

# Gestión del territorio en medios semiáridos (II):

*prevenir, mitigar y combatir la degradación del suelo*



**Manual de técnicas para la restauración de espacios aterrazados en ambientes semiáridos**

**Gestión del territorio  
en medios semiáridos (II):  
prevenir, mitigar y combatir  
la degradación del suelo**

**Autores:**

Jorge Sánchez Balibrea, Gonzalo González Barberá, Arantzazu Blanco Bernardeu, Pedro López Barquero, Diego López, Rubén del Campo

**Cómo citar este manual**

Sánchez-Balibrea, J.M., Barberá, G.G., Blanco-Bernardeau, A., López Barquero, P. López, D. & Del Campo, R. 2012. Manual de técnicas para la restauración de espacios aterrazados en zonas semiáridas. Gestión del territorio en medios semiáridos (II): prevenir, mitigar y combatir la degradación del suelo. ANSE y Fundación Biodiversidad dependiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

La elaboración, diseño y edición del presente manual ha contado con la colaboración de la Fundación Biodiversidad dependiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

## INDICE

1. Introducción.....	5
2. Problemática ambiental de los aterramientos forestales y las reforestaciones con pino carrasco.....	9
3. Ejemplo de medidas para la restauración de espacios aterrizados.....	15
4. Referencias .....	44



# 1

## INTRODUCCIÓN

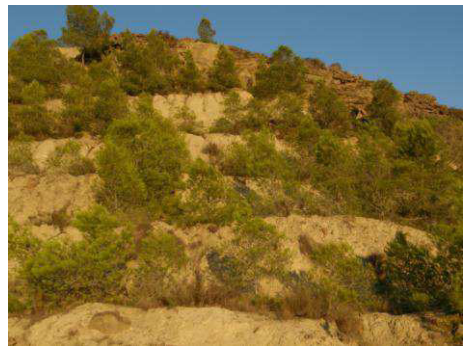
Las actividades humanas como la ganadería, la roturación de tierras o el leño desarrolladas en la cuenca mediterránea desde el Neolítico han supuesto, sin lugar a dudas, una profunda modificación de la cubierta vegetal. La historia de la alteración de nuestros sistemas es tal que existe constancia de procesos de degradación del territorio desde hace 2.500 años hasta la actualidad (Yassaglou, 1998).

Como resultado de esos procesos, una parte importante del territorio fue percibida como “alterada” o “degradada” y, por tanto, se presuponía que estaba afectada por procesos de degradación del suelo, que favorecían las inundaciones, los procesos de desertificación y la colmatación de embalses.

En buena medida, estas percepciones estaban relacionadas con la ausencia de un estrato arbóreo, al entender que las formaciones arbustivas eran incapaces de controlar la erosión. Con el objeto de revertir esta situación de supuesta degradación, se planteó la necesidad de establecer formaciones arboladas mediante reforestaciones.

Según ICONA (1975), la reforestación en España ha evolucionado en tres periodos: (1) Periodo de autarquía hasta 1953 en el cual los medios manuales eran predominantes, (2) Periodo de mecanización incipiente desde 1953 hasta 1962 y (3) Periodo de mecanización preponderante desde 1967 hasta la década de los 80 del siglo pasado. En este último periodo, los aterrazamientos se hicieron generalizados gracias al uso de maquinaria pesada.

Los hoyos y fajas empleados inicialmente como método de preparación del terreno fueron sustituidos por aterrazamientos acompañados de subsolado, al considerar que este último método reducía la erosión de las laderas (García Abril et al. 1989) así como el número de marras (Serrada, 1990), abaratando los costes (García Abril et al. 1989, Herrero-Borgoñón & Rubio, 1994).



**Los aterrazamientos fueron una técnica de reforestación habitual en la segunda mitad del S. XX**

Los aterrazamientos consistían en la construcción de terrazas en las laderas de los montes siguiendo las curvas de nivel con una anchura mínima de 2,80 m para permitir el paso de la maquinaria. Además, tras el aterrazamiento se realizaba un subsolado del suelo para favorecer la infiltración y el desarrollo inicial del arbolado. (Braquehais et al., 1977). Obviamente, la ejecución de terrazas suponía la movilización de considerables cantidades de suelo, especialmente de los horizontes superiores del suelo (Williams et al., 1995).

La técnica del aterrazado no fue objeto de mejoras y de seguimiento posterior hasta fechas relativamente recientes, cuando diversos estudios científicos mostraron los efectos que los aterrazamientos y las masas de pino carrasco estaban teniendo sobre los suelos y sobre los procesos erosivos.



**Los efectos de los aterrazamientos sobre los suelos y su evolución han sido objeto de diversos estudios en fechas relativamente recientes**

Por tanto, se plantea un nuevo reto para la aplicación de nuevas técnicas de restauración: intervenir en las plantaciones forestales sobre terrazas que, en no pocas ocasiones, ha desembocado en superficies desnudas, a veces inestables y con una muy lenta evolución del suelo (Navarro-Cano et al., 2004; Ruíz-Navarro et al. 2009).



**Nuevas técnicas de restauración como las enmiendas orgánicas pueden ser aplicadas en la mejora ambiental de los aterrazamientos**



***Salsola genistoides***

En este sentido, recientemente se han realizado propuestas para la corrección de los procesos de degradación del suelo e incremento de la biodiversidad en zonas aterrazadas, basadas en técnicas de mínima intervención. Este manual pretende ser un sencillo ejemplo de medidas prácticas y concretas que pueden aplicarse a las zonas afectadas por aterrazamientos o por la implantación de masas monoespecíficas de pino carrasco de cara a la integración ambiental, geomorfológica y paisajística de estos espacios, ya que no debemos olvidar que muchos de ellos se encuentran en áreas protegidas o en terrenos de titularidad pública.

# 2

## EFFECTOS AMBIENTALES DE LOS ATERRAZAMIENTOS FORESTALES Y LAS REFORESTACIONES CON PINO CARRASCO

El aterrazamiento con subsolado ha sido una técnica ampliamente utilizada con fines agrícolas, y posteriormente con fines forestales, especialmente al mecanizarse las reforestaciones (Martínez de Azagra et al., 2002).

Esta técnica, supuestamente utilizada con el fin de disminuir la escorrentía, y por consiguiente, la erosión, se basa en el paradigma de la ecuación RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation), al disminuir al mismo tiempo la pendiente de la ladera creando zonas subhorizontales, así como la longitud de la misma a la que establecerían los sucesivos desmontes (factor LS). De la misma manera, el aterrazamiento produciría, teóricamente, un aumento en la infiltración y la capacidad de retención hídrica del suelo, que permitiría a su vez el establecimiento de una vegetación más estable y tupida, lo cual contribuiría a su vez a la disminución de la erosión y el transporte de sedimentos.



**Los aterrazamientos pretendían disminuir las escorrentías y las pérdidas de suelo**



**A veces los aterrazamientos han agravado el problema que perseguían corregir**

Sin embargo, varios estudios sobre el éxito del aterrazado en el control de la erosión indican que el mismo ha sido diverso, y que es conveniente valorar su adecuación en las condiciones edafoclimáticas mediterráneas, especialmente en las semiáridas.

Gracias a diversas investigaciones ha sido posible conocer los efectos ambientales de las reforestaciones con pino carrasco y los aterrazamientos en ambientes semiáridos. En muchas ocasiones, las reforestaciones tuvieron efectos no esperados y en ocasiones contrapuestos a los objetivos planteados iniciales.

A pesar de que uno de los objetivos prioritarios de las reforestaciones era reducir la erosión, los estudios realizados en zonas aterrazadas han demostrado que éstas padecen una pérdida de suelo más acentuada y que en determinadas situaciones puede ser entre 1 y 2 órdenes de magnitud que las zonas testigo cubiertas de matorral. En concreto, 105-29 Tn ha/año frente a 2 Tn ha/ año, incluso 30 años después de la ejecución de los aterrazamientos (Romero Díaz et al. 2010). Estos procesos se generan sobre todo en forma de flujo concentrado (regueros y cárcavas) y requieren para su control de la implantación de plantas con aparatos radiculares específicos para estas situaciones (de Baets et al., 2009). Este fenómeno se debe a que el aterrazamiento facilita la conexión de los flujos de escorrentías y erosión al canalizar el agua.

Por otro lado, la ejecución de aterrazamientos supone la exposición del subsuelo pudiendo producir un horizonte de arcilla muy compacto en superficie, con bajo contenido en carbono orgánico y muy pobre estructuralmente. Por esta razón, la conductividad hidráulica de la terraza puede ser muy baja, de forma que pequeñas precipitaciones son suficientes para iniciar flujos de escorrentía y erosión (Ternan et al. 1996).



**La conductividad hidráulica de los suelos de las terrazas puede llegar a ser muy baja**

Otros estudios muestran que la evolución de los suelos en los aterrazamientos es muy lenta, incluso en la terraza que resulta el ambiente más favorable. Así estudiando repoblaciones en terrazas realizadas en la década de 1970 y 1980 en la Sierra de la Torrecilla, Castillo et al. (2002) encontraron valores similares de carbono orgánico y potasio entre la terraza y la ladera testigo, mientras que el nitrógeno y el fósforo fueron significativamente menores en las zonas aterrazadas. Por otro lado, Chaparro (1994) obtuvo valores menores de materia orgánica, nitrógeno total y magnesio en terraza frente a ladera testigo.

Por su parte, Ruiz-Navarro et al. (2009) encontraron los siguientes efectos de los pinos y los aterrazamientos sobre el suelo: un ligero descenso del pH en las proximidades del árbol, una modificación de parámetros hídricos del suelo (pero no mayor contenido en agua disponible para las plantas) y un mayor contenido de Potasio asimilable cerca del árbol. Sin embargo, después de 30 años las características del suelo seguían siendo básicamente las que existían antes de la implantación de la reforestación.



**Las características de los suelos apenas evolucionan tras la reforestación con terrazas en ambientes semiáridos**

Por otro lado, la remoción del suelo realizada durante las repoblaciones forestales tiene efectos sobre la microorganismos del suelo (Goberna et al. 2005). En otros lugares, se han identificado incluso impactos socioeconómicos (Ternan et al. 1996), aunque estos fenómenos probablemente no han ocurrido con elevada intensidad en el sureste ibérico, ya que se actuó preferentemente sobre montes públicos.

Otros aspectos ambientales a considerar de la ejecución de aterrazamientos fueron la roturación y alteración de formaciones vegetales de interés como poblaciones de plantas ahora protegidas por el Decreto 50/2003 o hábitats de interés comunitario.

Una vez ejecutada la plantación, los efectos de los pinos sobre el ecosistema son dignos de mencionar, ya que el nuevo arbolado implantado reduce la luz incidente y el agua disponible (Belmonte et al., 1998; Maestre, 2002; Maestre et al., 2003) para la vegetación.

En relación al balance hídrico, diversos estudios sugieren que las repoblaciones con pino carrasco tienen un efecto nulo sobre la humedad edáfica o provocan una disminución de la misma, cuando se compara con matorrales o formaciones herbáceas (Bellot et al. 1999, 2004). Además, el microambiente creado por los pinos no favorece un incremento de la humedad superficial (0-20 cm) durante la mayor parte del año (Maestre et al. 2003). El efecto negativo de la cobertura de pinos sobre la humedad superficial aumenta con la densidad del arbolado, especialmente tras eventos lluviosos (Bellot et al. 2004). Este efecto se ha achacado tanto a la interceptación de la lluvia por la copa como a la evapotranspiración.

En relación a la competencia por la luz, la copa de los pinos intercepta el 75 % de la radiación solar veraniega en ambientes semiáridos (Maestre, 2002) y entre el 28-88 % de la radiación invernal (Gasque-García-Fayos, 2004).

Otro aspecto estudiado ha sido el efecto de la hojarasca, pues los pinares acumulan una notable cantidad de acículas debido a la lenta tasa de descomposición de éstas. Se estima que la tasa de descomposición de las acículas de pino bajo condiciones húmedas es la mitad o una tercera parte que la tasa presentada por las hojas de matorrales o de quercíneas (van Wesemael, 1993). Además, las condiciones semiáridas dominantes en el sureste ibérico son el peor escenario posible para la descomposición de las acículas y la incorporación de la materia orgánica en el horizonte orgánico al coincidir el periodo seco y el cálido, lo que supone una práctica ausencia de incorporación de C al suelo en el corto y medio plazo (<20 años) (Ruíz-Navarro et al. 2009).

La enorme acumulación de acículas producto de los procesos anteriormente comentados dificultan la emergencia de plántulas de otras especies afectando a la sucesión vegetal y a la recuperación de la vegetación espontánea (Navarro-Cano et al. 2009), siendo suficiente un depósito de 2-4 cm para dificultar la germinación de nuevas plantas (Bodyak, 2004; Navarro-Cano et al. 2010)



**Las acículas de pino carrasco dificultan la  
emergencia de nuevas plántulas**

Además, es probable que esta capa de acículas tenga efectos sobre la infiltración de agua en el suelo (Shi and Gu, 2007) y se ha señalado que las acículas pueden

tener efectos alelopáticos debido a diversos compuestos fenólicos (Fernández et al. 2006), habiendo sido estudiado este fenómeno en 4 herbáceas (Nektarios et al. 2005) y otras especies (*Lactuca sativa* y *Linum strictum*) (Fernández et al. 2006).

Por esta razón, la gestión de las acumulaciones de acículas se ha planteado como una medida necesaria para recuperar los hábitats de interés comunitario compuestos por numerosas especies endémicas y/o amenazadas (Navarro-Cano et al. 2010).

En definitiva, los aterramientos para la implantación de pinos carrascos en numerosas ocasiones han magnificado el problema que se pretendían minimizar (erosión y desertificación) y los pinos plantados han tenido efectos no esperados sobre los ecosistemas dificultando la recuperación de la vegetación. Por todo lo anterior, se considera necesario intervenir con novedosas técnicas con el objetivo de lograr una mejor integración ambiental, paisajística y geomorfológica de las repoblaciones forestales.



# 3

## EJEMPLO DE MEDIDAS PARA LA RESTAURACIÓN DE ESPACIOS ATERRAZADOS

## Descripción de la zona de proyecto

La zona de proyecto se ubica en el complejo montañoso la Cordillera Sur en las proximidades de la ciudad de Murcia, concretamente en la zona conocida como Loma de las Conquetas, que se encuentra comprendida entre El Valle y la Sierra de Columbares.



Zona de proyecto

Respecto al clima, la zona de proyecto se encuentra en un zona típicamente mediterránea y de carácter semiárido. Así, los datos registrados en las estaciones meteorológicas próximas a la zona de proyecto arrojan unas medias de precipitación comprendidas entre los 256 mm y los 326 mm. Por su parte, las temperaturas medias anuales registradas son próximas a los 17,5-18 ° C. La evapotranspiración potencial (ETP), calculada según el método de Thornthwaite, está cercana a los 900 mm., con déficits hídricos entre 500 y 600 mm. (Anónimo, 2005).

En la zona de proyecto afloran margas con algunos estratos de yesos y areniscas miocénicas (Soria et. al, 2007). Sobre estos materiales se desarrollan suelos del tipo regosoles margálicos (Anónimo, 2005).

Desde el punto de vista bioclimático y biogeográfico, se trata de una zona termomediterránea semiárida, incluida en la Provincia murciano-almeriense.



Vista de los aterrazamientos en la zona de proyecto

La vegetación actual está compuesta por pinares de pino carrasco, generalmente de escaso desarrollo, procedentes de repoblaciones realizadas en la segunda mitad del Siglo XX mediante aterrazamientos. Estos pinares se acompañaba de matorrales, tomillares y herbazales propios de zonas semiáridas, incluyendo especies como la albaida (*Anthyllis cytosoides*), la boja (*Artemisia barrelieri*), el romero (*Rosmarinus officinalis*), el esparto (*Stipa tenacissima*), el albardín (*Lygeum spartum*), el tomillo de invierno (*Thymus*

*hyemalis*). Asimismo, se encuentran diversas quenopodiáceas arbustivas como el salado negro (*Salsola oppositifolia*), el salado blanco (*Atriplex halimus*) o la *Hammada articulata*. La presencia de yesos en la zona tiene su reflejo en la flora con especies gipsófilas como *Helianthemum squamatum* u *Ononis tridentata*. Resulta llamativa la práctica ausencia de grandes arbustos, a excepción del belcho (*Ephedra fragilis*), no encontrándose o siendo muy raros los ejemplares de espinos negro (*Rhamnus lycioides*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), acebuche (*Olea europaea*), bayón (*Osyris lanceolata*) o enebro (*Juniperus oxycedrus*) que sí aparecen en zonas próximas con características ambientales similares.

El proyecto “Reducción de procesos erosivos y mejora de la biodiversidad en reforestaciones sobre terrazas en espacios semiáridos de la Red Natura 2000” ha sido desarrollado en el periodo 2011-2012 por la Asociación de Naturalistas del Sureste, bajo supervisión científica del CEBAS-CSIC y con la colaboración de la Fundación Biodiversidad dependiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente .

Este proyecto pretende reducir los procesos erosivos e incrementar la biodiversidad en terrenos afectados por aterrazamientos mediante la aplicación de técnicas de mínima intervención basadas en la estrategia de reducción de la conectividad.

Esto se consiguió aplicando la metodología propuesta en la Guía del proyecto Recondes (VVAA, 2007)



Metodología propuesta por el proyecto Recondes

### PASOS 1-3. Evaluación inicial

#### ¿Qué?

Antes de iniciar las intervenciones en la zona de proyecto, se procedió a la localización de las zonas con mayores problemas de erosión.

#### ¿Cómo?

Se llevaron a cabo recorridos de campo de la zona de proyecto, aunque durante el otoño de 2011 no hubo episodios lluviosos destacados que permitiesen localizar zonas generadoras de escorrentías y sedimentos. Se utilizó como base la guía del Proyecto europeo Recondes “*Combatiendo la Degradación de Tierras con Técnicas de Mínima Intervención: La estrategia de Reducción de la Conectividad*” (VVAA, 2007)

Los principales problemas de erosión se localizaron en terrazas que tenían pendiente, en las zonas de recepción de escorrentías de los caminos, así como trazas de tuberías y/o caminos de servicio abandonados.



Identificación de zonas con problemas de erosión

#### PASO 4. Selección y obtención de material vegetal: plantas y semillas.

##### ¿Qué?

Se produjeron los plantones de especies autóctonas y se colectó la semilla precisa para los trabajos de restauración.

##### ¿Cómo?

En el vivero que ANSE gestiona en Cartagena se han producido la práctica totalidad de los 4.000 plantones (de 16 especies autóctonas) necesarios para el desarrollo de los trabajos de restauración. En todos los casos, el material vegetal fue colectado en campo, excepto *Dorycnium pentaphyllum* que fue adquirido en un proveedor de semillas. Las plantas fueron cultivadas en alveólo forestal de 200 cc y 300 cc con una mezcla de turba 70:30 y abonado de lenta liberación (Nutriforest®: Abono NPK 9-23-14 (+4 MgO) (+0,1 B)).

Especies	Método propagación	Campaña 2011-2012	Campaña 2012*
Albardín ( <i>Lygeum spartum</i> )	Semilla	679	555
Salado blanco ( <i>Atriplex halimus</i> )	Semilla	96	276
Lastón ( <i>Brachypodium retusum</i> )	Rizoma	51	0
Escobón ( <i>Dorycnium retusum</i> )	Semilla	285	231
Belcho ( <i>Ephedra fragilis</i> )	Semilla	518	427
Taray ( <i>Tamarix canariensis</i> )	Esqueje	1	0
Aceбуche ( <i>Olea europaea</i> )	Semilla	24	94
Romero ( <i>Rosmarinus officinalis</i> )	Semilla	1	54
Salado negro ( <i>Salsola oppositifolia</i> )	Semilla	0	47
Retama ( <i>Retama sphaerocarpa</i> )	Semilla	0	278
Esparto ( <i>Stipa tenacissima</i> )	Semilla	0	255
Albaida ( <i>Anthyllis cytosoides</i> )	Semilla	0	24
Lentisco ( <i>Pistacia lentiscus</i> )	Semilla	0	64
Cañaeja ( <i>Ferula communis</i> )	Semilla	0	27
Espantalobos ( <i>Colutea hispanica</i> )	Semilla	0	4
Malva marítima ( <i>Lavatera maritima</i> )	Semilla	0	46
<b>TOTAL</b>		<b>1.654</b>	<b>2.382</b>

\* Número de plantones introducidos al cierre del manual



**Producción de planta en vivero para su uso en el proyecto**

Igualmente, se han colectado en campo las semillas necesarias para las siembras de especies de interés, excepto la gramínea *Dactylis glomerata* que ha sido adquirida por su bajo precio comercial (se emplea como especie pascícola). También se colectaron semillas de diversas quenopodiáceas (*Salsola genistoides*, *Salsola oppositifolia* y *Hammada articulata*), pero su aparente carácter recalcitrante ha impedido la conservación de las semillas en estado viable hasta el momento de la siembra. Las semillas fueron objeto de limpieza (variable según la especie) y conservadas a baja temperatura en frascos herméticos hasta el momento de la siembra.

**Manual de técnicas para la restauración  
de espacios aterrizados en zonas semiáridas**

Especie	Nombre común	Cantidad (gr.)
<i>Anthyllis cytosoides</i>	Albaida	3.582
<i>Atriplex halimus</i>	Salado blanco	137
<i>Capparis spinosa</i>	Tapenera	403
<i>Cistus albidus</i>	Jara	366
<i>Coronilla juncea</i>	Coronilla	250
<i>Dactylis glomerata</i>	Dactilo	10.000
<i>Ephedra fragilis</i>	Efedra	460
<i>Ferula communis</i>	Cañaheja	2.931
<i>Globularia alypum</i>	Coronilla de fraile	285
<i>Lygeum spartum</i>	Albardín	260
<i>Retama sphaerocarpa</i>	Retama de bolas	2.472
<i>Teucrium capitatum</i>	Zamarrilla	395
<i>Helianthemum squamatum</i> (semilla)	Jarilla de escamas	46
<i>H.squamatum</i> (cápsulas)	Jarilla de escamas	223
<b>TOTAL</b>		<b>21.947</b>



**Procesado de semillas empleadas en las siembras**

## PASO 5. Remoción de hojarasca de pino.

### ¿Qué?

Diversas investigaciones han demostrado que la acumulación de hojarasca de pino produce una ralentización de la sucesión vegetal, evitando la implantación de especies endémicas y/o amenazadas, configuradoras de hábitats de interés comunitario.

La remoción de los acúmulos de acículas se ha propuesto como una medida para acelerar la recuperación y diversificación de la cubierta vegetal bajo los pinares.

### ¿Cómo?

Mediante medios manuales (rastrillos, escobas metálicas) se ha procedido a retirar la hojarasca en situaciones donde había acúmulos significativos, básicamente en las zonas de umbría, ya que en las zonas de solana los pinos apenas se han desarrollado. No obstante la remoción de hojarasca no se realiza de manera generalizada, ya que en el muy largo plazo supone un aporte de materia orgánica al suelo.

Esta materia orgánica como tiene una tasa de degradación extraordinariamente lenta ha sido empleada en la ejecución de obstrucciones para la resolución in situ de problemas de erosión.



Retirada de hojarasca de pino carrasco mediante rastrillos para favorecer la regeneración del sotobosque

## PASOS 5 y 6. Corrección de puntos críticos de erosión.

El proyecto incluye la corrección de puntos críticos de erosión mediante dos técnicas complementarias: reducción de la conectividad y mejora de las cualidades del suelo

### Reducción de la conectividad

A través de intervenciones físicas masivas se ha minimizado la conectividad del sistema, cortocircuitando las escorrentías e intentando retener sedimentos y semillas. Las actuaciones han consistido en:

#### a) Ejecución de obstrucciones jerarquizadas

##### ¿Qué?

En el marco del proyecto se han ejecutado obstrucciones jerarquizadas en las zonas que presentaban problemas de erosión con la intención de cortocircuitar las líneas de concentración de flujos, reteniendo semillas y sedimentos.

##### ¿Cómo?

Para la ejecución de las obstrucciones se ha procedido a la creación de obstáculos en los surcos empleando rocas, ramas y hojarasca de pino carrasco. Cuando fue posible, se acompañó de plantación y siembras (véase apartados siguientes) que contribuyeron a reducir las escorrentías por efecto del ahoyado.



Obstrucción de un pipping en una terraza mediante rocas

## b) Diques en cárcavas

### ¿Qué?

En determinados puntos de las terrazas se acumulan las escorrentías, estas pueden llegar a desbordar y fluir libremente por el terraplén, iniciándose entonces la creación de una cárcava y una peligrosa conexión con la terraza inferior, donde se agravará aún más el problema al confluir las escorrentías propias con las procedentes de la terraza superior.

### ¿Cómo?

En la parte superior de las cárcavas se han ejecutado pequeños diques realizados con medios manuales, empleando rocas y tierras (generalmente procedentes de la excavación de aperturas de hoyos). Al igual que en el caso anterior, se reforzó el dique mediante la plantación en banda de plantas autóctonas, particularmente albardín (*Lygeum spartum*) por el denso sistema radicular que presenta esta especie.



Dique y plantación en la coronación de una cárcava para evitar la salida de escorrentías de la terraza. Obsérvese como se han respetado las albardas existentes en el inicio de la cárcava

### c) Fajinas con ramas

#### ¿Qué?

La mayor parte de las terrazas presentan una cierta inclinación que favorece la generación de escorrentías. En ese caso, el agua arrastra sedimentos, materia orgánica y semillas, dificultando la regeneración de la vegetación.

#### ¿Cómo?

Para capturar sedimentos, semillas y materia orgánica, se han establecido fajinas elaboradas con ramas de morera (*Morus alba*) procedentes de poda de los jardines urbanos y cedidas por la Concejalía de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Murcia. Estas fajinas se instalaron en la propia terraza en sentido perpendicular a la pendiente y fueron fijadas al suelo mediante piedras. La cadencia de fajinas fue variable incrementándose en función de la pendiente.



Fajina de ramas de morera acompañada de *Atriplex halimus* instalada para la captura de sedimentos y escorrentías procedentes de una pista. Obsérvese la acumulación de sedimentos finos aguas arriba de la fajina

Intervenciones puntuales con materia orgánica

**¿Qué?**

Incrementar el contenido en materia orgánica de los suelos, ya que la ejecución de las terrazas supone la pérdida de la capa superficial del suelo donde se encuentra la mayor parte de la materia orgánica.

Los suelos de las zonas aterrizadas por su bajo contenido en materia orgánica suelen presentar tendencia al sellado, lo que reduce la infiltración y dificulta la implantación y desarrollo de la vegetación. Asimismo, esta pobreza en carbono orgánico en suelos muy básicos, ambas características propias de suelos degradados en áreas semiáridas, disminuye drásticamente la disponibilidad de macro y micronutrientes para las plantas, ya que estos nutrientes se encuentran en el suelo pero en formas químicas que las plantas no pueden absorber. La adición de materia orgánica supone un aporte neto de nutrientes que en parte pueden quedar secuestrados de manera inmediata en forma no disponible, pero, por otro lado la incorporación de nuevo carbono orgánico hace que la cantidad de nutrientes disponibles se incremente de manera importante.



La enmienda orgánica (obsérvese el estrato oscuro) favorece germinación de semillas como estas gramíneas

### **¿Cómo?**

Para la ejecución de esta actuación se seleccionaron 2 hectáreas de terrazas que resultasen relativamente accesibles y que presentasen problemas de sellado y/o de bajo contenido en materia orgánica.

La materia orgánica empleada en la enmienda fue de origen local y se empleó una mezcla de estiércoles (cerdo, cabra y oveja, caballo) con madera de pino carrasco astillada procedente de trabajos forestales del Parque Regional El Valle-Carrascoy.



**Mezcla de estiércol (dcha.) y restos de trabajos forestales (izq.)**

La enmienda orgánica fue envasada en sacas de 1-1,5 m3 en la planta de tratamiento de estiércoles y distribuida mediante camión-grúa en las terrazas.

Por razones de seguridad y de minimización del impacto, se desechó el uso de maquinaria forestal y la distribución de la materia orgánica se realizó mediante carretilla y pala en una dosis aproximada de 6 kg/m2 de materia fresca. La materia orgánica no se incorporó, sino que fue distribuida en superficie.



**Distribución de sacas con camión grúa (dcha.) aporte de la materia orgánica en las terrazas con carretilla (izq.)**

Parámetro		Resultado y unidades
Humedad	H	38.5 %
Materia orgánica	MO	45.6 %
Carbono	C	19.6 %
<b>Macronutrientes</b>		
Nitrógeno total	N	1.68 %
Fósforo	P	2.60 %
Potasio	K	8.66 %
Calcio	Ca	2.04 %
Magnesio	Mg	0.50 %
Sodio	Na	0.62 %
Azufre	S	1.68 %
<b>Micronutrientes</b>		
Hierro	Fe	4.589 mg/kg
Cobre	Cu	345 mg/kg
Manganeso	Mn	525 mg/kg
Zinc	Zn	777 mg/kg
Molibdeno	Mo	4.4 mg/kg
Boro	B	44 mg/kg
<b>Elementos potencialmente tóxicos</b>		
Cadmio	Cd	< 0.5 mg/kg
Cromo	Cr	21 mg/kg
Níquel	Ni	12 mg/kg
Plomo	Pb	12 mg/kg

Datos referidos a material seca, excepto la humedad que es referida al material fresco

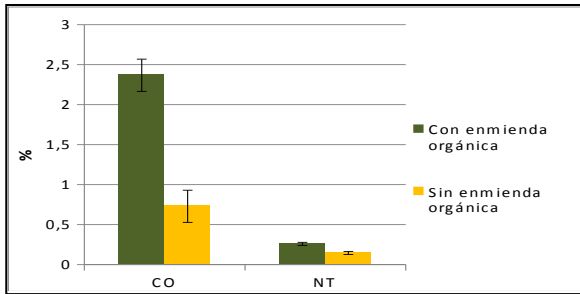
**Composición química de la enmienda orgánica aplicada**

## Resultados preliminares



Toma de muestras

A continuación se presentan los primeros resultados obtenidos del análisis de los suelos objeto de enmienda orgánica. Para la obtención de diferentes parámetros físico-químicos se tomaron muestras pareadas (una con enmienda y otra sin enmienda) en 30 puntos, a los 3 meses de la realización de la enmienda orgánica.

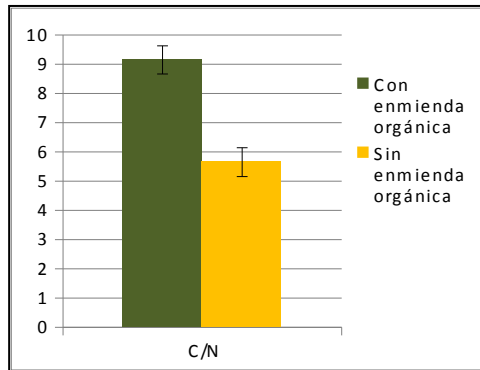


El contenido de Carbono orgánico en parcelas con enmienda orgánica es 3 veces mayor que el contenido en las parcelas sin enmienda. Estos resultados coinciden con los aportados por otros autores, que afirman que las enmiendas orgánicas tienen efectos beneficiosos en la calidad de suelo, incluso a corto plazo (Carpenter-Boggs et al. 2000). No obstante, la materia orgánica aportada en la enmienda constaba de partículas de distinto tamaño, que lo cual afecta a su incorporación al suelo, que atendiendo a las diferencias en contenido en CO de las parcelas enmendadas, no se ha incorporado al suelo, que dado el escaso tiempo transcurrido entre la enmienda y la toma de muestras, es acorde a los resultados esperados, y aumenta el interés de futuros muestreos y análisis para comprobar la evolución de los mismos.

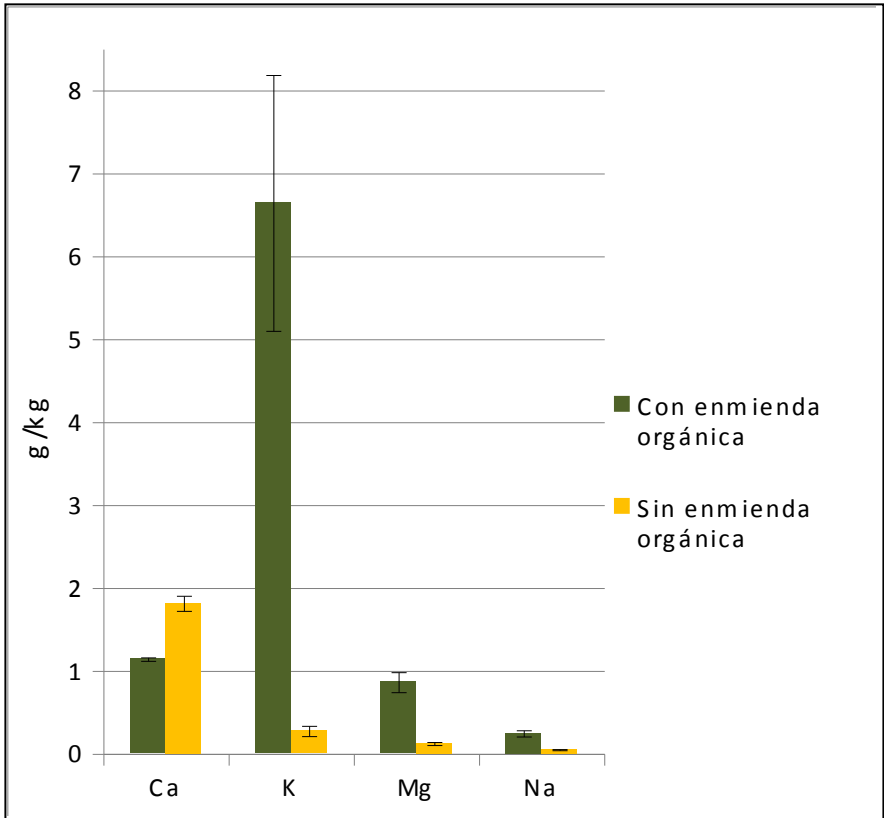
Además, Herencia et al (2007,2008) llegaron a la conclusión de que los contenidos de CO disminuyen en menor medida en los suelos que han recibido enmiendas orgánicas, hecho que resulta de gran importancia en los suelos mediterráneos, donde la materia orgánica es fácilmente oxidable (Bernal et al. 1998; Zalidis et al. 2002). Por otro lado, cabe destacar el papel del suelo en el ciclo del C, dado que almacena

alrededor del 75% del total de CO<sub>2</sub> capturado en los ambientes terrestres (Mermut 2002, Lal 2004). En el caso de las parcelas estudiadas, los valores de CO en las que recibieron enmienda oscilan entre 0.31 y 4.96%, con un valor promedio de 2,37%, frente las parcelas sin enmendar, donde el rango de CO varía entre 0,27 y 1.62% y el valor promedio se sitúa en 0.72%.

El contenido de Nitrógeno Total es casi el doble en parcelas con enmienda, lo cual se debe en parte a los nutrientes aportados por los estiércoles de la enmienda, que contienen NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (Scheller and Raupp 2005; Warman 2005). El N aportado por las enmiendas orgánicas, sin embargo, no es inmediatamente asimilable para las plantas, y debe ser mineralizado, lo cual está íntimamente relacionado con las reservas de CO, y es llevado a cabo por los microorganismos del suelo. Los menores contenidos en las parcelas sin enmienda se pueden atribuir a las extracciones por la vegetación, y también al lavado producido por los riegos (ya que las sales inorgánicas de N son altamente solubles), dado que el lavado debido a las precipitaciones puede descartarse por la escasez de las mismas en el periodo de tiempo transcurrido entre la enmienda y el muestreo.



Por su parte, la relación C/N es inferior a la considerada “adecuada” (C/N=10) tanto en parcelas con enmienda como control, aunque el valor medio en las parcelas enmendadas era mayor que en las parcelas sin enmendar. Aunque los estiércoles dirigen el reciclaje de la materia orgánica del suelo hacia los procesos de humificación (Nardi, 1996), estos bajos valores indican que la mineralización prevalece sobre la humificación en ambos tratamientos, lo que provoca paulatinamente el agotamiento de la materia orgánica en el suelo (Duchaufour, 1984). A ello también podría contribuir el hecho de que la materia orgánica aportada estuviera formada por partículas de gran tamaño, lo cual dificulta la acción de los microorganismos que realizan la humificación y la incorporación de la misma al suelo.



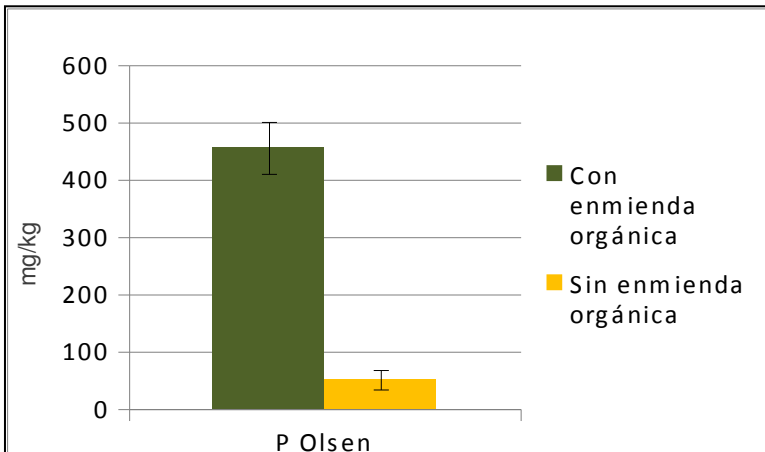
En relación a los macronutrientes, se produce un incremento de Potasio (K), Magnesio (Mg) y Sodio (Na) en las parcelas con enmienda (A), mientras que el Calcio (Ca) es el único cuyo valor medio resulta mas elevado en las parcelas control (B). El orden de abundancia de los micronutrientes es  $K \gg Mg > Ca > Na$ .

El mayor contenido de Ca en las parcelas sin enmienda puede estar relacionado con la litología presente en las parcelas estudiadas, donde además de margas, margocalizas y areniscas pueden observarse yesos (sulfato cálcico) tanto en forma de grandes cristales aislados, como en los taludes, formando estratos cementados. El menor contenido de Ca en zonas donde existe menor concentración de MO ya fue descrito por Schlessinger (1996).

El K es, de estos macronutrientes, el que mayor diferencia muestra entre las parcelas con enmienda y las parcelas control, siendo los valores medios 25 veces mayores en las primeras que en las segundas. Sin embargo, es también el elemento donde mayor error estándar se observa en las parcelas enmendadas, tal como muestran las barras de error, ya que el rango varía entre 0.37-41.48 g/kg. Esto se puede relacionar con la diferente tasa de adición al suelo de la enmienda, tal como se ha comentado anteriormente. Según Schlessinger (1996), los contenidos de K, N y P están altamente autocorrelacionados en las zonas donde se acumula la MO, en ambientes semiáridos. Por otro lado, el K es liberado rápidamente de la MO durante el proceso de mineralización (van Wesemael, 1993).

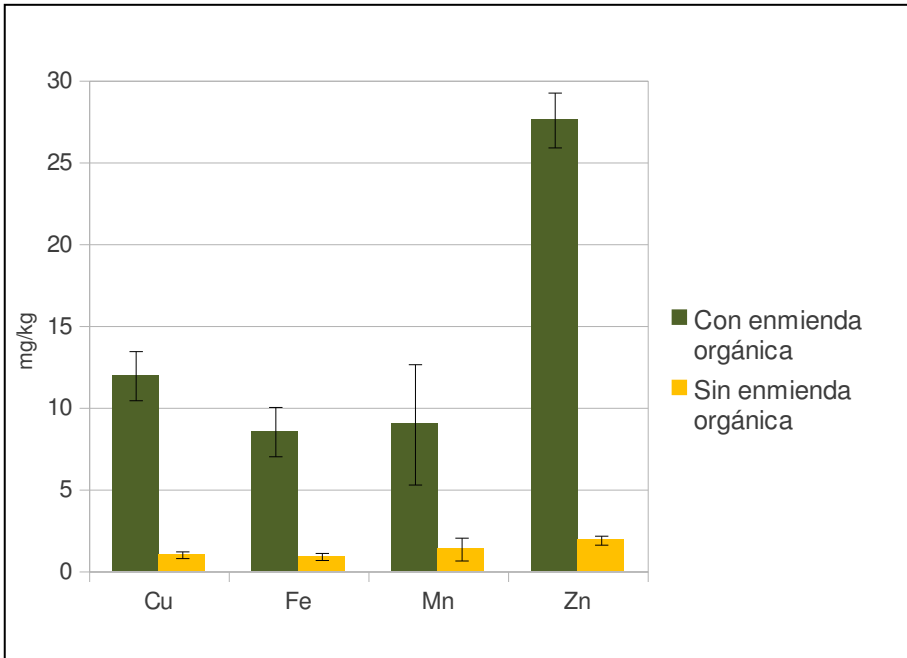
Los valores de Mg en las parcelas con enmienda son 7 veces mayores que los valores medios en las parcelas control, lo cual estaría ligado a la adición de materia orgánica, tal como describen, entre otros autores, Bulluck et al. (2002). El hecho de que el contenido de Mg no muestre diferencias tan notables como el K entre tratamientos, puede deberse a la mayor movilidad del Mg en el suelo en ambientes semiáridos (Harden, 1987; Busacca y Singer, 1989).

El Na mostró valores medios 5 veces superiores en las parcelas con enmienda orgánica que en las parcelas control, relacionados con la mineralización de la MO y la consiguiente liberación de sales, que a su vez contribuye al aumento de la CE en las parcelas enmendadas.



Por su parte, el contenido medio de fósforo (P) asimilable es 9 veces mayor en las parcelas con enmienda (A) que las parcelas control (B).

La cantidad de P en el suelo, tanto en formas orgánicas como inorgánicas, es generalmente escasa. En suelos calcáreos, como es la zona de estudio, donde predominan las margas y marcocalizas, la mayor parte está precipitada en forma de apatito ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) no asimilable por las plantas. De este modo, los valores medios obtenidos en las parcelas con enmienda pueden atribuirse a la acción de los compuestos húmicos en este macronutriente (Bermúdez et al. 1993), lo cual puede explicarse por la liberación de ácidos orgánicos procedentes de la descomposición de las enmiendas que reducirían la precipitación del P en el suelo (Laboski and Lamb, 2003). Los valores relativamente altos encontrados en algunas de las parcelas control pueden estar a su vez relacionadas con la alta variabilidad de este macronutriente.

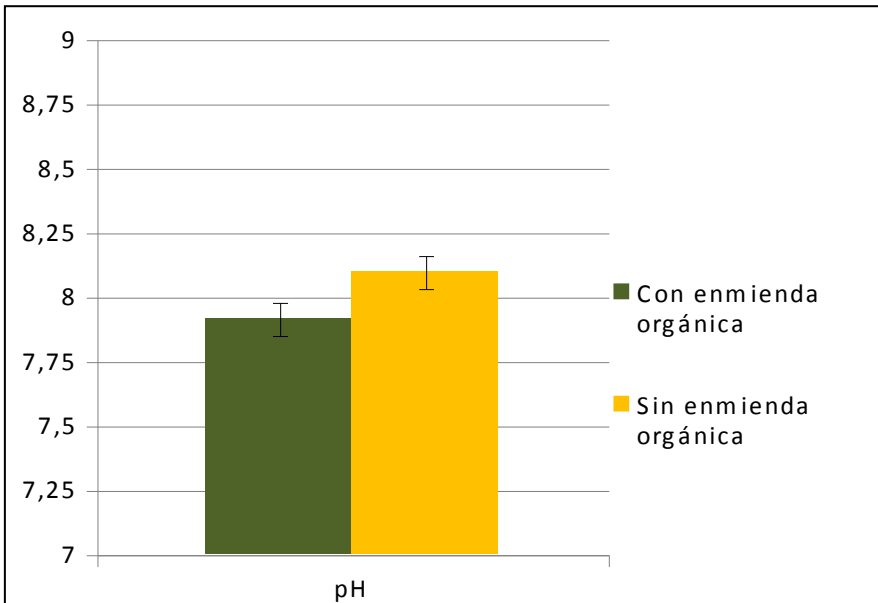


Respecto a los micronutrientes, se observa un incremento del Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeseo (Mn) y Zinc (Zn) en la parcela con enmienda (A) frente a las parcelas control (B). En las parcelas control se observan valores semejantes de los cuatro micronutrientes, mientras que en las parcelas con enmienda, el Zn es el más abundante de los cuatro, seguido por el Cu, mientras que Fe y Mn muestran valores similares.

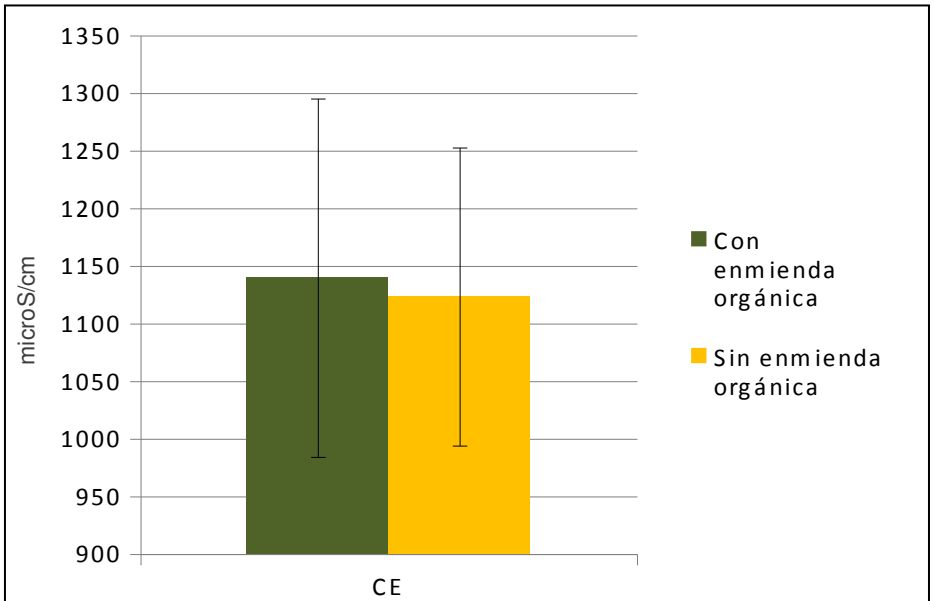
Particularmente, el Cu y el Zn están firmemente ligados a la materia orgánica del suelo formando quelatos, por lo que su aumento en las parcelas enmendadas estaría relacionado con la descomposición de la misma (Gosz, 1976).

El aumento observado en los nutrientes podría deberse no solo al aporte neto al suelo, sino, en algunos casos, al efecto beneficioso de la adición de CO en la disponibilidad de los mismos (Carpenter-Boggs, 2000; Bulluck et al., 2002).

El efecto inmediato de la adición de la enmienda orgánica es un gran aumento de la disponibilidad de los nutrientes. Este aumento ocurre no sólo por el aporte neto al suelo sino también, en algunos casos, porque la adición de carbono orgánico facilita que los nutrientes existentes en el suelo en forma no disponibles pasen a forma disponible. Por ejemplo, cálculos preliminares indican que la dosis neta de K añadido al suelo con la enmienda es del orden de 90 g/m<sup>2</sup> mientras que unas semanas después de la adición de la enmienda el K en forma disponible aumentó de 17.5 g/m<sup>2</sup> a más de 400 g/m<sup>2</sup>. En otros nutrientes como el Zn parte de la adición parece haber quedado secuestrada en forma no disponible, así la dosis neta de Zn añadida al suelo fue de 2.4 g/m<sup>2</sup> y el incremento de Zn disponible de 0.1 g/m<sup>2</sup> a 1.8 g/m<sup>2</sup>. Lo que indica, por un lado que parte del Zn añadido ha quedado secuestrado pero por el otro que el Zn disponible se ha incrementado un 1800% lo que puede tener efectos beneficiosos en la recuperación del ecosistema.



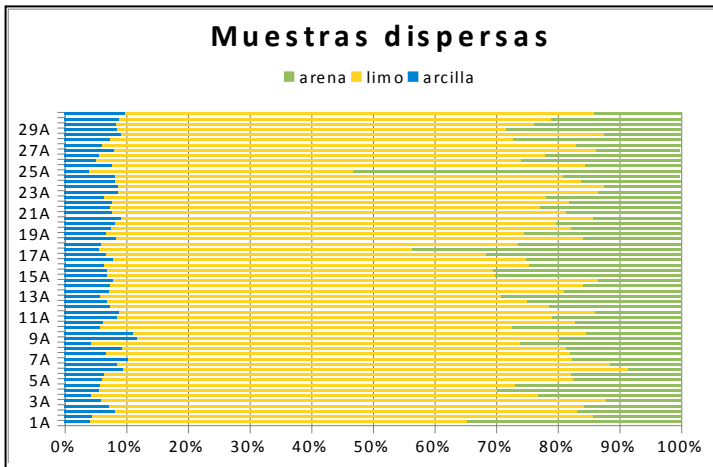
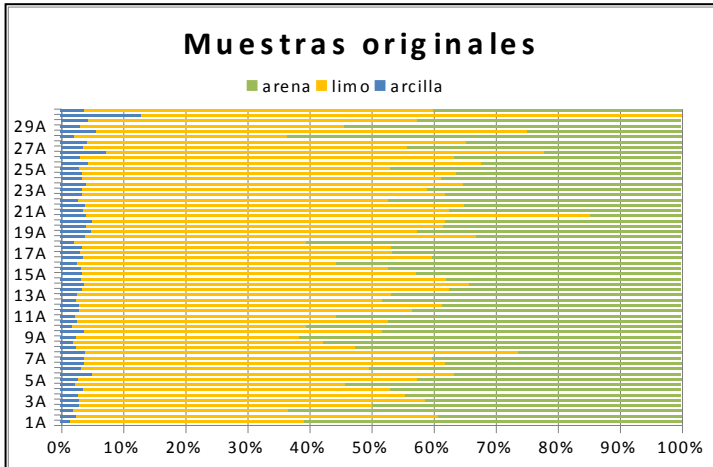
Los valores medios de pH en las parcelas con enmienda orgánica (A) son ligeramente inferiores que los observados en las parcelas control, y es en ambos casos alcalino, situándose alrededor de 8 en ambos casos. Esto indica que no ha sido afectado por la enmienda en el corto periodo de tiempo transcurrido desde el tratamiento, lo cual puede explicarse por la capacidad tamponadora del suelo, relativamente rica en carbonatos. Por otro lado, la respiración de las raíces y los microorganismos del suelo produce CO<sub>2</sub>, que puede inducir menores valores de pH debido a la mayor actividad microbiana en las parcelas tratadas con enmienda orgánica (Melero et al. 2006).



En el caso de la Conductividad Eléctrica (CE), los valores medios en las parcelas con enmienda orgánica (A) son muy similares a los encontrados en las parcelas control (B), aunque mayores en las parcelas tratadas con enmienda. En ambos casos esta variable presenta rangos de valores muy amplios, entre 130 y 3270 microS/cm en las parcelas con enmienda, y entre 118 y 2140 microS/cm en las parcelas control.

Esto puede relacionarse con la liberación de sales solubles debidas a la composición de la materia orgánica. El K, particularmente, influye en el aumento de la CE, siendo además como se ha visto anteriormente, el macronutriente que mostraba un mayor aumento en las parcelas con enmienda orgánica respecto las parcelas control (Hao y Chang, 2003).

Los aumentos en la salinidad, por otro lado, están ligados a las propiedades físicas del suelo, tales como la estructura, la conductividad hidráulica, la permeabilidad y el aumento de la erodibilidad (Miller and Scifres, 1988; Auerswald et al., 1996), debido a la dispersión de las arcillas. Aunque se ha observado durante los muestreos una baja conductividad hidráulica en las parcelas, aún no se han obtenido resultados a este respecto en el laboratorio.



La determinación del tamaño de las partículas menores de 2 mm se realizó tanto en las muestras originales (fracción menor a 2 mm), procedentes del tamizado, como en las muestras dispersas con hexametáfosfato sódico, previa eliminación de la Materia orgánica con peróxido de hidrógeno. En ninguno de los dos casos se observan

diferencias entre las parcelas tratadas con enmienda orgánica y control, por lo que se descarta el papel de la materia orgánica en la formación de agregados.

En ambas determinaciones, el limo es la fracción predominante (partículas entre 2 y 50  $\mu\text{m}$ ), lo cual afecta a la erodibilidad de los suelos, dado que se trata de partículas de pequeño tamaño. A pesar de que las arcillas tienen también un diámetro reducido, los limos no forman agregados de mayor tamaño ni interactúan entre sí y la materia orgánica debido a las cargas superficiales, por lo que son muy susceptibles a la erosión (alto factor K de la ecuación USLE).

Al comparar la distribución de las partículas en las muestras originales y las muestras dispersas, se observa un aumento en la muestra dispersa de la fracción arcilla, que procede de la disgregación de los limos más finos. Sin embargo, la proporción de limos aumenta también al disgregarse las arenas más finas. Es importante destacar que, dada la litología margosa y margocaliza de la zona de estudio, sería de esperar una mayor importancia de la fracción arcilla en las muestras dispersas; por el contrario, el reducido porcentaje de las mismas induce a pensar que las muestras no se han dispersado correctamente, posiblemente por la influencia de los yesos encontrados en tanto en forma de cristales aislados, de mayor o menor tamaño, en las parcelas estudiadas, como los estratos cementados visibles en los taludes cercanos.



## PASO 7. Implantación de flora autóctona en los aterrazamientos

### Plantación de plantas autóctonas

En la zona de proyecto, se llevó a cabo la plantación en más de 5 hectáreas de monte aterrizado con más 4.000 plántones de 16 especies diferentes, ubicándolas en diferentes microambientes, según sus requerimientos ecológicos y objetivos perseguidos.

Especies	Uso principal en las plantaciones
Albardín ( <i>Lygeum spartum</i> )	Básicamente solanas. Terrazas con problemas de erosión y baja cobertura vegetal, incluso suelos poco profundos
Salado blanco ( <i>Atriplex halimus</i> )	Principalmente solanas, pero en suelos generalmente profundos y con ciertas disponibilidades hídricas por acumulación de escorrentías.
Lastón ( <i>Brachypodium retusum</i> )	Base de cárcavas y canales de drenaje.
Escobón ( <i>Dorycnium retusum</i> )	Solanas y umbrías.
Belcho ( <i>Ephedra fragilis</i> )	Solanas y umbrías, incluso suelos poco profundos.
Taray ( <i>Tamarix canariensis</i> )	Puntos con hidromorfía.
Acebuché ( <i>Olea europaea</i> )	Umbrías con matorrales de cierta entidad.
Romero ( <i>Rosmarinus officinalis</i> )	Principalmente, solana y zonas con baja cobertura vegetal.
Salado negro ( <i>Salsola oppositifolia</i> )	Solanas, zonas con suelos profundos y ciertas disponibilidades hídricas por acumulación de escorrentías.
Retama ( <i>Retama sphaerocarpa</i> )	Solanas con suelos profundos.
Esparto ( <i>Stipa tenacissima</i> )	Básicamente solanas. Terrazas con problemas de erosión y baja cobertura vegetal, incluso suelos poco profundos.
Albaida ( <i>Anthyllis cytosoides</i> )	Básicamente solanas. Terrazas con problemas de erosión y baja cobertura vegetal, incluso suelos poco profundos.
Lentisco ( <i>Pistacia lentiscus</i> )	Umbrías con matorrales de cierta entidad.
Cañaja ( <i>Ferula communis</i> )	Principalmente, solanas.
Espantalobos ( <i>Colutea hispanica</i> )	Umbrías con matorrales de cierta entidad
Malva marítima ( <i>Lavatera maritima</i> )	Solana, principalmente zonas rocosas incluso suelos poco profundos



**Plantación en el entorno de una cárcava**

El método de implantación seleccionado fue ahoyado manual por razones de seguridad y para evitar alteración de la vegetación e incremento de los procesos erosivos. Los hoyos ejecutados tuvieron unas dimensiones aproximadas de 0,4x0,4x0,4 m, lo cual fue viable gracias a la escasa consistencia del terreno margoso (aunque existen algunos afloramientos rocosos). En determinadas ocasiones, para retener escorrentías o corregir las cárcavas en su coronación se realizaron plantaciones en bandas (zanjas) donde se implantaron varios ejemplares.

En todos los hoyos, se ejecutaron los correspondientes alcorques o bien la planta quedó a un nivel inferior al suelo para garantizar la retención de escorrentías. La mayor parte de las plantas se dotaron de protectores para evitar los daños por conejos (que resultan particularmente abundantes en la zona de proyecto). Las plantas más apetecibles para los conejos fueron *Atriplex halimus*, *Salsola oppositifolia*, *Lygeum spartum*, y *Colutea hispanica*.



**Protectores para evitar daños por conejos.**



En las terrazas accesibles, se realizaron riegos de socorro durante el verano de 2012 con un remolque cuba con una periodicidad de 20-30 días y una dosis de riego de 5-8 litros aproximado por hoyo.

**Riegos de socorro durante el verano de las plantaciones**

Resultados preliminares

SUPERVIVENCIA	% Con riego (n=844)	% Sin riego (n=332)
Total	63,27	44,27
<b>Por especie</b>		
Albardín ( <i>Lygeum spartum</i> )	66,03	46,32
Escobón ( <i>Dorycnium pentaphyllum</i> )	15,11	15,90
Belcho ( <i>Ephedra fragilis</i> )	92,45	71,01
Salado blanco ( <i>Atriplex halimus</i> )	75,00	42,86
Acebuche ( <i>Olea europaea</i> )	90,91	-
Lastón ( <i>Brachypodium retusum</i> )	46,67	26,32
No identificados	5,21	0,90

Resultados del muestreo de supervivencia de plantones de introducidos en la  
temporada 2011-2012



Plantas con riego de socorro un año después de su implantación: Ejemplar de *Atriplex halimus* que ha superado en un año la talla de los pinos plantados hace décadas

Del muestreo de 1.176 plántones (844 plántones en 21 terrazas con riego y 332 plántones en 6 terrazas sin riego) realizado en el otoño de 2012 (tras el primer verano), se han obtenido algunos resultados útiles respecto al establecimiento de las plantas en zonas aterrizadas.

A la hora de analizar los resultados obtenidos conviene tener en cuenta el pequeño tamaño muestral ( $n < 30$ ) de determinadas especies como el lastón (*Brachypodium retusum*), el salado blanco (*Atriplex halimus*) sin riego y el acebuche (*Olea europaea*). Además, las especies sin riego no tuvieron enmienda orgánica durante el primer año de implantación, mientras que la mayor parte de los ejemplares con riego sí recibieron enmienda orgánica.

Si bien el riego de socorro en verano (acompañado en la mayor parte de los casos por enmienda orgánica) incrementó la supervivencia al primer verano de manera estadísticamente significativa para todas las especies salvo para el escobón (*Dorycnium pentaphyllum*). Además y aunque no se dispone de datos cuantitativos, las plantas con riego alcanzaron aparentemente mayor tamaño.



**Belcho (*Ephedra fragilis*) de unos 40 cm de altura un año después de su plantación**

Respecto a la supervivencia por especies fue el belcho (*Ephedra fragilis*) la que presentó una mayor tasa de arraigo tanto con riego (92,45 %) como sin riego (71,01 %), siendo estos valores similares a los obtenidos por Padilla et al. (2004) para esta especie en la reforestación de tierras agrarias bajo condiciones semiáridas en Almería.



Acebuches (*Olea europaea*)

Por su parte, el acebuches (*Olea europaea*) presentó una elevada supervivencia. No obstante, debe tenerse en cuenta que se plantaron pocos ejemplares y, por tanto, los datos pueden no ser representativos. Además, los acebuches se ubicaron prioritariamente en las umbrías más húmedas de la zona de proyecto, lo que debió contribuir a incrementar la supervivencia observada. No obstante, se trata de una especie de la que se conoce su elevada tasa de arraigo en reforestaciones (Del Campo y Navarro, 2004).

El salado blanco (*Atriplex halimus*) también presentó una elevada tasa de arraigo, siendo especialmente llamativa con riego (75 %) (sin riego se plantaron muy pocos ejemplares por lo que los datos resultan poco significativos). Conviene recordar que esta especie fue implantada preferentemente en zonas con cierta disponibilidad hídrica por concentración de escorrentías y generalmente con suelos profundos. Aunque Bienes et al. (2010) encontraron que ejemplares plantados de *A. halimus* en margas yesíferas reducían la escorrentía y pérdida de suelo, su empleo en la restauración de aljczares ha sido criticada por considerarlo una especie ajena a los matorrales gipsófilos (Mota, Sánchez-Gómez & Guirado, 2011).

Entre las especies empleadas de forma masiva y de las que no se han obtenido los resultados esperados se encuentran el albardín (*Lygeum spartum*) y el escobón (*Dorycnium pentaphyllum*).

El albardín (*Lygeum spartum*) fue la especie más empleada y ha mostrado una supervivencia del 66,03 % con riego y del 46,32 % sin riego. En este caso, debe tenerse en cuenta que al ser considerada una especie de “restauración” se empleó de forma generalizada en las situaciones más adversas para la colonización vegetal: zonas de solana, áreas con problemas de erosión y baja cobertura vegetal, incluso en suelos poco profundos.

Más llamativo aún resultan los pobres resultados obtenidos con el escobón (*Dorycnium pentaphyllum*) que ha presentado unos porcentajes de supervivencia

bajos y muy similares tanto con o sin riego. Estos pobres resultados contrastan con los resultados obtenidos en otras experiencias que la reconocen como una especie muy resistente y de fácil implantación (Robledo, Navarro & Correal, 2004) y colonización (Etxeberria & Ibáñez, 2005) para restauración: Incluso se ha descrito su sencillo establecimiento para su aprovechamiento como especie forrajera (Ramos et al. 2011).

### Siembra de semillas de especies autóctonas



**Preparación de las semillas para la siembra**

enterramiento de las semillas y así facilitar su germinación o incorporación al banco de semillas del suelo. Al haberse realizado la siembra en el otoño invierno de 2012 no se dispone de resultados de esta acción.

Complementariamente a la plantación de especies autóctonas, se ha llevado a cabo la siembra de más de 20 kg de semillas de diversas (véase apartado PASO 4. Selección y obtención de material vegetal: plantas y semillas.) a una dosis de entre 2-5 gr/m<sup>2</sup> tanto en las terrazas como en los taludes, alcanzando una superficie próxima a las 0,8 hectáreas. Para lograr una mejor distribución en superficie, las semillas fueron mezcladas con serrín. Cuando fue posible, se rastrilló el suelo para proceder al

# 4

## REFERENCIAS

Anónimo, 2005. *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales Parque Regional Carrascoy y El Valle. Aprobación inicial. Orden de 18 de mayo de 2005 de la Consejería de Industria y Medio Ambiente.* Dirección General de Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente.

[http://www.murcianatural.carm.es/c/document\\_library/get\\_file?uuid=3ef23321-e630-42e4-8523-0541ebc65dda&groupId=14](http://www.murcianatural.carm.es/c/document_library/get_file?uuid=3ef23321-e630-42e4-8523-0541ebc65dda&groupId=14)

Auerswald, K., Kainz, M., Angermuller, S., Steindl, H., 1996. Influence of exchangeable potassium on soil erodibility. *Soil Use Manage.* 12, 117–121.

Belmonte Serrato, F.; Romero Díaz, A.; López Bermúdez, F.; Barberá, G.G. 1998; Interceptación en matorral Mediterráneo semiárido: algunos resultados obtenidos en el Área Experimental “El Ardal” Cuenca de Mula (Murcia). *Cuadernos Geográficos de la Universidad de Granada*, 28: 223–234.

Bellot, J. Sanchez, J.R., Chirino, E., Hernández, N., Abdelli, F. & Martínez, J.M. 1999. Effect of different vegetation type cover on the soil water balance in semi-arid areas of South Eastern Spain. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere* Volume 24, Issue 4, 353–357

Bellot, J., Maestre, F.T., Chirino, E., Hernández, N. and de Urbina, J.O. 2004. Afforestation with *Pinus halepensis* reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 25:7-15.

Bellot, J.; Sanchez, J.R.; Chirino, E.; Hernandez, N. Abdelli, F. & Martinez, J.M. 1999. Effect of different vegetation type cover on the soil water balance in semi-arid areas of South Eastern Spain. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere.* Volume 24, Issue 4, 353–357.

Bermúdez, D., Juárez, M., Sánchez-Andreu, J. y Jordá, J. 1993. Role of EDHA and humic acids on the solubility of soil phosphorus. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 24 (7 & 8) 673/683.

Bernal MP, Sánchez-Monedero MA, Paredes C, Roig A. 1998: Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agr Ecosyst Environ.* 69: 175-189.

Bienes, R., Ruiz, M. & Marqués, M.J. 2010. Pérdida de suelo, fósforo y materia orgánica por erosión hídrica en parcela revegetadas con matorral autóctono bajo clima semiárido. *Rev. de Ciências Agrárias* v.33 n.1 Lisboa.

Bodyak, M. 2004. Silvicultural characteristics and natural regeneration of *Pinus brutia* Ten.—a review. *Plant Ecology* 171:153–163.

Braquehais, A., Carrasco, A., Parra, J., Ramírez, J., Segovia, J.A., Villuendas, A. 1977. Aterrazado con subsolado. In Navarro M (ed.). *Técnicas de forestación*, ICONA, Ministerio de Agricultura: Madrid.

Busacca, A.J.; Singer, M.J. 1989. Pedogenesis of a chronosequence in the Sacramento Valley, California, U.S.A., II. Elemental chemistry of silt fractions. *Geoderma*, 44:43-75

Bulluck LR, Brosius M, Evanylo GK, Ristaino JB. 2002. Organic and synthetic fertility amendments influence soil microbial, physical and chemical properties on organic and conventional farms. *Applied Soil Ecology.* 19 (2): 147-160.

Carpenter-Boggs L, Kennedy AC, Reganold JP. 2000. Organic and biodynamic management. Effects on soil biology. *Soil Sci Soc Am J.* 64: 1651–1659

Castillo, V., Barberá, G.G., Mosch, W., Navarro Cano, J.A., Conesa, C., López Bermúdez, F., 2002. Seguimiento y Evaluación de los trabajos de restauración hidrológico-forestal, III. En: López Bermúdez (Ed.), *Seguimiento y evaluación de los efectos sobre el medio natural de la sequía y los procesos erosivos en la Región de Murcia*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia, Murcia, pp. 166–233.

Chaparro, J. 1994. *Consecuencias ambientales de repoblaciones forestales mediante aterrazamientos en ambientes semiáridos*. Tesis de licenciatura. Universidad de Murcia.

de Baets, S., Poesen, J., Knapen, A., Barberá, G.G., Navarro, J.A., 2007 Root characteristics of representative Mediterranean plant species and their erosion-reducing potential during concentrated runoff. *Plant and Soil*, 294, 164-183.

Del Campo, A. y Navarro, R. 2004. Calidad de lotes comerciales de acebuches (*Olea europaea* var. *silvestris* Brot.) evaluación de su respuesta en campo. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias*

Forestales, Nº. 17, (Actas de la III Reunión sobre Repoblaciones Forestales), 43-49.

<http://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2979458.pdf>

Duchaufour, P., 1976. Dynamics of organic matter in soils of temperate regions: its action on pedogenesis. *Geoderma*, 15:31-40.

Etxeberría, M. & Ibáñez, R. 2005. Colonización espontánea de taludes de desmonte sobre margas en Navarra: establecimiento y fuente de diásporas. *Publicaciones de Biología, Universidad de Navarra, Serie Botánica*, 16: 53-70. <http://dspace.unav.es/dspace/bitstream/10171/8018/1/n16a4.pdf>

Fernández, C., B. Lelong, B. Vila, J.-P. Mévy, C. Robles, S. Greff, S. Dupouyet, and A. Bousquet-Mélou. 2006. Potential allelopathic effect of *Pinus halepensis* in the secondary succession: an experimental approach. *Chemoecology* 16:97-105.

Fernández, C., S. Voirot, J.P. Mevy, B. Vila, E. Ormeño, S. Dupouyet, and A. Bousquet-Melou. 2008. Regeneration failure of *Pinus halepensis* Mill.: the role of autotoxicity and some abiotic environmental parameters. *Forest Ecology and Management* 255: 2928-2936.

García -Abril, A. Yoldi, L., Canga, J.L. 1989. La repoblación forestal, pp 237-277., en ADENA/WWF España (Ed.). *El libro rojo de los bosques españoles*.

García Pérez, J.D., 1999. Rhetoric and reality of reforestation methods for soil and water conservation in Guadalajara (Spain). *Land Degrad. Dev.* 10, 111-122.

Gasque, M., García-Fayos, P., 2003. Interaction between *Stipa tenacissima* and *Pinus halepensis*: consequences for restoration and the dynamics of grass steppes in semi-arid Mediterranean areas. *Forest Ecology and Management* 189, 251-261.

Goberna, M., Insam, H., Klammer, S., Pascual, J.A., Sánchez, J. 2005. Microbial Community Structure at Different Depths in Disturbed and Undisturbed Semiarid Mediterranean Forest Soils. *Microbial ecology*. Volume 50, 315-326.

Gosz, J.R. 1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook Forest. *Oecología*, 22: 305-320

Hao, X., Chang, C. 2003. Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern Alberta? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94: 89-103.

Harden, J.W., 1987. Soils Developed on Granitic Alluvium Near Merced, California. *U.S. Geological Survey Bulletin* 1590-A, Washington DC. 121 pp.

Herencia J F, Ruiz JC, Melero S, García-Galavis PA, Morillo E y Maqueda C. 2007. Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. *Agron J*. 99: 973-983.

Herencia, JF, Ruiz JC, Melero S, Maqueda C, García-Galavis PA. 2008. A short-term comparison of organic v. conventional agriculture in a silty loam soil using two organic amendments. *J Agr Sci*. 146: 365-374.

Herrero-Borgoñón, J.J. & Rubio, J.L. 1994. *Impacto de las técnicas forestales de repoblación sobre los procesos erosivos y la fertilidad del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*. Serie Divulgació Técnica. Conselleria D'Agricultura, Pesca i Alimentación. Generalitat Valenciana.

Laboski CAM, Lamb JA. 2003. Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. *Soil Sci Soc Am J*. 67: 544-554.

Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 123: 1-22.

Maestre, F.T., 2002. *La restauración de la cubierta vegetal en zonas semiáridas en función del patrón espacial de factores bióticos y abióticos*. Dissertation, Universidad de Alicante, Alicante.

Maestre, F.T., Cortina, J., Bautista, S., Bellot, J., 2003. Does *Pinus halepensis* facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestations? *Forest Ecology and Management* 176, 147-160. [dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2980539.pdf](http://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/2980539.pdf)

Martínez de Azagra, A., Mongil, J., Fernández de Villarán, R. 2002. Estudio hidrológico del aterrizado con subsolado mediante el modelo MODIPÉ. *Ecología*, 16:37-44.

Mermut A.R. 2002. Carbon Sequestration and its Importance for Arid and Desert Environments. In: Faz A, Ortiz R, and Mermut AR, editors. *Sustainable use and management of soils in Arid and semiarid regions*. Murcia: Quaderna. p. 210-220.

- Miller, W.P., Scifres, J., 1988. Effect of sodium nitrate and gypsum on infiltration and erosion of a highly weathered soil. *Soil Sci.* 145, 304–309.
- Nardi, S., Concheri, G., Dell'Agnola, G. 1996. Biological Activity of Humus. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*, 361-406
- Mota, J, Sánchez-Gómez, P & Guirado, J. (eds.) 2011. *Diversidad Vegetal de las Yeseras ibéricas. El reto de los archipiélagos edáficos para la biología de la conservación*. ADIF-Mediterráneo consultores, SL. Almería. 636 pp.
- Navarro-Cano, J.A., Barberá, G.G.; Castillo, V. 2004. Restauración ecológica en ambientes semiáridos: nuevos planteamientos para viejos problemas. *Actas del III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*. 15-30.
- Navarro-Cano, J.A., Barberá, G.G., Ruiz-Navarro, A., Castillo, V.M. 2009. Pine plantation bands limit seedling recruitment of a perennial grass under semiarid conditions. *Journal of Arid Environments* 73: 120–126
- Navarro-Cano, J.A., Barberá, G.G., Castillo, V. 2010. Pine Litter from Afforestations Hinders the Establishment of Endemic Plants in Semiarid Scrubby Habitats of Natura 2000 Network. *Restoration Ecology*. Vol. 18, No. 2, pp. 165–169
- Nektarios, P. A., Economou, G. & Avgoulas, C. 2005. Allelopathic effects of *Pinus halepensis* needles on turfgrasses and biosensor plants. *HortScience* 40:246–250.
- Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., Marín, R, Hervás, M., y Ortega, R. 2004. El uso de especies arbustivas para la restauración de la cubierta vegetal en ambientes semiáridos. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 17 (Actas de la III Reunión sobre Repoblaciones Forestales), 103-107
- Ramos, M. E.; Robles, A.B.; Ruiz-Mirazo, J. & González-Rebollar, J.L. 2011. Respuesta al abonado, acolchado y ramoneo de tres arbustos forrajeros en ambientes semiáridos. *Pastos, paisajes culturales entre tradición y nuevos paradigmas del siglo XXI: L Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (SEEP); Toledo (España)*, 607-612. <http://digital.csic.es/bitstream/10261/42823/1/Arbustos%20SEEP2011.pdf>
- Robledo, A., Navarro, J.A. & Correal, E. 2004. Revegetación de terraplenes en la autovía de Molina (Murcia). *Actas del Segundo Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia*. ANSE, 71-77.
- Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F. & Ruiz Sinoga, J.D., 2010. The geomorphic impact of afforestations on soil erosion in Southeast Spain. *Land Degradation and Development* 21(2): 188–195.
- Ruiz-Navarro, A.; Barberá, G., G.; Navarro-Cano, J.A.; Albaladejo, J. & Castillo, V.M. 2009. Soil dynamics in *Pinus halepensis* reforestation: Effect of microenvironments and previous land use. *Geoderma* 153: 353–361.
- Ruiz Sinoga, J.D., Romero Díaz, M.A., Belmonte-Serrato, F., Alonso Sarría, F. 2011. Gullies development in afforested slopes in Southeastern Spain. *Landform Analysis*, Vol. 17: 173–176.
- Scheller E, Raupp J. 2005. Amino acid and soil organic matter content of topsoil in a long term trial with farmyard manure and mineral fertilizer. *Biol Agric Hortic.* 22: 379–397.
- Serrada, R. 1990. Consideraciones sobre el impacto de la repoblación forestal en el suelo. *Ecología* 1: 453-462.
- Shi, S. & Gu, J.X., 2007. Ecohydrological functions of litter in three main plant communities on Songen grassland. *Chin. J. Appl. Ecol.* 18, 1722–1726.
- Soria, J.M.; Caracuel, J.E.; Corbí, H.; Dinarès-Turell, J.; Lancis, C.; Tent-Manclús, J.E. y Yébenes, A. 2007. Estratigrafía y biomagnetoestratigrafía del Messiniense en la sección del Garruchal (Cuenca del Bajo Segura). Implicaciones para la crisis de salinidad del Mediterráneo. *Geogaceta*, 41. 215-218.
- Ternan, J.L., Williams, A.G., Elmes, A., Fitzjohn, C., 1996. The effectiveness of bench-terracing and afforestation for erosion control on raña sediments in central Spain. *Land Degradation & Development*, Vol. 7, 337-351.
- Van Wesemael, B., 1993. Litter decomposition and nutrient distribution in humus profiles in some Mediterranean forests in southern Tuscany. *For. Ecol. Manage.* 57, 99–114.
- Warman PR. 2005. Soil fertility, yield and nutrient contents of vegetable crops after 12 years of compost or fertilizer amendments. *Biol Agric Hortic.* 23: 85–96.

VVAA. 2007. Combatiendo la Degradación de Tierras con Técnicas de Mínima Intervención: La Estrategia de Reducción de la Conectividad. Universidad de Portsmouth. [http://www.port.ac.uk/research/recondes/practicalguidelines/filetodownload\\_93016.en.pdf](http://www.port.ac.uk/research/recondes/practicalguidelines/filetodownload_93016.en.pdf)

Williams, A.G., Terman, J.L., Elmes, A., del Tánago, M.G. & Blanco, R., 1995. A field study of the influence of land management and soil properties on runoff and soil loss in central Spain. *Environ. Monit. Assess.* 37, 333–345.

Yassaglou, N.J. 1998. History of desertification in the European Mediterranean. En Enne, G.; D'Angelo, M. y Zanolla, C. (editors). *Indicators for Assesin Desertification in the Mediterranean*: 9-15. ANPA. Sassari.

Zalidis G., Stamatiadis S, Takavakoglou V, Eskridge K, Misopolinos N. 2002 . Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agr Ecosyst. Environ.* 88:137–146.

### AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de este proyecto ha sido posible gracias al apoyo y participación de muchas personas y entidades. A todos ellos nuestro más sincero agradecimiento y reconocimiento, sin ellos todo hubiera sido más difícil.

En primer lugar, la Fundación Biodiversidad colaboró en el desarrollo del proyecto a través de la convocatoria de ayudas de 2011 y la técnico Raquel Palomeque resolvió todas las dudas que surgieron a lo largo del proyecto.

El apoyo como supervisor científico del CEBAS-CSIC ha sido muy útil para el proyecto y ha permitido contar con el apoyo de investigadores como Miguel A. Sánchez Monedero, experto en enmiendas orgánicas o Antonio Ruiz.

Por otro lado, un buen número de personas de la Asociación de Naturalistas del Sureste han apoyado en campo o en vivero el desarrollo del proyecto especialmente Pedro García Moreno, Juan Fco. Martínez Pérez y Juan Manuel Ibáñez González. Además, Carmen Martínez Saura desarrolló la parte divulgativa y de diseño del proyecto.

Igualmente, un puñado de voluntarios como Marcos, César, MariPaz, Alejandro, Laura, Álvaro, etc han apoyado y colaborado desinteresadamente en el desarrollo del proyecto en el campo.

Muy relevante para la consecución de los objetivos del proyecto fue el apoyo de personas que han cumplido penas de Trabajos en Beneficio a la Comunidad en ANSE en virtud de un convenio con el Ministerio del Interior.

También resultó crucial el apoyo de Rafael Ruiz Peña, alumno que desarrolló las prácticas de un módulo del CIFEa de Torre Pacheco, apoyando el presente proyecto.

La Dirección General de Medio Ambiente autorizó y permitió el desarrollo del proyecto en un monte de utilidad pública, particularmente resultó relevante el apoyo prestado por María Monteagudo, Miguel Chamón y Gemma Sánchez. Igualmente, los viveros de la Comunidad Autónoma cedieron algunos plantones de especies autóctonas.

Por su parte, la Concejalía de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Murcia suministró gratuitamente los restos de podas de arbolado urbano para la ejecución de fajas.

Además, los regantes suministraron el agua empleada en los riegos de socorro lo que permitió incrementar la supervivencia de la planta en un año particularmente complicado.

Finalmente, no debemos olvidar a los asistentes al encuentro organizado en el marco del proyecto que ha permitido el intercambio de información e ideas para la restauración de los espacios aterrazados.

A todos ellos, muchas gracias por su apoyo