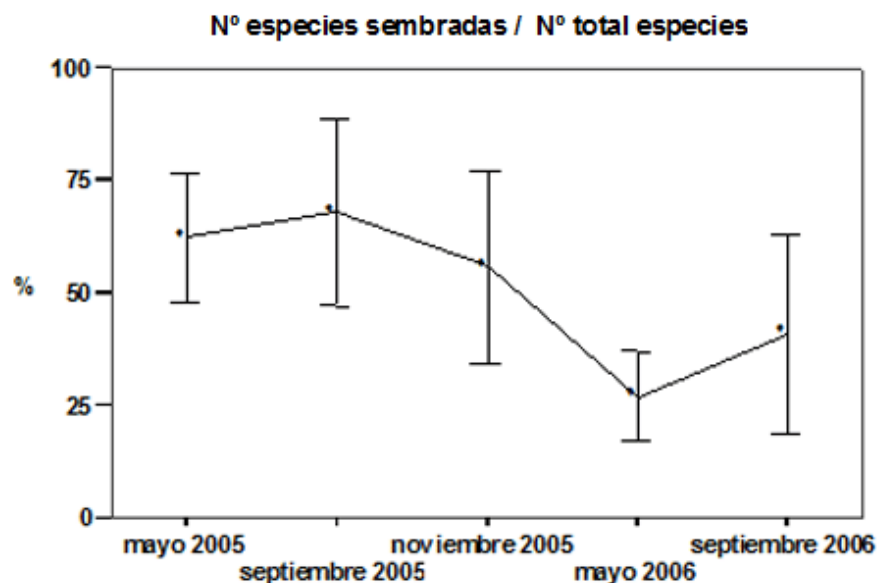


Figura 3. Evolución en el tiempo del número de especies sembradas respecto al total de especies (Las barras corresponden a ± 1 DE; $n=3$).

Una mayor cubierta vegetal permitió un menor arrastre de sedimentos, existiendo una correlación negativa significativa entre la biomasa total y el número de alcorques colmatados al final del periodo de seguimiento (noviembre de 2006) ($R^2= 0,71$; $p=0,001$; $n=12$).

Resultados de las plantaciones

No se observó una mortalidad post-plantación (2 meses después de la plantación) destacable en ninguna de las especies. La especie con menor supervivencia en este periodo fue *P. lentiscus* (90%). En cambio, la mortalidad al cabo de un año aumentó, llegando a ser superior al 50% en algunas de las especies ensayadas (Fig. 4). *Pinus halepensis* y *R. officinalis* fueron las especies que presentaron mejores resultados. *Rhamnus alaternus* y *J. phoenicea* presentaron una mortalidad muy elevada, con pérdidas superiores a la mitad de los plantones.

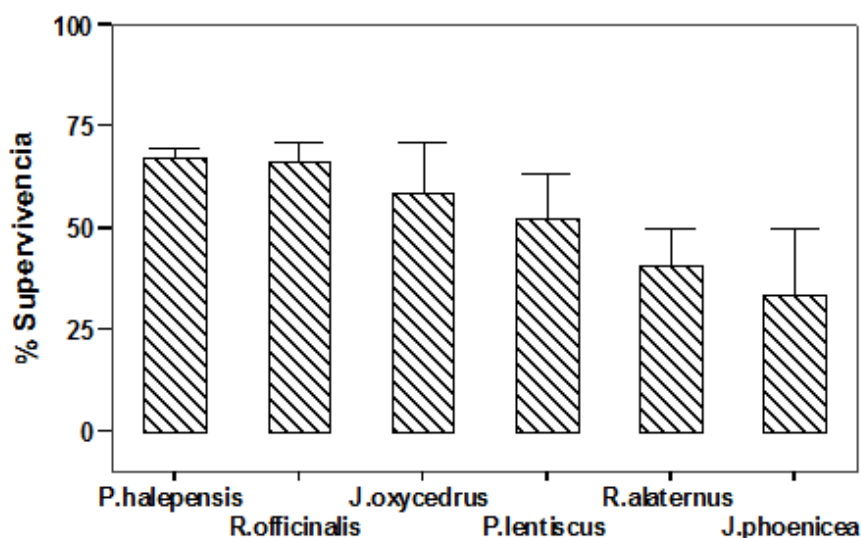


Figura 4. Supervivencia al cabo de 12 meses de la plantación para las distintas especies ensayadas (media $\pm$ 1 SD; $n=3$).

Efecto de los tratamientos

La aplicación de compost no tuvo un efecto significativo sobre la cubierta de herbáceas ($p>0,35$ en todas las fechas). Sin embargo, se observó una tendencia consistente en sucesivos muestreos hacia un efecto positivo del compost sobre la cobertura (incrementos del 17, 19, 25 y 27% en septiembre de 2005, noviembre del 2005, mayo del 2006 y septiembre del 2006, respectivamente).

La biomasa total (biomasa aérea herbácea + restos vegetales) recolectada en septiembre del 2006 (**Fig. 5**) en las parcelas regadas fue unas 0,9 t/ha superior a la registrada en la parcela control ($p=0,250$), mientras que las parcelas con compost presentaron un incremento de 1,9 t/ha ($p=0,016$) respecto a las control. La mayor acumulación de biomasa se observó, por tanto, en las parcelas regadas que recibieron compost (2,3 t/ha por encima de los controles).

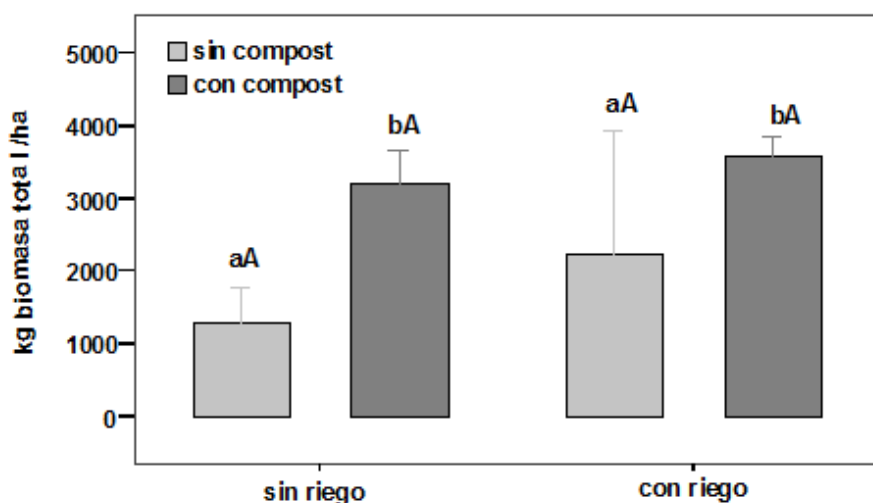


Figura 5. Biomasa total (biomasa aérea herbácea + restos vegetales) al final del periodo (septiembre del 2006) para los tratamientos ensayados. Letras minúsculas distintas muestran diferencias significativas en el tratamiento con enmienda y letras mayúsculas diferencias para el riego para $p<0,05$ (ANOVA de 2 factores).

En las plantaciones, los tratamientos tuvieron un efecto distinto según la especie considerada. La supervivencia de *P.*

halepensis, *P. lentiscus*, *R. officinalis* y *R. alaternus* fue superior en las parcelas control (sin riego ni compost). Para las especies del género *Juniperus* no se observó esta tendencia (Fig. 6).

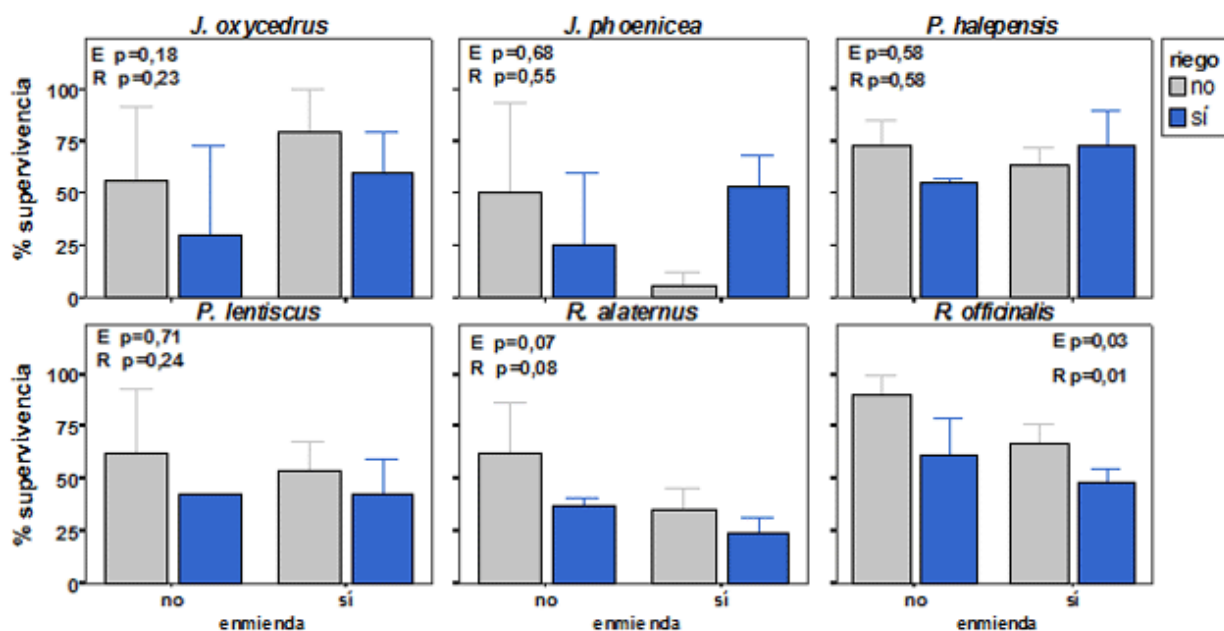


Figura 6. Porcentaje de supervivencia (media $\pm$ 1DE; $n=12$) de las diferentes especies para los distintos tratamientos aplicados (ANOVA de 2 factores; E: enmienda, R: riego).

La supervivencia de *R. officinalis* se vio significativamente disminuida por la enmienda (disminución del 25%, $p=0,03$) y el riego (disminución del 32%, $p=0,01$). El resto de especies no se vio significativamente influida por los tratamientos. De hecho, la presencia de una mayor acumulación de biomasa vegetal determinó una supervivencia menor para *R. officinalis* y *R. alaternus* (Fig. 7). Para el resto de especies no se observaron relaciones significativas entre supervivencia y biomasa vegetal.

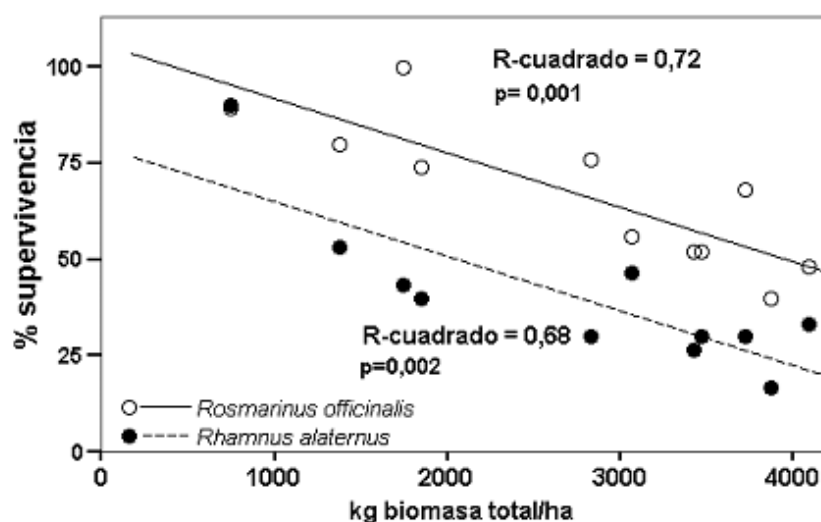


Figura 7. Relación entre porcentaje de supervivencia de *R. alaternus* y *R. officinalis* y biomasa total (herbáceas + restos vegetales) al cabo de un año de la plantación.

Discusión



Figura 8. Siembra de marzo del 2005 (izquierda) y estado de las parcelas en septiembre del 2006. Las parcelas con menor cubierta vegetal corresponden al tratamiento sin compost (flecha del centro de la fotografía).

Los objetivos de recuperación de canteras pueden ser múltiples para las primeras fases y, según los resultados obtenidos, posiblemente difíciles de compatibilizar. La vegetación herbácea disminuye el impacto visual de los taludes e integra y naturaliza a corto plazo las zonas recientemente tratadas (**Fig. 8**). El aspecto de zonas con cubierta vegetal densa puede parecer un buen criterio para que los sectores sociales identifiquen estas áreas como no degradadas y en fase de recuperación, aunque esto no necesariamente es favorable en el proceso de restauración ecológica global. La mezcla de especies utilizada en la cantera estudiada parece útil para obtener este objetivo paisajístico primario, y en este sentido *Lotus corniculatus* fue la especie que mostró mejores resultados. Sin embargo, los aportes de sustratos y suelos con elevadas cargas de semillas son habituales en la restauración en minería y pueden limitar el desarrollo de las siembras. Algunos autores incluso describen actuaciones para eliminar las especies no deseadas y potenciar así el desarrollo de las siembras (Iverson y Wali 1987). Sin embargo, el aspecto de la vegetación herbácea desarrollada (introducida por siembra o a través del suelo), similar a un tapiz continuo y con cambios estacionales propios de los ciclos de las especies anuales, difiere mucho del paisaje natural, con modelos de distribución espacial distintos e irregulares. Bajo estas consideraciones de similitud paisajística, la vegetación desarrollada supone un éxito relativo en esta primera fase de recuperación.

Atendiendo a criterios de protección del suelo, las especies del banco de semillas observadas son anuales de ciclo corto, básicamente primaveral, y no cubren la superficie del suelo de forma eficiente ante las intensas precipitaciones otoñales características del clima mediterráneo. En este aspecto, la introducción de especies herbáceas persistentes debería ser un criterio esencial en la elaboración de las mezclas de las siembras. El uso de especies nativas persistentes sería una buena opción tanto desde el punto de vista de protección del suelo como de recuperación de la flora local. El problema es poder introducir en estas mezclas especies adaptadas a la zona a restaurar, ya que la oferta del mercado es reducida (Tormo, 2007). Además, muchas mezclas convencionales incluyen especies, como *Lotus corniculatus*, que pueden limitar la regeneración espontánea de la flora autóctona (Brenner et al. 1984; Wade 1989).

La cubierta vegetal desarrollada por especies espontáneas o sembradas superó el 40% pocos meses después de la siembra. Según algunos autores esta cubierta parece ser suficiente para controlar procesos erosivos superficiales críticos (Thornes 1990), aunque la pendiente o la tipología de la vegetación, entre otros factores, pueden hacer cambiar este umbral (Weltz et al. 1998; Bautista et al. 2007). Sin embargo, la movilización de sedimentos, es significativa en taludes de minería con pendientes muy elevadas (Nicolau y Asensio, 2000) y pone de manifiesto la necesidad de establecer medidas de protección del suelo. En nuestro caso, la movilización de sedimentos determinó que el tratamiento de acolchado con grava fuera poco eficaz para evitar el desarrollo de herbáceas en los alcorques. En este sentido, creemos que, además, la forma en que se aplicó el riego pudo determinar una mayor erosión en las zonas no vegetadas.

En este mismo contexto de control de la erosión, la mejora de la fertilidad del sustrato mediante compost parece fomentar el desarrollo de la vegetación herbácea. Algunos autores observan que el desarrollo de una mayor cubierta vegetal y la estabilidad de los agregados inducida por el compost pueden reducir en gran parte la tasa de erosión (Alcañiz et al. 2007). En nuestro trabajo, la enmienda orgánica pareció favorecer la consecución de los objetivos anteriores, primordiales en las primeras fases de la recuperación (mayor desarrollo de la vegetación e indirectamente menor erosión), aunque también se observaron efectos negativos en etapas posteriores.

Dentro del proyecto de restauración se puede distinguir una segunda fase, que tiene como objetivo principal promover la

recuperación de las especies leñosas del sistema de referencia. Esta etapa es crítica para la evolución posterior de la vegetación hacia las comunidades que se pretenden recuperar. En este sentido, los resultados del estudio han sido satisfactorios, porque se ha incrementado la presencia de especies leñosas desde el inicio de los tratamientos, especialmente si se compara con los inventarios de restauraciones antiguas (Jorba et al. 2002). Hay que considerar que algunas especies leñosas se dispersan con dificultad y deben introducirse mediante plantaciones o siembras. Así pues, la instalación de especies leñosas de crecimiento relativamente lento (en las condiciones de degradación de las canteras) desde el inicio del proyecto parece ser una estrategia justificada, aunque parece poco valorada desde la opinión pública por la lentitud del proceso. Estas especies podrán dar lugar a medio plazo a estructuras vegetales funcionalmente similares a las del entorno y promover la sucesión de manera espontánea, actuando como núcleos de diseminación (Debussche y Isenmann 1994; Kollmann 1995; Ne'eman y Izhaki 1996; Verdú y García-Fayos 1996).

En este estudio hemos puesto de manifiesto una interacción negativa, aunque poco consistente, entre las especies herbáceas y las leñosas, fomentada con la adición de compost. Este mismo efecto se ha descrito en la aplicación de lodos a plantaciones forestales (Valdecantos et al. 2004). El riego parece también incidir negativamente, aunque de forma poco clara, en la supervivencia de los plántones de algunas especies, al potenciar posiblemente una mayor biomasa de herbáceas. En este caso, parece más lógico pensar que ha sido la forma de aplicación generalizada de estos riegos la que ha fracasado, ya que ha favorecido la vegetación herbácea en toda la superficie. A la vista de los resultados parece que la supervivencia de los brinzales resulta superior si la cubierta vegetal es poco densa. La mortalidad generada por la aplicación de compost y riego puede representar una pérdida del 40% del coste inicial de la plantación para algunas especies, como *R. alaternus* y *R. officinalis*, teniendo en cuenta el aumento de la mortalidad.

Este tipo de interacciones de competencia entre especies está ampliamente descrito en la bibliografía (Ashby 1991; Montaña et al. 1995; Peltzer et al. 2001; Clary et al. 2004; Powell y Bork 2004; Orr et al. 2005) y son importantes en la dinámica de instalación y colonización de las especies vegetales (Fowler et al. 1986). De todos modos, los factores que determinan la competencia pueden tener diferentes efectos en función del tipo de ambiente y vegetación de cada situación (Hill et al. 1995). Para plántones de especies de crecimiento lento, se pueden necesitar décadas para poder emerger de la vegetación natural y evitar la competencia por la luz, o para poder desarrollar raíces lo suficientemente largas para escapar de la competencia por el agua y los nutrientes de la vegetación ya establecida (Hill et al. 1995). Sin embargo, todos estos aspectos no se suelen considerar en el diseño o calendario de las intervenciones de revegetación.

Recomendaciones para la restauración

En minería a cielo abierto, el reto planteado de la restauración es poder compatibilizar los objetivos de estabilización del sustrato y control de la erosión con una eficiente recuperación de las especies características de los ecosistemas a restaurar (Ashby 1991). Analizando globalmente los resultados de los tratamientos se observa que la adición de compost tiene un efecto positivo desde un punto de vista de la integración verde "rápida" que determina la reducción de la erosión; pero la mayor cobertura vegetal desarrollada puede dar lugar a una pérdida en el rendimiento de las plantaciones. El riego puede tener un efecto similar, favoreciendo una mayor biomasa vegetal pero reduciendo la supervivencia de brinzales plantados. En definitiva, todos los tratamientos muestran ventajas y desventajas según los criterios que se han utilizado (naturalización rápida, fijación de sustrato y aumento de la riqueza de especies leñosas) y la cuestión es cómo llegar a compatibilizar todos estos factores para obtener un rendimiento integrado máximo.

Posiblemente sería necesario establecer en qué medida son tolerables las tasas de erosión observadas a pequeña escala (afectación a la vegetación) y gran escala (afectación a la red de drenaje natural). El diseño de actuaciones, alternativas o complementarias, distintas al uso extensivo de enmiendas orgánicas (como por ejemplo, microdepresiones en la superficie del talud o balsas de decantación al pie del talud; Norman et al. 1997) podrían ser útiles para controlar la erosión y podrían evitar el desarrollo de cubiertas herbáceas continuas y densas. Establecer desbroces periódicos para controlar el desarrollo de las herbáceas en los alcorques sería otra posible alternativa para compatibilizar herbáceas y leñosas (Chaney et al. 1995; Casselman et al. 2006). Una aplicación más localizada de los riegos podría también evitar un exceso de herbáceas, por ejemplo aplicando riego por goteo en las plantaciones. Estas posibilidades técnicas deberían, no obstante, adaptarse a cada situación concreta.

En conclusión y a la vista de la complejidad de los factores que influyen en la evolución de estos sistemas incipientes, para poder conseguir resultados satisfactorios en todos los aspectos de la restauración debe plantearse la recuperación de estos espacios como un proceso donde las intervenciones periódicas en estas primeras fases del proyecto pueden ser necesarias. En nuestro caso, el seguimiento de todo el proceso ha permitido poner de manifiesto un conjunto de problemas que afectan a la recuperación de este tipo de áreas. Estos controles junto con la gestión del sustrato y de la vegetación herbácea y leñosa parece ser la clave para obtener buenos resultados de integración a corto y medio plazo. Sin duda, éste es un aspecto poco desarrollado en los programas de restauración del sector minero, que suelen contemplar intensas actuaciones iniciales, esperando que el medio circundante y el tiempo modelen la vegetación hacia las comunidades vegetales deseadas. Esto no siempre sucede y muchas restauraciones acaban siendo sustancialmente distintas a su entorno.

El sector minero y las Administraciones Públicas relacionadas deberían asumir en sus planteamientos la complejidad del proceso restaurador y la necesidad de seguimientos e intervenciones a lo largo del tiempo para, en su caso, redirigir la restauración hacia los objetivos deseados (gestión adaptativa).

Agradecimientos

Este estudio ha sido patrocinado por la empresa UNILAND CEMENTERA SA dentro del proyecto EcoQuarry (Programa LIFE 2004-2007).

Referencias

AFCC (Associació de Fabricants de Ciment Català). 2003. Comunicación personal.

Albaladejo, J., Álvarez, J., Querejeta, J., Díaz, E., Castillo, V. 2000. Three hydro- seeding revegetation techniques for soil erosion control on anthropic steep slopes. *Land Degradation and Development* 11:315-325.

Alcañiz, J. M., Ojeda, G., Jorba, M., Ortiz, O. 2007. Mitigación de la erosión en canteras mediante el efecto combinado de la cubierta vegetal y de compost. III Simposio Nacional sobre control de la erosión y degradación del suelo. IMIA.

Andrés, P., Zapater, V., Pamplona, M. 1996. Stabilization of motorway slopes with herbaceous cover, Catalonia, Spain. *Restoration Ecology* 4:51-60.

Andrés, P., Jorba, M. 2000. Mitigation strategies in some motorway embankments (Catalonia, Spain). *Restoration Ecology* 8:268-275.

Ashby, W.C. 1991. Surface mine tree planting in the midwest pre- and post- Public Law 95-87. En: Oaks, W., Bowden, J. (Eds.), *Technologies for success. Proceedings of the American Society for Surface Mining and Reclamation*, vol. 2, pp. 617-623. Durango, CO, 14-17 May. American Society for Surface Mining and Reclamation, Lexington, Kentucky, USA.

Assuero, S.G., Matthew, C., Kemp, P., Barker, D.J., Mazzanti, A. 2002. Effects of water deficit on Mediterranean and temperate cultivars of tall fescue. *Australian Journal of Agricultural Research* 53:29-40.

Bautista, S., Mayor, A.G., Bourakhouadar, J., Bellot, J. 2007. Plant spatial pattern predicts hillslope runoff and erosion in a semiarid mediterranean landscape. *Ecosystems* 10:987-998.

Brenner, F.J., Werner, M., Pike, J. 1984. Ecosystem development and natural succession in surface coal mine reclamation. *Environmental Geochemistry and Health* 6:10-22.

Casselman, Ch.N., Fox, T.R., Burger, J.A., Jones, A.T., Galbraith, J.M. 2006. Effects of silvicultural treatments on survival and growth of trees planted on reclaimed mine lands in the Appalachians. *Forest Ecology and Management* 223:403-414.

Chambers, J.C., Brown, R.W., Williams, B.D. 1994. An evaluation of reclamation success on Idaho's phosphate mines. *Restoration Ecology* 2:4-16.

Chaney, W.R., Pope, P.E., Byrnes, W.R. 1995. Tree survival and growth on land reclaimed in accord with Public Law 95-87. *Journal of Environmental Quality* 24:630-634.

Clary, J., Savé, R., Biel, C., De Herralde, F. 2004. Water relations in competitive interactions of Mediterranean grasses and shrubs. *Annals of Applied Biology* 144:149-155.

Debussche, M., Isenmann, P. 1994. Bird-dispersed seed rain and seedling establishment in patchy Mediterranean vegetation. *Oikos* 69:414-426.

Fowler, N. 1986. The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:89-110.

Gounot, M. 1969. *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Mason. París

- Gonzalez-Dugo V., Durand J.L., Gastal F., Picon-Cochard, C. 2005. Short-term response of the nitrogen nutrition status of tall fescue and Italian ryegrass swards under water deficit. *Australian Journal of Agricultural Research* 56:1269-1276.
- Hill, J.D., Canham, C.D., Wood, D.M. 1995. Patterns and causes of resistance to tree invasion in rights-of-way. *Ecological Applications* 5:459-470.
- Holl, K.D. 2002. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology* 39:960-970.
- Iverson, L.R., Wali, M.K. 1987. Mowing of annual colonizers to enhance revegetation after surface mining. *Reclamation and Revegetation Research* 6:157-161.
- Johns, G.G., Lazenby, A. 1973. Defoliation, leaf area index, and the water use of four temperate pasture species under irrigated and dryland conditions *Australian Journal of Agricultural Research* 24:783-795.
- Jorba, M., Vallejo, R., Josa, R., Alcañiz, J.M., Sole, A. 2000. Evaluación de experiencias piloto de restauración ecológica después de una década. *Ingeopres* 88:44-50.
- Jorba, M., Romanyà, J., Rovira, P., Hereter, A., Josa, R., Vallejo, R. 2002. La restauración ecológica aplicada a la minería a cielo abierto en Cataluña. *Ingeopres* 106:56-63.
- Josa, R., Jorba, M., Heretrer, A., Vallejo, 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.
- Kollmann, J. 1995. Regeneration window for fleshy-fruited plants during scrub development on abandoned grassland. *Ecoscience* 2:213-222.
- MAGC (Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya). 2008. www.gencat.cat.
- McCarty, L.B. 1991. Daily tall fescue leaf appearance rate in relation to environmental factors. *HortScience*. 26:114-117
- Matesanz, S., Valladares, F., Tena, D., Costa- Tenorio, M., Bote, D. 2006. Early dynamics of plant communities on revegetated motorway slopes from southern Spain: is hydroseeding always needed? *Restoration Ecology* 14:297-307.
- Montaña, C., Cavagnaro, B., Briones, O. 1995. Soil water by co-existing shrubs and grasses in the Southern Chihuahuan Desert, Mexico. *Journal of Arid Environments* 31:1-13.
- Ne'eman, G., Izahaki, I. 1996. Colonization in an abandoned East-Mediterranean vineyard. *Journal of Vegetation Science* 7:465-472.
- Nicolau, J.M., Asensio, E. 2000. Rainfall erosion on opencast coal- mine lands: ecological perspective. *Land Reconstruction and Management* 1:51-73.
- Norman, D.K., Wampler, P.J., Throop, A.H., Schnitzer, E.F., Roloff, J.M. 1997. *Best management practices for reclaiming surface mines in Washington and Oregon*. Division of Geology and earth resources, Washington. Open File Report 96-2. Revised Edition. December 1997.
- Orr, S.P., Rudgers, J. A., Clay, K. 2005. Invasive plants can inhibit native tree seedlings: testing potential allelopathic mechanisms. *Plant Ecology* 181:153-165.
- Peltzer, D.A., Köchy, M. 2001. Competitive effects of grasses and woody plants in mixed-grass prairie. *Journal of Ecology* 89:519-527.
- Powell, G.W., Bork, E.W. 2004. Above- and below- ground effects from alfalfa and marsh reedgrass on aspen seedlings. *Forest Ecology and Management* 199:411-422.
- Robinson, G.R., Handel, S.N. 2000. Directing spatial patterns of recruitment during an experimental urban woodland reclamation. *Ecological Applications* 10:174-188.

Thornes, J.B. 1990. The interaction of erosional and vegetational dynamics in land degradation: spatial outcomes. En: Thornes, J. B. (Ed.), *Vegetation and Erosion*, pp. 41-53. John Wiley and Sons Ltd. Chichester. UK.

Tormo, J. 2007. Factores que influyen en la colonización vegetal y la revegetación de taludes en ambiente mediterráneo. *Tesis Doctoral*. Universidad de Valencia.

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.

Vega, F.A., Covelo, E.F., Andrade, M.L. 2005. Limiting factors for reforestation of mine spoils from Galicia (Spain). *Land Degradation and Development* 16:27-36.

Verdú, M., García-Fayos, P. 1996. Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional Ecology* 10:275-280.

Wade, G.L. 1989. Grass competition and establishment of native species from forest soil seed banks. *Landscape and Urban Planning* 17:135-149.

Weltz, M.A., Kidwell, M.R., Fox, H.D. 1998. Influence of abiotic and biotic factors in measuring and modelling soil erosion on range-lands: State of knowledge. *Journal of Range Management* 51:482-495.

Wiegand, G., Felinks, B. 2001. Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia- chance or necessity. *Ecological Engineering* 17(2-3):199-217.

Anexos

1a. Cobertura media estacional de las especies espontáneas. T: terófito; H: hemicriptófito; P: fanerófito; Ch: caméfito.

especie	forma vital	mayo 2005	septiembre 2005	noviembre 2005	mayo 2006	septiembre 2006
<i>Amaranthus retroflexus</i>	T	3,96				
<i>Anagallis arvensis</i>	T				0,01	
<i>Artemisia verlotiorum</i>	H				0,01	
<i>Arundo donax</i>	P	1,25		0,08	0,40	2,50
<i>Atriplex patula</i>	T	7,29	0,63			7,51
<i>Avena barbata</i>	T				0,03	
<i>Beta vulgaris</i>	H		0,21	0,01	0,06	0,01
<i>Centaurea aspera</i>	Ch				0,10	
<i>Chenopodium album</i>	T	15,21	10,00	0,17	0,28	3,86
<i>Cynodon dactylon</i>	H			0,09	0,02	
<i>Daucus carota</i>	H				0,01	
<i>Eruca vesicaria</i>	T				0,03	
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i>	T		0,21	1,33	0,48	
<i>Euphorbia segetalis</i>	T			0,01	0,06	0,02
<i>Glaucium corniculatum</i>	T					0,01
<i>Glaucium flavum</i>	T			0,01	0,10	
<i>Hirschfeldia incana</i>	T				0,03	
<i>Inula viscosa</i>	Ch				0,02	0,25

<i>Lavatera cretica</i>	P				0,03	
<i>Melilotus officinalis</i>	H				0,03	
<i>Moricandia arvensis</i>	T				0,01	0,23
<i>Oryzopsis milliacea</i>	Ch				0,06	0,24
<i>Papaver rhoeas</i>	T				0,01	
<i>Plantago lanceolata</i>	H			0,01	0,22	0,03
<i>Polygonum aviculare</i>	T		0,21		0,01	
<i>Polygonum convolvulus</i>	T		2,29	0,01		
<i>Scabiosa sp</i>	Ch				0,01	
<i>Sinapis alba</i>	T					0,04
<i>Solanum nigrum</i>	T					0,02
<i>Sonchus asper</i>	T				0,02	0,23
<i>Sonchus oleraceus</i>	T		0,21	0,47	0,22	1,64
<i>Sonchus tenerrimus</i>	T			0,23	0,89	0,72
<i>Veronica persica</i>	T					0,01
<i>Zygophyllum favago</i>	H	0,21	0,21	0,09	0,27	0,46

1b. Cobertura media estacional de las especies sembradas. H: hemicriptófito especie forma

especie	forma	mayo	septiembre	noviembre	mayo	septiembre
	vital	2005	2005	2005	2006	2006
<i>Dactylis glomerata</i>	H	4,83	3,96	1,00	3,14	6,37
<i>Lotus corniculatus</i>	H	17,51	23,13	50,92	36,46	35,23
<i>Bituminaria bituminosa</i>	H				0,01	
<i>Sanguisorba minor</i>	H	0,01			0,87	3,65