

# Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la topografía en la composición de especies vegetales sobre las escombreras mineras de carbón del norte de España

TRABAJO FIN DE MÁSTER - JUNIO 2012

Máster en  
Investigación en Ingeniería para la Conservación  
y el Uso Sostenible de Sistemas Forestales



**Daphne López Marcos**

Dirigido por las Dras.

Dña. Carolina Martínez Ruíz

Dña. M<sup>a</sup> Belén Turrión Nieves





---

**Universidad de Valladolid**  
**Campus de Palencia**

**Escuela Técnica Superior de  
Ingenierías Agrarias**

**Master en Investigación en Ingeniería para la  
Conservación y Uso Sostenible de Sistemas Forestales**

**Influencia de la heterogeneidad edáfica y de la  
topografía en la composición de especies  
vegetales sobre escombreras mineras de  
carbón del norte de España**

Alumna: Daphne López Marcos

Tutora: Dra. Carolina Martínez Ruiz

Cotutora: Dra. María Belén Turrión Nieves

VB<sup>0</sup>

**Junio, 2012**



*Restoration is an acid test of our ecological understanding*  
(Bradshaw, 1983)



## Agradecimientos

*Quiero expresar mi agradecimiento a las Dras. Carolina Martínez Ruiz y M<sup>a</sup> Belén Turrión Nieves, por su dedicación y entrega a este trabajo y por darme la oportunidad de trabajar y aprender a su lado. Quiero agradecer a Dña. Carmen Blanco de Castro y D. Juan Carlos Arranz Moral su ayuda en la etapa de laboratorio y poner así de manifiesto la importante labor de los técnicos de laboratorio en el desarrollo de cualquier investigación, ya que sin su trabajo previo el nuestro sería imposible. Agradecer al Dr. Josu González Alday su ayuda en la etapa del tratamiento estadístico con R, y por abrir la brecha de la investigación en la restauración de minas de la provincia de Palencia, ya que su trabajo previo desarrollado en este ambiente ha sido de gran ayuda para el desarrollo de éste. Agradecer también a los compañeros y amigos que hicieron posible el trabajo de campo: Luis Alfonso Ramos Calvo y Elena López Laureiro y a esta última también por su ayuda en el diseño de la portada. Por último, agradecer a las personas que sin saberlo me sirven de apoyo diario para continuar e intentar mejorar: mis padres, María José y Alberto y, por supuesto, mi compañero en la vida: Luis.*



## Índice

0.- Resumen.....	1
1.- Antecedentes.....	2
2.- Objetivos.....	4
3.- Material y métodos.....	4
3.1.- Área de estudio.....	4
3.2.- Muestreo de vegetación y suelos, y caracterización topográfica.....	6
3.3.- Análisis físico-químico de los suelos.....	8
3.4.- Tratamiento de los datos.....	8
4.- Resultados.....	10
4.1.- Caracterización edáfica.....	10
4.1.1.- Descripción del perfil encontrado en la ladera minera restaurada.....	10
4.1.2.- Descripción del perfil encontrado en el bosque adyacente.....	10
4.1.3.- Diferencias edáficas y topográficas entre la ladera minera y el bosque.....	11
4.1.4.- Diferencias edáficas y topográficas dentro de la ladera minera restaurada.....	13
4.2.- Diferencias en vegetación entre las comunidades de bosque y ladera restaurada....	15
4.2.1.- Diferencias en cobertura y porcentaje de suelo descubierto.....	15
4.2.2.- Diferencias en composición florística.....	15
4.2.3.- Influencia de las variables edáficas y topográficas.....	18
4.3.- Diferencias en vegetación entre las comunidades de la ladera restaurada.....	20
4.3.1.- Diferencias en composición florística.....	20
4.3.2.- Influencia de las variables edáficas y topográficas.....	21
4.3.3.- Patrones de respuesta de las especies.....	23
6.- Discusión.....	24
7.- Conclusiones.....	28
8.- Bibliografía.....	28



## 0.- Resumen

La restauración de las escombreras mineras es un reto para los profesionales de este campo. La elevada heterogeneidad edáfica y topográfica que se da en ellas genera condiciones muy variables que determinan cambios en la composición florística. Una mejor comprensión de las limitaciones ecológicas en estos ambientes es un requisito indispensable para garantizar el éxito de su restauración. En este contexto se plantea este estudio, para evaluar la influencia de la heterogeneidad edáfica y topográfica en la composición de especies de las comunidades de plantas, en una ladera con fuerte pendiente de una mina de carbón restaurada e hidrosemada en 2000, ubicada en Guardo (Palencia). En dicha ladera se distinguieron dos comunidades vegetales (pastizal y matorral) y se compararon con la comunidad vecina de borde de bosque. Se encontraron grandes diferencias en la composición de especies entre el bosque y las otras dos comunidades, siendo la capacidad de retención de agua (CRA) la variable más relacionada con la dinámica de la vegetación hacia etapas maduras. Se observó un gradiente altitudinal en la distribución de las dos comunidades de la ladera restaurada, ocupando el pastizal la parte más alta de la ladera y el matorral la más baja. En las partes altas de la ladera, donde el C fácilmente oxidable fue más alto, es mayor la cobertura de *Poa bulbosa* y *Medicago lupulina*. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de un buen diseño de los taludes, teniendo en cuenta las condiciones topográficas locales, para una adecuada recuperación de las escombreras mineras y conservación de la biodiversidad.

## 0.- Summary

The restoration of mining spoil heaps is a challenge for professionals in this field. Their high soil and topographic heterogeneity generate variable conditions that determine changes in floristic composition. An understanding of the principles and ecological constraints of these environments is a requirement for their restoration success. In this context, this study try to asses the influence of soil and topographic heterogeneity in species composition of plant communities on a steep slope heap belonging to a restore mining area hydroseeded in 2000, located in Guardo (Palencia). Two plant communities (grassland and shrubland) were distinguished, and compared with the neighbouring community of the forest edge. We found large differences in species composition between the forest and the other two communities, being the water holding capacity (WHC) the variable most related to the vegetation changes towards mature stages. There was an altitudinal gradient in the distribution of the two communities belonging to the restored slope, grassland occupying the top of the slope and shrubland the bottom. In the upper slope parts, where the oxidisable C was higher, the coverage of *Poa bulbosa* and *Medicago lupulina* was higher. These results highlight the importance of a good design of the slopes, taking into account the local topography, for proper recovery of mining spoil heaps and biodiversity conservation.

## 1.- Antecedentes

La minería del carbón en el norte de España ha cambiado notablemente en los últimos 45 años, desde la minería subterránea tradicional a la extracción de carbón a cielo abierto. Aproximadamente 5.000 hectáreas de terreno se han visto afectadas en esa zona por esta actividad industrial, lo que genera fuertes impactos ambientales localizados (Cooke y Johnson, 2002; Moreno-de las Heras *et al.*, 2008). La restauración de las áreas afectadas por la minería del carbón a cielo abierto es una necesidad urgente. El objetivo final de la restauración ecológica de estas zonas es la creación de ecosistemas auto-suficientes a largo plazo, con vegetación semejante a la existente antes de la actividad extractiva. Sin embargo, la restauración eficaz de las minas es un proceso complejo, dificultado principalmente por la total eliminación de la vegetación y del suelo que cubre el yacimiento (Cooke y Johnson, 2002; Moreno-de las Heras *et al.*, 2008).

La sucesión ecológica es el marco conceptual en el cual se basa la restauración ecológica. Los ecosistemas y comunidades que han sido degradados llevan a cabo por sí mismos eventos de recuperación que son parte de un proceso de sucesión. El conocimiento de estos procesos en diversos ecosistemas, permite plantear diferentes enfoques para realizar una restauración ecológica exitosa. La restauración ecológica es importante no sólo por ser una técnica de recuperación de comunidades naturales, sino también como un método de investigación básica en ecología (Martínez-Romero, 1996). Además, profundizar en los factores que controlan la composición y abundancia de especies de las comunidades ecológicas es un tema central en la ecología de comunidades (Menninger y Palmer, 2006), y debe incluir las interacciones entre factores bióticos y abióticos (Larkin *et al.*, 2006).

Es muy importante durante el proceso de recuperación en estas áreas el desarrollo de un suelo en pleno funcionamiento. Sin embargo, poco se sabe sobre cómo cambian los parámetros del nuevo suelo formado durante las diferentes fases de la revegetación de las minas de carbón, sobre todo en un clima mediterráneo (González-Alday, 2010). Por otro lado, la elevada heterogeneidad de relieve que se da en los taludes de escombrera, genera unas condiciones muy variables en el interior de los mismos (Cano *et al.*, 2002). Numerosos estudios han puesto de manifiesto que las propiedades edáficas suelen presentar una distribución en forma de manchas detectables a diversas escalas (Ettema y Wardle, 2002). La heterogeneidad juega un papel relevante en la estructura funcionamiento y dinámica de los ecosistemas (Tilman, 1988). A escala de paisaje, el patrón espacial de las propiedades edáficas es uno de los factores que condicionan la distribución de las plantas vasculares (Austin y Austin, 1980), mientras que a escalas más pequeñas el desarrollo de interacciones bióticas, como la facilitación o la competencia, es un factor clave (Tilman, 1988), así como la distribución espacial y el desarrollo de raíces (Robinson, 1994). Esta heterogeneidad es

especialmente importante en zonas mediterráneas, donde la distribución de la vegetación puede ser discontinua, lo que provoca la presencia de patrones marcados en la distribución de numerosas propiedades edáficas. Bajo estas condiciones, la heterogeneidad es un elemento clave en la regeneración de la vegetación después de una perturbación (Steen, 1999). Estudios recientes de sucesión en terrenos restaurados procedentes de la minería vienen demostrando que los cambios en la composición florística están condicionados por la variación de los factores edáficos (Prach *et al.*, 2007a; Moreno de las Heras *et al.*, 2008). Los estudios de sucesión vegetal pueden proporcionar ideas sobre la solución de los problemas prácticos en la restauración ecológica (Del moral y Walker, 2007), por ejemplo, en cuanto a la importancia relativa de las condiciones bióticas y abióticas (Walker y Del Moral, 2008). De hecho, se ha sugerido que la restauración ecológica debe ser considerada como la aplicación práctica de acciones de gestión, utilizando los conceptos de sucesión para restaurar ecosistemas autosuficientes en tierras degradadas (Walker *et al.*, 2006; Hobbs *et al.*, 2007). Por lo tanto, una mejor comprensión de los mecanismos que rigen los procesos de sucesión en terrenos recuperados tras la minería de carbón a cielo abierto es necesaria. Las decisiones deben basarse en conocimientos científicos (Prach *et al.*, 2007a). Un primer desafío es identificar los factores ambientales que impiden o restringen la sucesión del ecosistema (Del Moral *et al.*, 2009).

Cuando una mina es restaurada, el tratamiento inicial de restauración proporciona un material edáfico y un grupo de especies de partida que puede ser muy pobre (Alday *et al.*, 2010a). Durante la sucesión, hay cambios en la composición y estructura de la vegetación que pueden influir en las condiciones del suelo directamente (Isermann, 2005). El desarrollo de la vegetación aumenta la acumulación de carbono, nitrógeno y nutrientes en el suelo (Marrs y Bradshaw, 1993; De Kovel *et al.*, 2000; Walker y Del Moral, 2009), modelando la estructura física y química de las comunidades (Dölle y Schmidt, 2009). Como resultado de estos procesos de mejora de las condiciones edáficas se produce la colonización y posterior desarrollo de las especies (Frouz *et al.*, 2008). La influencia del tiempo transcurrido desde la restauración sobre los parámetros del suelo se ha demostrado en muchos estudios de sucesión (Jenny, 1980; Marrs y Bradshaw, 1993; Knops y Tilman, 2000; Hodkinson *et al.*, 2003).

Los cambios en los parámetros del suelo y desarrollo de la vegetación a lo largo de la sucesión han sido estudiados en diferentes tipos de paisajes, como campos abandonados (Knops y Tilman, 2000), ambientes urbanos (Schadek *et al.*, 2009), glaciares (Hodkinson *et al.*, 2003) y bosques (Matlack, 2009). Sin embargo, ha habido pocos intentos de llevar a cabo estudios sobre la sucesión de la vegetación y los cambios del suelo en los proyectos de restauración de zonas afectadas por la minería del carbón en ambientes mediterráneos

(González-Alday, 2010). A pesar de que ya se han realizado algunos experimentos para dilucidar la importancia de los factores abióticos limitantes en el establecimiento y posterior desarrollo de la vegetación (González-Alday *et al.*, 2008; Alday *et al.*, 2010a), todavía hay poca información sobre los procesos del suelo o los cambios en las propiedades físico-químicas del mismo durante la sucesión post-restauración de minas de carbón.

Por ello, dentro de este marco de referencia se plantea el siguiente Trabajo Fin de Máster, donde se pretende analizar la influencia de la heterogeneidad edáfica y topográfica sobre la composición de especies de las comunidades vegetales, en una ladera de una mina de carbón restaurada en el norte de la provincia de Palencia. En definitiva, se pretende conocer cuáles son las características edáficas asociadas a las diferentes etapas de complejidad estructural dentro de la dinámica sucesional, y para ello se ha seleccionado una ladera de grandes dimensiones y fuerte pendiente orientada al sur, ubicada en las proximidades del pozo minero “El Sextil” en el municipio de Guardo (Palencia).

## 2.- Objetivos

El objetivo general de este trabajo es el de estudiar la influencia de la heterogeneidad edáfica y topográfica sobre la composición florística, en una ladera de un hueco minero restaurado cerca de Guardo (Palencia). Para la consecución de este objetivo general se plantean los siguientes objetivos específicos:

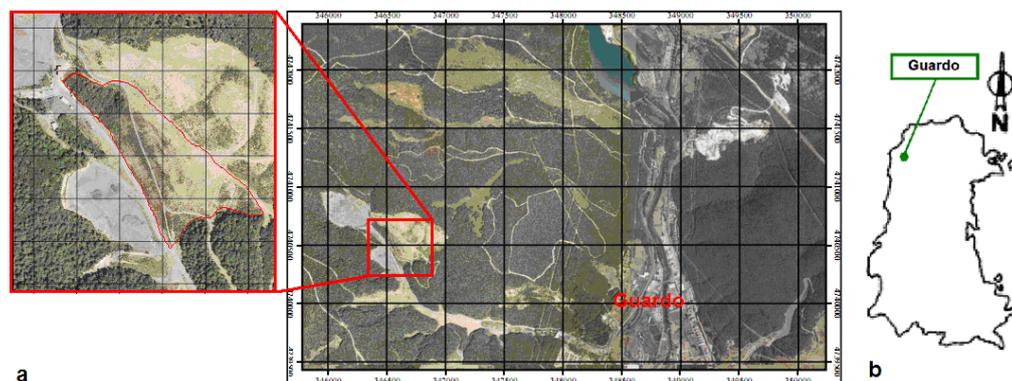
- a.- Caracterizar los suelos de la ladera restaurada y del bosque adyacente.
- b.- Evaluar la influencia del tipo de comunidad (pastizal y matorral) y posición en la ladera (partes alta, media y baja) sobre las propiedades edáficas.
- c.- Analizar la influencia de las propiedades edáficas y características topográficas sobre la composición de especies vegetales y la dinámica sucesional
- d.- Modelizar el patrón de respuesta de las principales especies de plantas a la heterogeneidad espacial en las propiedades edáficas y topográficas.

## 3.- Material y métodos

### 3.1.- Área de estudio

El área de estudio está situada en las proximidades de la villa de Guardo (42°47'25'' N y 4°50'32'' W), al noroeste de la provincia de Palencia (Fig. 1), en una zona montañosa con una altitud media de 1180 m (Junta de Castilla y León, 1988). El clima es Mediterráneo Sub-húmedo (MAPA, 1991), con 977 mm de precipitación media anual (período comprendido entre 1933 y 2007), concentrada en primavera y otoño, y una temperatura media anual de 9,3 °C, para el período comprendido entre 1971 y 2007 (Torroba Balmori, 2011). Para ese

mismo periodo, la temperatura media mensual de mínimas más baja se presenta en el mes de enero con  $-2,7\text{ }^{\circ}\text{C}$  y la temperatura media mensual de máximas más alta en el mes de agosto con  $26,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Existe riesgo de heladas seguras desde diciembre hasta marzo. En los meses de abril, mayo, junio, septiembre, octubre y noviembre existe un periodo de heladas probables. En julio y agosto, meses correspondientes al periodo xérico, no existe riesgo de heladas.



**Figura 1.** a: vista aérea del área de estudio (marcada en color rojo) con respecto al municipio de Guardo; posición referenciada en coordenadas UTM, huso 30 (SigPac). b: ubicación del área de estudio dentro de la provincia de Palencia (modificado de Jubete Tazo, 1997).

Los suelos más extendidos entorno al área de estudio pertenecen al orden de los Inceptisoles, suborden Haplumbrept (Junta de Castilla y León, 1988); son suelos poco evolucionados propios de laderas, desarrollados bajo bosques. (Ministerio de Agricultura, 1979). También son frecuentes en esta zona los Entisoles, suborden Fluvent; son suelos poco desarrollados con elevada pedregosidad y afloramientos rocosos, desarrollados bajo formaciones arbustivas (Junta de Castilla y León, 1988).

La serie de vegetación climática correspondiente a zona de estudio es la serie Supra Carpetana occidental leonesa húmeda silicícola de *Quercus pyrenaica* o roble melojo (*Holco mollis-Querceto pyrenaicae* S.) (Rivas-Martínez, 1987). De carácter húmedo-hiperhúmedo, está bien caracterizada en su etapa sucesional por piornales de *Cytisus scoparius*, *Cytisus striatus* y *Genista florida* subsp. *polygaliphylla* (*Genistion floridae*) y, después de estos, por brezales de *Erica australis* subsp. *aragonensis* con *Pterospartium tridentatum* (*Ericenion aragonensis*) (García y Jiménez, 2009); como etapas poco evolucionadas de esta sucesión encontramos pastizales vivaces (*Festuco-Brometea*) con *Bromus mollis* y *Festuca rubra*.

Aunque el bosque más representativo en los alrededores es el de roble melojo (*Quercus pyrenaica*), que forma masas más o menos degradadas alternadas con formaciones de matorral y de vegetación herbácea en el espacio no ocupado por el hombre con cultivos y repoblaciones arbóreas (*Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*), en la zona de estudio

predominan los bosques de melojo y roble albar (*Quercus petraea*) (Oria de Rueda *et al.*, 1996).

En el área de estudio se seleccionaron, en el monte Corcos (Guardo): a) una ladera de grandes dimensiones, 21° de pendiente, orientada al sur, con altitud media de 1204 m, signos de erosión laminar y uso ganadero, dominada por comunidades de pastizal y matorral; y b) el borde de bosque adyacente, con una altitud media de 1214 m e inclinación media de 21°. La ladera corresponde a un antiguo hueco de 4 ha (100 m x 400 m), generado por minería a cielo abierto, que fue restaurado en octubre de 2000.

Según la información facilitada por la empresa UMINSA (Unión Minera del Norte, S.A.), la recuperación consistió en el rellenado del hueco con estériles procedentes de otras explotaciones de carbón cercanas hasta alcanzar el nivel del terreno original. Posteriormente se realizó un recubrimiento con unos 30 cm de tierra vegetal, y un enmendado con abono orgánico de origen animal (estiércol de vacuno, 10000 kg/ha) y fertilizante N:P:K (8:15:15, 200 kg/ha). Por último, se hidrosembrió con una mezcla comercial de gramíneas y leguminosas herbáceas (300 kg/ha). Las especies empleadas fueron: *Festuca rubra*, *Phelum pratense*, *Lotus conticulatus*, *Bromus sterilis*, *Poa trivialis*, *Tifolium repens*, *Avena sativa*: y *Secale cereale*, en las proporciones 20: 20: 18: 10: 10: 8: 7: 7.

### 3.2.- Muestreo de vegetación y suelos, y caracterización topográfica

En primavera de 2011, se establecieron en la ladera minera restaurada seis transectos paralelos a la línea de pendiente (transectos B-G; Fig. 2), y un séptimo en la comunidad adyacente de borde de bosque (transecto A; Fig. 2). En cada transecto se establecieron 6 puntos de muestreo, cada uno de los cuales consistió en dos inventarios de vegetación, que se marcaron permanentemente mediante estacas de madera, y un punto para el muestreo de suelos y la caracterización topográfica.

El tamaño de los inventarios de vegetación se ajustó al tipo de comunidad vegetal muestreada, siendo de 2x2 m en el transecto de bosque (A) y en los de la comunidad de matorral (E, F y G), como en estudios similares (García *et al.*, 2000; Hardt y Forman, 1989) y en trabajos anteriores en la misma zona (Salazar, 2008; Milder *et al.*, 2011); y de 0,5x0,5 m en los transectos de la comunidad de pastizal (B, C y D), como han utilizado por otros autores (Calvo *et al.*, 1990; Díez *et al.*, 1990; Díez *et al.*, 1993-94; Fernández *et al.*, 1990; Fernández-Santos *et al.*, 1992; Fernández-Santos *et al.*, 1996; Miller, 1979; Pérez-Corona *et al.*, 1996; Rivero y Puerto, 1996; Tárrega y Luis, 1988-89; Tárrega *et al.*, 1997).

En cada inventario de vegetación se tomó nota de los siguientes datos: porcentaje de suelo descubierto, porcentaje de suelo cubierto por piedras y cobertura en proyección vertical de cada una de las especies encontradas. Las especies encontradas en los

muestreos se identificaron “*in situ*” siempre que fue posible. De las especies desconocidas o dudosas se recogieron ejemplares que fueron identificados posteriormente en el laboratorio, mediante el empleo de claves botánicas; principalmente las claves ilustradas de Flora del País Vasco y territorios limítrofes (Aizpuru *et al.*, 2007) y *Flora Iberica* (Castroviejo *et al.*, 1986-2011). Para la denominación de las especies se sigue la nomenclatura de *Flora Europaea* (Tutin *et al.*, 1968-1980 y 1993).

Además, en cada inventario de vegetación, se tomó el dato de la altitud (Alti), pendiente (Pend) y profundidad del suelo hasta el estéril en el caso del suelo minero (Prof). La altitud se determinó por medio de un GPS y la pendiente con un clinómetro.

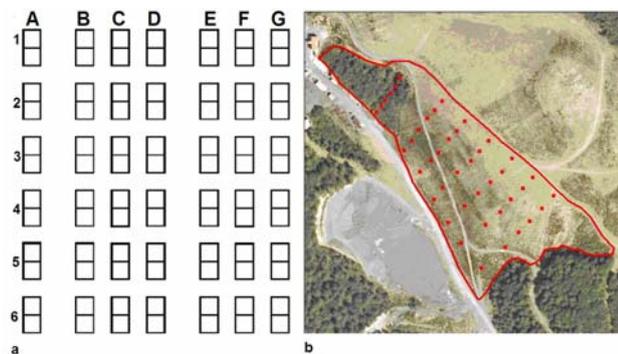


Figura 2. a: esquema del diseño empleado en los muestreos. b: Situación de las muestras en el área de estudio (marcado en rojo perímetro y situación de las muestras).

Para la toma de las muestras alteradas de suelo se realizaron agujeros hasta la aparición de los estériles (10 cm aproximadamente), eliminando previamente la vegetación de la superficie. Las muestras se tomaron en las inmediaciones de los inventarios de vegetación, como muestra la figura 3a. Concretamente, se tomaron 6 submuestras de suelo, para cada punto de muestreo de vegetación, que se mezclaron y constituyendo una única muestra para su posterior análisis. Se obtuvieron un total de 6 muestras de suelo por transecto, lo que constituyó un total de 42 muestras de suelo (6 muestras/transecto x 7 transectos).

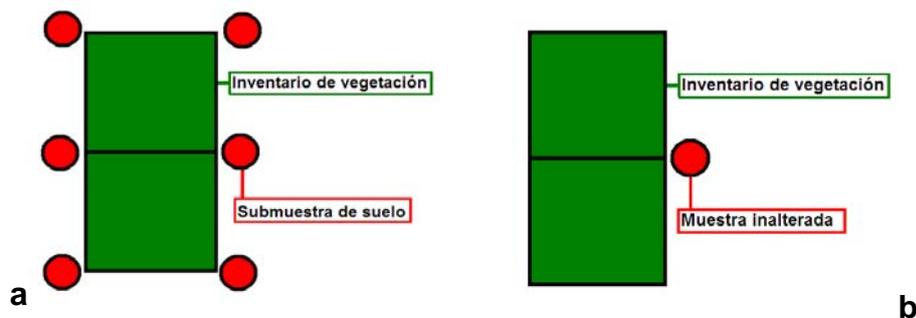


Figura 3. a: esquema de la disposición de las submuestras edáficas de cada muestra alterada. b: esquema de la disposición de las muestras edáficas inalteradas.

Finalmente, se tomaron 42 muestras inalteras de suelo, una para cada punto de muestreo de vegetación (Fig. 3b). Para ello se introdujo un cilindro metálico verticalmente en el terreno por su parte biselada hasta su borde superior. Con la ayuda de una espátula se sacó del suelo eliminando el sobrante del mismo por ambos lados y se colocaron sus correspondientes tapas. Se tubo mucho cuidado en el transporte de dichas muestras para procurar que fuesen lo más fieles posibles al terreno del que fueron extraídas.

En la zona de bosque se realizó, además, una calicata para describir el perfil del suelo y caracterizar físico-químicamente sus horizontes. En la mina no se tuvo que realizar calicata, pues al tomar las muestras de suelo ya se veía claramente un único horizonte A sobre los estériles de carbón; en este caso la caracterización del horizonte A se hizo como media de las 36 muestras de suelo tomadas en la ladera.

### **3.3.- Análisis físico-químico de los suelos**

Se realizó una caracterización química de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono fácilmente oxidable (CFO), fósforo asimilable (Pa), carbono total (C) y nitrógeno total (N), CFO/C y C/N; y física del porcentaje de gruesos (EG), textura (arena: Ar, limo: Lm, arcilla: All), densidad real (Dr) y aparente (Da), porosidad (Pr), capacidad de campo (CC), coeficiente de marchitamiento (CM), agua útil (Au) y capacidad de retención de agua (CRA). Se estimó el pH y la CE mediante una suspensión 1:2,5 en agua (MAPA, 1994) y el CFO por los métodos oficiales de análisis edáficos (MAPA, 1994), el Pa se determinó a través del método Olsen (Olsen *et al.*, 1954) y la medición de C y N se realizaron a través del autoanalizador LECO CHN-2000. Para la obtención del dato del EG se hizo pasar a las muestras, previamente secas al aire, por un tamiz de 2 mm. La textura se determinó por el método de la pipeta, la Dr y Da, CC y CM según los métodos oficiales de análisis edáficos (MAPA, 1994).

### **3.4.- Tratamiento de los datos**

El posible efecto del tipo de comunidad (pastizal, matorral, bosque), posición en la ladera (alta, media y baja) e interacción comunidad x posición (factores fijos) en los parámetros edáficos y topográficos se analizaron mediante modelos lineales mixtos (LMM = Linear Mixed Models) con la restricción del método de máxima verosimilitud (REML = Restricted Maximum Likelihood method; Richards, 2005). En todos los casos las parcelas de muestreo y los transectos se trataron como factores aleatorios (Pinheiro y Bates, 2000); teniendo en cuenta que se tomaron 6 parcelas de muestreo por transecto, cada dos parcelas se consideraron como pseudoréplicas de cada posición en la ladera.

Para los análisis de ordenación se trabajó con una matriz de especies reducida, respecto a la de inicial de campo. Para ello, se calculó el valor medio de cobertura de todas

las especies presentes en cada dos inventarios de vegetación, de los 12 tomados en campo, de modo que hubiera datos de 6 puntos por transecto, igual que para los parámetros edáficos y topográficos. En primer lugar, se realizaron dos análisis indirecto tipo DCA (Detrended Correspondence Analysis), el primero con las 42 parcelas de muestreo (6 por transecto x 7 transectos, incluyendo bosque, pastizal y matorral), y el segundo excluyendo las parcelas de bosque, por tanto, para un total de 36 parcelas de muestreo. Con ello, se pretendía ordenar las parcelas de muestreo de vegetación en función de su composición florística, además de para estimar la longitud del gradiente en unidades de desviación estándar (SD) de la tasa de renovación de especies y, de este modo, apoyar la decisión de usar una aproximación lineal o unimodal de los datos (Becker *et al.*, 1988; Ter Braak y Šmilauer 2002). Tras proceder a la interpretación indirecta de los ejes de ordenación de los DCA (Okland, 1999), se analizó la influencia de las variables ambientales objeto de estudio sobre la composición florística (Álvarez-Díaz, 2008) por medio de análisis tipo CCA (Canonical Correspondence Analysis), haciendo uso del procedimiento de “forward selection” para evaluar la significación de las variables seleccionadas, y del test de Montecarlo para valorar la significación del modelo (Legendre y Legendre, 1998), con 499 permutaciones.

La respuesta de las especies a lo largo del gradiente asociado al CCA1 aplicado a los datos de la ladera minera se modelizó mediante los modelos de HOF (Huisman *et al.*, 1993). Los modelos de HOF permiten describir la respuesta de las especie a gradientes ecológicos, en este caso de parámetros edáficos y topográficos (Lawesson y Oksanen, 2002), utilizando un conjunto jerárquico de cinco modelos que en orden creciente de complejidad son: modelo I, especies con tendencia monótona; modelo II, especies con tendencia creciente o decreciente hasta o a partir de un máximo; modelo III, tendencia creciente o decreciente pero por debajo de un valor máximo alcanzable; Modelo IV, respuesta de curva simétrica; modelo V, respuesta de curva asimétrica (Huisman *et al.*, 1993). Se utilizó el estadístico AIC (Akaike, 1973), para seleccionar el modelo de respuesta más adecuado para cada especie.

Los modelos lineales mixtos y los modelos de HOF se llevaron a cabo usando, respectivamente, los paquetes NLME para LMM (Pinheiro *et al.*, 2007; Bates y Sarkar, 2007) y GRVY (Oksanen y Minchin, 2002; Oksanen, 2004), ambos implementados en el entorno del software R (versión 2.10.1, R Development Core Team, 2008). Los análisis de ordenación, tanto DCA como CCA se realizaron con el programa con el programa CANOCO para Windows 4.5 (Ter Braak y Šmilauer, 2002), con las opciones predeterminadas por defecto y sin eliminar las especies raras.

## 4.- Resultados

### 4.1.- Caracterización edáfica

#### 4.1.1.- Descripción del perfil encontrado en la ladera minera restaurada

La ladera presenta un suelo poco desarrollado (con un único horizonte A), con fuerte drenaje, erosión laminar, bastante pedregosidad superficial y grietas en algunos puntos. La calicata realizada en el mes de marzo muestra una profundidad efectiva de 10 cm, sobre los estériles de carbón. Presenta un régimen de humedad údico y de temperatura mésico; el tipo de suelo es Lithic Ustorthents (Soil taxonomy, 2006). El suelo del horizonte A (0-10 cm) presenta una textura franco-arcillosa, elementos gruesos tipo cantos-Planos/angulares, muy alta porosidad, raíces muy finas frecuentes y límite de horizonte ondulado (Tablas 1a-d).

**Tabla 1a.** Granulometría del perfil encontrado en la ladera minera restaurada. EG: elementos gruesos; Ar: arena; Lm: limo, All: arcilla.

Horizonte	EG (%)	Textura			Clase textural
		Ar (%)	Lm (%)	All (%)	
A	59,25	54,00	30,15	15,84	Franco-arcilloso

**Tabla 1b.** Variables físicas del perfil encontrado en la ladera minera restaurada. Da: densidad aparente; Dr: densidad real; Pr: porosidad.

Horizonte	Da (g/cm <sup>3</sup> )	Dr (g/cm <sup>3</sup> )	Pr(%)
A	1,22	2,28	46,38

**Tabla 1c.** Variables relacionadas con el agua del perfil encontrado en la ladera minera restaurada. CC: capacidad de campo; CM: coeficiente de marchitamiento; Au: agua útil.

Horizonte	CC (%)	CM (%)	Au (%)
A	32,53	17,04	15,49

**Tabla 1d.** Variables químicas del perfil encontrado en la ladera minera restaurada. CE: conductividad eléctrica;; Pa: fósforo asimilable; CFO: carbono fácilmente oxidable.

Horizonte	pH	CE (μS/cm)	Pa (ppm)	CFO (%)
A	6,5	114,3	9,74	1,98

#### 4.1.2.- Descripción del perfil encontrado en el bosque adyacente

Se trata de un suelo forestal con poca influencia humana. Presenta capa orgánica tipo moder y un buen drenaje. No muestra afloramientos rocosos, ni pedregosidad superficial. Tampoco muestra indicios de erosión, ni grietas. La calicata se realizó a mediados de septiembre; tras el verano y la consecuente sequía estival propia de estas zonas se encuentra un suelo algo compactado. La profundidad efectiva fue de 40 cm sobre la roca madre que es roca metamórfica ácida, concretamente pizarras de Terciario (IGME, 1982). Presenta un régimen de humedad údico y de temperatura mésico; el tipo de suelo es Typic Dystroudept (Soil taxonomy, 2006). Se identifican tres horizontes: 1) un horizonte A (0-10 cm), donde enraíza la vegetación herbácea, de color oscuro por la abundancia de materia orgánica descompuesta, con textura franco-arcillo-limosa, elementos gruesos tipo grava media-planas/angulares, muy alta porosidad, poros esféricos y discontinuos, raíces muy

finas frecuentes, presencia de insectos y límite de horizonte plano; 2) un horizonte AC (10-25 cm), transicional entre A y C, con textura franco-arcillo-limosa, elementos gruesos tipo cantos-planos/angulares, alta porosidad, poros esféricos y discontinuos, raíces muy finas frecuentes y límite de horizonte plano; 3) un horizonte C (>25 cm), sobre el que se apoya el suelo, más o menos fragmentado por la alteración mecánica y química. El suelo es de textura fina, pH fuertemente ácido, alto contenido en materia orgánica y muy bajo contenido en fósforo. Se trata de un suelo no salino y sin presencia de carbonatos. Se observa una elevada porosidad. Por otro lado, el nivel de agua en el suelo también es elevado (Tablas 2a-d).

**Tabla 2a.** Granulometría del perfil encontrado en el bosque adyacente. EG: elementos gruesos; Ar: arena; Lm: limo, All: arcilla

Horizonte	EG (%)	Textura			Clase textural
		Ar (%)	Lm (%)	All (%)	
A	42,01	28,95	48,65	22,4	Franco-arcillo-limoso
A-C	63,39	19,71	52,64	27,65	Franco-arcillo-limoso

**Tabla 2b.** Variables físicas del perfil encontrado en el bosque adyacente. Da: densidad aparente; Dr: densidad real; Pr: porosidad

Horizonte	Da (g/cm <sup>3</sup> )	Dr (g/cm <sup>3</sup> )	Pr(%)
A	0,64	1,43	55,60
A-C	1,22	1,86	34,51

**Tabla 2c.** Variables relacionadas con el agua del perfil encontrado en el bosque adyacente. CC: capacidad de campo; CM: coeficiente de marchitamiento; Au: agua útil

Horizonte	CC (%)	CM (%)	Au (%)
A	61,30	43,55	17,75
A-C	41,08	22,90	18,18

**Tabla 2d.** Variables químicas del perfil encontrado en el bosque adyacente. CE: conductividad eléctrica; Pa: fósforo asimilable; CFO: carbono fácilmente oxidable.

Horizonte	pH	CE (μS/cm)	Pa (ppm)	CFO (%)
A	4,4	159,9	1,87	7,86
A-C	4,8	48,9	1,22	5,32

#### 4.1.3.- Diferencias edáficas y topográficas entre la ladera minera y el bosque

Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre comunidades (pastizal, matorral y bosque) para dos de las tres variables topográficas consideradas (Tabla 3). En concreto, la altitud media en la comunidad de matorral es menor que en las otras dos comunidades (pastizal y bosque), y la profundidad del suelo hasta el estéril mayor en la comunidad de matorral que en la de pastizal, siendo los suelos de la mina menos profundos que los del bosque. No se han encontrado diferencias significativas entre comunidades para la pendiente.

Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en EG entre comunidades, siendo menor en el bosque que en las comunidades de la mina. También se

han encontrado diferencias entre comunidades en las variables granulométricas, siendo la Ar menor en el bosque que en las comunidades de la mina, la All menor en el matorral que en las otras dos comunidades y el Lm aumentando hacia el bosque desde el pastizal. Y en las variables relacionadas con la densidad y porosidad de suelo, siendo la Dr menor en el bosque que en las comunidades de la mina, la Da mayor en el matorral que en las otras dos comunidades y el Pr menor en el matorral que en las otras dos comunidades.

**Tabla 3.** Resultados del análisis LMM-comunidad, donde se refleja la media y el error estándar (SE) para cada variable y comunidad, así como el F-valor y p-valor.

Variables	Pastizal	Matorral	Bosque	$F_{[2,16]}$	$p$
	media±SE	media±SE	media±SE		
Prof (cm)	8,39±0,83	14,11±0,66	-	145,3	<0,001
Alti (m)	1213,22±1,71	1196,39±3,09	1214,83±2,87	14,32	<0,001
Pend (°)	19,78±0,88	23,22±1,64	21±1,41	13,6	0,28
EG (%)	60,47±1,14	58,02±1,83	42,01±2,21	23,92	<0,001
Ar (%)	53,52±0,81	54,48±0,73	30,92±1,25	87,6	<0,001
Lm (%)	28,24±0,74	32,07±1,3	48,78±1,9	34,19	<0,001
All (%)	18,24±1,13	13,45±0,96	20,29±0,95	58,63	0,01
Dr (g/cm <sup>3</sup> )	2,31±0,06	2,26±0,04	1,35±0,12	42,85	<0,001
Da (g/cm <sup>3</sup> )	1,05±0,03	1,38±0,03	0,7±0,05	44,88	<0,001
Pr (%)	54,14±1,66	38,65±1,6	49,92±4,42	19,61	<0,001
CC (%)	32,42±1,83	31,89±1,33	43,22±7,51	3,61	0,05
CM (%)	19,92±1,03	14,17±0,73	17,38±3,3	7,14	0,01
Au (%)	12,51±1,44	17,72±1,22	25,84±5,19	6,41	0,01
CRA (g/cm <sup>2</sup> )	1,00±0,10	3,55±0,36	19,87±1,52	289,39	<0,001
pH	6,51±0,07	6,4±0,09	5,1±0,18	29,36	<0,001
CE (μS/cm)	138,85±8,74	89,79±4,56	82,01±7,15	16,85	<0,001
CFO (%)	4,25±0,31	1,75±0,14	7,89±0,4	85,74	<0,001
C (%)	5,12±0,43	3,72±0,24	9,03±0,3	30,54	<0,001
N (%)	0,42±0,03	0,3±0,02	0,52±0,02	12,08	<0,001
CFO/C	0,87±0,05	0,47±0,03	0,87±0,04	38,64	<0,001
C/N	11,87±0,28	12,47±0,28	17,53±0,48	38,56	<0,001
Pa (ppm)	15,64±1,15	3,56±0,25	2,77±0,48	46,25	<0,001

Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre comunidades en todas las variables relacionadas con el agua en el suelo, excepto en la CC: el CM es menor en la comunidad de matorral que en las otras dos; el Au es mayor en el bosque que en las comunidades de la mina; y la CRA aumenta hacia el bosque desde el pastizal.

Se han encontrado diferencias significativas entre comunidades para el pH, siendo menor en el bosque que en las comunidades de la mina y para la CE, siendo mayor en el pastizal que en las otras dos comunidades. En cuanto a los parámetros relacionados con la materia orgánica en el suelo, todos difieren significativamente entre comunidades: el CFO y el C son más bajos en el matorral y más altos en el bosque, mostrando valores intermedios en el pastizal; el N y el CFO/C son más bajos en el matorral que en las otras dos comunidades; y el C/N es menor en el bosque que en las comunidades de la mina. El

fósforo asimilable también difiere entre comunidades, siendo mayor en el pastizal que en las otras dos comunidades.

#### 4.1.4.- Diferencias edáficas y topográficas dentro de la ladera minera restaurada

Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas dentro de la ladera en dos de las variables topográficas (Tabla 4). Concretamente la altitud difiere entre posiciones en ambas comunidades, siendo mayor en las partes altas de la ladera. La profundidad de suelo hasta el estéril difiere entre comunidades, independientemente de la posición, siendo mayor en la comunidad de matorral. No se han encontrado diferencias de pendiente.

También se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en EG entre posiciones, pero únicamente en la comunidad de matorral, siendo mayor en la zona más baja de la ladera. Sin embargo, no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en las variables granulométricas (Ar, All, Lm), ni entre posiciones ni entre comunidades.

En cuanto a las variables relacionadas con la densidad y porosidad de suelo, no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en la Dr, pero si en la Da entre comunidades, siendo mayor en la comunidad de matorral, y en Pr también entre comunidades, siendo mayor en el pastizal. En cuanto a las variables relacionadas con el agua en el suelo, se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en el CM entre comunidades, siendo más alto en la comunidad de pastizal, pero no se han encontrado diferencias en la CC, ni en el Au. En cuanto a la CRA, se han encontrado diferencias estadísticamente significativas tanto entre comunidades, siendo mayor en la comunidad de matorral, como entre posiciones en el caso de la comunidad de matorral, siendo mayor en las partes bajas de la ladera.

Se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en pH entre la posición baja y las otras dos en ambas comunidades, siendo mayor en la posición baja del matorral y en la posición alta del pastizal. En la CE también se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre comunidades, siendo mayor en el pastizal que en el matorral.

**Tabla 4.** Resultados del análisis LMM-comunidad-Posición, donde se refleja la media y el error estándar (SE) para cada variable, comunidad y posición en la ladera, así como el F-valor y p-valor.

Variable	Pastizal			Matorral			Comunidad		Posición		Comd*Posi	
	Arriba	Medio	Abajo	Arriba	Medio	Abajo	F <sub>[2,4]</sub>	<i>p</i>	F <sub>[1,8]</sub>	<i>p</i>	F <sub>[2,8]</sub>	<i>p</i>
	media±SE	media±SE	media±SE	media±SE	media±SE	media±SE						
Prof (cm)	9,67±1,82	8,67±1,05	6,83±1,33	12,17±0,54	13,67±0,92	16,5±1,18	9,29	0,04	0,2	0,83	4,42	0,05
Alti (m)	1220,33±1,98	1212,67±1,65	1206,67±2,11	1206,17±5,08	1197±4,38	1186±3,45	6,8	0,06	41,37	0	1,67	0,25
Pend (°)	21,33±1,33	22±0,89	16±1,03	21±1,41	22,83±1,97	25,83±4,36	1,65	0,27	0,25	0,79	2,95	0,11
EG (%)	60,63±0,88	57,26±1,81	63,52±2,28	51,71±1,37	55,65±1,51	66,71±2,42	2,8	0,17	16,08	0	5,79	0,03
Ar (%)	53,57±1,83	53,49±1,03	53,52±1,49	57,02±1,59	54,02±0,68	52,41±0,47	0,18	0,69	3,79	0,07	3,59	0,08
Lm (%)	27,77±0,72	27,93±1,62	29,03±1,5	29,67±2,01	31,45±2,03	35,09±2,46	1,43	0,3	4,21	0,06	1,57	0,27
All (%)	18,66±1,47	18,58±2,05	17,46±2,56	13,31±1,39	14,53±1,43	12,5±2,24	2,02	0,23	0,8	0,48	0,14	0,87
Dr (g/cm <sup>3</sup> )	2,35±0,07	2,36±0,1	2,21±0,12	2,27±0,06	2,26±0,12	2,26±0,03	0,23	0,65	0,46	0,65	0,48	0,63
Da (g/cm <sup>3</sup> )	1,02±0,05	1,06±0,06	1,06±0,05	1,36±0,09	1,36±0,03	1,43±0,03	12,52	0,02	0,7	0,52	0,7	0,74
Pr (%)	56,38±2,72	54,76±2,71	51,28±3,28	39,68±3,85	39,52±2,5	36,75±1,95	42,87	0	1,06	0,39	0,07	0,93
CC (%)	31,85±3,08	31,33±2,73	34,08±4,04	28,1±2,56	34,31±2,49	33,27±0,96	0,04	0,86	1,03	0,4	0,78	0,49
CM (%)	17,79±0,81	19,62±2,25	22,34±1,75	14,74±1,68	14,94±0,81	12,82±1,17	21,85	0,01	0,42	0,67	2,5	0,14
Au (%)	14,06±	11,72±1,95	11,74±2,85	13,35±1,7	19,37±2,05	20,45±1,52	5,68	0,08	0,67	0,54	2,87	0,11
CRA (g/cm <sup>2</sup> )	1,23±0,19	1,05±0,14	0,72±0,13	2,24±0,37	3,62±0,53	4,8±0,47	74,68	0	4,54	0,05	9,99	0,01
pH	6,64±0,08	6,64±0,08	6,26±0,11	6,21±0,05	6,3±0,06	6,7±0,24	0,63	0,47	0,15	0,87	8,75	0,01
CE (μS/cm)	129,32±17,32	137,1±14,18	150,12±15,3	98,74±8,13	86,31±6,76	84,31±8,71	18,8	0,01	0,1	0,9	1,06	0,39
CFO (%)	3,26±0,28	4,99±0,72	4,52±0,3	2,08±0,2	1,87±0,22	1,32±0,19	69,27	0	2,21	0,17	4,85	0,04
C (%)	3,68±0,41	5,4±0,64	6,28±0,8	4,06±0,58	3,94±0,3	3,15±0,24	10,47	0,03	1,61	0,26	5,45	0,03
N (%)	0,33±0,03	0,45±0,05	0,49±0,06	0,33±0,04	0,3±0,01	0,25±0,01	16,45	0,02	0,8	0,48	4,81	0,04
CFO/C	0,91±0,07	0,93±0,08	0,76±0,08	0,53±0,05	0,47±0,04	0,41±0,04	61,7	0	2,76	0,12	0,4	0,68
C/N	11,01±0,32	11,78±0,3	12,81±0,51	12,08±0,34	13,03±0,58	12,3±0,51	1,98	0,23	2,19	0,17	1,74	0,24
Pa (ppm)	11,38±1,74	15,83±1,42	19,72±1,23	4,46±0,42	2,92±0,26	3,31±0,34	78,25	<0,001	5,46	0,03	9,65	0,01

En cuanto a las variables relacionadas con la materia orgánica en el suelo, se han encontrado diferencias significativas en el CFO entre comunidades, siendo mayor en el pastizal, y entre posiciones, siendo mayor en la posición más baja del pastizal y en la más alta de la comunidad de matorral. También se han encontrado diferencias significativas en el C y N, entre comunidades y posiciones, con las mismas tendencias que para el CFO. En cuanto al CFO/C, se han encontrado diferencias entre comunidades, siendo mayor en el pastizal. En el C/N no se han encontrado diferencias significativas. En lo que respecta al fósforo asimilable, difiere tanto entre comunidades, siendo mayor en el pastizal que en matorral, como entre posiciones dentro del pastizal, siendo mayor en la posición más baja de la ladera.

#### 4.2.- Diferencias en vegetación entre las comunidades de bosque y ladera restaurada

##### 4.2.1.- Diferencias en cobertura y porcentaje de suelo descubierto

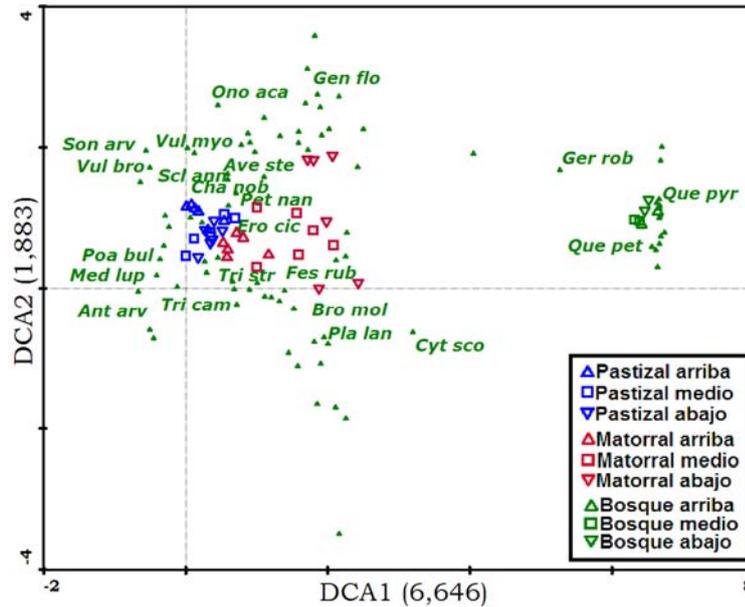
Se encontraron diferencias estadísticamente significativas (análisis LMM-comunidad) entre comunidades en el porcentaje de cobertura total ( $F_{[2,16]}=16,15$ ;  $p=0,0001$ ), siendo este valor menor en el pastizal ( $107,85\pm 3,38$  %) que en las otras dos comunidades estudiadas, matorral ( $145,16\pm 5,65$  %) y bosque ( $150,92\pm 6,34$  %); y en el porcentaje de suelo descubierto ( $F_{[2,16]}=2,25$ ;  $p=0,0006$ ), siendo mayor en el pastizal ( $14,92\pm 1,62$  %) seguido del matorral ( $7,78\pm 1,93$  %) y por último del bosque ( $0,00\pm 0,00$  %).

##### 4.2.2.- Diferencias en composición florística

El análisis DCA aplicado al conjunto de los datos (ladera minera restaurada y bosque de referencia) muestra una ordenación, de las parcelas y especies, con una longitud de gradiente del primer eje de 6,696 SD (Fig. 6); esto sugiere que la aproximación unimodal de tipo CCA es apropiada para describir, posteriormente, la relación entre las especies y las variables ambientales (Ter Braak y Šmilauer, 2002). Los autovalores correspondientes a los cuatro primeros ejes son:  $\lambda_1=0,925$ ;  $\lambda_2=0,185$ ;  $\lambda_3=0,126$ ; y  $\lambda_4=0,096$ . La diferencia del primer autovalor respecto a los siguientes es tan grande que indica que la mayor variabilidad entre parcelas en términos de composición florística se explica, en mayor medida, por el gradiente asociado al eje 1. Los bajos porcentajes de varianza absorbida por los cuatro primeros ejes (varianza acumulada por los cuatro primeros ejes del DCA de 28, 34, 38 y 41%, respectivamente) sugieren que otras variables ambientales, no consideradas en este estudio, también contribuyan de forma importante a determinar las diferencias en composición florística de las parcelas.

Se observa que todas las parcelas de bosque se encuentran en el extremo derecho del DCA1, claramente separadas de las parcelas muestreadas en la ladera minera restaurada. Esto sugiere que la comunidad florística del bosque es muy distinta de la que caracteriza a la ladera minera restaurada. De hecho la comunidad de bosque está

dominada por *Quercus pyrenaica* y acompañada por *Quercus petraea*, junto con otras especies exclusivas (ver Tabla 5), constituyendo la etapa clímax de la zona de estudio.



**Figura 6.** Primer plano factorial del análisis DCA en el que se ordenan todas las parcelas de muestreo de acuerdo con su composición florística; todas las especies aparecen representadas (pequeños triángulos verdes), pero sólo identificadas aquellas con cobertura >1%. Abreviaturas de las especies: Ana cla (*Anacyclus clavatus*), Ant arv (*Anthemis arvensis*), Ave ste (*Avena sterilis*), Bel per (*Bellis perennis*), Bro mol (*Bromus mollis*), Cer glo (*Cerastium glomeratum*), Cre ver (*Crepis vesicaria*), Cyt sco (*Cytisus scoparius*), Cha nob (*Chamaemelum nobile*), Ero cic (*Erodium cicutarium*), Fes rub (*Festuca rubra*), Gal apa (*Galium aparine*), Gen flo (*Genista florida*), Ger mol (*Geranium molle*), Ger rob (*Geranium robertianum*), Hor vul (*Hordeum vulgare*), Med lup (*Medicago lupulina*), Pla lan (*Plantago lanceolata*), Pet nan (*Petrorhagia nanteuilli*), Poa bul (*Poa bulbosa*), Rub per (*Rubia peregrina*), San men (*Sanguisorba mienor*), Scl ann (*Scleranthus annuus*), Son arv (*Sonchus arvensis*), Son ole (*Sonchus oleraceus*), Tri cam (*Trifolium campestre*), Tri str (*Trifolium striatum*), Vul bro (*Vulpia bromoides*), Vul myo (*Vulpia myuros*).

Por otro lado, las parcelas muestreadas en la ladera minera restaurada muestran una ordenación a lo largo del DCA1, situándose en el extremo izquierdo la mayoría de las parcelas que ocupan la parte más alta de la comunidad de pastizal, donde predominan especies herbáceas, tales como *Medicago lupulina*, *Poa bulbosa*, *Anthemis arvensis* y *Vulpia bromoides* que tienden a disminuir su presencia hacia la derecha del DCA1. En la parte media del gradiente encontramos las parcelas que ocupan la posición más baja en la comunidad de pastizal y las que ocupan las partes altas en la comunidad de matorral, en las que destacan compuestas y leguminosas de bajo porte, en su mayoría del género *Trifolium*, como *T. campestre* y *T. strictum*. A continuación se sitúan las parcelas que ocupan las partes bajas de la comunidad de matorral, a las que aparecen asociadas las leguminosas arbustivas, representadas por *Cytisus scoparius* y *Genista florida*.

Esta distribución de las parcelas de muestreo a lo largo del DCA1 (Fig. 6) sugiere la existencia de un gradiente sucesional en la distribución de las tres comunidades estudiadas, de modo que de izquierda a derecha, a lo largo del eje 1 del DCA, encontramos desde comunidades pascícolas dominadas por gramíneas, hasta

comunidades boscosas dominadas por melojo, pasando por comunidades de herbáceas con mayor riqueza de especies y comunidades de piornal.

En las tres comunidades (pastizal, matorral, bosque) aparecen especies exclusivas (Tabla 5). En concreto, el 19,51% de las especies encontradas en el pastizal son exclusivas de éste, el 43,07% de las especies encontradas en el matorral sólo aparecen en las parcelas del mismo, y el 73,91% de las especies encontradas en el bosque sólo aparecen en esa comunidad. Por tanto, a medida que avanzamos en la sucesión (pastizal—matorral—bosque) encontramos más proporción de especies propias de esa comunidad; aunque la mayor riqueza de especies se ha encontrado en el matorral con un total de 65 especies, seguido del pastizal donde encontramos 41 especies y, por último, del bosque donde únicamente se encontraron 17 especies.

**Tabla 5.** Relación de especies que aparecen de manera exclusiva en alguna de las tres comunidades

Sólo en Pastizal	<i>Aphanes microcarpa</i> (Boiss. & Reut.) Roth., <i>Centaurea nigra</i> L., <i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten., <i>Hypochoeris radicata</i> L., <i>Papaver dubium</i> L., <i>Stellaria media</i> (L.) Vill., <i>Veronica chamaedrys</i> L., <i>Vulpia bromoides</i> (L.) Gray
Sólo en Matorral	<i>Arcticum lampa</i> L., <i>Campanula patula</i> L., <i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik., <i>Carex caryophyllea</i> Latourr., <i>Centaurea cyanus</i> L., <i>Crepis vesicaria</i> L., <i>Daucus carota</i> L., <i>Echium vulgare</i> L., <i>Foeniculum vulgare</i> Mill., <i>Lathyrus cicera</i> L., <i>Lotus corniculatus</i> L., <i>Malva sylvestris</i> L., <i>Myosotis ramosissima</i> Rochel., <i>Ornithopus perpusillus</i> L., <i>Papaver rhoeas</i> L., <i>Phleum pratense</i> L., <i>Rubus idaeus</i> L., <i>Rubus ulmifolius</i> Schott., <i>Rumex acetosella</i> L., <i>Salvia verbenaca</i> L., <i>Silene alba</i> (Mill.) E.H.L.Krause., <i>Taraxacum officinale</i> Weber., <i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv., <i>Valerianella locusta</i> (L.) Laterr., <i>Verbascum pulverulentum</i> Vill., <i>Vicia sativa</i> L., <i>Viola arvensis</i> Murray.
Sólo en Bosque	<i>Corylus avellana</i> L., <i>Crataegus monogyna</i> Jacq., <i>Daphne laureola</i> L., <i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott., <i>Erythronium dens-canis</i> L., <i>Euphorbia amygdaloides</i> L., <i>Fragaria vesca</i> L., <i>Ilex aquifolium</i> L., <i>Linaria triornithophora</i> (L.) Cav., <i>Luzula forsteri</i> (Sm.) DC., <i>Melampyrum pratense</i> L., <i>Orobanche variegata</i> Wallr., <i>Physospermum cornubiense</i> (L.)DC., <i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl., <i>Quercus pyrenaica</i> Willd., <i>Teucrium scorodonia</i> L., <i>Stellaria media</i> (L.) Vill.

Por otro lado, las comunidades que presentan un mayor número de especies comunes (Tabla 6) son el pastizal y el matorral, con 31 especies comunes, encontrando tan sólo 4 especies comunes al matorral y al bosque pero no al pastizal, y 2 especies comunes a las tres comunidades estudiadas. No se encontraron especies que fuesen comunes a pastizal y bosque, sin que apareciesen en el matorral. Este alto número de especies compartidas entre el pastizal y el matorral puede estar relacionado con el hecho de que ambas comunidades se sitúan dentro de la ladera minera restaurada y tienen la misma edad (tiempo transcurrido tras la restauración).

**Tabla 6.** Relación de especies comunes a las comunidades estudiadas

En pastizal y matorral	<i>Anacyclus clavatus</i> (Desf.) Pers., <i>Anthemis arvensis</i> L., <i>Avena sterilis</i> L., <i>Bellis perennis</i> L., <i>Bromus mollis</i> L., <i>Cerastium glomeratum</i> Thuill., <i>Chamaemelum nobile</i> (L.) All., <i>Erodium cicutarium</i> (L.) L`Hér., <i>Festuca rubra</i> L., <i>Filago pyramidata</i> L., <i>Genista florida</i> L., <i>Geranium molle</i> L., <i>Hordeum vulgare</i> L., <i>Lactuca serriola</i> L., <i>Leontodon hispidus</i> L., <i>Leontodon taraxacoides</i> (Vill.) Mérat., <i>Medicago lupulina</i> L., <i>Onopordum acanthium</i> L., <i>Petrorhagia nanteuilli</i> (Burnat) P.W. Ball & Heywood., <i>Plantago lanceolata</i> L., <i>Poa bulbosa</i> L., <i>Rubia peregrina</i> L., <i>Scleranthus annuus</i> L., <i>Senecio jacobaea</i> L., <i>Sonchus arvensis</i> L., <i>Sonchus oleraceus</i> L., <i>Trifolium campestre</i> Schreb., <i>Trifolium repens</i> L., <i>Trifolium striatum</i> L., <i>Veronica persica</i> Poir., <i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C. Gmelin.
En matorral y bosque	<i>Galium aparine</i> L., <i>Rosa canina</i> L., <i>Sanguisorba menor</i> Scop., <i>Stellaria holostea</i> L.
En pastizal, matorral y bosque	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link., <i>Geranium robertianum</i> L.

#### 4.2.3.- Influencia de las variables edáficas y topográficas

En cuanto a las variables ambientales responsables de esas diferencias en composición florística, el proceso de “forward selection”, aplicado al análisis CCA (Fig. 7), identifica como variables significativas a siete de las veintiuna introducidas en el análisis (Tabla 7), siendo la más influyente la CRA. Cuatro de estas variables están asociadas a la vegetación boscosa: CRA, CFO, C y Au, y toman valores más altos hacia la derecha del CCA1. Las otras tres variables están asociadas a la vegetación de la ladera restaurada, aumentando la altitud hacia la parte negativa del CCA2, la pendiente hacia la parte positiva del CCA2 y el pH hacia la izquierda del CCA1.

Los autovalores para los cuatro primeros ejes del CCA son:  $\lambda_1=0,917$ ;  $\lambda_2=0,467$ ;  $\lambda_3=0,170$  y  $\lambda_4=0,121$ , y el modelo es significativo de acuerdo con el test de Monte Carlo usando 499 permutaciones, tanto para el primer eje ( $F=8,232$ ;  $p = 0,002$ ) como para el conjunto de ejes ( $F=2,780$ ;  $p = 0,002$ ). El primer eje del CCA separa, hacia la derecha, la vegetación natural (comunidad de referencia) de la asentada sobre la ladera restaurada (hacia la izquierda), y el segundo eje describe un gradiente altitudinal-sucesional desde el pastizal xerofítico, en el extremo negativo, al matorral nanofanerofítico en el positivo, sugiriendo que las variables ambientales seleccionadas explican en gran medida las diferencias en composición florística dentro de la ladera restaurada. De hecho, la correlación entre las especies y las variables ambientales es del 38,8% para el primer eje y del 58,6% para el segundo.

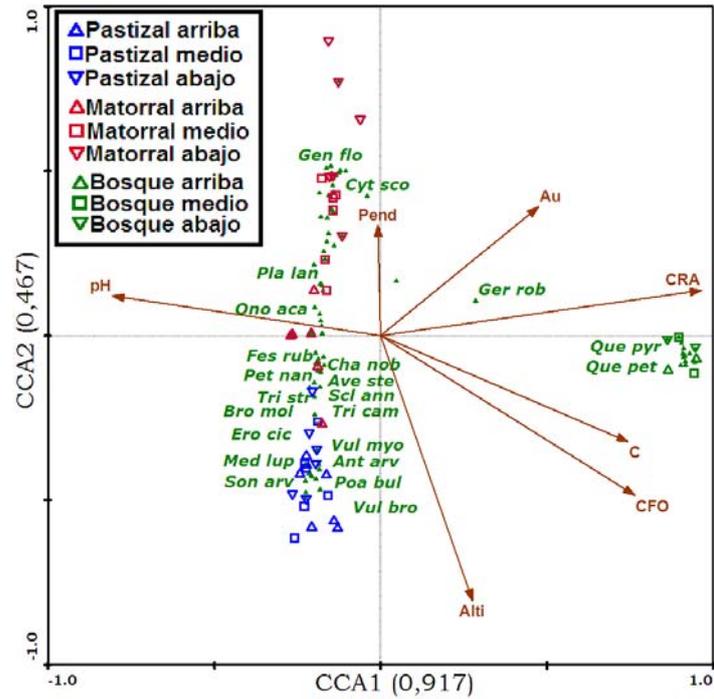


Figura 7. Triplot especies-parcelas-variables ambientales del análisis CCA de la zona de estudio, incluyendo el bosque de referencia. Para la identificación de las abreviaturas de las especies ver el nie de la figura 6.

Tabla 7. Orden e importancia en que las variables ambientales que influyen en la composición florística, tras el proceso de “forward selection” aplicado en el CCA de las parcelas de pastizal, matorral y bosque

Variables	F	p	Variabilidad explicada (%)
Capacidad de retención de agua (CRA)	14,46	0,002	86
Altitud (Alti)	6,99	0,002	37
Carbono fácilmente oxidable (CFO)	3,06	0,002	15
Pendiente (Pend)	2,51	0,002	12
Carbono total (C)	1,89	0,006	9
Agua útil (Au)	1,74	0,008	8
pH	1,63	0,016	7
Profundidad (Prof)	1,37	0,104	6
Porcentaje de elementos gruesos (EG)	1,27	0,154	5
Porcentaje de limo (Lm)	1,32	0,126	6
Densidad aparente (Da)	1,24	0,194	5
Relación carbono/nitrógeno (CN)	1,19	0,214	6
Porcentaje de arena (Ar)	1,15	0,274	4
Fósforo asimilable (Pa)	1,11	0,298	5
Densidad real (Dr)	1,17	0,246	5
Carbono fácilmente oxidable/C total (CFOC)	1,21	0,214	5
Porosidad (Poro)	1,27	0,18	5
Capacidad de campo (CC)	0,82	0,716	4
Nitrógeno total (N)	0,79	0,702	3
Conductividad eléctrica (CE)	0,76	0,786	3
Coefficiente de marchitamiento (CM)	0,04	1	0

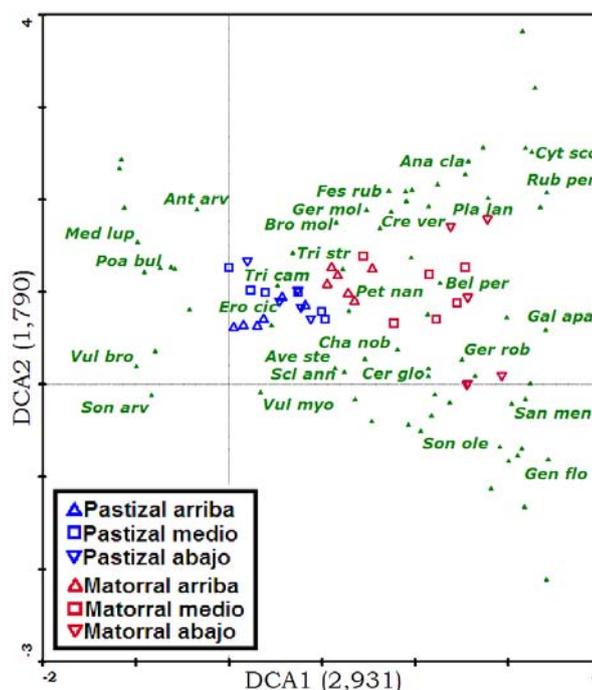
### 4.3.- Diferencias en vegetación entre las comunidades de la ladera restaurada

#### 4.3.1.- Diferencias en composición florística

Tras comprobar que tanto el análisis DCA como el CCA aplicados al conjunto de los datos (ladera minera restaurada y bosque de referencia) separan claramente las parcelas muestreadas sobre vegetación natural de las correspondientes a la vegetación asentada en la ladera minera restaurada, se repiten dichos análisis excluyendo las parcelas de bosque.

El análisis DCA aplicado a las parcelas de pastizal y matorral muestra una ordenación de las mismas con una longitud de gradiente del primer eje de 2,931 SD (Fig. 8); esto unido al elevado número de ceros en la matriz original sugiere que la aproximación unimodal de tipo CCA sigue siendo apropiada para describir, posteriormente, la relación entre las especies y las variables ambientales (Ter Braak y Šmilauer, 2002). Los autovalores correspondientes a los cuatro primeros ejes son:  $\lambda_1=0,521$ ;  $\lambda_2=0,178$ ;  $\lambda_3=0,103$ ; y  $\lambda_4=0,064$ . La diferencia del primer autovalor respecto a los siguientes no es tan grande como en el análisis global (Fig. 6), pero suficiente para indicar que la mayor variabilidad entre parcelas en términos de composición florística se explica de nuevo por el gradiente asociado al eje 1. Los porcentajes de varianza acumulada por los tres primeros ejes del DCA son de 25, 33, 40 y 41%, respectivamente. Siguen siendo valores bajos, lo que indica que hay otras variables ambientales, además de las consideradas en este estudio, que están contribuyendo a determinar diferencias en composición florística entre las parcelas.

De nuevo se observa el mismo gradiente de parcelas y especies respecto al DCA1 que se veía en la Fig. 6, aunque con mayor claridad. Esa distribución de las parcelas de muestreo a lo largo del DCA1 sugiere la existencia de un gradiente altitudinal en la distribución de las dos comunidades estudiadas, ocupando el pastizal la parte más alta de la ladera y el matorral la más baja.



**Figura 8.** Primer plano factorial del análisis DCA en el que se ordenan las parcelas muestradas en la ladera restaurada (comunidades de pastizal y matorral) de acuerdo con su composición florística; todas las especies aparecen representadas (pequeños triángulos verdes), pero sólo identificadas aquellas con cobertura >1%. Ana cla (*Anacyclus clavatus*), Bel per (*Bellis perennis*), Cer glo (*Cerastium glomeratum*), Cre ver (*Crepis vesicaria*), Gal apa (*Galium aparine*), Ger mol (*Geranium molle*), Hor vul (*Hordeum vulgare*), Rub per (*Rubia peregrina*), San men (*Sanguisorba menor*), Son ole (*Sonchus oleraceus*). Para la identificación del resto de las abreviaturas de las especies ver el pie de la figura 6.

#### 4.3.2.- Influencia de las variables edáficas y topográficas

En cuanto a las variables ambientales responsables de esas diferencias en composición florística, el proceso de “forward selection”, aplicado al análisis CCA (Fig. 9), identifica como variables significativas a cinco de las veintiuna introducidas en el análisis (Tabla 10), siendo, de nuevo, la más influyente la CRA. Tres de estas variables están asociadas a la presencia de pastizal: CFO/C, altitud y Pa, y alcanzan valores más altos hacia la izquierda del CCA1 (Fig. 9). Las otras dos variables están asociadas a la presencia de matorral: CRA y pendiente, y alcanzan valores más altos hacia la derecha del CCA1.

Los autovalores para los cuatro primeros ejes del CCA son:  $\lambda_1=0,485$ ;  $\lambda_2=0,181$ ;  $\lambda_3=0,146$  y  $\lambda_4=0,131$ ), y el modelo es significativo de acuerdo con el test de Monte Carlo usando 499 permutaciones, tanto para el primer eje ( $F= 4,451$ ;  $p = 0,002$ ) como para el conjunto de ejes ( $F= 1,821$ ;  $p = 0,002$ ). El primer eje del CCA refleja el mismo gradiente altitudinal-sucesional puesto de manifiesto en el DCA, sugiriendo que las variables ambientales seleccionadas explican, en gran medida, las diferencias en composición florística dentro de la ladera restaurada. De hecho, la correlación entre las especies y las variables ambientales es del 97,0% para el primer eje y del 90,8% para el segundo.

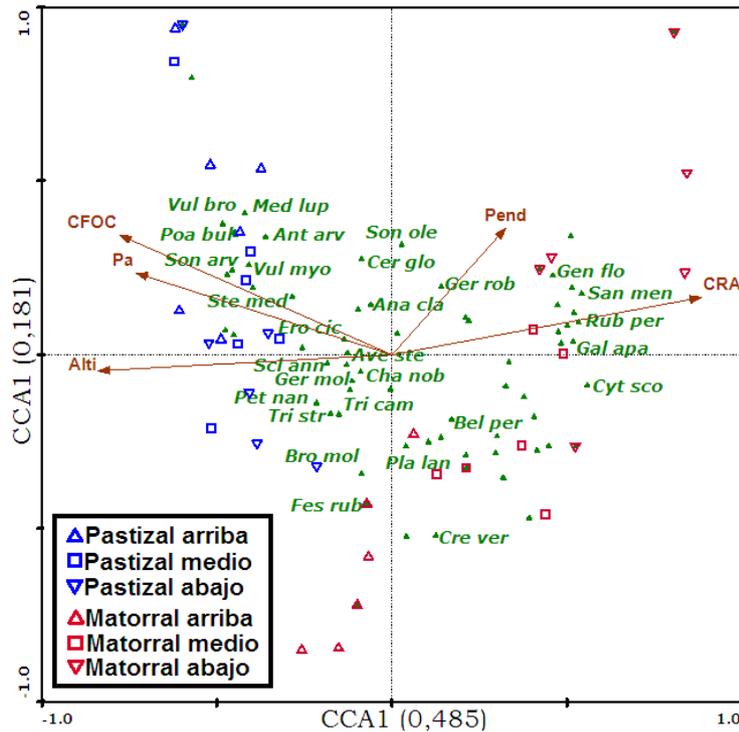


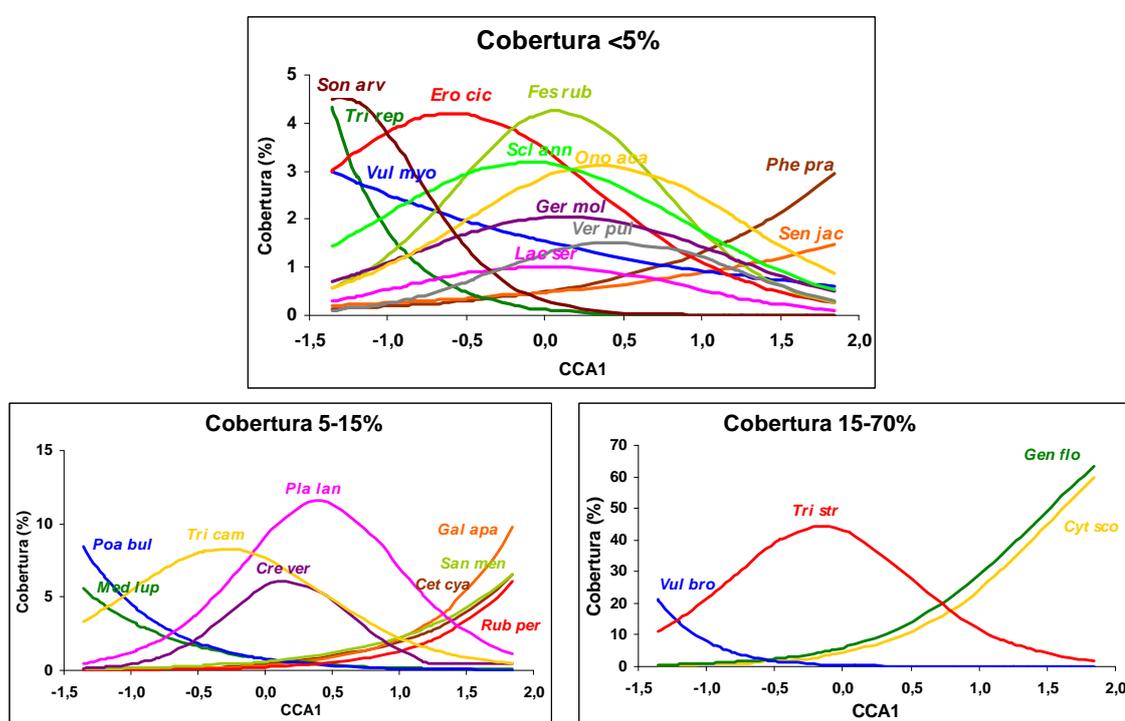
Figura 9. Triplot especies-parcelas-variables ambientales del análisis CCA de la zona de estudio, excluyendo el bosque de referencia. Para la identificación de las abreviaturas de las especies ver el pie de la figura 6.

Tabla 8. Orden e importancia en que las variables ambientales influyen en la composición florística, tras el proceso de “forward selection” aplicado en el CCA para las muestras de pastizal y matorral

Variables	F	p	Variabilidad explicada (%)
Capacidad de retención de agua (CRA)	7,72	0,002	39
Carbono fácilmente oxidable/C total (CFOC)	2,59	0,002	13
Altitud (Alti)	2,28	0,002	11
Pendiente (Pend)	2,74	0,004	10
Fósforo asimilable (Pa)	1,61	0,02	7
Porcentaje de arena (Ar)	1,37	0,094	6
Porcentaje de limo (Lm)	1,46	0,076	7
Porcentaje de elementos gruesos (EG)	1,87	0,082	6
pH	1,45	0,05	6
Profundidad (Prof)	1,28	0,186	5
Densidad aparente (Da)	1,28	0,16	5
Densidad real (Dr)	1,13	0,308	5
Coefficiente de marchitamiento (CM)	1,27	0,168	5
Capacidad de campo (CC)	1,15	0,29	4
Relación carbono/nitrógeno (CN)	1,06	0,402	4
Carbono fácilmente oxidable (CFO)	1,02	0,424	4
Carbono total (C)	0,88	0,564	4
Porosidad (Poro)	0,94	0,55	4
Conductividad eléctrica (CE)	0,77	0,752	3
Nitrógeno total (N)	0,98	0,908	2
Agua útil (Au)	0,03	1	0

#### 4.3.3.- Patrones de respuesta de las especies

La respuesta individual de las especies a lo largo del gradiente asociado al CCA1 (Fig. 10) permite agrupar las especies en cuatro grupos. El primero incluye las especies que muestran modelo I de HOF. Se trata de especies cuya cobertura permanece constante a lo largo de dicho gradiente (igualmente abundantes en las comunidades de pastizal y matorral) y que no aparecen representadas en la figura 10. Entre ellas, las más abundantes son: *Chamaemelum nobile* y *Avena sterilis*; otras son: *Anacyclus clavatus*, *Anthemis arvensis*, *Bromus mollis*, *Cerastium glomeratum*, *Filago pyramidata*, *Geranium robertianum*, *Hordeum vulgare*, *Leontodon hispidus*, *Leontodon taraxacoides*, *Petrorrhagia nanteuilli* y *Sonchus oleraceus*.



**Figura 10.** Curvas respuesta de las especies derivadas del análisis de los modelos de HOF frente al eje CCA1 de la ladera restaurada. Las gráficas se separan por claridad, para distintos rangos de cobertura de las especies (<5%, 5-15% y 15-70%). *Cen cya* (*Centaurea cyanus*), *Lac ser* (*Lactuca serriola*), *Phe pra* (*Phleum pratense*), *Sen jac* (*Senecio jacobaea*). Para la identificación del resto de especies ver el pie de la figura 6.

El segundo grupo incluye cinco especies que muestran modelo II de HOF con tendencia decreciente hacia el extremo derecho del CCA1, es decir, más abundantes en la comunidad de pastizal: *Medicago lupulina*, *Poa bulbosa*, *Sonchus arvensis*, *Trifolium repens*, *Vulpia bromoides* y *Vulpia myuros*. El tercer grupo incluye siete especies que muestran modelo II de HOF con tendencia creciente hacia el extremo derecho del CCA1, es decir, más abundantes en la comunidad de matorral: *Centaurea cyanus*, *Cytisus scoparius*, *Galium aparine*, *Genista florida*, *Phleum pratense*, *Rubia peregrina*, *Sanguisorba minor* y *Senecio jacobaea*. El cuarto grupo incluye las especies que muestran respuesta unimodal simétrica (modelo IV de HOF): *Crepis vesicaria*, *Erodium cicutarium*,

*Festuca rubra*, *Geranium molle*, *Lactuca serriola*, *Onopordum acanthium*, *Plantago lanceolata*, *Scleranthus annuus*, *Trifolium campestre*, *Trifolium striatum* y *Verbascum pulverulentum*.

## 6.- Discusión

Como era de esperar, los resultados muestran importantes diferencias en composición florística entre la comunidad natural (el bosque adyacente a la mina) y las comunidades asentadas sobre el área minera restaurada hace 12 años, encontrándose un alto porcentaje de especies exclusivas del bosque. Cinco variables edáficas (CRA, Au, CFO, C y pH) y dos topográficas (altitud y pendiente) son las principales responsables de esas diferencias. En concreto, los valores más altos en las variables relacionadas con el agua en el suelo (CRA y Au) y la materia orgánica del suelo (CFO y C) están asociados al bosque, mientras que los valores más altos de pH, altitud y pendiente se dan en el área minera restaurada.

Los resultados también ponen de manifiesto la existencia de un gradiente altitudinal en la distribución de las comunidades vegetales a lo largo de la ladera restaurada, ocupando el pastizal la parte más alta y el matorral la más baja. En este caso la CRA sigue siendo la variable edáfica más influyente que alcanza, junto con la pendiente, valores más altos en las partes bajas, donde domina el matorral; CFO/C, altitud y Pa toman valores más altos en las partes altas, donde domina el pastizal.

Las diferencias edáficas entre las comunidades de bosque y del área minera restaurada se pueden justificar por el distinto origen de los suelos (natural y tras restauración sobre estériles de carbón), con una topografía y un tiempo de desarrollo diferente. En cuanto a las diferencias de composición florística dentro de la ladera, parecen tener mucha relación con el comportamiento hidrológico de la misma.

El estudio de los patrones espaciales de los componentes del suelo y de la vegetación que se asienta sobre éste, es clave para entender el comportamiento hidrológico de las laderas. Este tipo de estudios son especialmente importantes en ambientes mediterráneos en los que el déficit de agua (López-Bermúdez y Albadalejo, 1990) y el elevado impacto de las actividades humanas conforman un paisaje caracterizado por una cubierta vegetal dispersa y fragmentada que influye en el comportamiento hidrológico (Arnau-Rosalén *et al.*, 2008).

La inestabilidad geomorfológica tiene efectos negativos sobre el éxito de la restauración de las laderas. La erosión hídrica condiciona los procesos ecológicos que conducen al establecimiento y desarrollo de la vegetación, así como a la edafogénesis

(Kapolka y Dollhopf, 2001; Nicolau, 2002). Bradshaw (1988) indica que uno de los objetivos para conseguir una restauración efectiva debe ser alcanzar un suelo que funcione biológicamente. Sin embargo, Whisenant *et al.* (1995) advierten de que, en muchos casos, es un objetivo previo garantizar la estabilidad de los recursos edáficos, que son amenazados por los procesos erosivos.

El análisis de las interacciones entre la escorrentía superficial y diversos procesos ecológicos se puede abordar en nuestro área experimental por tratarse de una ladera de la misma edad y similares características topográficas, edáficas, de orientación y de tratamientos de revegetación, tal y como indica Moreno-de las Heras *et al.* (2010). En el área de estudio, las diferencias entre las partes de la ladera ocupadas por las comunidades de matorral y pastizal estriban en variables físicas, como Da (mayor en el matorral), Pr (mayor en el pastizal) y la profundidad del suelo hasta el estéril (mayor en el matorral), así como en variables de vegetación, como el porcentaje de suelo descubierto (mayor en el pastizal) y el porcentaje de cobertura vegetal total (mayor en el matorral). Berga (1998) constata que la presencia de mayor material estéril en superficie y, por tanto, de mayor suelo desprovisto de vegetación, va ligada a una tasa de escorrentía mayor; esto es debido a la mayor proporción de elementos finos que crean una costra. Además una mayor tasa de escorrentía va ligada a una menor infiltración, y con ello un menor lavado de sales, lo que da como resultado una mayor salinidad y, por tanto, una mayor CE (Berga, 1998). Nuestros resultados concuerdan con esta explicación, y así encontramos mayor CE en el pastizal, donde el mayor porcentaje de suelo descubierto estaría asociado a mayores tasas de escorrentía, frente a un posible mayor lavado del suelo bajo matorral. No obstante, este aspecto debe ser corroborado en estudios posteriores, determinándose la escorrentía concreta del área de estudio con experimentos de lluvia simulada, entre otros.

En las laderas mediterráneas las zonas de suelo desnudo funcionan como áreas generadoras de escorrentía (fuentes), caracterizadas por bajas tasas de infiltración, con una pobre estructura del suelo; mientras que las áreas cubiertas de vegetación funcionan como importadoras de escorrentía (sumideros) (Sánchez y Puigdefábregas, 1994; Cammeraat, 2004). La cubierta vegetal tiene una estructura que interacciona de forma dinámica con los flujos de agua (Puigdefábregas *et al.*, 1999). De acuerdo con esto, podemos decir que las diferencias dentro del área de estudio en cobertura vegetal generan diferencias hidrológicas a lo largo de la ladera, lo que se traduce en diferentes trayectorias ecológicas, tal y como encuentra Merino-Martín (2010).

De forma general, se han identificado tres tipos de trayectorias de dinámica ecológica e hidrológica (Moreno-de las Heras, 2009a; Merino-Martín *et al.*, 2012). Dos de ellas se observan en el área de estudio. En primer lugar, se observan partes de la ladera con

regueros discontinuos, donde se han desarrollado comunidades vegetales herbáceas cuya distribución espacial en manchas discontinuas ('claros y matas') está asociada a las áreas exportadoras e importadoras de escorrentía y sedimentos (Merino-Martín, 2010); se trata de las partes altas de la ladera ocupadas por comunidades de pastizal. En segundo lugar, se observan partes en la ladera sin geoformas previas, en las que se establecen los matorrales facilitadores que controlan el flujo de agua y sedimentos (Merino-Martín, 2010); se trata de las partes bajas de la ladera ocupadas por comunidades de matorral. Esta tesis de las diferentes trayectorias de dinámica ecológica se ve apoyada por el trabajo de Martínez-Ruiz y Marrs (2007), en el que se destaca como las diferencias estructurales iniciales en el sustrato determinan diferentes trayectorias sucesionales de la vegetación, al igual que ocurre en el área de estudio. Esta dinámica también fue descrita por Bradshaw (1983), padre de la restauración ecológica.

En cuanto al análisis de variables edáficas concretas, se ha constatado que la CRA es una de las que mejor explica las diferencias en composición florística entre las comunidades estudiadas (bosque, matorral, pastizal). La CRA aumenta progresivamente desde el pastizal hasta el bosque, revelándose como una de las variables más relacionadas con la dinámica de la vegetación hacia etapas más maduras; Barnhisel (1986) cita la baja capacidad para almacenar agua como uno de los factores limitantes para el crecimiento vegetal. También se observa un gradiente de CRA a lo largo de la ladera restaurada, siendo el valor mayor en las partes bajas, que parece estar relacionado positivamente con la cobertura vegetal, ya que en las partes bajas es donde dominan las leguminosas arbustivas con coberturas de casi el 100%; esta cubierta vegetal juega un papel importante en la restauración y estabilización de los sistemas alterados (Moreno-de las Heras *et al.*, 2009). Por tanto, encontramos un gradiente altitudinal-sucesional en la distribución de las comunidades vegetales en el área de estudio, como resultado de las diferencias en algunos parámetros relacionados con el agua en el suelo (CRA), pero también con la materia orgánica del suelo.

De hecho, el valor de la ratio CFO/C es significativamente mayor en el pastizal que en el matorral, indicando una materia orgánica más recalcitrante en el caso del suelo bajo matorral que bajo pastizal, lo que coincide con lo descrito por Chabrerie *et al.* (2003). A lo largo de la sucesión desde una comunidad pascícola a una arbustiva el porcentaje de cobertura de las especies leñosas aumenta. La primera consecuencia de ello es el aumento en el contenido en lignina, tanto en la biomasa de la vegetación como en la hojarasca del suelo (Chabrerie *et al.*, 2003), debido a que el tipo de hojarasca es diferente en las distintas etapas sucesionales; una hojarasca proveniente de hojas y tallos verdes poco o nada lignificados es la que aporta el pastizal, debido a su elevada cobertura de

herbáceas, y una hojarasca proveniente de tallos lignificados y hojas más coriáceas es la que aporta la comunidad de matorral, debido a su elevada cobertura de especies leñosas. La segunda consecuencia es que durante la sucesión se produce un cambio en la naturaleza química de la materia orgánica del suelo, hacia formas más recalcitrantes de carbono orgánico en el suelo bajo los arbustos en comparación con los pastizales (Chabrierie *et al.*, 2003). La producción de biomasa vegetal en las primeras etapas sustitutivas del bosque contiene una gran cantidad de lignina que permanece en la hojarasca del suelo (Condrón y Newman, 1998), la mayor presencia de lignina reduce la tasa de descomposición de la materia orgánica del suelo por los microorganismos (Clark y Paul, 1970) y, en consecuencia, la biomasa microbiana es mayor en los pastizales, que presentan una mayor descomposición de la materia orgánica del suelo por los microorganismos (Chabrierie *et al.*, 2003).

Las diferencias encontradas en fósforo asimilable (Pa) son difíciles de explicar; los datos obtenidos pueden ser resultado un conjunto de procesos o situaciones. Se encuentra un valor significativamente mayor de Pa en el pastizal que en el matorral. Por un lado esto puede deberse a que este fósforo asimilable, forma parte del ciclo de la materia orgánica del suelo, ya que se encuentran correlaciones positivas entre el Pa y todas las variables relacionadas con la materia orgánica del suelo (CFO, C y N) y, por tanto, provenga en estos suelos principalmente de la mineralización de ésta (Turrión *et al.*, 2007, 2008). Por otro lado, puede ocurrir que exista una diferente composición de formas amorfas de hierro (Fe) y aluminio (Al) responsables de la fijación de este elemento (Afif y Olivera, 2005, Turrión *et al.*, 2002). Por ello, en próximos trabajos se pretende estudiar las formas amorfas de Fe y Al, a fin de conocer los cambios en la fijación del fósforo en las diferentes etapas de complejidad, así como las distintas formas de fósforo orgánico para conocer sus variaciones durante la sucesión.

Finalmente, se encuentra una segregación en la abundancia de las especies particulares a lo largo de la ladera restaurada, que responde a los gradientes de altitud-topografía, agua y materia orgánica, descritos previamente. Las especies cuya cobertura permanece constante a lo largo del gradiente son, en su mayoría, herbáceas anuales, propias de la flora arvense y ruderal (Pujadas, 1986), que aparecen en muchos tipos de ambientes sin ser muy exigentes con sus requerimientos. Las especies cuya cobertura disminuye desde las partes altas (pastizal) a las bajas (matorral) de la ladera, es decir, desde valores altos de la ratio CFO/C y bajos de la CRA, son herbáceas anuales y perennes propias de pastos xerofíticos, sobre suelos con poca humedad edáfica (García *et al.*, 1991). Las especies con respuesta unimodal simétrica muestran mayor cobertura en la parte media del gradiente altitudinal-topográfico, es decir, en las partes bajas del pastizal y

alta del matorral, para valores intermedios de la ratio CFO/C y de la CRA; se trata de herbáceas anuales y perennes propias de etapas tempranas de la sucesión pero sobre suelos con una humedad intermedia (Pastor *et al.*, 1985; Pérez-Pinto, 1989). Finalmente, las especies cuya cobertura aumenta hacia las partes bajas de la ladera, dominadas por matorral, donde se registran bajos valores de la ratio CFO/C y altos de la CRA son, en su mayoría, herbáceas perennes y leñosas características de la comunidad de matorrales nanofanerofíticos dominados por leguminosas arbustivas pertenecientes a la asociación *Cytiso scoparii-Genistetum polygaliphyllae*, que es una de las primeras etapas de sustitución de la etapa clímax de la zona de estudio (*Holco mollis-Quercetum pyrenacicae* S.) (Navarro-Andrés y Valle-Gutiérrez, 1987).

Estos resultados deben hacernos reflexionar acerca de las actuales técnicas de restauración de espacios degradados. Pequeñas diferencias en topografía o en el sustrato de partida se revelan como limitantes de importantes procesos ecológicos, que tras varios años determinan diferentes trayectorias en la dinámica sucesional y en los patrones de respuesta individual de las especies.

## 7.- Conclusiones

1. Las diferencias en algunos parámetros edáficos físicos y topográficos son causa de la diferente evolución de la vegetación tras 12 años de la restauración.
2. Las variables relacionadas con el agua en el suelo y con la materia orgánica en el suelo son indicadores del estado de madurez de las comunidades restauradas.
3. La capacidad de retención de agua es una de las variables más relacionada con la evolución de la vegetación hacia etapas más maduras.
4. Cuando comparamos comunidades de pastizal y matorral las formas más lábiles del carbono se asocian a etapas tempranas en la sucesión, como pastizales, y las formas más recalcitrantes a formas más avanzadas como comunidades arbustivas.
5. Las especies propias de las etapas más avanzadas de la sucesión ocupan, antes, las partes bajas de la ladera restaurada.

## 8.- Bibliografía

- Afif Kouri E, Olivera Prendes JA. 2005. Efectos de la quema controlada sobre matorral en la erosión hídrica, el valor pastoral y las propiedades de suelo a largo plazo. *Edafología* 12 (2), 91-104.
- Aizpiru I, Aseginolaza C, Uribe-Echebarría PM, Urutia P, Zorrakin I. 2007. Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y Territorios Limítrofes. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente y de Ordenación del Territorio, Vitoria.
- Akaike H. 1973. Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. En: Second International Symposium on Information Theory (Petrov BN, Csaki F, eds). Akademiai Kiado, Budapest, Hungary. pp. 267-281.

- Alday JG, Marrs RH, Martínez-Ruiz C, 2010a. The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering* 36, 579-585.
- Álvarez-Díaz JE. 2008. Efecto de la manipulación de la diversidad sobre el establecimiento de comunidades vegetales en tierras de cultivo abandonadas en la dehesa salmantina. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca.
- Arnau-Rosalén E, Calvo-Cases A, Boix-Fayos C, Lavee, H, Sarah P. 2008. Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). *Geomorphology*, 101, 595-606.
- Austin MP, Austin BO. 1980. Behaviour of experimental plant communities along a nutrient gradient. *Journal of Ecology*. 68, 891-918.
- Barnhisel RI, Powell JI, Hines DH. 1986. Changes in chemical and physical properties of two soils in process of surface mining. 4th Biennial Billings Symp. In: mining and reclamation in the west and the national meeting of the American society for surface mining and reclamation. Billings, MT. (paper K-2). pp. 10.
- Bates D, Sarkar D. 2007. LME4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 0.9975-13.
- Becker RA, Chambers JM, Y Wilks AR. 1988. *The New S Language*. Wadsworth & Brooks/Cole. Pacific Grove, CA, US.
- Berga S. 1998. Estudio preliminar de la escorrentía hídrica superficial en áreas restauradas de minería de carbón a cielo abierto. *Teruel*. 86 (1), 101-134
- Bradshaw AD. 1983. The reconstruction of ecosystems: presidential address to the British Ecological Society, December 1982. *Journal of Applied Ecology*. 20, 1-17.
- Bradshaw A. 1988. Alternative Endpoints for Reclamation. In: J. Cairns, Jr (ed.), *Rehabilitating Damaged Ecosystems*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 69-85.
- Calvo Galán L; Luis Calabuig E, Tárrega García Mares MR. 1990. Sucesión secundaria en un brezal montano del Puerto de San Isidro (León) tras quema, corta y arranque experimentales. *Botánica pirenaico-cantábrica*. Jaca y Huesca, 367-374.
- Cammeraat ELH. 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture Ecosystems and Environment*. 104, 317-332.
- Cano A, Navia R, Amezaga I, Montalvo J. 2002. Local topoclimate effect on short-term cutslope reclamation success. *Ecological Engineering*. 18, 499-498.
- Castroviejo S, Lainz M, López G, Montserrat P, Muñoz F, Paiva J, Villar L. 1986-1993. *Flora Ibérica*. Vols 1,2,3,4,5,6,7,8,10,12,13,14,15,17,18 y 21. C. S. I. C. Madrid
- Clark FE, Paul EA. 1970. The microflora of grassland. *Adv. Agron*. 22, 375-435
- Condon LM, Newman RH. 1998. Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *Eur. J. Soil Sci.*, 49, 597-604
- Cooke JA, Johnson MS. 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*. 10, 41-71.
- Chabrierie O, Laval K, Puget P, Desaire S, Alard D. 2003. Relationship between plant and soil microbial communities along a successional gradient in a chalk grassland in north-western France. *Applied Soil Ecology*. 24, 43-56.
- De Kovel CGF, Van Mierlo EM, Wilms JO, Berendse F. 2000. Carbon and nitrogen in soil and vegetation at sites differing in successional age. *Plant Ecology*. 149, 43-50.
- Del Moral R, Sandler J.E, Muerdter C.P. 2009. Spatial factors affecting primary succession on the Muddy River Lahar, Mount St. Helens, Washington. *Plant Ecology*. 202, 77-190.
- Del Moral R, Walker LR. 2007. *Environmental disasters, natural recovery and human responses*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Díez C, Luis Calabuig E, Tárrega R. 1990. Influencia del arbolado en dehesas de roble (*Quercus pyrenaica*) bajo pastoreo en la provincia de León. En: *Actas de la XXX Reunión Científica de la S.E.E.P*, 45-52 (edita Pastos).
- Díez C, Luis Calabuig E, Tárrega R. 1993-94. Análisis comparativo de la diversidad del estrato herbáceo en función de la distancia al árbol en dehesas de roble. *Stvdia Oecologica*, X-XI: 145-154.
- Dölle M, Schmidt W. 2009. Impact of tree species on nutrient and light availability: evidence from a permanent plot study of old-field succession. *Plant Ecology*. 203, 273-287.
- Ettema CH, Wardle DA. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 17, 177-182.
- Fernández C, Tárrega R, Fernández M, Luis E. 1990. Structure of a spatial limit community of *Juniperus Thurifera*. *Silva Carelica*. 15, 183-190.
- Fernández-Santos B, Gómez Gutiérrez JM, Tárrega García Mares R. 1992. Efectos de la quema, corte, arranque, abandono o pastoreo del matorral de escoba blanca (*Cytisus multiflorus*) sobre la producción y estructura de la comunidad herbácea. *Pastos*, XXII (2): 131-146
- Frouz J, Prach K, Pižl V, Háníl L, Starý J, Tajovský K, Materna J, Balík V, Kačík J, Ehounková K. 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology*. 44, 109-121.
- García D, Zamora R, Hódar JA, Gómez JM, Castro J. 2000. Yew (*Taxus Baccata L.*) Regeneration Is Facilitated By Fleshy-Fruited shrubs in Mediterranean environments. *Biological Conservation*. 95, 31-38.
- García I, Jiménez P. 2009. 9230 Robledales de *Quercus pyrenaica* y robledales de *Quercus robur* del Noroeste ibérico. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. p. 66.

- García R, Moro A, Pérez-Pinto E, Pérez-Pinto T, Calleja A. 1991. Composición botánica y producción de prados permanentes de montaña. *Pastos*. 20-21 (1-2), 19-49.
- González-Alday J. 2010. Influencia de factores abióticos en la revegetación temprana tras hidrosiembra de estériles de carbón. Tesis Doctoral. Universidad de Valladolid.
- González-Alday J, Marrs RH, Martínez-Ruiz C. 2008. The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation area. *Applied Vegetation Science*. 11, 405-412.
- Hardt RA, Forman TT. 1989. Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology*. 70 (5), 1252-1260.
- Hobbs RJ, Walker LR, Walker J. 2007. Integrating restoration and succession. In: Walker, L.R., Walker, J. & Hobbs, R.J. (eds.) *Linking restoration and ecological succession*. Springer, New York, US. 168-179 pp.
- Hodkinson ID, Coulson SJ, Webb NR. 2003. Community assembly along proglacial chronosequences in the high Arctic: vegetation and soil development in north-west Svalbard. *Journal of Ecology*. 91, 651-663.
- Huisman J, Olf H, Fresco LFM. 1993. A hierarchical set of models for species response analysis. *Journal of Vegetation Science*. 4, 37-46.
- I.G.M.E. 1982. Mapa geológico de España (1:50.000). 132:16-8.
- Isermann M. 2005. Soil pH and species diversity in coastal dunes. *Plant Ecology*. 178, 111-120.
- Jenny H. 1980. *The Soil Resource*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Jubete Tazo F. 1997. Atlas de aves nidificantes de la provincia de Palencia. Asociación de naturalistas palentinos (ed.) 36.
- Junta de Castilla y León. 1988. Análisis del medio físico de Palencia. Delimitación de unidades y estructura territorial. EPYPSA. Valladolid. 23-24.
- Kapolka NM, Dollhopf DJ. 2001. Effect of Slope Gradient and Plant Growth on Soil Loss on Reconstructed Steep Slopes. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*. 15 (2), 86-99.
- Knops JMH, Tilman D. 2000. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology*. 81, 88-98.
- Larkin D, Vivian-Smith G, Zedler JB. 2006. Topographic heterogeneity theory and ecological restoration. In: Falk, D.A., Palmer MA, Zedler, JB (eds.) *Foundations of restoration ecology*. Island Press, USA. 142-164 pp.
- Lawesson JE, Oksanen J. 2002. Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *Journal of Vegetation Science*. 13, 279-290.
- Legendre P, Legendre L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, ND.
- López-Bemúdez F, Albadalejo J. 1990. Factores ambientales de la degradación del suelo en el área mediterránea. J. Albadalejo, M.A. Stocking, E. Díaz (Eds.), *degradación y regeneración del suelo en condiciones ambientales mediterráneas*, CSIC-CEBAS, Murcia, pp. 15-46.
- M.A.P.A. 1991. Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- M.A.P.A. 1994. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Marrs RH, Bradshaw AD. 1993. Primary succession on man-made wastes: the importance of resource acquisition. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.) *Primary succession on land*. Blackwells Scientific Publications, Oxford, UK. 221-248 pp.
- Martínez-Romero E. 1996. La restauración ecológica. *Ciencias*. 43, 56-61.
- Martínez-Ruiz C, Marrs RH. 2007. Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science*. 10, 333-342.
- Matlack GR. 2009. Long-term changes in soils of second-growth forest following abandonment from agriculture. *Journal of Biogeography*. 36, 2066-2075.
- Menninger HL, Palmer MA. 2006. Restoring ecological communities: from theory to practice. In: Falk DA, Palmer MA Zedler JB. (eds.) *Foundations of restoration ecology*, Island Press, USA. 88-112 pp.
- Merino-Martín L, Breshears DD, Moreno De Las Heras M, Camilo Villegas J, Pérez-Domingo S, Espigares T, Nicolau JM. 2012. Ecohydrological Source-Sink Interrelationships between Vegetation Patches and Soil Hydrological Properties along a Disturbance Gradient Reveal a Restoration Threshold. *Restoration Ecology*. 20, 360-368.
- Merino-Martín L. 2010. *Ecología de laderas restauradas de la minería de carbón a cielo abierto: interacciones ecohidrológicas*. Tesis Doctoral. Universidad de Alcalá.
- Milder, AI; Fernández-Santos B, Martínez-Ruiz C. 2011. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insight for forest expansion. *Land Degradation and Development*. DOI: 10.1002/ldr.1101.
- Miller GR. 1979. Quantity and quality of the annual production of shoots and flowers by *Calluna vulgaris* in North-east Scotland. *Journal of Ecology*. 67 (1), 109-129.
- Ministerio de Agricultura. 1979. Mapa de cultivos y aprovechamientos: Guardo (Palencia). Ed: Cartográfica Ibérica S. A. (Cibesa). Madrid.
- Moreno-De Las Heras M. 2009a. Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto. Memoria de Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Madrid.
- Moreno-De Las Heras M. 2009b. Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto. Memoria de Tesis Doctoral. Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá. Madrid.

- Moreno-De Las Heras M, Nicolau JM, Merino-Martín L, Wilcox BP. 2010. Plot-scale effects on runoff and erosion along a slope degradation gradient, *Water Resources Research*. 46, W04503.
- Moreno-De Las Heras M, Nicolau JM, Espigares T. 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering*. 34, 68-178.
- Navarro-Andrés F, Valle-Gutiérrez CJ. 1987. Castilla y León. pp: 117-161. In: La vegetación de España. Peinado Lorca M, Rivas Martínez S. Eds. Serv. de Pub. Univ. de Alcalá de Henares.
- Okland RH. 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. *Journal of Vegetation Science*, 10, 131-136.
- Oksanen J. 2004. Gradient Analysis of Vegetation (Gravy) software, version 0. 0-21. URL: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/softhelp/softalist.html>.
- Oksanen J, Minchin PR. 2002. Continuum theory revisited: What shape are species responses along ecological gradients? *Ecological Modelling*. 157, 119-129.
- Olsen SR, Cole CV, Watanabe FS, Dean LA. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ. 939. USDA, Washington, DC.
- Oria De Rueda JA. 1996. Guía de las plantas silvestres de Palencia. Cálamo, Palencia.
- Pastor J, Oliver S, Gómez Sal A. 1985. Leguminosas y gramíneas como bases para la tipificación de pastos. II. Comunidades de carácter subhúmedo y xerofítico. *An Edaf. Agrob.* 44, 1795-1804.
- Pérez-Corona ME, Vázquez de Aldana BR, García Ciudad A, García Criado B., 1996. Variación de la riqueza específica y producción aérea de biomasa en pastizales semiáridos. En: Actas de la XXXVI R.C. de la S.E.E.P., 149-153. Logroño.
- Pérez-Pinto JE. 1989. Estudio botánico y mineral de prados permanentes de la cuenca del Bernesga. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de León.
- Pinheiro J, Bates D, Debroy S, Sarkar D. 2007. NLME: Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-80. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT.
- Pinheiro J, Bates D. 2000. Mixed-effects models in S and S-plus. Springer, New York, USA.
- Prach K, Marrs RH, Pyšek P, Van Diggelen R. 2007a. Manipulation of succession. In: Walker, L.R. & Hobbs, R.J. (eds.) *Ecological succession and restoration: knowledge and practice*. Springer Verlag, New York, NY, US. 121-149 pp.
- Puigdefábregas J, Sole A, Gutierrez L, Del Barrio G, Boer M. 1999. Scales and processes of water and sediment redistribution in drylands: results from the Rambla Honda field site in Southeast Spain. *Earth-Science Reviews*. 48, 39-70.
- Pujadas Salvá A. 1986. Flora arvense y ruderal de la provincia de Córdoba. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.
- R Development Core Team. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Richards SA. 2005. Testing ecological theory using the information-theoretic approach: examples and cautionary results. *Ecology*. 86, 2805-2814.
- Rivas-Martínez S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. I.C.O.N.A. Publicaciones del Ministerio de Agricultura. Madrid
- Rivero JM, Puerto A. 1996. Influencia de la altitud sobre la distribución en pastos de especies del género *Trifolium* L. En: Actas de la XXXVI R.C. de la S.E.E.P., 145-148. Logroño.
- Robinson D. 1994. The responses of plants to non-uniform supplies of nutrients. *New Phytologist*. 127, 635-674.
- Salazar E. 2008. Influencia de los matorrales en la restauración con leñosas arbóreas (*Quercus petraea*) en áreas mineras de carbón. Proyecto fin de carrera de Ingeniero Técnico Forestal, especialidad: Explotaciones Forestales. E.T.S. de Ingenierías Agrarias de Palencia. Univ. De Valladolid.
- Sánchez G, Puigdefábregas J. 1994. Interactions of Plant-Growth and Sediment Movement on Slopes in a Semiarid Environment. *Geomorphology*. 9, 243-260.
- Schadek U, Strauss B, Biedermann R, Kleyer M. 2009. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. *Urban Ecosystem*. 12, 115-116.
- SigPac: URL.: <http://sigpac.mapa.es/fega/visor>.
- Soil Taxonomy. 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10 th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC.
- Steen E. 1999. Sustainable Development in dry Climates: The Mediterranean Area. *Ambio*. 28, 367-371.
- Tárrega García Mares R, Luis Calabuig E. 1988-89. Influencia de la Sabina (*Juniperus thurifera*) sobre el estrato herbáceo en función de la orientación. (Biología Ambiental, 4). Secretariado de Publicaciones. Universidad de Murcia *Anales de Biología*, 15, 179-189
- Tárrega R, Luis Calabuig E, Alonso I. 1997. Space-time heterogeneity in the recovery after experimental burning and cutting in a *Cistus laurifolius* shrubland. *Plant Ecology*. 129, 179-187.
- Ter Braak CJF, Šmilauer P. 2002. CANOCO 4.5 Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Tilman D. 1988. Plant Strategies and the Dynamics and Structure of Plant Communities. *Monographs in Population Biology* 26. Princeton University Press, Princeton, NJ. 360 pp.
- Torroba-Balmori P. 2011. Papel de los matorrales en la reforestación con Quercíneas de escombreras de carbón, en el municipio de Guardo (provincia de Palencia). Trabajo de fin de carrera E. T. S. II. A. de Palencia. Universidad de Valladolid. Ingeniero de Montes-Marzo.

- Turrión MB, Gallardo JF, González MI. 2002. Relationships between organic and inorganic P fractions with soil Fe and Al forms in forest soils of the 'Sierra de Gata' mountains (Western Spain). En: *Developments in Soil Science. Soil mineral-organic matter-microorganism interactions and ecosystem Health: Dynamics, mobility and transformation of pollutants and nutrients*. Eds. Violante A; Huang PM, Bollag JM, Gianfreda L. pp 297- 310.
- Turrión MB, Gallardo JF, Schneider K. 2008. Soil P availability along a catena located at the Sierra de Gata Mountains, Western Central Spain. *Forest Ecology and Management* 255: 3254- 3262.
- Turrión MB, López O, Lafuente F, Mulas R, Ruipérez C, Puyo A. 2007. Soil phosphorus forms as quality indicators of soils under different vegetation covers. *Science of the Total Environment* 36: 399- 407.
- Tutin GT, Heywood VH, Burges NA, More DM, Valentine DH, Walters SM, Webb DA. 1968-1980 y 1993. *Flora Europaea*. Cambridge Univ. Press, Cmbridge.
- Walker LR, Bellingham PJ, Peltzer DA. 2006. Plant characteristics are poor predictors of microsite colonization during the first two years of primary succession. *Journal of Vegetation Science*. 17, 397-406.
- Walker LR, Del Moral R. 2008. Transition dynamics in succession: implications for rates, trajectories and restoration. In: Suding K, Hobbs RJ. (eds.) *New models for ecosystem dynamics and restoration*. Island Press, Washington, US. 33-49 pp.
- Walker LR, Del Moral R. 2009. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Applied Vegetation Science*.12, 55-67.
- Whisenant SG, Thurow TL, Maranz SJ. 1995. Initiating autogenic restoration on shallow semiarid sites. *Restoration Ecology*. 3,61-67.

