



Universidad de Valladolid
Campus de Palencia

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIERÍAS AGRARIAS**

Titulación
Especialidad en Master en Ingeniería de Montes

**EFFECTOS DEL MATORRAL SOBRE
ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICO-
QUÍMICAS DE SUSTRATOS
MINEROS CON USO GANADERO**

Alumno: Daniel Sánchez Hellín

Tutora: Carolina Martínez Ruiz
Cotutora: Elena Muñoz Cerro

Julio 2021

Copia para el tutor/a

ÍNDICE

0. RESUMEN.....	1
0. RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.1. Antecedentes	2
1.2. Justificación	6
2. OBJETIVOS	8
3. MATERIAL Y MÉTODOS	9
3.1. Descripción del Área de estudio.....	9
3.2. Dispositivo experimental y muestreo de suelos	12
3.3. Análisis fisicoquímicos de los suelos en el laboratorio y cálculos posteriores.....	14
3.4. Tratamiento estadístico de los datos	18
4. RESULTADOS	19
4.1. Parámetros químicos	19
4.2. Parámetros físicos	21
4.3. Análisis multivariante.....	22
5. DISCUSIÓN.....	24
5.1. Propiedades químicas	24
5.2. Propiedades físicas	28
6. CONCLUSIONES	32
7. AGRADECIMIENTOS.....	32
8. BIBLIOGRAFÍA	33

0. RESUMEN

Se ha comprobado, en estudios previos, que los arbustos de leguminosas (*Cytisus scoparius* y *Genista florida*) que colonizan activamente las minas de carbón del norte de Palencia tienen un efecto positivo sobre el establecimiento, supervivencia y crecimiento de plántulas de roble (*Quercus petraea* y *Quercus pyrenaica*). Según indica la literatura científica, entre los mecanismos implicados en la facilitación arbusto-árbol destacan la mejora microclimática y edáfica (facilitación directa) y la defensa mecánica frente a herbívoros (facilitación indirecta). Con este estudio se pretende conocer si la mejora edáfica es uno de los mecanismos de facilitación matorral-árbol en las zonas mineras pastoreadas (vacas y caballos) del noroeste de la montaña palentina. La hipótesis de partida es que los matorrales nodriza promueven la fertilidad de los “suelos mineros” y mejoran su estructura.

Los resultados muestran mayor densidad aparente (indicativo de mayor compactación del suelo), pH, contenido de arcilla y sodio de cambio, así como de la relación carbono-oxidable/carbono (indicativo de mayor cantidad de formas lábiles del carbono) total fuera de la influencia del matorral. Mientras que bajo matorral se registra mayor espesor de la capa herbácea que cubre el suelo y del horizonte mineral, y mayores valores de materia orgánica total y oxidable, carbono total y oxidable, nitrógeno total, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico y magnesio de cambio, así como de la relación C/N (indicativo de materia orgánica más recalcitrante bajo matorral). La suma de bases, el porcentaje de saturación de bases, el contenido de elementos gruesos, la porosidad, el agua útil y capacidad de retención de agua no difieren significativamente con y sin matorral, aunque los valores son ligeramente más altos bajo matorral.

Estos resultados nos permiten aceptar la hipótesis de partida (los matorrales de las leguminosas, *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, contribuyen a incrementar la fertilidad de los suelos mineros, así como a mejorar su estructura), y concluir que la mejora edáfica inducida por los matorrales autóctonos es uno de los mecanismos de facilitación subyacentes que podrían explicar la mayor supervivencia y crecimiento de plántulas de roble (*Q. petraea* y *Q. pyrenaica*) en las zonas mineras pastoreadas de la montaña palentina. Además, los efectos del pastoreo sobre las propiedades edáficas se ven suavizados por la presencia del matorral que, además, introduce mayor variabilidad espacial.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

En el norte de Palencia casi todo el carbón se ha extraído en las últimas décadas de cielos abiertos (89,21 % en 2014; Zaldívar 2015) mediante minería de contorno (Figura 1), que consiste en la excavación en sentido transversal hasta alcanzar el límite económico, pues los yacimientos de carbón se encuentran en capas tumbadas de topografía desfavorable (montañosa). El volumen de estériles generado ha sido muy elevado debido a la escasa potencia de las vetas de carbón y, en muchos casos, se ha utilizado para rellenar los huecos generados y contribuir así a la posterior recuperación de los terrenos (Figura 1). Se calcula que la minería de carbón a cielo abierto ha afectado a más de 5.000 ha en el norte de las provincias de León y Palencia generando impactos localizados pero importantes (Alday *et al.*, 2010). Los desmontes generalmente se han llevado a cabo en formaciones boscosas, principalmente robledales de albar (*Quercus petraea* (Matt.) Lieb.) y melojo (*Quercus pyrenaica* Willd.), contribuyendo a una mayor fragmentación, si cabe, de estas masas.



Figura 1. Huelco minero en ladera (minería de contorno) en fase de relleno con estériles de minas cercanas (Guardo, Palencia) (foto: C Martínez Ruiz).

El objetivo de los proyectos técnicos de “restauración” en la zona ha sido revegetar cuanto antes, para disminuir el riesgo de erosión e incrementar el valor estético. La mayoría de los planes de rehabilitación ejecutados han consistido en el relleno del hueco de explotación con estériles de la propia mina o minas próximas, reconstrucción en lo posible de la topografía original, estabilización de los estériles, añadido de suelo,

enmienda con abono orgánico y mineral seguido de hidrosiembra con una mezcla comercial de especies herbáceas de leguminosas y gramíneas (González-Alday *et al.*, 2008). No se han hecho más intervenciones posteriores y los espacios así rehabilitados a pastizales (Sigcha *et al.*, 2018) han quedado sujetos a procesos naturales de sucesión secundaria, siendo colonizados por especies leñosas desde el bosque circundante (Figura 2; Milder *et al.*, 2013).



Figura 2. Hueco minero en ladera clausurado y revegetado con hidrosiembra hace 20 años, y colonizado de forma natural por vegetación leñosa (Guardo, Palencia) (foto: C Martínez Ruiz).

Los arbustos colonizadores de estas minas son principalmente las escobas o piornos, *Cytisus scoparius* (L.) Link y *Genista florida* L., con presencia esporádica de ejemplares de *Rosa canina* L., *Crataegus monogyna* Jacq. y *Rubus ulmifolius* Sprag., especies todas ellas presentes en el cortejo florístico de los robledales que rodean los huecos mineros (Milder *et al.*, 2013). Las manchas de arbustos no forman un tapiz uniforme y continuo en las minas, sino que colonizan el terreno de forma dispersa, avanzando desde el borde del bosque circundante como un frente de colonización irregular, condicionado en parte por la forma del borde bosque-mina (Milder *et al.*, 2008).

Bajo la protección de los matorrales colonizadores de las minas se encuentran plántulas de roble (Figura 3), que se han establecido de forma natural a partir de las bellotas dispersadas desde el bosque cercano (Alday *et al.*, 2016). En el área minera más próxima al bosque (una banda de unos 5 m de anchura, con cobertura de matorral del 75%), la mayoría de las bellotas han caído directamente de los árboles productores del bosque cercano (barocoria), cuyas copas ejercen gran influencia (sombreado y hojarasca) y aportan gran cantidad de bellotas en los años productivos. En el área minera más alejada del bosque (una banda de unos 8 m de anchura, con cobertura de matorral del 65%), la cantidad de robles encontrados es menor porque llegan menos bellotas, bien por barocoria (rodando por la pendiente, rebotando en la caída o empujadas por golpes de viento; Gómez *et al.*, 2003) o dispersadas por animales (Gómez *et al.*, 2003; Den Ouden *et al.*, 2005).

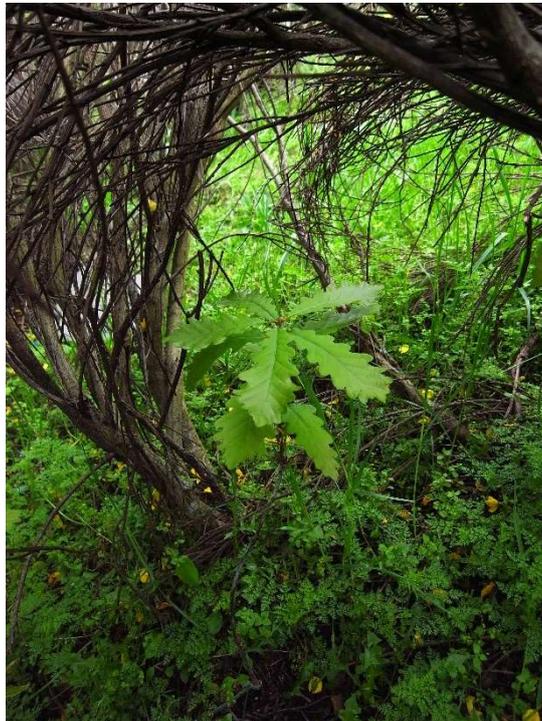


Figura 3. Planta de roble albar (*Quercus petraea*) establecida de forma natural en la mina bajo la protección del matorral (Guardo, Palencia) (foto: P Zaldívar).

En principio los ratones de campo (*Apodemus sylvaticus* L.) dispersarían las bellotas hasta micrositios más favorables para la germinación y establecimiento de plántulas de roble (Den Ouden *et al.*, 2005; Gómez *et al.*, 2008), puesto que los arbustos proporcionan sombra aliviando el estrés hídrico, mejores condiciones edáficas y protección frente al pisoteo y ramoneo de herbívoros domésticos y salvajes (Zaldívar,

2015). Las bellotas enterradas y olvidadas por los arrendajos (*Garrulus glandarius* L.), preferentemente en los claros (Den Ouden *et al.*, 2005), han de germinar en un micrositio más desfavorable, con mayor estrés hídrico, peores condiciones edáficas, mayor intensidad de radiación solar y nula protección frente a herbívoros (Zaldívar, 2015).

El resultado de esta dinámica de colonización natural es que la mayoría de los robles (94%) se establecen en los primeros cinco metros de la mina (Milder *et al.*, 2008, 2013) y casi siempre bajo arbustos con volúmenes de cobertura superiores a 0,65 m³ (Alday *et al.*, 2014). Esto indica que si las bellotas superan la barrera de la dispersión (Gómez *et al.*, 2003, 2008; Schupp *et al.*, 2010), tienen que alcanzar micrositios favorables bajo arbustos para una efectiva germinación y crecimiento (Gómez *et al.*, 2008). En contrapartida las distancias de dispersión son muy cortas, permitiendo únicamente la colonización de unos pocos metros del borde de la mina en contacto con el bosque, como pone de manifiesto el estudio de Milder *et al.* (2013).

No obstante, la siembra y plantación llevada a cabo en las minas, para valorar el papel facilitador de los matorrales nativos sobre la supervivencia y crecimiento de las plántulas de roble, han demostrado también su efecto positivo tanto por actuar como nodriza (micrositios favorables) como por prevenir la depredación de grandes herbívoros (Torroba-Balmori *et al.*, 2015). Por lo que, podemos introducir bellotas y/o plántulas de robles en otras zonas de las minas más alejadas del borde bosque, donde los matorrales hayan llegado y proporcionen micrositios favorables para garantizar el éxito de su establecimiento más allá de los 13 m de distancia del bosque adyacente (Alday *et al.*, 2016).

En definitiva, los resultados derivados de los estudios llevados a cabo en las minas de carbón del noroeste de Palencia desde 2005 destacan que los procesos de facilitación planta-planta son clave para explicar la dinámica de la colonización natural de leñosas en las minas de carbón rehabilitadas y, en particular, la expansión de los robles desde el bosque adyacente. Además, apoyan la idea de utilizar los matorrales como especies “ingenieras” de los ecosistemas, con el objetivo de crear una rápida y no tan dispersa cobertura arbustiva que proporcione micrositios favorables para el establecimiento de especies sucesionales tardías, como son *Quercus petraea* y *Q. pyrenaica*.

1.2. Justificación

La minería del carbón a cielo abierto ha afectado drásticamente a numerosos enclaves de alto valor ecológico en la montaña palentina (Alday *et al.*, 2011). Su restauración ecológica resulta muy complicada por la total eliminación del suelo y la vegetación, y por la falta de conocimiento sobre los mecanismos involucrados (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001). Estas circunstancias dificultan enormemente la reconstrucción de ecosistemas autosuficientes, especialmente cuando el objetivo de la revegetación es la recuperación de la cubierta forestal (Onaindia *et al.*, 2013; Prach *et al.*, 2014).

En ambientes Mediterráneos, la sequía estival y elevada radiación solar son factores limitantes para el establecimiento de los árboles (Rodríguez-Calcerrada *et al.*, 2008; Pugnaire *et al.*, 2011), junto con la alta presión de herbívoros en muchas zonas (Gómez *et al.*, 2003; Smit *et al.*, 2008). En los sustratos mineros, el estrés hídrico para las plantas aumenta, además, por su baja capacidad de retención de agua (López-Marcos *et al.*, 2020). Sin embargo, en el norte de Palencia, a pesar de las limitaciones impuestas por las duras condiciones ambientales en los sustratos mineros (sequía estival, suelos sin estructura, con escasos nutrientes y baja capacidad de retención de humedad) y la alta presión de herbívoros, los matorrales nativos de leguminosas que colonizan activamente las minas de carbón desde el bosque circundante facilitan el establecimiento de quercíneas, tanto de forma espontánea (Milder *et al.*, 2013; Alday *et al.*, 2016), como tras siembra y plantación (Torroba-Balmori *et al.*, 2015).

Se sabe que algunas especies de arbustos modifican directamente y de forma positiva las condiciones microclimáticas (cantidad de luz, temperatura y humedad del aire; Moro *et al.*, 1997a, b; Gómez-Aparicio *et al.*, 2008; Prieto *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2017) y/o edáficas (nutrientes, oxigenación, humedad del suelo y textura; García Moya y McKell, 1970; Pugnaire *et al.*, 1996a, b, 2004; Prieto *et al.*, 2011), y de forma indirecta pueden proporcionar protección frente a herbívoros (Pugnaire, 2001; Gómez-Aparicio *et al.*, 2008), atraer polinizadores, servir de refugio a animales (Archer *et al.*, 1988), inducir cambios en la comunidad microbiana (Rhoades, 1997), fauna edáfica y micorrícica, etc. (Callaway, 1997). Como las interacciones positivas actúan a la vez que las interacciones negativas o competencia, el resultado final dependerá de qué mecanismos sean más importantes en un determinado ambiente derivando hacia un resultado positivo o negativo (Callaway y Walker, 1997; Holmgren *et al.*, 1997; Brooker y Callaghan, 1998; Pugnaire, 2001).

Teniendo en cuenta que los estudios previos llevados a cabo en el noroeste de Palencia evidencian un efecto nodriza de los matorrales sobre el establecimiento de quercíneas (ver apartado 1.1. Antecedentes), el siguiente paso es identificar cuáles son los mecanismos de facilitación subyacentes. En concreto, con este estudio, se pretende conocer si la mejora edáfica es uno de los mecanismos de facilitación matorral-árbol en las zonas mineras pastoreadas por vacas y caballos en el noroeste de la montaña palentina, cerca del municipio de Guardo.

La constatación de que la mejora edáfica promovida por los matorrales pueda tener un efecto positivo en la incorporación de especies arbóreas en estos ambientes tan degradados abre grandes perspectivas de cara a la regeneración forestal de áreas con limitaciones similares, en las que la recuperación de la cubierta arbórea sea el objetivo.

A pesar del reconocimiento que desde hace tiempo se da a la importancia de las interacciones positivas (planta-planta) en el funcionamiento del ecosistema, y de su papel en la restauración de ecosistemas degradados (Whisenant, 1999; Pickett *et al.*, 2001; Maestre *et al.*, 2003), son todavía pocos los estudios que evalúan en condiciones reales su potencial para la reintroducción de especies de interés y restauración de la biodiversidad y funciones ecosistémicas (Navarro-Cano *et al.*, 2019). En un contexto de cambio climático, sería esperable que el aumento de aridez limite aún más la capacidad de reclutamiento natural de las especies de *Quercus*, altere sus patrones de abundancia relativa en la comunidad y potencie el papel facilitador del matorral como elemento clave para el establecimiento exitoso de plántulas y brinzales (Pérez-Ramos, 2014).

2. OBJETIVOS

El objetivo general de este trabajo de investigación es comprobar si la mejora edáfica, inducida por los matorrales autóctonos que de forma natural colonizan las minas de carbón del norte de Palencia, es uno de los mecanismos de facilitación subyacentes que favorece el establecimiento de los robles nativos.

Para comprobar si efectivamente los matorrales de leguminosas (*Cytisus scoparius* y *Genista florida*) contribuyen a mejorar los suelos de las minas de carbón restauradas a pastizales y pastoreadas por vacas y caballos en el noroeste de Guardo, se plantean los siguientes **objetivos específicos**:

1. Cuantificar diferentes parámetros edáficos en enclaves bajo matorral y fuera de su área de influencia. Entre los parámetros a analizar se incluyen propiedades físicas, como la textura, densidad aparente, porosidad, capacidad de retención de agua, y químicas como los cationes de cambio, pH, conductividad eléctrica, NPK, C/N, materia orgánica, carbono, etc.
2. Comparar los valores obtenidos para los distintos parámetros edáficos entre ambos enclaves (bajo-fuera del matorral).
3. Determinar si existe un efecto positivo significativo del matorral sobre las propiedades edáficas analizadas y explicar a qué se debe en cada caso.
4. Valorar si la presencia del ganado puede tener también una influencia, y en qué sentido, en los valores registrados para los diferentes parámetros edáficos.

La hipótesis de partida es que la fertilidad es mayor bajo los matorrales de leguminosas dominantes en el área de estudio, así como la capacidad de retención de agua y la porosidad del suelo.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Descripción del Área de estudio

El área de estudio se encuentra situada al sur de la Cornisa Cantábrica en el noroeste de la provincia de Palencia, a pocos kilómetros del Parque Natural Fuentes Carrionas y Fuente Cobre (Figura 4). Se enmarca en la Comarca Forestal Alto Carrión, en el centro del Monte de Utilidad Pública (UP) "Corcos y Agregados" (MUP-256), en el paraje "Valle de Corcos", parcela 5320 del polígono 13, perteneciente al término municipal de Guardo (Palencia) en las coordenadas ETRS89, X:346.758 e Y:4.740.383.

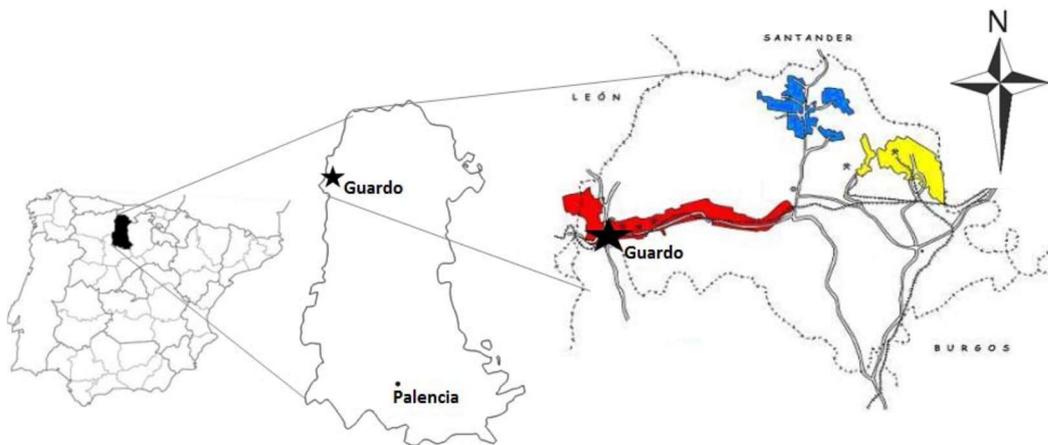


Figura 4. Ubicación del área de estudio en la provincia de Palencia (★) y principales cuencas carboníferas: rojo = Guardo-Cervera, azul = La Pernía, amarillo = Barruelo. Modificado de Begué Cantón y Raga Gil (1981).

La zona experimental se ubica en un hueco minero restaurado por UMINSA en el año 2000, una vez finalizada la actividad de la mina "San Luis" en el Monte Corcos, al noroeste del municipio de Guardo (Figura 5).

La región tiene un relieve montañoso que alcanza las cotas superiores en el norte y se suaviza al descender en latitud, pasando de cumbres despejadas de vegetación a lomas pobladas por bosques de coníferas que dan paso a masas de quercíneas al descender en altitud. La geología de la zona está conformada por terrenos pertenecientes al Carbonífero superior, con sustratos compuestos de conglomerados polimícticos y silíceos, areniscas, lutitas y carbón (García-Ramos *et al.*, 1978).

El clima en el área de estudio es Mediterráneo Sub-húmedo (MAPA, 1991) con una precipitación media anual de 977 mm, más abundante en primavera y otoño, y sequía estival en los meses de julio y agosto (Figura 6). La temperatura media anual es de 9,2 °C, siendo la temperatura mensual de mínimas más baja en el mes de enero (-2,7 °C) y

la temperatura media mensual de máximas más alta en el mes de agosto (26,3 °C). El periodo de heladas seguras comprende desde diciembre hasta marzo, y el de heladas probables corresponde a los meses de abril, mayo, octubre y noviembre.



Figura 5. Ubicación del área de estudio (círculo en color azul) con respecto a Guardo; tomado de <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>

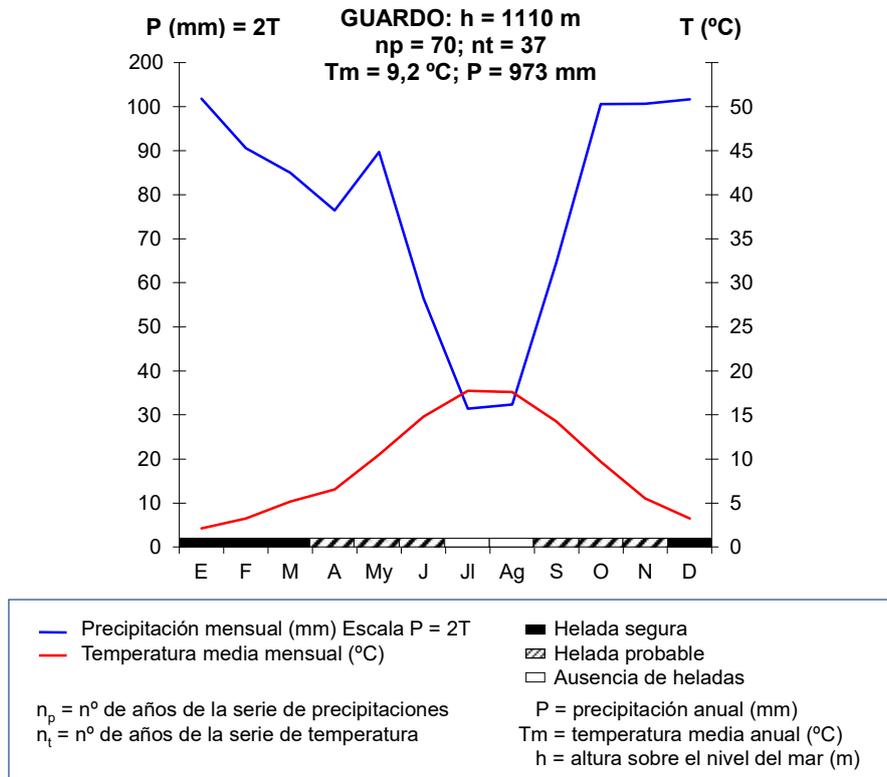


Figura 6. Diagrama ombrotérmico del observatorio de Guardo y banda de heladas realizado a partir de datos termopluviométricos facilitados por AEMET (serie de temperaturas: 1971-2007, serie de precipitaciones: 1933-2007).

La vegetación climácica correspondería a la serie de vegetación *Pulmonario longifoliae-Quercus pyrenaicae sigmetum* (Ríos-Cornejo *et al.*, 2012). La masa actual dominada por el *Quercus petraea* y *Quercus pyrenaica* cuenta también con pies dispersos de *Sorbus aucuparia* L., *Sorbus aria* (L.) Crantz, *Ilex aquifolium* L., *Malus sylvestris* (L.) Mill., *Prunus avium* L. y *Crataegus monogyna*. La etapa serial inicial está compuesta por *Erica australis* L. y *Erica arborea* L. que es sustituida por *Cytisus scoparius* (L.) Link y *Genista florida* L.

El monte de UP “Corcos y Agregados” es un monte muy conocido y emblemático en la comarca por su proximidad a Guardo, con una ordenación muy antigua que se remonta a 1903, y que mantiene robledales de gran calidad a pesar de los efectos notorios de la minería del carbón (Gámez Montes, 2007).

El tipo de suelo forestal del monte es Typic Dystrodept (Soil Survey Staff, 2010), de textura fina (franco-arcillo-limosa), pH fuertemente ácido (4,8-4,3), sin presencia de carbonatos, con alto contenido en materia orgánica y muy bajo contenido en fósforo (López-Marcos *et al.*, 2020).

El aprovechamiento de los pastos sobrantes en el monte UP “Corcos y Agregados” es el equivalente a 30 UGM (unidad ganadera mayor) durante 9 meses al año, adjudicados por el Ayuntamiento de Guardo en subasta pública. El ganado pastante es bovino y equino, con suplementos de forraje en la época estival, y recientemente con presencia de ganado caprino. Los pastos son aprovechados también por herbívoros salvajes: ciervo, corzo y jabalí.

El Monte de UP Corcos, de 1200 m de cota máxima y laderas de hasta 30° de pendiente (Lat. 42° 48' N, Long. 4° 52' W), fue explotado por la Sociedad Minera San Luis a través de una mina a cielo abierto, afectando a 20 ha de robledal (Narganes Quijano, 2010). Posteriormente, en 1999, Unión Minera del Norte (UMINSA) absorbió la Sociedad Minera San Luis y llevó a cabo la restauración del hueco minero en el año 2000, mediante el llenado con estériles hasta alcanzar el nivel del terreno original y posterior recubrimiento con suelo vegetal y enmienda orgánica (estiércol de vacuno) de 30 cm de espesor. La revegetación se llevó a cabo mediante la hidrosiembra de una mezcla comercial de gramíneas y leguminosas herbáceas (López-Marcos *et al.*, 2020)

Transcurridos 11 años de la restauración, las características del sustrato minero fueron estudiadas por López-Marcos *et al.* (2020). Se trata de un “suelo” con importante

presencia de pedregosidad superficial que se encuentra poco desarrollado y alcanza 10 cm de profundidad efectiva en un único horizonte mineral A. El horizonte A presenta textura fina, franco-arcillosa, con pH de 6,5, y bajo contenido de materia orgánica y baja capacidad de retención de agua (López-Marcos *et al.*, 2020). Este tipo de suelo se clasifica como Lithic Ustorthents (Soil Survey Staff, 2010).

3.2. Dispositivo experimental y muestreo de suelos

Para establecer el dispositivo experimental se seleccionó una zona del hueco minero “Monte Corcos” sin pendiente y con suficiente cobertura de matorral donde se marcaron de forma permanente dos parcelas de 30 x 30 m (Figura 7). En cada parcela (bloque), se establecieron 10 subparcelas permanentes de 2x2 m, distanciadas entre sí aproximadamente 4 m, cinco de ellas con cobertura de matorral y cinco sin cobertura de matorral. Los matorrales dominantes en las subparcelas seleccionadas fueron *Cytisus scoparius* y *Genista florida* muy entremezclados.



Figura 7. Situación de las dos parcelas experimentales de 30x30 m en el hueco minero “Monte Corcos”, y ampliación en una de ellas para ver la disposición de las subparcelas bajo y fuera del matorral. Imagen ortofoto. Plan Nacional de Ortofotografía Aérea de España (PNOA), Instituto Geográfico Nacional. Fuente: <http://www2.ign.es/iberpix/visoriberpix/visorign.html>

En cada una de las 20 subparcelas, se recogieron dos muestras del suelo mineral: una muestra inalterada (Figura 8 a-c) y una alterada (Figuras 8 d-e). Previamente, se retiró la vegetación herbácea que cubría el suelo.

Cada muestra alterada se recogió cavando con una azada hasta llegar al estéril (Figura 8a). Para ello, no se necesitó realizar una calicata ya que estos suelos están constituidos por un único horizonte A (ver López-Marcos *et al.*, 2020). Se tomó nota del espesor de ese manto de vegetación herbácea que cubría el suelo (ECH; Figura 8b) y del espesor del horizonte A de suelo mineral hasta el estéril (EHM; Figura 8c).

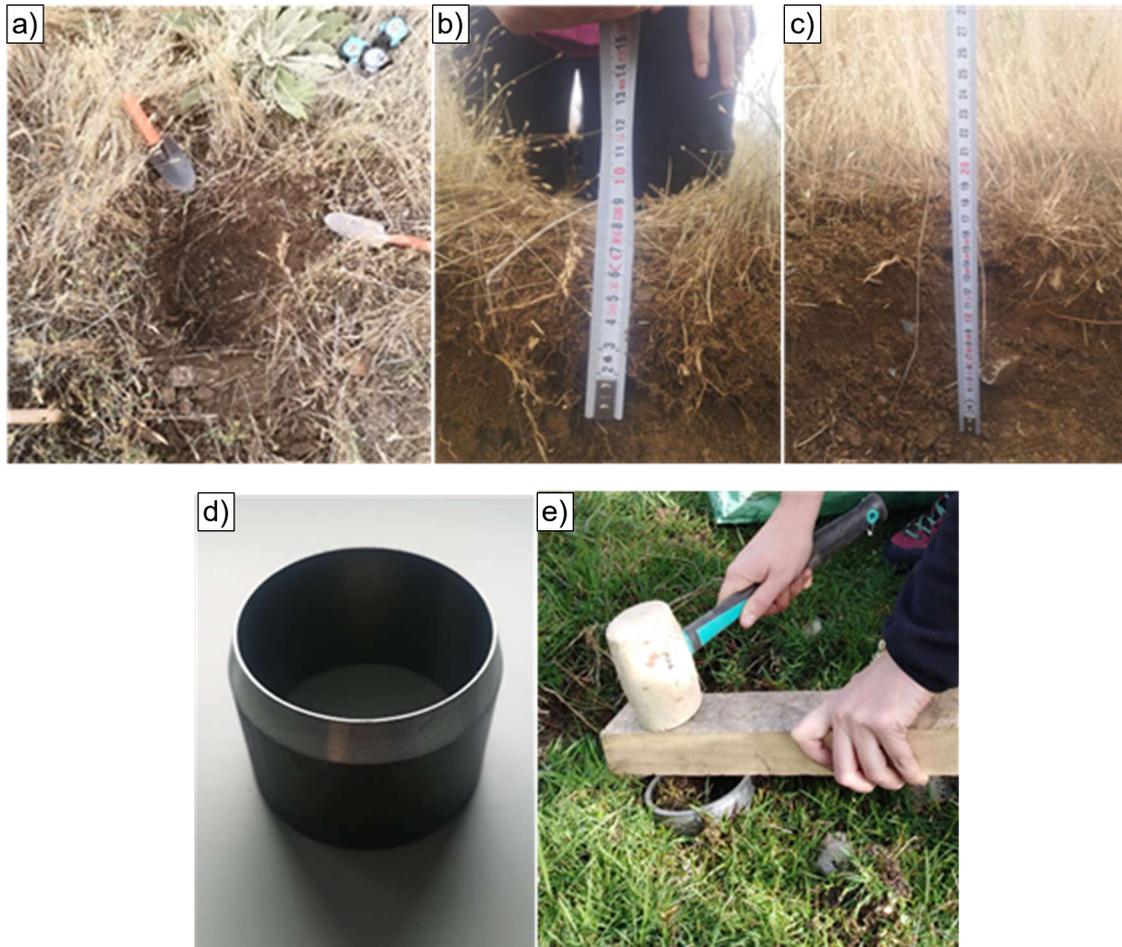


Figura 8. **a)** Superficie de 25x25 cm que se limpió de vegetación y donde se cavó para recoger la muestra de suelo alterada. **b)** Medición del espesor del manto de vegetación antes de su retirada (ECH). **c)** Medición del espesor del horizonte mineral (EHM). **d)** Cilindro biselado utilizado para la toma de muestras inalteradas. **e)** Imagen del procedimiento de toma de muestras inalteradas.

En el caso de las muestras inalteradas se introdujo un cilindro metálico (Figura 8d) verticalmente en el terreno por su parte biselada hasta su borde superior (Figura 8e). Con la ayuda de una espátula se sacó del suelo, eliminando el sobrante por ambos lados, y se colocaron sus correspondientes tapas; procurando el mayor cuidado posible en el transporte de dichas muestras para que fuesen lo más fieles posibles al terreno del que fueron extraídas. El cilindro usado para extraer las muestras inalteradas tenía un volumen de 231,33 cm³ (8 cm de diámetro y 5 cm de altura).

En total, se recogieron 40 muestras de suelo mineral: 20 muestras alteradas y 20 inalteradas.

3.3. Análisis fisicoquímicos de los suelos en el laboratorio y cálculos posteriores

Todas las muestras edáficas fueron procesadas en el laboratorio de Ecología antes de su análisis en diferentes laboratorios. Las muestras alteradas se secaron al aire y se pasaron por un tamiz de luz ≤ 2 mm para separar los elementos gruesos (EG > 2 mm;) de los finos (EF ≤ 2 mm). Una cantidad suficiente de la fracción fina de cada muestra (20 en total) se llevó al Centro Tecnológico Agrario y Alimentario (Itagra, ct) para el análisis de los parámetros químicos y de algunos de los físicos, cuya metodología se describe a continuación.

Entre los parámetros químicos se analizó el pH y la conductividad eléctrica (CE; dS/m) usando un conductivímetro en una suspensión 1:2,5 de agua desionizada (Allen, 1989).

La materia orgánica total (MOT; %) se determinó por el método de oxidación del k-dicromato 9 (Walkley, 1947) y la materia orgánica oxidable (MOox; %) por el método de Volumetría Redox (Walkley y Black, 1934).

Los valores obtenidos de ambos tipos de materia orgánica se dividieron por 1,724, que es el factor de Van Bemmelen (Van Bemmelen, 1890) que asume un 58% de carbono dentro de la materia orgánica (Rosell *et al.*, 2001), obteniendo así el contenido de carbono orgánico total (COT; %) y de carbono orgánico oxidable (COox; %).

El nitrógeno total (N; %) se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y el fósforo disponible (P; mg/kg) por el método Olsen (Olsen y Sommers, 1982).

Para hallar la capacidad de intercambio catiónico (CIC; meq/100g), se utilizó el método del cloruro de bario y trietanolamina a pH 8,1 (Rhoades, 1982).

Los cationes de cambio (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} ; meq/100g) se extrajeron con acetato amónico 1N a pH=7 (Schollenberger y Simon, 1945) y fueron determinados por espectroscopía de emisión/absorción atómica.

A partir de las concentraciones de los cationes de cambio, se pudo obtener la suma de bases (SB; meq/100g) como una simple suma de las concentraciones de los cationes (ver López-Marcos *et al.*, 2018). Después, dividiendo, la suma de bases por la capacidad

de intercambio catiónico (CIC) se obtuvo el porcentaje de saturación de bases (V; Garrido Valero, 1993) siguiendo la ecuación (1):

$$\%V = \frac{SB}{CIC} \times 100 \quad \text{ecuación (1)}$$

Entre los parámetros físicos, la textura (% de arena, arcilla y limo) se analizó en el laboratorio del Itagra ct. por el método del densímetro de Bouyoucos (Day, 1965) y siguiendo la clasificación del IUSS (The International Union of Soil Science; FAO 1988).

El resto de los parámetros físicos se analizaron en los laboratorios de Ecología (D_{ap} =densidad aparente; CC= capacidad de campo) o de Edafología y Química Agrícola (D_r = densidad real; CM= coeficiente de marchitamiento) del Departamento de Ciencias Agroforestales de la ETSIIAA de Palencia.

La densidad aparente (D_{ap}) se calculó con las muestras inalteradas de suelo tras secarlas en estufa a 105°C hasta pesada constante. Conocido el peso seco (g) del suelo contenido en el cilindro de extracción y el volumen de éste (231,33 cm³), se calculó la D_{ap} como cociente entre ambos (g/cm³).

La densidad real (D_r) fue obtenida a partir del método del picnómetro (MAPA, 1994). En primer lugar, se realiza el calibrado del picnómetro. Para ello, se pesa el picnómetro vacío, limpio y seco (P_p), después se enrasa el picnómetro con agua destilada y desgasificada (cuya temperatura se ha medido previamente) y se vuelve a pesar (P_{p+a}). Finalmente, se vacía el picnómetro y se seca. Una vez hecha la calibración del picnómetro, se procede a la determinación de la densidad real del suelo (D_r). Para ello, se añaden, al picnómetro, 10 g de suelo seco y se pesa el conjunto (P_{p+s}). Seguidamente se añade el agua, destilada y desgasificada, hasta la mitad del volumen del picnómetro aproximadamente. Se introduce el picnómetro en un desecador de vacío (Figura 9a), que aplica una tensión negativa para facilitar la eliminación del aire que queda atrapado entre las partículas del suelo. Una vez pasados 15 min, aproximadamente, se saca el picnómetro del desecador y se enrasa el picnómetro con agua y se pesa de nuevo (P_{p+s+a} ; Figura 9b). Mediante la ecuación (2), donde m_s es la masa del suelo y V_r es el volumen del líquido que ha sido desalojado (agua), se obtiene, finalmente, la D_r de la muestra:

$$m_s = P_{p+s} - P_p \quad V_r = \frac{m_s - (P_{p+s+a} - P_{p+a})}{D_{agua}}$$

$$D_r = \frac{m_s}{V_r} \quad \text{ecuación (2)}$$

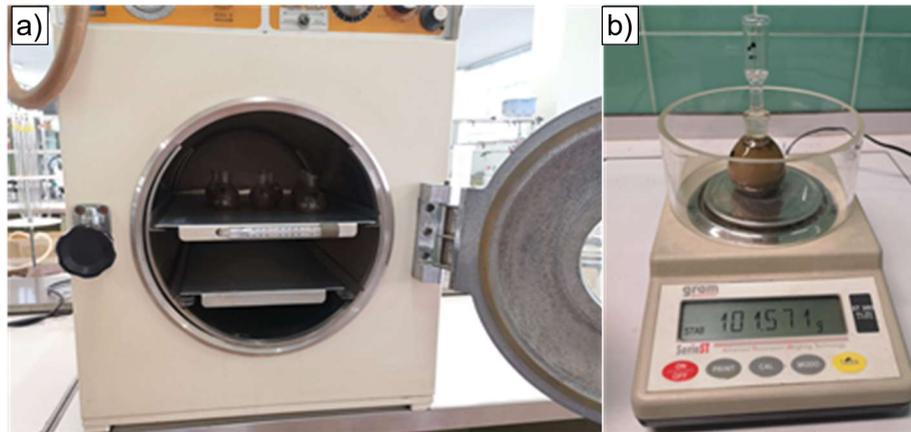


Figura 9. a) Desecador de vacío del laboratorio de Edafología y Química Agrícola, con varios picnómetros dentro. b) Pesando el picnómetro enrasado con suelo y agua desgasificada.

La porosidad (Pr) se obtiene a partir de la ecuación (3) una vez conocidas la densidad aparente (D_{ap}) y la real (D_r):

$$\%Pr = 1 - \frac{D_{ap}}{D_r} \times 100 \quad \text{ecuación (3)}$$

El contenido de agua en el suelo a la capacidad de campo (CC), que es el agua que permanece en un suelo después de haber sido completamente saturado y tras drenar libremente durante 2 días, se estimó mediante el método de los tubos de percolación (MAPA, 1994). Tubos de PVC de 4,5 cm de diámetro y 15 cm de altura se tapan por la parte inferior con una tela de algodón con la ayuda de una goma, y se colocan sobre un soporte de rejilla de 1 cm de luz. En cada tubo de percolación se introduce una muestra de unos 10 g de suelo y se simula una lluvia abundante, se cierran por la parte superior con parafilm y se dejan 48 horas (Figura 10a), tras las cuales se coge una muestra de aproximadamente 5 g de suelo y se pesa en húmedo (P_h) (Figura 10b), tras secar dicha muestra en estufa 24 h a 105°C se pesa de nuevo (P_s). Con estos datos se obtiene la CC a partir de la ecuación (4):

$$\%CC = \frac{P_h - P_s}{P_s} \times 100 \quad \text{ecuación (4)}$$

El contenido de agua en el suelo en el punto de marchitamiento permanente (CM), que es el agua retenida por el suelo a 1500 kPa usando el equipo Eijkelkamp PF (Figura 11a), se estimó a partir de una pasta saturada de cada una de las muestras (Figura 11b), que se colocaron en anillos sobre una lámina de celofán en el equipo de pF Eijkelkamp a 1500KPa de presión (MAPA, 1994). Las muestras se dejaron durante 7 días y luego se pesaron en húmedo (P_h) y tras secar en estufa (P_s) durante 24h a 105°C (Figura 8c). Con estos datos se obtiene la CM a partir de la ecuación (5):

$$\%CM = \frac{P_h - P_s}{P_s} \times 100 \quad \text{ecuación (5)}$$

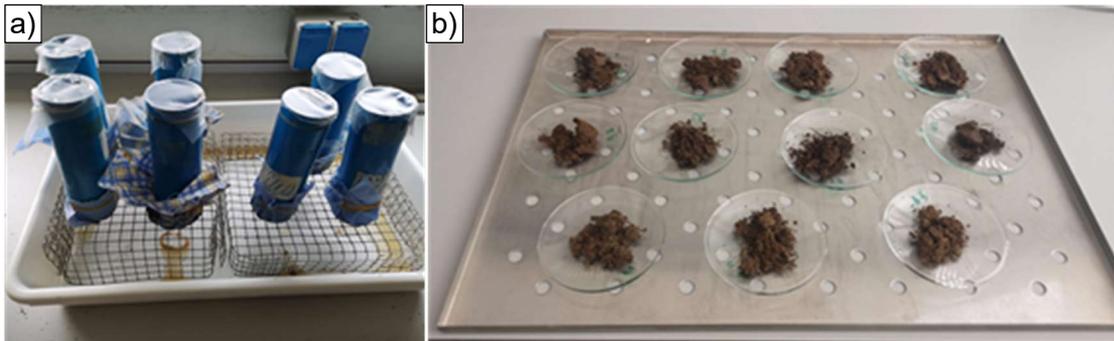


Figura 10. a) Tubos de percolación con suelo y agua tapados con parafilm. b) Muestras de suelo pesadas en húmedo.

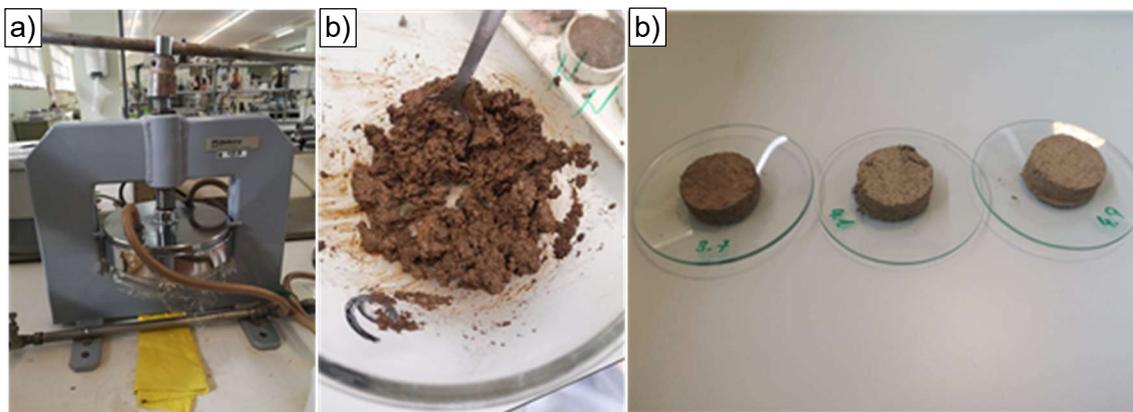


Figura 11. a) Equipo Eijkelkamp PF a 1500 kPa del laboratorio de Edafología y Química Agrícola. b) Pasta saturada. c) Muestras tras secado en estufa.

El agua útil (A_u) se determinó siguiendo la metodología del MAPA (1994), como diferencia entre el contenido de agua en el suelo a la capacidad del campo (CC) y en el punto de marchitamiento permanente (CM).

La capacidad de retención de agua (CRA) se calculó, siguiendo la metodología del MAPA (1994), mediante la ecuación (6):

$$CRA = A_u \times D_{ap} \times \%EF \times EHM \quad \text{ecuación (6)}$$

3.4. Tratamiento estadístico de los datos

Se utilizaron modelos mixtos lineales (LMM; Pinheiro y Bates, 2000), con el método de máxima probabilidad restringida (REML; Richards, 2005), para evaluar el efecto del matorral sobre las diferentes propiedades edáficas analizadas. En todos los casos, se testó primero un modelo nulo, considerando parcela (bloque) y subparcela como factores aleatorios y un modelo alternativo considerando el efecto del matorral como factor fijo. El criterio de información de Akaike (AIC; Akaike, 1973) se usó para comprobar si el modelo alternativo era más parsimonioso (menor valor de AIC). El análisis de la varianza (ANOVA) se aplicó entonces para comprobar la existencia de diferencias significativas entre ambos modelos.

Sobre la matriz de las variables edáficas significativas en los modelos mixtos, y tras eliminar variables colineales (como la arena, que era colineal con la arcilla), se aplicó un análisis de componentes principales (PCA). Con esta técnica multivariante se pretendía ordenar las parcelas de muestreo en función de sus variables edáficas (físicas y químicas) y sintetizar de un modo gráfico su influencia conjunta. La función "envfit" (Oksanen *et al.*, 2016) se aplicó sobre la ordenación PCA para conocer la significación del factor fijo (efecto del matorral) sobre la ordenación. La función "ordiellipse" se empleó para dibujar sobre el PCA las elipses de desviación estándar que agrupaban las parcelas, a un nivel de confianza del 95%, en función de su mayor parecido en propiedades edáficas.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados en el entorno del software libre R (versión 4.0.3; R Development Core Team, 2020) utilizando el paquete nlme para los modelos mixtos lineales (LMM, versión 3.1-137; Pinheiro *et al.*, 2018) y el paquete vegan para los análisis multivariantes (versión 2.3-5; Oksanen *et al.*, 2016).

4. RESULTADOS

4.1. Parámetros químicos

En la Tabla 1 se recogen los valores de los diferentes parámetros químicos analizados. Se observa como el pH es significativamente menor bajo matorral (Figura 12a), mientras que la conductividad eléctrica (CE; Figura 12b) y la capacidad de intercambio catiónico (CIC; Figura 12c) alcanzan valores significativamente más altos bajo matorral.

La suma de bases (SB; Figura 12d) y el porcentaje de saturación de bases (V; Figura 12e) no difieren significativamente con y sin matorral. Esto se debe a que solo se encuentran diferencias significativas en el contenido de dos cationes de cambio (Mg^{++} y Na^+) que, además, muestran tendencias opuestas: mayor contenido de Mg^{++} y menor contenido de Na^+ bajo matorral (Tabla 1; Figuras 12 f-i).

Fósforo asimilable (P; Figura 12j), nitrógeno total (N; Figura 12k), materia orgánica total (MOT; Figura 12l) y oxidable (MOox), carbono orgánico total COT (Figura 12m) y oxidable (COox), y la relación C/N (Figura 12n) alcanzan valores significativamente más altos bajo matorral, mientras que la relación COox/COT (Figura 12o) es significativamente menor bajo matorral.

Tabla 1. Valores de los parámetros químicos analizados y significación estadística (ns: no significativo; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ y *** $p < 0,001$) de la comparación tras aplicar modelos mixtos lineales (LMM). Las abreviaturas se explican en el texto.

Variable	media \pm error estándar		F	p
	Con matorral	Sin matorral		
pH	5,06 \pm 0,07	5,48 \pm 0,15	6,78	*
CE (dS/m)	0,12 \pm 0,02	0,07 \pm 0,004	7,71	*
CIC (meq/100g)	22,41 \pm 1,65	18,69 \pm 0,63	4,59	*
SB (meq/100g)	8,50 \pm 1,55	6,16 \pm 0,38	2,16	ns
V (%)	36,31 \pm 4,20	33,22 \pm 2,22	0,42	ns
Mg^{2+} (meq/100g)	1,40 \pm 0,16	0,86 \pm 0,07	9,92	**
Na^+ (meq/100g)	0,03 \pm 0,01	0,09 \pm 0,02	11,54	**
Ca^{2+} (meq/100g)	6,60 \pm 1,46	4,86 \pm 0,31	4,18	ns
K^+ (mg/kg)	182,40 \pm 18,3	136,90 \pm 12,7	4,16	ns
N (%)	0,53 \pm 0,06	0,32 \pm 0,03	15,23	**
P_{Olsen} (mg/kg)	21,88 \pm 7,7	5,60 \pm 0,9	4,69	*
MOT (%)	10,03 \pm 1,26	5,05 \pm 0,57	17,34	***
MOox (%)	7,02 \pm 0,74	4,07 \pm 0,45	15,65	**
COT (%)	5,83 \pm 0,73	2,94 \pm 0,33	17,34	***
COox (%)	4,07 \pm 0,48	2,36 \pm 0,28	15,64	**
COox/COT	0,71 \pm 0,03	0,81 \pm 0,02	17,34	**
C/N	10,84 \pm 0,32	9,00 \pm 0,39	13,32	**

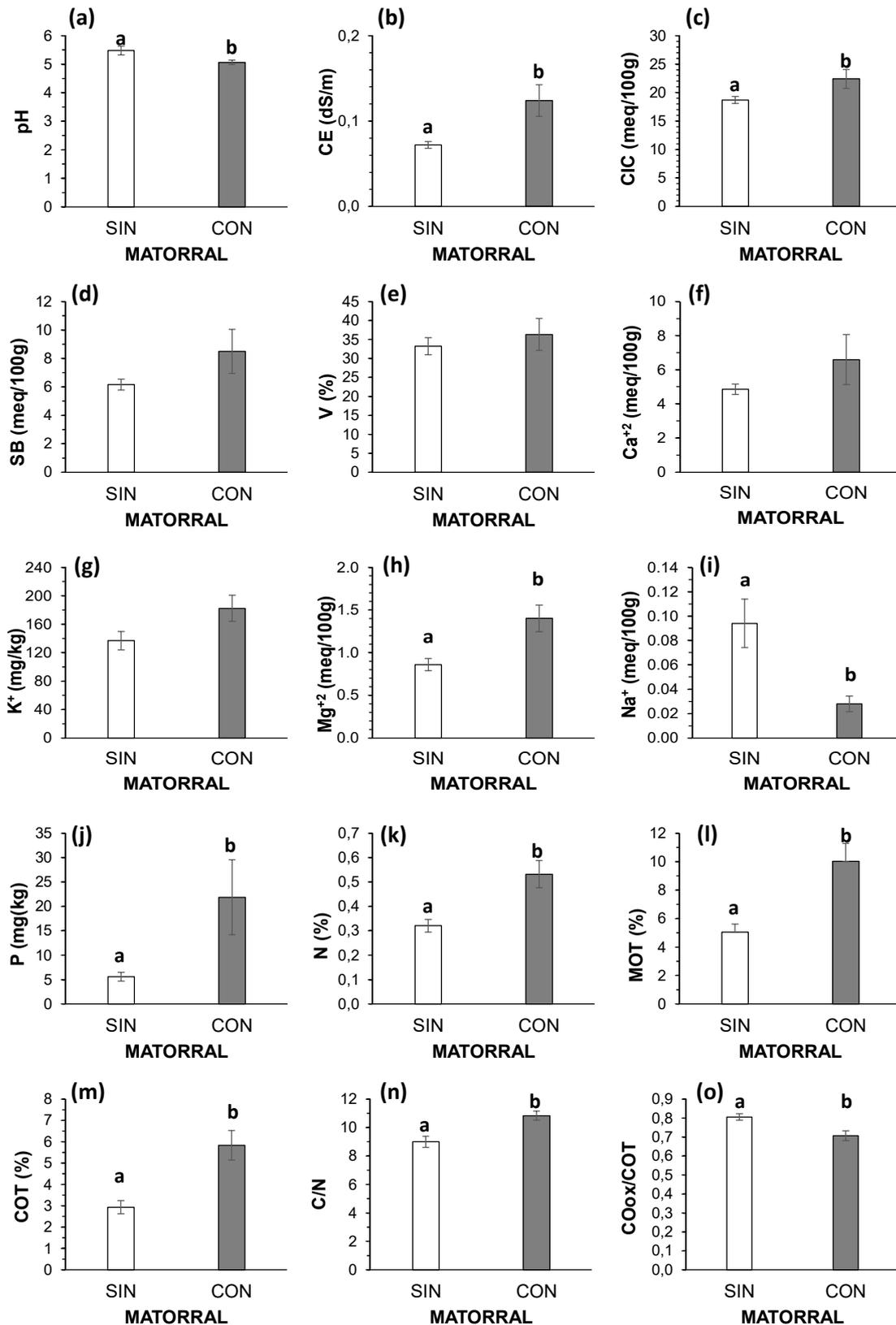


Figura 12. Valor medio y error estándar de los parámetros químicos analizados en los suelos bajo y fuera de matorral. Diferentes letras sobre las barras indican diferencias estadísticamente significativas (ver Tabla 1). Las abreviaturas se explican en el texto.

4.2. Parámetros físicos

En la Tabla 2 se recogen los valores de los diferentes parámetros físicos analizados. Se observa como el contenido de arena es significativamente mayor bajo matorral (Figura 13a), mientras que el contenido de los finos (arcilla + limo) es significativamente mayor fuera de matorral (Tabla 2), debido al aumento significativo del contenido de arcilla (Figura 13b), pues el limo es similar en los suelos con y sin matorral. El contenido de elementos gruesos (EG; Figura 13c) no difiere significativamente en los suelos con y sin matorral, aunque es ligeramente mayor sin matorral.

El espesor de la capa de vegetación herbácea que cubre el suelo (ECH; Figura 13d) es significativamente mayor bajo matorral, como también lo es el espesor del horizonte mineral (EHM; Figura 13e). La densidad aparente, sin embargo, es significativamente mayor fuera del matorral (Dap; Figura 13f), mientras que porosidad (Figura 13g), agua útil (Figura 13h) y capacidad de retención de agua (Figura 13i) no difieren significativamente con y sin matorral, aunque los valores son ligeramente más altos bajo matorral.

Tabla 2. Valores de los parámetros físicos analizados y significación estadística (ns: no significativo; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$ y *** $p < 0,001$) de la comparación tras aplicar modelos mixtos lineales (LMM). Las abreviaturas se explican en el texto.

Variable	media \pm error estándar		F	p
	Con matorral	Sin matorral		
Arena (%)	61,74 \pm 1,74	55,10 \pm 1,42	17,66	***
Arcilla (%)	19,88 \pm 2,18	27,76 \pm 1,61	0,59	***
Limo (%)	18,38 \pm 1,43	17,14 \pm 0,92	26,67	ns
Ar+Limo (%)	38,26 \pm 1,74	44,90 \pm 1,42	17,66	***
EG (%)	70,62 \pm 2,13	74,66 \pm 3,78	1,19	ns
ECH (cm)	4,14 \pm 0,34	2,90 \pm 0,21	4,98	**
EHM (cm)	9,01 \pm 0,39	4,63 \pm 0,31	4,98	**
Dap (g/m ³)	0,90 \pm 0,11	1,11 \pm 0,05	4,98	*
Porosidad (%)	54,35 \pm 5,77	50,20 \pm 4,97	0,49	ns
Au (%)	11,01 \pm 4,01	10,33 \pm 1,77	0,48	ns
CRA (g/cm ²)	0,17 \pm 0,04	0,16 \pm 0,03	0,02	ns

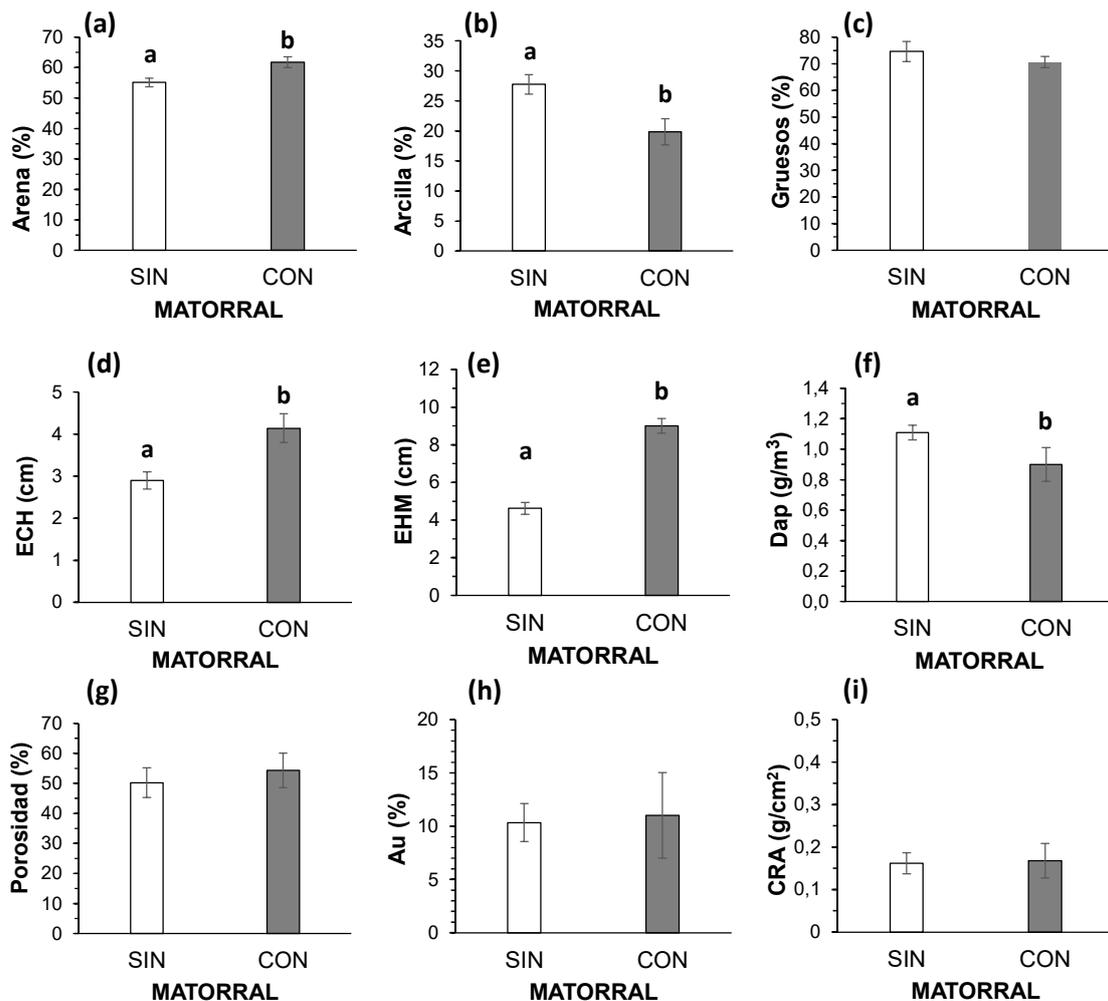


Figura 13. Valor medio y error estándar de los parámetros químicos analizados en los suelos bajo y fuera de matorral. Diferentes letras sobre las barras indican diferencias estadísticamente significativas (ver Tabla 2). Las abreviaturas se explican en el texto.

4.3. Análisis multivariante

El análisis PCA realizado sobre la matriz de las variables edáficas significativas en los modelos mixtos muestra una clara agrupación de las parcelas bajo matorral hacia la derecha del PCA1 y de las parcelas fuera de matorral hacia la parte izquierda del PCA1 (Figura 14). También se observa mayor separación entre las parcelas bajo matorral que entre las parcelas sin matorral. Esto sugiere mayores diferencias entre las parcelas bajo matorral en cuanto a las variables edáficas significativas.

La varianza explicada por el primer componente principal (PCA1) es del 55,4 %. El análisis envfit indica, además, que la influencia del matorral sobre las variables edáficas es altamente significativa ($R^2 = 0,33$; $p = 0,0003$).

En resumen, se observa mayor densidad aparente (indicativo de mayor compactación del suelo), pH, contenido de arcilla y sodio de cambio, así como de la relación COox/COT fuera de la influencia del matorral. Mientras que bajo matorral se registra mayor espesor de la capa herbácea que cubre el suelo y del horizonte mineral, y mayores valores de materia orgánica total y oxidable (MOT; MOox), carbono total y oxidable (COT; COox), nitrógeno total (N), conductividad eléctrica (CE), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y magnesio de cambio (Mg^{+2}), así como de la relación C/N.

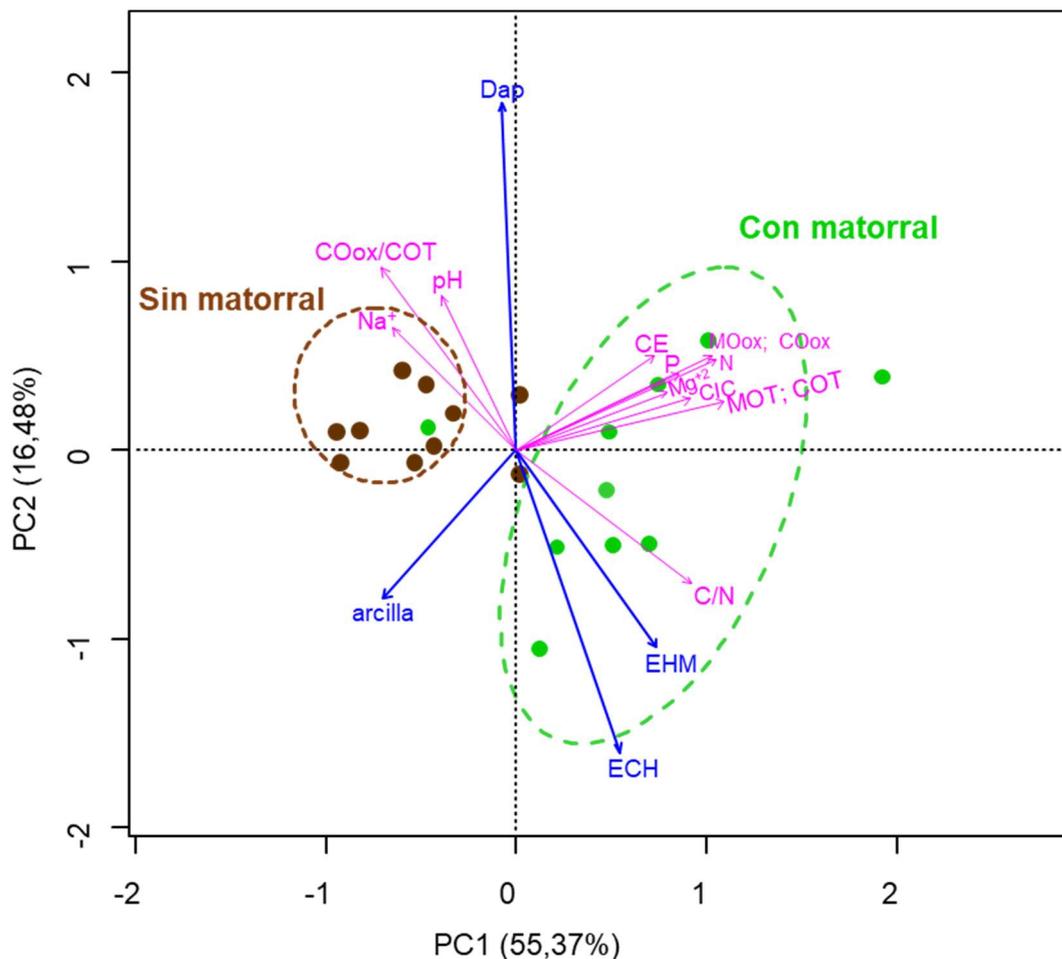


Figura 14. Primer plano factorial del análisis PCA en el que se ordenan todas las parcelas de muestreo de acuerdo con sus propiedades edáficas (físicas en azul y químicas en fucsia). Las elipses de desviación estándar (95% de confianza) indican la ubicación de cada grupo de parcelas (con matorral en verde y sin matorral en marrón). ECH: espesor capa herbácea; EHM: espesor horizonte mineral; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MOT: materia orgánica total; MOox: materia orgánica oxidable; COT: carbono orgánico total; COox: carbono orgánico oxidable.

5. DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran un claro efecto positivo de los matorrales de leguminosas (*Cytisus scoparius* y *Genista florida*), que dominan en las minas de carbón de la Montaña Palentina restauradas a pastizales y pastoreadas por vacas y caballos, sobre las propiedades físicas y químicas de los sustratos mineros.

Los cambios edáficos asociados a la presencia de las especies leñosas en sistemas sabanoides, tanto en zonas tropicales como templadas, han sido ampliamente recogidos en la bibliografía (González Bernáldez *et al.*, 1969; Montoya, 1982; Escudero *et al.*, 1985; Joffre *et al.*, 1988; Belsky *et al.*, 1989; Belsky y Canham, 1994; Callaway, 1995; Rhoades, 1997; Jackson y Ash, 1998; en López-Pintor 2003). Moro *et al.* (1997a, b) y Pugnaire *et al.* (1996a, b) en sus trabajos sobre facilitación también encuentran resultados similares, mostrando valores más altos de conductividad eléctrica, nitrógeno, materia orgánica y fósforo, junto con una mayor tasa potencial de mineralización bajo el dosel de la leguminosa *Retama sphaerocarpa* L. En la misma línea, Echeverría y Pérez-Fernández (2003) encuentran mayores valores de nitrógeno y fósforo, nutrientes limitantes para el desarrollo de la vegetación, bajo *R. sphaerocarpa*, mientras que González-Hidalgo y Bellot (1997) encuentran mayor humedad en los suelos bajo *Rosmarinus officinalis* L. en ambientes semiáridos de la península Ibérica. Los resultados de estos estudios concuerdan con los encontrados en el nuestro.

5.1. Propiedades químicas

Los valores de pH indican que los suelos del área minera son ácidos ($\text{pH} < 7$; Garrido Valero, 1993), como también lo son los suelos naturales del bosque de *Quercus pyrenaica* adyacente ($5,1 \pm 0,18$; López Marcos *et al.*, 2020). No obstante, el pH es significativamente menor bajo matorral ($5,06 \pm 0,07$ frente a $5,48 \pm 0,15$; Tabla 1), como también encuentran otros autores para otras especies de matorral de leguminosas: por ejemplo, bajo *Cytisus multiflorus* (L'Hér.) Sweet en dehesas de melojo y encina de la provincia de Salamanca (Costa *et al.*, 2017), y bajo *Retama sphaerocarpa* en formaciones arbustivas de Badajoz (Echeverría y Pérez-Fernández, 2003). La relación entre la cantidad de materia orgánica y la acidez del suelo podría explicar la reducción del pH bajo matorral (Zarekia *et al.*, 2012). En nuestro estudio, encontramos mayor contenido de materia orgánica en los suelos bajo matorral donde los valores de pH son más bajos (ver Tabla 1 de Resultados). Además, la variabilidad en los valores de pH también es menor bajo matorral (menor error estándar), lo que sugiere que la vegetación

leñosa puede restringir las alteraciones del pH del suelo, como sucede bajo la cubierta de otro matorral de leguminosa, *Retama sphaerocarpa* (Echeverría y Pérez-Fernández, 2003).

Al contrario que el pH, la conductividad eléctrica aumenta bajo nuestros matorrales (*Cytisus scoparius* y *Genista florida*) en concordancia con los resultados obtenidos por Moro *et al.* (1997ab) y Pugnaire *et al.* (1996ab) para *Retama sphaerocarpa* en ambientes semiáridos de la península ibérica, y por Ghorbanian y Jafari (2007) para *Salsola rigida* Pall. en zonas desérticas de Irán. En cualquier caso, la conductividad eléctrica de nuestros sustratos mineros no es elevada (ver Tabla 1), al contrario de lo que se encuentra con frecuencia en terrenos alterados por la minería de carbón (de hasta 2 dS/m a 25° C en El Bergadá, Barcelona, o de 3,98 dS/m en solución 1:5 en Cuevas de Portalrubio, Teruel; Arranz-González, 2011), por lo que no supone un impedimento para el buen desarrollo de las plantas (Garrido Valero, 1993). Según Garrido Valero (1993), una conductividad eléctrica por encima de 8 dS/m se consideraría elevada para cultivos agrícolas.

Puesto que la conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de sales que contiene un suelo, los suelos con mayores conductividades eléctricas contienen mayor cantidad de sales (Garrido Valero, 1993). Aunque en nuestro estudio la suma de bases (SB) y el porcentaje de saturación de bases (V) no difieren significativamente bajo y fuera de matorral (ver Tabla 1), sus valores son más altos bajo matorral de acuerdo con la mayor conductividad eléctrica registrada. No obstante, el porcentaje de saturación por bases (V) es bajo en ambos enclaves (bajo y fuera de matorral), como corresponde a suelos ácidos (Garrido Valero, 1993), en los que la cantidad de sedes para cationes intercambiables que hay en el suelo es menor, ya que el resto hasta el valor de la capacidad de intercambio catiónico total (CIC) estará ocupada principalmente por hidrogeniones (H').

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) de nuestros sustratos mineros alcanza valores significativamente más altos bajo matorral (ver Tabla 1) y se puede relacionar con un mayor contenido en materia orgánica en dichos enclaves. La materia orgánica incrementa la capacidad de intercambio catiónico del suelo (Garrido Valero, 1993; Arranz-González, 2011;) siendo responsable de entre el 30 y el 65% de la CIC total (Campbell, 1978).

Como se menciona en “Resultados”, es posible que SB y V no difieran significativamente bajo y fuera del matorral porque solo se encuentran diferencias significativas en el contenido de dos cationes de cambio (Mg^{++} y Na^{+}) que, además, muestran tendencias opuestas: mayor contenido de Mg^{++} y menor contenido de Na^{+} bajo matorral. El mayor contenido de Na^{+} fuera de la influencia del matorral podría deberse a las excretas del ganado, más frecuentes en dichos enclaves (Ayorlo *et al.*, 2011; en Zarekia *et al.*, 2012). Este catión puede afectar negativamente a la estructura del suelo impidiendo la formación de agregados, de forma que contribuye a disminuir la porosidad del suelo, haciendo que éste se vuelva más impermeable al agua y al aire (Garrido Valero, 1993). El mayor contenido de Na^{+} en nuestros suelos fuera de matorral se correlaciona con una menor porosidad, agua útil y capacidad de retención de agua (aunque las diferencias con-sin matorral no sean significativas), en concordancia con lo mencionado anteriormente. Sin embargo, los valores de Na^{+} de nuestros suelos son muy bajos, incluso fuera de matorral, de acuerdo con el informe de valoración de Itagra.ct.

Como es sabido, nitrógeno, fósforo y potasio son los nutrientes primarios para las plantas, y junto con calcio, azufre y magnesio son considerados macronutrientes, a los que se suman los oligoelementos: boro, hierro, silicio, cinc, manganeso, cobre, molibdeno, cobalto y cloro. En estériles mineros, usualmente, los contenidos en elementos nutritivos considerados menores (micronutrientes) para el desarrollo vegetal son adecuados (Arranz-González, 2011), y los elementos nutritivos que aparecen en concentraciones limitantes en estos suelos son el N y el P, a los que se unen el Ca^{++} y Mg^{++} en suelos ácidos (Sandoval *et al.*, 1973; Bradshaw y Chadwick, 1980; Daniels y Zipper, 1988; Roberts *et al.*, 1988; en Arranz-González, 2011). De acuerdo con el informe de valoración de Itagra.ct, los valores de Mg^{++} y Ca^{++} de nuestros suelos son “bajos”, incluso bajo matorral (donde son más altos y de forma significativa en el caso del Mg^{++}), y los valores de P son “muy bajos” fuera de la influencia del matorral y “normales” bajo matorral. Los valores de N-Kjeldahl también muestran un incremento significativo en nuestros suelos bajo matorral ($0,53\pm 0,06$ frente a $0,32\pm 0,03$), con valores que en ambos enclaves no se consideran deficitarios, al igual que se encuentra en suelos de escombreras de carbón de las provincias de León y Teruel (Arranz-González, 2011). Por lo que encontramos mayor contenido de nutrientes limitantes para el desarrollo vegetal bajo los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, como también encuentran Echeverría y Pérez-Fernández (2003) bajo *Retama sphaerocarpa*. El mayor contenido de nitrógeno en los suelos bajo los matorrales de leguminosas se puede explicar por la mayor deposición de hojarasca bajo la copa, mayor contenido en

nitrógeno de la hojarasca de las leguminosas y/o por cambios en la actividad microbiana que conduce a la liberación de nitrógeno disponible para las plantas (Echeverría y Pérez-Fernández, 2003). Sin embargo, no siempre las diferencias en el contenido de N bajo y fuera del matorral son significativas, como sucede bajo *Cytisus multiflorus* (Costa *et al.*, 2017), a pesar de ser plantas fijadoras de N₂. Es posible que parte del nitrógeno fijado biológicamente por los matorrales de leguminosas sea transferido directamente desde sus raíces a la vegetación herbácea próxima, a través de micorrizas, impidiendo que su contenido aumente en el suelo y que difiera significativamente de suelos sin cobertura de leguminosas (Echeverría y Pérez-Fernández, 2003).

En general, el mayor contenido en nutrientes de nuestros suelos mineros bajo matorral concuerda con lo encontrado en la literatura (Vetaas, 1992; Gutiérrez *et al.*, 1993; Joffre y Rambal, 1993; Chambers, 2001; en Echeverría y Pérez-Fernández, 2003). La explicación podría estar en el mayor aporte de materia orgánica proporcionada por las propias leñosas (Vetaas, 1992), junto con materia orgánica de fácil descomposición proporcionada por las numerosas especies de animales y plantas que se refugian bajo ellas (Archer *et al.*, 1988; en López-Pintor, 2003). Por esta razón los arbustos han recibido el nombre de “islas de fertilidad” (García-Moya y McKell, 1970).

Además de un almacén de nutrientes, la materia orgánica del suelo proporciona carbono y energía a los microorganismos del suelo, estabiliza y une a las partículas del suelo en agregados, mejora la capacidad del suelo para almacenar y permitir el flujo de agua y aire, incrementa la capacidad de intercambio catiónico y disminuye la posibilidad de compactación (Arranz-González, 2011). En nuestros suelos encontramos mayor contenido de materia orgánica bajo los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida*, al igual que se observa bajo *Retama sphaerocarpa* (Echeverría y Pérez-Fernández, 2003) y *Cytisus multiflorus* (Costa *et al.*, 2017). Asociado a mayores valores de materia orgánica (total y oxidable) bajo matorral, encontramos también valores más altos de carbono total y oxidable y de la relación C/N, así como menor valor de la relación CO_{ox}/COT (ver Tabla 1 de Resultados). Mayores valores de CO_{ox} indican la presencia de formas más lábiles del carbono, frecuentes en material vegetal más tierno como las herbáceas en comparación con las leñosas (López-Marcos *et al.*, 2020). Por eso, los valores más bajos de CO_{ox}/COT en los suelos bajo arbustos indican una menor proporción de formas lábiles del carbono, es decir, una mayor proporción de materia orgánica recalcitrante (López-Marcos *et al.*, 2020) debido al mayor contenido de lignina de las especies leñosas (Condrón y Newman, 1998). En concordancia, encontramos

mayor relación C/N en los suelos bajo matorral, indicativo también de una tasa más lenta de descomposición de la materia orgánica (Wang *et al.*, 2016), por el tipo de material vegetal más recalcitrante debido al mayor contenido en lignina de las leñosas (López-Marcos *et al.*, 2020).

5.2. Propiedades físicas

Nuestros resultados indican que los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida* tienen también un efecto positivo sobre las propiedades físicas del suelo, aunque la mejora no sea estadísticamente significativa para todas ellas.

En general, los suelos mineros contienen altas proporciones de elementos gruesos (materiales de tamaño superior a 2 mm), normalmente entre el 70 y el 80% llegando en algún caso a superar el 90% (Pedersen *et al.*, 1980; en Arranz-González, 2011). En particular, nuestros suelos mineros tienen contenidos de elementos gruesos ligeramente por encima del 70% (ver Tabla 2 de Resultados) pero sin diferencias significativas entre los enclaves con y sin matorral, aunque fuera de matorral el contenido de gruesos es ligeramente mayor. Los valores del porcentaje de elementos gruesos, medidos en 14 escombreras de carbón de la provincia de León (situadas en Piedrafita de Babia y Valdesamario), oscilaron entre el 68 y el 86% (Arranz-González, 2011). También, el contenido en elementos gruesos superó siempre el 60%, llegando a rondar el 78%, en las capas superficiales de áreas en proceso de rehabilitación en Valdesamario (León), dominando los fragmentos de areniscas y lutitas, a veces con carbón (Arranz, 2011). Mientras que en la escombrera de lignitos de Meirama (La Coruña) el porcentaje de elementos gruesos oscilaba entre el 30 y el 40% (Seoane-Labandeira *et al.*, 1995).

En principio, un alto porcentaje de elementos gruesos debería considerarse un inconveniente para el desarrollo vegetal, sobre todo por la menor capacidad de retención de agua (Arranz-González, 2011). Sin embargo, Limstrom (1960) observó que una pequeña cantidad de tierra fina (alrededor de 20%) es suficiente para la reforestación de terrenos mineros. Para Ashby y Vogel (1994), la existencia de elementos gruesos es beneficiosa en los suelos y estériles mineros con vistas a la plantación de especies de árboles forestales, advirtiendo que determinados estériles con tan sólo un 20% de finos pueden proporcionar una buena supervivencia y crecimiento de árboles y arbustos, y con un 25 a 50% han demostrado capacidad para soportar buenos crecimientos de especies forrajeras. Es probable, además, que con el tiempo (pasados 50 años según indica Schafer *et al.*, 1979) la mayoría de los elementos gruesos superficiales hayan

desaparecido y los que queden sean pequeños (2-5 mm de diámetro), debido a una mayor actividad de los procesos de alteración física y química.

Ammons (1979) describió cómo algunos elementos gruesos se alteraban rápidamente y otros eran capaces de ceder agua a las raíces. Se ha señalado también que ciertos tipos de fragmentos rocosos en proceso de alteración pueden contener nutrientes utilizables en grado mayor que el que se da en los finos del suelo (Ashby y Vogel, 1984). Se ha observado que, con frecuencia, las raíces se afelpan alrededor de un fragmento rocoso para expandirse después entre los elementos gruesos pequeños y los finos (Smith y Sobek, 1978; Ammons, 1979; Arranz-González, 2006, 2007; en Arranz-González, 2011). Este fenómeno puede incrementar la extensión y utilización de los recursos de suelo por parte de las raíces proporcionando una buena supervivencia y crecimiento de árboles y arbustos (Arranz-González, 2011).

También la textura (materiales de tamaño ≤ 2 mm) gobierna numerosos factores importantes para el crecimiento vegetal: capacidad de almacenar agua y nutrientes, infiltración, facilidad para el laboreo, etc. (Arranz-González, 2011). Nuestros suelos mineros bajo el dosel arbustivo contienen un porcentaje significativamente mayor de arena y menor de arcilla respecto al suelo fuera de la influencia del matorral, por lo que el matorral tiene un efecto significativo sobre la textura del suelo en el área de estudio. Sin embargo, en el trabajo de Costa *et al.* (2017) no se encuentran diferencias en los porcentajes de arena, limo y arcilla bajo *Cytisus multiflorus* y fuera de su dosel, probablemente por tratarse de suelos muy arenosos (en torno al 80% de arena). López-Marcos *et al.* (2020) obtiene un porcentaje similar de arena y menor de arcilla en suelos de formaciones arbustivas que en los de pastizales ubicados en la misma zona de estudio y medidos 10 años atrás. Parece, por tanto, que el efecto del matorral sobre la textura de los suelos requiere de cierto tiempo para que resulte significativo y es probable que sea necesario más tiempo para que las texturas de los suelos mineros se aproximen a las de los suelos nativos del entorno (Thurman y Sencindiver, 1986).

Salvo cuando se realizan aportes de “tierra vegetal”, en la que puede haberse conservado en mayor o menor medida la estructura original, los estériles mineros brutos tienen ausencia absoluta de estructura edáfica. Sin embargo, con el paso del tiempo, y si existe colonización o siembra de vegetación, se distingue un horizonte superficial delgado con estructura granular ligada a las raíces (Johnson y Skousen, 1995; en Arranz-González, 2011). Esto es lo que parece ocurrir en los suelos mineros del área de estudio donde los estériles se recubrieron con materiales terrosos de recubrimiento

o “tierra vegetal” vertidos o extendidos en bruto sobre estériles, junto con enmienda orgánica y posterior hidrosiembra de gramíneas y leguminosas herbáceas (López-Marcos *et al.*, 2020). En los suelos mineros del área de estudio puede verse la falta de estructura edáfica, salvo en la parte más superficial, en la que los elementos de estructura granular se han ligado al sistema radicular, lo que es corriente en estos suelos cuando tienen cubierta herbácea, como es el caso. Son suelos de muy limitada evolución, con perfiles de tipo A-C, como se ha descrito en métodos (López-Marcos *et al.*, 2020).

El enraizamiento es un rasgo indicativo de la acción de procesos edafogénicos (Arranz-González, 2011) que, como se observa en nuestros suelos mineros, es más denso y profundo bajo los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida* (ver Tabla 2 de Resultados) que en los espacios abiertos. También el espesor del horizonte mineral A es mayor bajo dichos matorrales, indicando la contribución de las leñosas a la mejora de la estructura de los suelos mineros en el área de estudio. Puesto que una mejora en la estructura del suelo favorece la retención de agua (Arranz-González, 2011) sería esperable encontrar valores más altos de agua útil y capacidad de retención de agua bajo los matorrales. Esto es lo que ocurre en el área de estudio y se puede relacionar con el mayor contenido en materia orgánica de los suelos mineros bajo matorral, aunque las diferencias de ambos parámetros (agua útil y capacidad de retención de agua) con sin matorral no sean estadísticamente significativas por el momento. También la recanalización del agua de lluvia escurriendo por los tallos de los matorrales puede contribuir a aumentar la reserva de agua en el suelo, al favorecer la infiltración, como se ha observado bajo el romero (González-Hidalgo y Bellot, 1997). Otro rasgo indicativo de la acción de procesos edafogénicos es el aumento de la porosidad (Arranz-González, 2011) que, como se observa en nuestros suelos mineros, es mayor en los suelos bajo los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida* (ver Tabla 2 de Resultados) que en los espacios abiertos, y se puede relacionar con el mayor contenido en materia orgánica (Arranz-González, 2011) y quizás con el menor contenido de Na⁺ bajo matorral (Garrido Valero, 1993).

Relacionada directamente con la estructura y porosidad del suelo, la densidad aparente es una medida ampliamente utilizada para estimar el grado de compactación del suelo (Arranz-González, 2011). En general, los suelos mineros presentan alto grado de compactación (mayor densidad aparente) debido al empleo de maquinaria pesada en las labores de explotación y rehabilitación (Martínez-Ruiz y Fernández-Santos, 2001).

Sin embargo, los matorrales de *Cytisus scoparius* y *Genista florida* contribuyen a reducir significativamente la densidad aparente de los suelos mineros bajo su dosel y, por tanto, su grado de compactación; resultado que concuerda también con la mayor porosidad registrada en nuestros suelos mineros bajo matorral y el mayor contenido de materia orgánica (Chaichi *et al.*, 2005). En cualquier caso, la densidad aparente de nuestros suelos mineros está muy por debajo de la registrada en otros suelos mineros de carbón de España, aunque superior a la que presentan los suelos agrícolas o forestales (Ahirwal *et al.*, 2021). Así, en la mina de Lignitos de Meirama los suelos mineros poseían valores de densidad aparente muy elevados ($1,7 \text{ t/m}^3$), disminuyendo progresivamente con la edad hasta alcanzar cifras de $1,09 \text{ t/m}^3$ en suelos de cinco años (Leirós de la Peña *et al.*, 1995; citada en Arranz-González, 2011). En escombreras de la provincia de León, los valores de densidad aparente medidos fueron en general superiores a los que pudieron ser medidos en muestras de suelos naturales (Arranz-González, 2011), como también sucede en el área de estudio donde los suelos naturales de los bosques circundantes de *Quercus pyrenaica* tienen densidades aparentes en torno a $0,7 \pm 0,05 \text{ g/m}^3$; (López-Marcos *et al.*, 2020) frente a $0,90 \pm 0,11 \text{ g/m}^3$ bajo matorral y $0,90 \pm 0,11 \text{ g/m}^3$ fuera de la influencia del matorral. Los valores de la densidad aparente medidos en suelos mineros de Valdesamario y Carrasconte (Piedrafita de Babia) también indicaron un elevado grado de compactación, siendo bastante superiores a los valores obtenidos en muestras de suelos naturales, superando o rondando casi siempre el valor de $1,7 \text{ t/m}^3$ y alcanzando valores tan altos como $2,07 \text{ t/m}^3$ (Arranz-González, 2011).

En general, la compactación del suelo es un factor de estrés que afecta negativamente al crecimiento de la planta, reduciendo en muchos casos el desarrollo radicular lo que puede suponer una desventaja para las plantas en condiciones de estrés hídrico, pero sus efectos varían entre especies y con el rango de compactación del suelo (Alameda y Villa, 2009).

6. CONCLUSIONES

1. Los matorrales de las leguminosas *Cytisus scoparius* y *Genista florida* contribuyen a mejorar los suelos de las minas de carbón restauradas a pastizales y pastoreadas por vacas y caballos en el noroeste de la Montaña Palentina.
2. Los sustratos mineros del área de estudio son suelos de muy limitada evolución, con perfiles de tipo A-C, que contienen una alta proporción de elementos gruesos (>70%) y baja capacidad de retención de agua.
3. En resumen, los matorrales contribuyen a incrementar el espesor de la capa herbácea que cubre el suelo y del horizonte mineral A, el contenido en materia orgánica, carbono, nitrógeno y magnesio de cambio, así como la conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico y la relación C/N (indicativo de materia orgánica más recalcitrante bajo matorral). Por el contrario, se observa mayor densidad aparente (indicativo de mayor compactación del suelo), pH, contenido de arcilla y sodio de cambio, así como de la relación CO_{ox}/COT (indicativo de mayor cantidad de formas lábiles del carbono) fuera de la influencia del matorral.
4. La mejora edáfica debida a los matorrales de leguminosas es uno de los mecanismos de facilitación que podrían explicar la mayor supervivencia y crecimiento de plántulas de roble (*Q. petraea* y *Q. pyrenaica*) en las zonas mineras pastoreadas de la montaña palentina.
5. Los efectos del ganado sobre las propiedades edáficas se ven suavizados por la presencia del matorral que, además, introduce mayor variabilidad espacial (ver PCA).

7. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos especialmente a Carolina Martínez Ruiz por su dedicación, tiempo, esfuerzo y apoyo, sin su guía este trabajo no habría podido materializarse. A la profesora María Belén Turrión Nieves por facilitarnos la realización de algunos análisis de parámetros físicos del suelo en el laboratorio del Área de Edafología y Química Agrícola. Y a Elena Muñoz Cerro por mostrarme el camino y acompañarme en todo momento.

Esta investigación ha sido financiada por el proyecto VA035G18 de la Junta de Castilla y León' concedido al GIR "Ecología y Conservación de Flora y Fauna".

8. BIBLIOGRAFÍA

- Ahirwal, J., Kumari, S., Singh, A.K., Kumar, A., Maiti, S.K. (2021). Changes in soil properties and carbon fluxes following afforestation and agriculture in tropical forest. *Ecological Indicators*, 123, 107354.
- Ajorlo, M., Abdullah, R., Hanif, A.H.M., Halim, R.A., Yusoff, M.K. (2011). Impacts of livestock grazing on selected soil chemical properties in intensively managed pastures of Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Agricultural Science*, 34, 109–121.
- Akaike, H. (1973). Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60, 255–265.
- Alameda, D., Villar, R. (2009). Moderate soil compaction implications on growth and architecture in seedlings of 17 woody plant species. *Soil and Tillage Research*, 103, 325–331.
- Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C. (2010). The importance of topography and climate on short-term revegetation of coal wastes in Spain. *Ecological Engineering*, 36, 579–585.
- Alday, J.G., Marrs R.H., Martínez-Ruiz, C. (2011). Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Applied Vegetation Science*, 14, 84–94.
- Alday, J.G., Santana V.M., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C. (2014). Shrub-induced understory vegetation changes in reclaimed mine sites. *Ecological Engineering*, 73, 691–698.
- Alday, J.G., Zaldívar, P., Torroba-Balmori, P., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. (2016). Natural forest expansion on reclaimed coal mines in Northern Spain: the role of native shrubs as suitable microsites. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 13606–13616.
- Allen, S.E. (1989). *Chemical analysis of ecological materials*. Oxford: Blackwell.
- Ammons, J.T. (1979). *Minesoil Properties, Root Growth and Land Use Implications*. Ph. D. Dissertation. Morgantown: West Virginia University.
- Archer, S., Scifres, C., Bassham, C.R., Magio, R. (1988). Autogenic succession in a subtropical Savana: conversion of grassland to thorn woodland. *Ecological Monographs*, 58, 111–127.
- Arranz-González, J.C. (2006). Caracterización geoambiental de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de León (España). *Boletín Geológico y Minero*, 117 (2), 317–330.
- Arranz-González, J.C. (2007). Caracterización edafológica de lugares alterados por minería de carbón en la provincia de Teruel (España). *Documentos de Ingeniería*, 5, 19–30.
- Arranz-González, J.C. (2011). Suelos mineros asociados a la minería de carbón a cielo abierto en España: una revisión. *Boletín Geológico y Minero*, 122(2), 171–186.
- Ashby, W.C., Vogel W.C. (1994). *Tree planting on mined lands in the Midwest: a handbook*. Carbondale: Coal Research Center, Southern Illinois University.
- Begué Cantón, G., Raga Gil, J.T. (1981). *Perfil económico de Castilla y León*. Burgos: Consejo General de Castilla y León.
- Belsky, A.J., Amundson, R.G., Duxbury, J.M., Riha, S.J., Ali, A.R., Mwonga, S.M. (1989). The effects of trees on their physical, chemical, and biological environments in a semi-arid savanna in Kenya. *Journal of Applied Ecology*, 26, 1005–1024.
- Belsky, A.J., Canham, C.D. (1994). Gaps, patches, and isolated trees: a comparison of the patch dynamics of forest gaps and savanna trees. *BioScience*, 44, 77–84.
- Bradshaw, A.D., Chadwick, M.J. (1980). *The restoration of land: the ecology and reclamation of derelict and degraded land*. California: University of California Press.
- Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. (1982) Nitrogen Total. En A.L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis, Part II. Chemical and Microbiological Methods* (pp. 595–624), Agronomy Monograph No. 9. Madison: American Society of Agronomy and Soil Science Society of America.

- Brooker, R.W., Callaghan, T.V. (1998). The balance between positive and negative plant interaction and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos*, 81, 196–207.
- Callaway, R.M. (1995). Positive interactions among plants. *The Botanical Review*, 61, 306–349.
- Callaway, R.M. (1997). Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia*, 112, 143–149.
- Callaway, R.M., Walker, L.R. (1997). Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78, 1958–1965.
- Campbell, C.A. (1978). Soil organic carbon, nitrogen and fertility. En M. Schitzer, S.V. Khan (Eds.), *Soil Organic Matter* (pp. 173-271). Amsterdam: Elsevier.
- Chaichi, M.R., Saravi, M.M., Malekian, A. (2005). Effects of livestock trampling on soil physical properties and vegetation cover (Case study: Lar Rangeland, Iran). *International Journal of Agriculture and Biology*, 7(6), 1560–8530.
- Chambers, J.C. (2001). *Pinus monophylla* establishment in an expanding *Pinus-Juniperus* woodland: Environmental conditions, facilitation and interacting factors. *Journal of Vegetation Science*, 12, 27-40.
- Choler P., Michalet, R., Callaway, M.R. (2001). Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology*, 82(12), 3295–3308.
- Condrón, L.M., Newman, R.H. (1998). Chemical nature of soil organic matter under grassland and recently established forest. *European Journal of Soil Science*, 49(4), 597–603.
- Costa, A., Villa, S., Alonso, P., García-Rodríguez, J.A., Martín, F.J., Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B. (2017). Can native shrubs facilitate the early establishment of contrasted co-occurring oaks in Mediterranean grazed areas? *Journal of Vegetation Science*, 28, 1047–1056.
- Daniels, W.L., Zipper, C.E. (1988). Improving coal surface mine reclamation in the Central Appalachian region. En J. Jr. Cairns (Ed.), *Rehabilitating damaged ecosystems* (pp.139–162). Boca Ratón: CRC Press.
- Day, P. (1965). Particle fractionation and particle size analysis. En C.A. Black (Ed.), *Method of soil analysis* (pp. 565–566). Madison: American Society of Agronomy.
- Den Ouden J., Jansen P.A., Smit R. (2005). Jays, mice and oaks: predation and dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in north-western Europe. En P.M. Forget, J.E. Lambert, P.E. Hulme, S.B. Vander Wall (Eds.), *Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment* (pp. 223–239). Wallingford: CABI Publishing.
- Escudero, A., García, B., Gómez, J.M., Luis, E. (1985). The nutrient cycling in *Quercus rotundifolia* and *Quercus pyrenaica* ecosystems ("dehesas") of Spain. *Acta Oecologica*, 6, 73–86.
- FAO (1988). *FAO/UNESCO Soil map of the world: revised legend*. World Soil Resources Report 60. Roma: FAO.
- Gámez Montes, J. (2007). Montes emblemáticos de Castilla y León. En L. Gil Sánchez, M.M. Torre Antón (Eds.), *Atlas Forestal de Castilla y León* (pp. 725–748). Valladolid: Junta de Castilla y León, Consejería de Medio Ambiente.
- García Moya, E., McKell, C.M. (1970). Contribution of shrub to the nitrogen economy of a desert-wash plant community. *Ecology*, 51, 81–88.
- García-Ramos, J.C., Vargas Alonso, I., Manjón Rubio, M., Colmenero Navarro, J.R., Crespo Zamorano, A., Matas González, J. (1978). *Cistierna* [mapa geológico]. Madrid: IGME. Instituto Geológico y Minero. Mapa Geológico de España, MAGNA, hoja 130. Escala 1:50.000. Proyección y Cuadrícula UTM. Elipsoide in Escala 1:50.000 International. Huso 30.

- Garrido Valero, M.S. (1993). *Interpretación de análisis de suelos. Guía práctica para muestrear los suelos e interpretar sus análisis*. Hojas divulgativas Núm. 5/93 HD. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Secretaría General de Estructuras Agrarias.
- Ghorbanian, D., Jafari, M. (2007). Study of soil and plant characteristics interaction in *Salsola rigida* desert lands. *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 14(1), 1–7.
- Gómez, J.M., García, D., Zamora, R. (2003). Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology and Management*, 180, 125–134.
- Gómez, J.M., Puerta-Piñero, C., Schupp, E.W. (2008). Effectiveness of rodents as local seed dispersers of Holm oaks. *Oecologia*, 155, 529–537.
- Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Castro, J., Hódar, J.A. (2008). Facilitation of tree saplings by nurse plants: Microhabitat amelioration or protection against herbivores? *Journal of Vegetation Science*, 19, 161–172.
- González-Alday, J., Marrs, R., Martínez-Ruiz, C. (2008). The influence of aspect on the early growth dynamics of hydroseeded species in coal reclamation areas. *Applied Vegetation Science*, 11, 405–412.
- González-Bernáldez, F. Morey, M., Velasco, F. (1969). Influences of *Quercus ilex rotundifolia* on the herb layer in El Pardo (Madrid). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 67, 265–284.
- González-Hidalgo, J., Bellot, J. (1997). Soil moisture changes under shrub cover (*Rosmarinus officinalis*) and cleared shrub as response to precipitation in a semiarid environment: stemflow effects. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 11, 187–199.
- Holmgren M., Scheffer M., Huston M.A. (1997). The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology*, 78, 1966–1975.
- Jackson, J., Ash, A.J. (1998). Tree-grass relationships in open eucalypt woodlands of northeastern Australia: influence of trees on pasture productivity, forage quality and species distribution. *Agroforestry Systems*, 40, 159–176.
- Joffre, R., Vacher, J., De los Llanos, C., Long, G. (1988). The dehesa: an agrosilvopastoral system of the Mediterranean region with special reference to the Sierra Morena area of Spain. *Agroforestry Systems*, 6, 71–96.
- Joffre, R., Rambal, S. (1993). How tree cover influences the water balance of Mediterranean rangelands. *Ecology*, 74, 570-582.
- Johnson, C.D., Skousen, J.G. (1995). Minesoil Properties of 15 Abandoned Mine Land Sites in West Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 24, 635–643.
- Leiros de la Peña, M.C., Gil Sotrés, F. Carballas Fernández, M., Codesido López C., González Sangregorio, M.V., Seoane Lavandeira, S., Guitián Ojea, F. (1989). Recuperación edáfica de las escombreras de minas de lignito en Galicia. 1) Caracterización de los materiales estériles. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 48, 85–100.
- Limstrom, G.A. (1960). *Forestation of strip mined land in the central states*. Agriculture Handbook. No. 166, USDA. Washington, DC: US Government Printing Office.
- López-Marcos, D., Martínez-Ruiz, C., Turrión, M. B., Jonard, M., Titeux, H., Ponette, Q., Bravo, F. (2018). Soil carbon stocks and exchangeable cations in monospecific and mixed pine forests. *European Journal of Forest Research*, 137, 831–847.
- López-Marcos, D., Turrión, M.B., Martínez-Ruiz, C. (2020). Linking soil variability with plant community composition along a mine-slope topographic gradient: Implications for restoration. *Ambio*, 49, 337–349.
- López-Pintor, A. (2003). Heterogeneidad espacial en pastizales mediterráneos inducida por especies leñosas: el caso de los retamares del centro de la Península. En *España ante los*

- compromisos del protocolo de Kyoto. Sistemas Naturales y Cambio Climático* (pp. 400-412). Barcelona: AEET.
- Maestre, F.T., Bautista, S., Cortina, J., Bladé, C., Bellot, J., Vallejo, V.R. (2003). Bases ecológicas para la restauración de los espartales semiáridos degradados. *Ecosistemas*, 1, 56–65.
- MAPA (1991). *Caracterización agroclimática de la provincia de Palencia*. Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.
- MAPA (1994). *Métodos oficiales de Análisis* (vol. 3). Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B. (2001). Papel de la hidrosiembra en la revegetación de escombreras mineras. *Informes de la Construcción*, 53(476), 27–37.
- Milder A.I., Fernández-Santos B., Martínez-Ruiz C. (2008). Influencia de la forma del borde del bosque en la colonización de leñosas: aplicaciones en restauración de escombreras mineras. *Cuadernos de la SECF*, 28, 259–264.
- Milder, A.I., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. (2013). Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forest expansion. *Land Degradation and Development*, 24(1), 39–46.
- Montoya, J.M. (1982). Efectos del arbolado de las dehesas sobre los factores ecológicos que actúan al nivel del sotobosque. *Anales del INIA/ Servicio Forestal*, 5, 61V85.
- Moro M.J., Pugnaire F.I., Haase P., Puigdefábregas J. (1997b). Effect of the canopy of *Retama sphaerocarpa* on its understorey in a semiarid environment. *Functional Ecology*, 11, 425–431.
- Moro M.J., Pugnaire F.I., Puigdefábregas J. (1997a). Mechanism of interaction between *Retama sphaerocarpa* and its understorey layer in a semiarid environment. *Ecography*, 20, 175–184.
- Narganes Quijano, F. (2010). *Mineros y minas. Historia del carbón de antracita en la Montaña Palentina*. Ediciones Aruz: Palencia.
- Navarro-Cano J.A., Goberna M., Verdú M. (2019). La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. *Ecosistemas*, 28(2), 20–31.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. (2016). *Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-5*. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olsen, S.R., Sommers, L.E. (1982). Phosphorus. En A.L. Miller, D.R. Keeney (Eds.) *Methods of soil analysis* (pp.403–427). Madison: American Society of Agronomy.
- Onaindia, M., Ametzaga-Arregi, I., San Sebastián, M., Mitxelena, A., Rodríguez-Loinaz, G., Peñaa, L., Alday, J.G. (2013). Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? *Forest Ecology and Management*, 308, 136–144.
- Pedersen, T.A., Rogowski, A.S., Pennock Jr., R. (1980). Physical Characteristics of Some Minesoils. *Soil Science Society of America Journal*, 44, 321-328.
- Pérez-Ramos, I.M. (2014). The miracle of regenerating in *Quercus* species. How will be oak forests in future? *Ecosistemas*, 23(2),13–17.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso M., Bartha S. (2001). Implications from the Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. *Applied Vegetation Science*, 4, 41–52.
- Pinheiro, J., Bates, D. (2000). *Mixed-effects models in S and S-Plus*. New York: Springer.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., R-Core-Team (2018). Package "nlme." nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R Package Version 3.1-137, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Prach, K., Řehouňková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Student, V., Vaněček, Z., Tichý, L., Petrik, P., Smilauer, P., Pyšek, P. (2014) Vegetation succession at disturbed sites in central Europe: the direction of succession, species richness and participation of target species across seres. *Applied Vegetation Science*, 17,193–200.

- Prieto, I., Padilla, F.M., Armas, C., Pugnaire, F.I. (2011). The role of hydraulic lift on seedling establishment under a nurse plant species in a semi-arid environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13(3), 181–187.
- Pugnaire, F.I. (2001). Balance de las interacciones entre plantas en ambientes mediterráneos. En R. Zamora, F.I. Pugnaire (Eds.), *Ecosistemas mediterráneos: análisis funcional* (pp. 213–236). Granada: CSIC-AEET.
- Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J. (1996a). Facilitation between higher plant species in semiarid environment. *Ecology*, 77, 1420–1426.
- Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J., Cueto, M., Clark, S.C., Incoll, L.D. (1996b). Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos*, 76, 455–464
- Pugnaire, F.I., Armas, C., Valladares, F. (2004). Soil a mediator in plant-plant interactions in a semi-arid community. *Journal of Vegetation Science*, 15(1), 85–92.
- Pugnaire, F.I., Armas, C., Maestre, F.T. (2011). Positive plant interactions in the Iberian Southeast: mechanisms, environmental gradients, and ecosystem function. *Journal of Arid Environments*, 75, 1310–1320.
- R Development Core Team, 2020. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <http://www.r-project.org>
- Rhoades, C.C. (1997). Single-tree influences on soil properties in agroforestry: lessons from natural forest and savanna ecosystems. *Agroforestry Systems*, 35, 71–94.
- Rhoades, J. (1982). Cation Exchange Capacity. En A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2* (pp. 149–157), Agronomy Monographs N° 9. Madison: American Society of Agronomy.
- Richards, A. (2005). Testing ecological theory using the information theoretic approach: Examples and cautionary results. *Ecology*, 86, 2805–2814.
- Ríos-Cornejo, D., Del Río, S., Penas, A. (2012). Relations between climax vegetation and isobioclimates in the Northwest of Spain (León province). *Acta Botanica Gallica*, 159, 267–276.
- Roberts, J. A., Daniels, W.L., Bell, J.C., Burger, J.A. (1988). Early Stages of Mine Soil Genesis in a Southwest Virginia Spoil Lithosequence. *Soil Science Society America Journal*, 52, 716–723
- Rodríguez-Calcerrada, J., Pardos, J.A., Gil, L., Reich, P.B., Aranda, I. (2008). Light response in seedlings of a temperate (*Quercus petraea*) and a sub-Mediterranean species (*Quercus pyrenaica*): contrasting ecological strategies as potential keys to regeneration performance in mixed marginal populations. *Plant Ecology*, 195, 273–285.
- Rodríguez-Echeverría, S., Pérez-Fernández, M.A. (2003). Soil fertility and herb facilitation mediated by *Retama sphaerocarpa*. *Journal of Vegetation Science*, 14, 807–814.
- Rosell, R.A. Gasparoni, J.C., Galantini, J.A. (2001). Soil organic matter evaluation. En R. Lal *et al.* (Eds), *Assessment Methods for Soil Carbon* (pp. 311–322), Serie Advances in Soil Science. Boca Raton: CRC Press, FL.
- Sandoval, F. M., Bond, J. J., Power, J. F., Willis, W. O. (1973). Lignite mine spoils in the Northern Great Plains: Characteristics and potential for reclamation. En *Research and Applied Technology Symposium on Mined Land Reclamation (Papers)*.
- Schafer, W.M., Nielsen, G.A., Dollhopf, D.T., Temple, K.L. (1979). Soil genesis, hydrological properties, root characteristics, and microbial activity of 1- to 50-year-old strip-mine spoils (EPA-600/7-79-100). Interagency Energy/Environment R&D Report. Washington, DC: US Government Printing Office.
- Schollenberger, C.J., Simon, R.H. (1945) Determination of Exchange capacity and exchangeable bases in soil—ammonium acetate method. *Soil Science*, 9, 13–24.
- Schupp, E.W., Jordano, P., Gómez, J.M. (2010). Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist*, 188, 333–353.

- Seoane-Labandeira, S., Benito Rueda, E., Leirós de la Peña, M.C., Gil Sotrés, F., y Guitián Ojea, F. (1995). Los materiales estériles de la mina. En F. Guitián Ojea (Ed.), *Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)* (pp. 69–98). Santiago de Compostela: Univ. Santiago de Compostela-Lignitos de Meirama.
- Sigcha, F., Pallavicini, Y., Camino, M.J., Martínez-Ruiz, C. (2018). Effects of short-term grazing exclusion on vegetation and soil in early succession of a Subhumid Mediterranean reclaimed coal mine. *Plant and Soil*, 426(1), 197–209.
- Smit, C., den Ouden, J., Díaz, M., (2008). Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 19, 193–200.
- Smith, R.M., Sobek A.A. (1978). Physical and Chemical Properties of Overburdens, Spoils, Wastes, and New Soils. En P. Sutton (Ed.), *Reclamation of Drastically Disturbed Lands* (pp. 149–172). Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy.
- Soil Survey Staff (2010). *Keys to Soil Taxonomy*, 11th ed. Washington, DC: United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Thurman, N.C., Sencindiver, J.C. (1986). Properties, Classification, and Interpretations of Minesoils at Two Sites in West Virginia. *Soil Science Society of America Journal*, 50(1), 181–185.
- Torroba-Balmori, P., Zaldívar, P., Alday, J.G., Fernández-Santos, B., Martínez-Ruiz, C. (2015). Recovering *Quercus* species on reclaimed coal wastes using native shrubs as restoration nurse plants. *Ecological Engineering*, 77, 146–153.
- Van Bemmelen, J.M. (1890). Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloidalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u.s.w. im Ackerboden. *Die Landwirtschaftlichen Versuchs-Stationen*, 37, 279–290.
- Vetaas, O. R. (1992). Micro-site effects of trees and shrubs in dry savannas. *Journal of vegetation science*, 3, 337–344.
- Walkley, A. (1947). A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. *Soil Science*, 63, 251–254.
- Walkley, A., Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37, 29–38.
- Wang, J., You, Y., Tang, Z., Sun, X., Sun, O.J. (2016). A comparison of decomposition dynamics among green tree leaves, partially decomposed tree leaf litter and their mixture in a warm temperate forest ecosystem. *Journal of Forest Research*, 27, 1037–1045.
- Whisenant, S. (1999). *Repairing damaged wildlands: a process-orientated, landscape-scale approach* (Vol. 1). Cambridge University Press.
- Zaldívar, P. (2015). *Papel de los matorrales en el establecimiento de quercíneas en antiguas minas de carbón*. Tesis Doctoral, Universidad de Valladolid.
- Zarekia, S., Jafari, M., Arzani, H., Javadi, S.A., Jafari, A.A. (2012). Grazing effects on some of the physical and chemical properties of soil. *World Applied Sciences Journal*, 20(2), 205–212.