



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1308

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Arbustos nodriza como solución basada en la naturaleza para el establecimiento del roble albar en zonas posmineras

ALONSO-ZALDIVAR, H. (1), MUÑOZ-CERRO, E. (1), LÓPEZ-MARCOS, D. (2), GARCÍA-DURO, J. (1) y MARTÍNEZ RUIZ, C. (1)

(1) Área de Ecología. Dpto. Ciencias Agroforestales. Instituto Universitario en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), E.T.S.I.I.A.A. de Palencia, Universidad de Valladolid.

(2) Área de Edafología y Química Agrícola. Dpto. Ciencias Agroforestales. Instituto Universitario en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), E.T.S.I.I.A.A. de Palencia, Universidad de Valladolid.

Resumen

El establecimiento de robles en minas de carbón rehabilitadas del norte de España se ve limitado por la sequía estival, la falta de estructura de los suelos mineros y la herbivoría. En estos ambientes, los matorrales actúan como especies nodriza, facilitando el establecimiento de los robles gracias a la mejora microclimática y edáfica, y defensa frente a ungulados. Nuestro objetivo es caracterizar la dinámica natural del reclutamiento de *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., su supervivencia y crecimiento en una mina de carbón del norte de Palencia restaurada en 1990. Durante 14 años (2010-2023), se registró la densidad, el reclutamiento, la supervivencia y el crecimiento de los robles en parcelas permanentes (2x2m) a lo largo del gradiente bosque-mina, en zonas con diferente exposición (solana-umbría). Se ha encontrado que la densidad disminuye bruscamente desde el bosque hacia la mina, siendo mayor en la zona con exposición sur, y experimenta importantes aumentos tras los años secos (2015 y 2020), por el mayor reclutamiento, para reajustarse después en el bosque, al aumentar la mortalidad de las cohortes más jóvenes. El lento incremento en altura de los robles solo es significativo en la mina (no en el bosque), sobre todo en la zona más alejada del bosque con exposición sur, donde no superan los 60 cm y es mayor su dependencia del arbusto para establecerse y crecer. Estos efectos convierten a los arbustos en un excelente método de restauración y una innovadora técnica de reforestación de bajo coste en espacios mineros.

Palabras clave

Facilitación, Arbusto nodriza, rehabilitación minera, *Quercus petraea*, restauración ecológica, gradiente bosque-mina

1. Introducción

Son todavía numerosas las minas de carbón a cielo abierto que quedan por restaurar en el norte de España (ALDAY et al. 2011), lo que conlleva a la necesidad de una gestión sostenible en la recuperación de estos ecosistemas degradados; un reto con múltiples desafíos que deben ser abordados desde la investigación ecológica y forestal.

Con la rehabilitación de estas minas en la Montaña Palentina no siempre se ha pretendido la recuperación del ecosistema preexistente (ALDAY et al., 2011; Sigcha et al. 2018). Así, las minas de la zona de Guardo (noroeste Palencia) han sido rehabilitadas a pastos, a pesar de ubicarse en un entorno claramente forestal, rodeadas de bosques de quercíneas (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. y *Quercus*



pyrenaica Willd.). En estas minas rehabilitadas a pastos, las plántulas de roble consiguen colonizar la franja más cercana al bosque (MILDER et al. 2008, 2013a, 2013b), pero tienen serias limitaciones para alcanzar porte arbóreo (MARTÍNEZ-RUIZ et al. 2021a). Su establecimiento y desarrollo se ve limitado por diversos factores, como el clima Mediterráneo subhúmedo, con sequía en los meses de verano (julio y agosto), y la falta de estructura del suelo minero, con escasa capacidad para retener el poco agua que recibe en los meses de sequía, derivando en un mayor estrés hídrico para las plantas (MARTÍNEZ-RUIZ et al. 2021a). Otro de los factores a los que se enfrentan las plántulas que consiguen establecerse en el suelo minero es la presión de la herbivoría (MARTÍNEZ-RUIZ et al. 2021a), debido a la elevada presencia de ungulados en la zona, principalmente ganado vacuno y equino, junto a corzos, ciervos y jabalíes, que ramonean los brotes y hojas de los robles limitando su crecimiento y supervivencia (MILDER et al. 2013a; ALDAY et al. 2016; ARMIJOS, 2022).

Estas minas son activamente colonizadas por arbustos, como *Cytisus scoparius* L. (Link) y *Genista florida* L., cuya presencia proporciona micrositios favorables para el establecimiento de las plántulas de roble (ALDAY et al. 2013, 2016). Mediante su efecto nodriza, estos arbustos mejoran directamente las condiciones microclimáticas y edáficas (ALDAY et al. 2013; MUÑOZ-CERRO et al. 2023) bajo su cubierta que, además, pueden inducir cambios en las comunidades del suelo (CALLAWAY, 1997), que pueden facilitar el establecimiento de los robles (mecanismos de facilitación planta-planta). Además, indirectamente, estos arbustos proporcionan protección frente a grandes herbívoros, al dificultar su acceso a determinadas áreas y al presentar alcaloides en sus hojas que generan desórdenes digestivos en los ungulados, siendo así poco apetecibles y rechazados (MARTÍNEZ-RUIZ et al. 2021a).

El efecto positivo de los arbustos en el establecimiento de quercíneas en estos ambientes mineros se acentúa al aumentar el estrés ambiental (MILDER et al. 2013a; ALDAY et al. 2016), de acuerdo con la hipótesis del gradiente de estrés (SGH, Stress-Gradient Hypothesis; BERTNESS & CALLAWAY 1994). Por lo que, a mayor estrés hídrico o presión de herbivoría mayor será la dependencia de las plántulas de roble de los arbustos nodriza para sobrevivir, como ya se ha demostrado para *Quercus petraea* en minas de carbón rehabilitadas en el noroeste de Palencia (ALDAY et al. 2016). En ellas, a lo largo del gradiente bosque-mina aumenta la severidad ambiental (mayor estrés hídrico y radiación solar incidente), siendo mayor el porcentaje de robles que se refugian bajo los arbustos (MILDER et al. 2013a).

La posibilidad de que los matorrales tengan también un efecto positivo en la incorporación de especies leñosas arbóreas en estos ambientes tan degradados, como los espacios mineros, 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 (MARTÍNEZ-RUIZ et al. 2021a). No obstante, para favorecer la expansión del bosque aprovechando el potencial facilitador de los matorrales como especies “ingenieras” en la restauración forestal, es necesario determinar en qué circunstancias las interacciones positivas cobran mayor importancia en relación con el gradiente ambiental de estrés, bien por la aridez del clima, bien por la escasa capacidad de los sustratos mineros para retener la humedad y su deficiencia en nutrientes (LÓPEZ-MARCOS et al. 2020), así como por la presión de herbívoros.



En este contexto, nuestro estudio pretende ampliar el conocimiento sobre la dinámica espacial (gradiente bosque-mina) y temporal de la regeneración natural de *Q. petraea* en minas de carbón del norte de Palencia, para comprender cómo influyen los factores que la determinan y disponer de información suficiente para proponer a los arbustos nodriza como técnica de reforestación de bajo coste; línea de investigación en la que debe profundizarse más, sobre todo en ambientes muy alterados.

2. Objetivos

El objetivo del estudio es caracterizar la dinámica espacial (en el gradiente bosque-mina de zonas con diferente exposición, solana y umbría) y temporal (periodo de 14 años 2010-2023) de la regeneración natural de *Quercus petraea*, en una mina de carbón rehabilitada en Guardo (noreste de Palencia), y describir el crecimiento en altura de la población de plantas de roble albar (*Q. petraea*) en los diferentes microambientes.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El área de estudio se localiza en la antigua mina de carbón a cielo abierto, “El Sestil”, que ocupa una superficie de unas 6 ha, cerca de Guardo, norte de Palencia (lat 42° 47' N, long 4° 50' W, ca. 1110 m; Figura 1), en un contexto geológico dominado por calizas (MILDER et al. 2013b). El clima de la zona es Mediterráneo subhúmedo, con una temperatura media anual de 9,3°C y una precipitación media anual de 977 mm, concentrada en primavera y otoño y con un periodo seco en julio y agosto (AEMET, periodo 1971-2007; MILDER et al. 2013b). La vegetación que rodea la mina es un bosque caducifolio dominado por *Q. petraea*, con un sotobosque muy diverso con arbustos como *Cytisus scoparius* y *Genista florida* (MILDER et al. 2013b; MARTÍNEZ-RUIZ et al. 2021b).

La mina se restauró en 1990 mediante el rellenado del hueco con estériles de otras minas cercanas, la adición de una capa de suelo superficial enmendada con estiércol de vacuno (30 t/ha) y fertilizante N:P:K (8:15:15; 150 kg/ha), y una siembra en otoño de una mezcla comercial de gramíneas y leguminosas herbáceas (210 kg/ha; MILDER et al. 2013b).

Veinte años tras la restauración (en 2010), los suelos mineros tenían una textura franco-arcillosa, pH de 6,5, profundidad efectiva de 10-15 cm y baja capacidad de retención de agua (LÓPEZ-MARCOS et al. 2020). La zona recuperada presentaba una colonización natural de arbustos dispersos, entre los que destacan *C. scoparius* y *G. florida*, y era pastoreada libremente por ungulados (ciervos, corzos, jabalíes, ganado vacuno y equino; MILDER et al. 2013b).

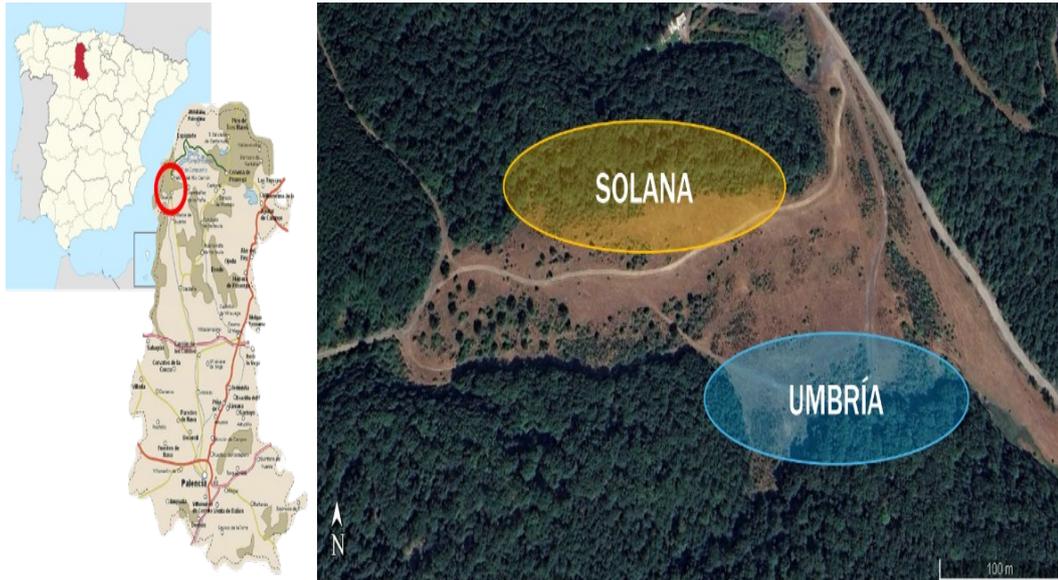


Figura. 1. Vista satélite y ubicación de la antigua mina “El Sestil”, con las zonas de exposición solana y umbría.

3.2. Diseño experimental

A lo largo del gradiente bosque-mina, es posible identificar tres ambientes bien diferenciados (MILDER et al. 2013a; ALDAY et al. 2016), en los que aparecen plántulas de roble albar establecidas, mayoritariamente, de forma natural por dispersión barócora (ALDAY et al. 2016), favorecida por los golpes de viento o la inclinación del terreno (pendiente del terreno desde el bosque hacia la mina de 18-30°; MILDER et al. 2013b).

Los tres ambientes son (Figura 2): 1) Bosque (B), el bosque de *Q. petraea* inalterado, con las condiciones edáficas propias del suelo forestal y elevado aporte de bellotas (banda de 12 m de bosque en contacto con la mina); 2) Mina 1 (M1), zona de la mina en contacto con el bosque que recibe su influencia (sombreado lateral y caída de hojarasca) y un notable suministro de bellotas, además de elevada cobertura arbustiva (75 %), que puede influir en la regeneración de los robles (banda de 6 m de ancho en la mina); 3) Mina 2 (M2), la zona de mina sin contacto con el bosque (banda de 8 m de ancho tras M1), con menor influencia del bosque y, por tanto, menor llegada de bellotas, pero con alta presencia de matorral (65%) del que depende la supervivencia de las plántulas de *Q. petraea* que se establecen en este ambiente más expuesto a los factores limitantes (MILDER et al. 2013a; ALDAY et al. 2016).

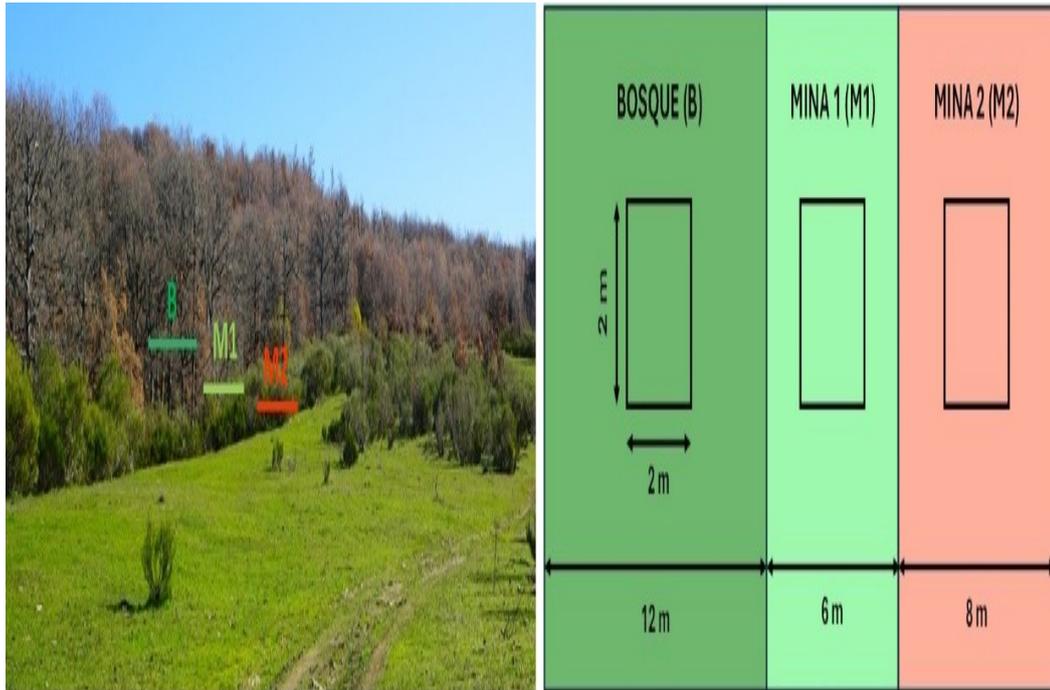


Figura. 2. Posiciones del gradiente bosque-mina.

En cada uno de los tres ambientes se establecieron en 2010 una serie de parcelas permanentes de 2 x 2 m (4 en B, 9 en M1 y 12 en M2), repartidas por diferentes zonas de la mina con exposición contrastada (solana y umbría) (Figura. 1).

El primer año se etiquetaron todos los individuos de roble albar de menos de 50 cm de altura presentes en cada parcela. Tras este año, cada otoño, durante 14 años de seguimiento (2010-2023), se fueron etiquetando las nuevas incorporaciones procedentes de bellota, para estimar densidad, reclutamiento y supervivencia, y también se midió su altura (cm) en la rama más alta. Al mismo tiempo, se recopiló información sobre una serie de variables relacionadas con el microhábitat que rodeaba a cada individuo (ver ALDAY et al. 2016), para valorar el grado de protección de los arbustos sobre ellos.

3.3. Análisis de Datos

Los datos de densidad y reclutamiento, tomados en campo por parcela, se relativizaron a metro cuadrado (para cada año, en cada ambiente y exposición), para evaluar las diferencias en densidad entre exposiciones y ambientes a lo largo del tiempo, así como para describir la dinámica de cada cohorte.

Para evaluar los cambios en la densidad de plántulas con el paso del tiempo en cada una de las zonas se utilizó un conjunto de contrastes a priori, con la corrección de BENJAMINI y HOCHBERG (1995), en los que se compararon los datos de 2010 y 2023 para cada ambiente, utilizando el ajuste de un modelo mixto (LMM) en el que se introdujo como variable respuesta la densidad de plántulas entre el primer muestreo realizado y el último, teniendo como efectos fijos el año de muestreo, el ambiente y la interacción de ambos, y como efectos aleatorios la parcela. Se controló la heterocedasticidad mediante funciones de la varianza, a través de los constructores de las clases varFunc. Ese modelo, que se ajustó mediante REML, no se utilizó para testar los cambios a lo largo del tiempo, sino



que se basó en los contrastes *a priori*.

Los datos de altura se analizaron del mismo modo: se ajustó un LMM a los datos de altura siguiendo una estructura similar a la del modelo de las densidades, añadiendo en efectos fijos la exposición y sus interacciones con las variables anteriores (año y ambiente) y en efectos aleatorios se incluyó el individuo anidado con la parcela, sin ser necesario el control de la heterocedasticidad. Los contrastes *a priori* en este caso se utilizaron para evaluar el cambio en la altura de las plántulas con el paso del tiempo, dentro de cada ambiente y exposición, y entre ambientes para cada año y zona.

Todos los análisis estadísticos han sido implementados en R (versión 4.1.2; 2021-11-01; R-CORE TEAM, 2021) en el entorno de desarrollo integrado (IDE) RStudio 2021.09.1., con el uso de los paquetes “nlme” para la realización de los modelos mixtos (LMM; versión 3.1-162; PINHEIRO et al. 2023) y el paquete “multcomp” (versión 1.4-25; HOTHORN et al. 2008) para los contrastes *a posteriori*.

4. Resultados

4.1. Cambios en la densidad en función del reclutamiento y la supervivencia

En el bosque, la densidad del regenerado de roble albar fluctúa a lo largo del tiempo (Figura 3.A), experimentando importantes aumentos en 2015 y 2020, tras los años veceros, por el mayor reclutamiento (Figura 4.A.a), especialmente importante en la zona de solana (Figura 3.B). Posteriormente, la densidad se reajusta (Figura 3.A), al morir todos los individuos de las cohortes de 2014 y 2017, al aumentar también la mortalidad en cohortes anteriores y de las más jóvenes de 2021 y 2022 (Figura 4.A.b) y al no haber reclutamiento en 2018 (Figura 4.A.a). Como resultado, si comparamos la densidad del primer y último año de la serie temporal estudiada (2010 vs. 2023), no se encuentran diferencias significativas ($13,25 \pm 4,41$ ind/m² vs. $13,88 \pm 3,76$ ind/m²; $t = 0,107$; $p = 0,9158$).

En la zona de mina en contacto con el bosque (M1), también se observa un incremento importante de la densidad en los mismos años (Figura 3.A), por el mayor reclutamiento (Figura 4.B.a) que, de nuevo, es mayor en la zona de solana (Figura 3.B). Sin embargo, como la supervivencia del regenerado es mayor que en el bosque (Figura 4.B.b), la densidad al final del periodo estudiado ($8,58 \pm 2,76$ ind/m² en 2023) es significativamente mayor que al principio ($3,16 \pm 0,36$ ind/m² en 2010; $t = 1,963$, $p = 0,0726$). En M1, solo la cohorte de 2011 ha perdido todos sus individuos en 2022 y es el único ambiente en el que ha habido reclutamiento en 2018 (Figura 4.A.b).

En la zona de mina sin contacto con el bosque (M2), la densidad experimenta un leve incremento tras el reclutamiento conseguido en 2015 en la zona de solana (Figura 3.B), pero no sucede lo mismo en 2020 (Figura 3). Además, todos los individuos de las cohortes de 2013, 2017, 2020 y 2021 están muertos en 2023 (Figura 4.A.c). Por tanto, en M2 la densidad disminuye progresivamente hasta valores más bajos en 2023 ($0,43 \pm 0,16$ ind/m²) que en 2010 ($1,64 \pm 0,36$ ind/m²; $t = -2,903$, $p = 0,0140$).

Aunque, en general, la densidad disminuye a lo largo del gradiente bosque-mina, las diferencias entre B y M1 son más marcadas hasta 2015. Después, las diferencias entre B y M1 se reducen, e incluso desaparecen en 2018 y 2019, pero aumentan con respecto a M2 (Figura 3A).

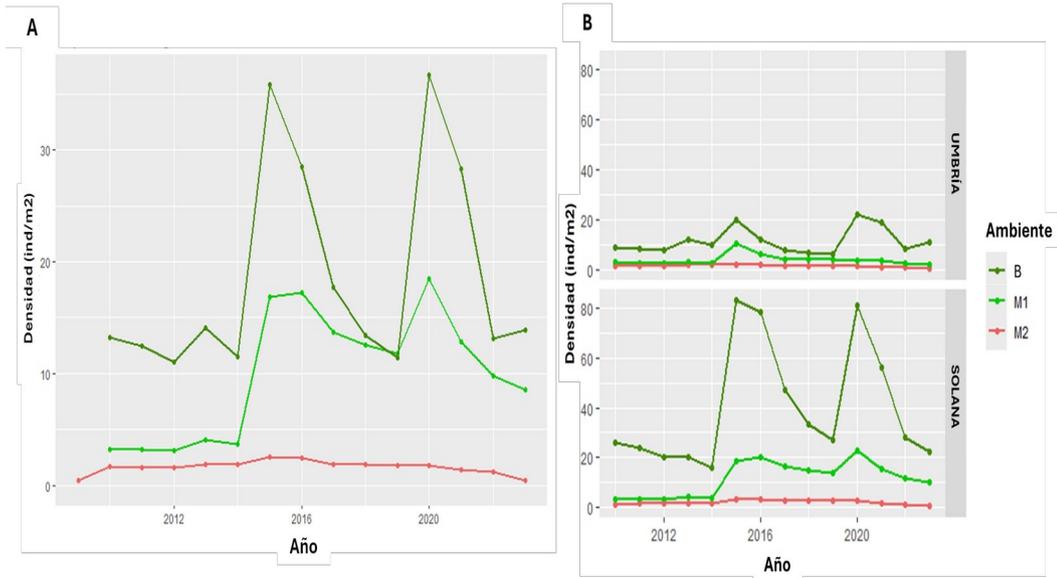


Figura 3. Cambios temporales (2010-2023) en la densidad de *Quercus petraea* a lo largo del gradiente bosque-mina (B: bosque; M1: mina en contacto con el bosque; M2: mina a continuación de M1): (A) datos globales y (B) diferenciando zonas de umbría y solana.

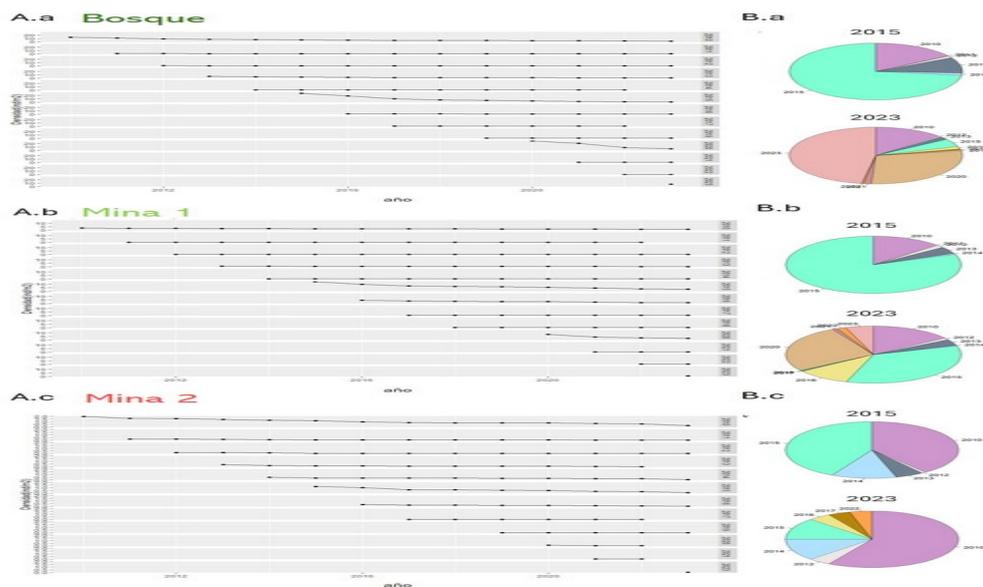


Figura 4. (A) Dinámica de cada cohorte en el periodo 2010-2023. (B) Proporción de plántulas supervivientes de cada cohorte tras el primer año vecero (2015) y al final del periodo estudiado (2023).

4.2. Crecimiento en altura

En el bosque no se encuentra un incremento significativo en la altura del regenerado con el tiempo; ni siquiera en la zona de solana (Figura 5.A). En M1, únicamente en la zona de solana, se observa un incremento significativo de la altura del regenerado de roble albar con el tiempo ($t = 6,848$; $p < 0,0001$; Figura 5.B). En M2, el incremento de altura del regenerado con el tiempo es significativo tanto en solana como en umbría (Figura 5.C), pero es más marcado en solana, por lo que, en 2023, la altura de los robles en solana es significativamente mayor que en umbría ($t = 12,196$; $p < 0,0001$), aunque no superan los 60 cm.

Únicamente en solana, se han encontrado diferencias estadísticamente significativas en la altura del regenerado entre ambientes (Figura 5), siendo mayor en M2 ($55,77 \pm 7,41$) que en M1 ($20,60 \pm 0,77$; $t = -8,415$, $p < 0,001$;) y que en bosque ($10,98 \pm 0,45$; $t = -8,111$, $p < 0,001$), mientras que entre M1 y Bosque no hay diferencias significativas ($t = -2,424$, $p = 0,1323$).

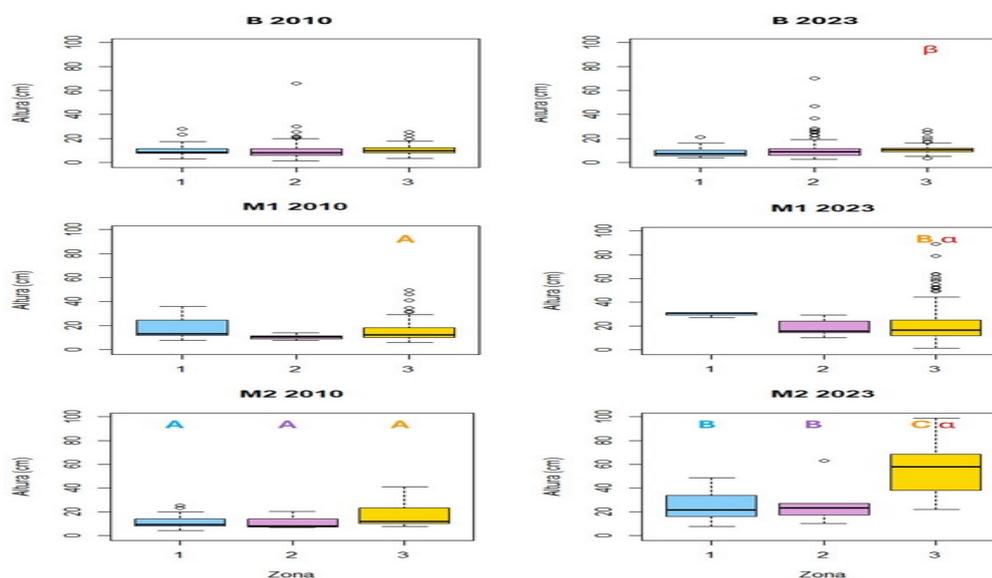


Figura 5. Altura del regenerado de roble albar en los tres ambientes (B, M1 y M2) diferenciando zonas de umbría (1 y 2) y solana (3), en los años primero y último del periodo estudiado (2010-2023). Diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre años (en mayúsculas) y ambientes (letras griegas).

5. Discusión

5.1. Densidad a lo largo del gradiente bosque-mina

Nuestros resultados muestran cómo, en general, hay una mayor densidad del regenerado de roble albar en el bosque y menor en la mina sin contacto con el bosque (M2), como se esperaba, de acuerdo con su principal mecanismo de dispersión (barocoria), que determina la densidad en función de la distancia a la fuente de semilla (MÜLLER et al. 2007). Además, nuestros resultados concuerdan con lo descrito por MILDNER et al. (2013b) que, estudiando la misma mina en 2005, encuentran el 94 % de las plántulas de roble albar de la mina en los primeros 5 m de distancia al bosque; es decir, en la mina en contacto con el bosque (i.e., M1).

Sin embargo, las diferencias de densidad entre el bosque y M1 desaparecen en 2018-2019 por la alta mortalidad que experimenta el regenerado del bosque en esos años, posiblemente debido a la fuerte sequía estival sufrida en 2017 (ARMIJOS, 2022). Mientras que en M1 y, especialmente en M2, donde la mayoría de las plántulas se encuentran bajo la influencia de *C. scoparius* y *G. florida* (ALDAY et al. 2016), la mortalidad del regenerado es menor en esos años. Se manifiesta así el importante papel que juegan los arbustos proporcionando micrositios favorables para el establecimiento y supervivencia de los robles (GÓMEZ et al. 2008; FROUZ et al. 2015; ALDAY et al. 2016).

5.2. Densidad a lo largo del tiempo

La densidad del regenerado fluctúa con los años, en los tres ambientes (B, M1 y

M2), viéndose condicionada por el reclutamiento que aumenta tras años secos (SHAW, 1968), por la supervivencia que disminuye tras años secos (ARMIJOS, 2022), y por el grado de protección de los arbustos, siendo mayor en los ambientes de mina (ALDAY et al. 2016).

De modo que, en el bosque, la reducción de la supervivencia de las plántulas tras los años secos no conduce a una reducción de la densidad al cabo de los 14 años de seguimiento, principalmente porque ha habido un reclutamiento de nuevas plántulas que asegura el reemplazo de las muertas. El mayor reclutamiento de plántulas en el bosque se produjo en 2013 y 2014, tras años de producción moderada de bellota (2012 y 2013), y en 2015 y 2020, tras años de producción alta de bellota (2014 y 2019), pero la escasa disponibilidad de recursos para las plántulas reduce muy intensamente su supervivencia a largo plazo (ALDAY et al. 2016).

Por otro lado, en M1, el importante reclutamiento, junto con la mayor supervivencia de las plántulas tras años secos bajo la protección de los matorrales, hace que la densidad aumente con el tiempo, mientras en M2 la tendencia de la densidad con el tiempo es descendente, principalmente porque el reclutamiento es mucho menor y no se ve compensado por la mayor supervivencia de las cohortes más viejas.

5.3. Crecimiento en altura

Nuestros resultados muestran que las plántulas del regenerado de roble albar han crecido más entre 2010 y 2023 en los ambientes de mina (M1 y M2) que en el bosque (B). Y que, dentro de los ambientes de mina, la exposición también ha jugado un importante papel en el crecimiento, generando diferente respuesta en M1, donde solo hubo incremento significativo de la altura en solana, que en M2, donde la altura aumentó tanto en solana como en umbría.

Es bien sabido que, en ambientes con poca radiación se reduce el crecimiento y la altura de las plántulas (GÓMEZ-APARICIO et al. 2004; PÉREZ-RAMOS et al. 2010), por lo que se esperaría encontrar mayor altura de las plántulas de *Q. petraea* en los enclaves mejor iluminados, y esto es precisamente lo que ocurre en M2, al menos en 2023.

En M2, las plántulas que crecen bajo el dosel de los arbustos se benefician de una mayor intensidad de luz ya que *C. scoparius* y *G. florida* pierden sus hojas a principios del verano (GARCÍA-IBÁÑEZ 2001). Sin embargo, en M1 a la intercepción de luz por el matorral hay que sumar la de las copas de los árboles del borde del bosque que proyectan su sombra sobre la mina (efecto sinérgico; ALDAY et al. 2016). Por eso, la iluminación es mayor en M2, y también el porcentaje de plántulas que crecen bajo la cubierta de los arbustos, bajo los cuales el estrés ambiental se reduce.

Además, los matorrales ejercen un efecto mecánico defensivo frente a los grandes herbívoros (Choler et al. 2001), pudiendo contribuir a que la altura de las plántulas de roble sea mayor cuando se refugian bajo ellos. Esta situación es más frecuente en M2, donde es mayor el porcentaje de robles localizados en enclaves con mayor cobertura de matorral (MILDER et al. 2013a).

6. Conclusiones



La densidad inicial y final del regenerado para el periodo estudiado (2010-2023) no cambia en el bosque, mientras que aumenta en M1 y disminuye en M2. Además, los individuos supervivientes apenas aumentan su altura en el bosque, solo en solana en M1 y tanto en solana como en umbría en M2.

Estos diferentes patrones se deben a diferencias en el reclutamiento y la supervivencia del regenerado a lo largo del tiempo en los tres ambientes (B, M1 y M2), así como a las características del microambiente (mayor presencia de regenerado bajo la cubierta de arbustos según aumentan las condiciones de estrés a lo largo del gradiente bosque-mina). En resumen, encontramos: 1) mayor reclutamiento, pero también mayor mortalidad del regenerado en el bosque, y plántulas sin grandes crecimientos en altura; y 2) menor reclutamiento en la mina (sobre todo en M1), aunque las plantas alcanzan mayor altura (sobre todo en M2) y sobreviven más en el tiempo (mayor supervivencia de los individuos de cohortes más viejas) debido a la mayor disponibilidad de luz y la protección de los arbustos en la mina.

Nuestros resultados ponen de manifiesto la importancia del seguimiento temporal a largo plazo, mediante el uso parcelas permanentes, de la dinámica de regeneración natural del roble albar, contemplando la toma de datos de reclutamiento y supervivencia, para poder explicar los diferentes patrones de densidad y crecimiento encontrados a lo largo del tiempo en el gradiente bosque-mina.

La mayor supervivencia y crecimiento de las plántulas en la mina, donde el regenerado se asocia más estrechamente con la presencia de los arbustos, apoya la propuesta de los arbustos como una herramienta de restauración basada en procesos naturales (facilitación arbusto-árbol), que constituye una excelente solución basada en la naturaleza para la reforestación de ambientes degradados.

7. Agradecimientos

Esta investigación se ha desarrollado en el marco del Proyecto de Generación de Conocimiento 2022, RESTORMINE (MICIU/AEI/10.13039/501100011033/FEDER, UE); contratos predoctorales UVa2022 (CONTPR-2022-400) y UVa-2019 (113-2019PREUVA27), cofinanciados por el Banco de Santander; y contrato posdoctoral UVa-María Zambrano (CONVREC-2021-11) financiado por la Unión Europea-NextGenerationEU program.

8. Bibliografía

ALDAY, J.G.; PALLAVICINI, Y.; MARRS, R.H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2011. Functional groups and dispersal strategies as guides for predicting vegetation dynamics on reclaimed mines. *Plant Ecol.* 212, 1759–1775

ALDAY, J.G.; MARRS, R.H.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2013. Establecimiento y desarrollo de leñosas en restauraciones mineras, pp. 209-214. En: Martínez Ruiz, C.; Lario leza, F.J.; Fernández-Santos, B. (eds.); Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación. AEET-SECF, Madrid

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. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 13606-13616



- ARMIJOS, A.; 2022. Monitoring *Quercus* seedling survival and growth beneath nurse shrubs and grazing exclusion in mine soils. Trabajo Fin del Máster en Gestión Forestal basada en Ciencia de Datos (DATAFOREST). Universidad de Valladolid
- BENJAMINI, Y.; HOCHBERG, Y.; 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *J. R. Stat. Soc. Series B.* 57, 289-300
- BERTNESS, MD.; CALLAWAY, RM.; 1994. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology and Evolution* 9, 191-193
- CALLAWAY, RM.; 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112, 143-149
- CHOLER, P.; MICHALET, R.; CALLAWAY, R.M.; 2001. Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology* 82, 3295-3308
- FROUZ, J.; VOBOŘILOVÁ, V.; JANOUŠOVÁ, I.; KADOCHOVÁ, Š.; MATĚJÍČEK, L.; 2015. Spontaneous establishment of late successional tree species English oak (*Quercus robur*) and European beech (*Fagus sylvatica*) at reclaimed alder plantation and unreclaimed post mining sites. *Ecol. Eng.* 77, 1–8
- GARCÍA-IBÁÑEZ, E.; 2001. Efecto sobre el suelo de la hojarasca de arbustos en la Sierra de Guadarrama. PhD dissertation, Universidad Complutense de Madrid
- 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.; GÓMEZ, J.M.; HÓDAR, J.A.; CASTRO, J.; BARAZA, E.; 2004. Applying plant positive interactions to reforestation in Mediterranean mountains: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecol. Appl.* 14, 1128–1138
- HOTHORN, T.; BRETZ, F.; WESTFALL, P.; 2008. Simultaneous inference in general parametric models. *Biom. J.* 50(3), 346-363.
- 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
- MARTÍNEZ-RUIZ, C.; ZALDÍVAR, P.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; LÓPEZ-MARCOS, D.; ALDAY, J.G.; 2021a. Los arbustos nodriza en la restauración forestal de minas de carbón del noroeste de Palencia. Caso práctico IV, pp. 317–336 (Tomo 2). En: PEMÁN GARCÍA, J.; NAVARRO CERRILLO, R.M.; PRADA SÁEZ, M.A.; SERRADA HIERRO, R. (coords.); Bases técnicas y ecológicas del proyecto de repoblación forestal. MITECO, Madrid
- MARTÍNEZ-RUIZ, C.; MILDNER, A.I.; LÓPEZ-MARCOS, D.; ZALDÍVAR, P.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B.; 2021b. Effect of forest-mine boundary form on woody colonization and forest expansion in degraded ecosystems. *Forests* 12, 773
- MILDNER, 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. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 28, 259-264
- MILDNER, A.I.; SALAZAR, E.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B., MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2013a. Regeneración natural de *Quercus petraea* en minas de carbón restauradas: influencia positiva de los matorrales autóctonos. En: MARTÍNEZ-RUIZ, C.; LARIO LEZA, F.J.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B. (eds.); Avances en la restauración de sistemas



forestales. Técnicas de implantación, pp. 89-94. AEET-SECF. Madrid

MILDER, A.I.; FERNÁNDEZ-SANTOS, B; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; 2013b. Colonization patterns of woody species on lands mined for coal in Spain: preliminary insights for forests expansion. *Land Degrad. Dev.* 24, 39-46

MÜLLER, S.C.; OVERBECK, G.E.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D.; 2007. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forestgrassland ecotones. *Plant Ecol.* 189, 1–14

MUÑOZ-CERRO, E.; GARCÍA-DURO, J.; MARTÍNEZ-RUIZ, C.; LÓPEZ-MARCOS, D.; 2023. Soil amelioration induced by nurse shrubs in coal mines reclaimed to pastures and their synergistic effects with grazing. *Agric. Ecosyst. Environ.* 350, 108483

PÉREZ-RAMOS, I.M.; GÓMEZ-APARICIO L.; VILLAR, R.; GARCÍA, L.V.; MARAÑÓN, T.; 2010. Seedling growth and morphology of three oak species along field resource gradients and seed mass variation: a seedling age dependent response. *J. Veg. Sci.* 21, 419–437

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M.; R CORE TEAM; 2023. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-164

R-CORE TEAM; 2021. R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing

SHAW, M.W.; 1968. Factors affecting the natural regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales: I. A preliminary study of acorn production, viability and losses. *J. Ecol.* 1, 565–583

SIGCHA, F.; PALLAVICINI, Y.; CAMINO, M.J.; MARÍNEZ-RUIZ, C.; 2018. Effects of short-term grazing exclusion on vegetation and soil in early succession of a Subhumid Mediterranean reclaimed coal mine. *Plant Soil* 426, 197-209