



9CFE-1830



Biometría subterránea y aérea de rebollares en monte bajo sobre rañas en el piedemonte segoviano del Sistema Central.

AROCA-FERNÁNDEZ, M.J. (1), GÓMEZ SANZ, V. (1), ALONSO PONCE, R. (2,5), PLAZA MARTÍN, F. J. (3), GARCÍA VIÑAS, J.I. (1), SERRADA HIERRO, S. (4).

(1) Centro de I+D+i para la Conservación de la Biodiversidad y el Desarrollo Sostenible (CBDS). ETS de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid.

(2) fora forest technologies S.L.L.

(3) Junta de Castilla y León. Servicio Territorial de Medio Ambiente de Segovia.

(4) Sociedad Española de Ciencias Forestales – SECF

(5) Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR)

Resumen

Los rebollares en monte bajo que se encuentran sobre formaciones de raña en el piedemonte segoviano muestran diferentes niveles de degradación, que se manifiesta por el estancamiento en el desarrollo diametral y en altura que presentan sus brotes. Con el fin de evaluar las diferencias biométricas entre cepas de monte bajo de rebollo con diferente estado de estancamiento, se han evaluado las fracciones subterráneas y aéreas de 10 parcelas de muestreo de diferentes rodales. En ellas se procedió al apeo y pesado de las fracciones aéreas (leñosa gruesa, media y fina; hojas) de los chirpiales de rebollo presentes en ellas, así como al desenterrado y pesado de las fracciones subterráneas (gruesa, media y fina) de los mismos. Los resultados muestran diferencias significativas entre rodales degradados y no degradados en los valores de la ratio peso seco de la fracción subterránea/peso seco de la fracción aérea y en los del peso seco relativo de las fracciones leñosas. Con ello, y a partir de datos reales de compleja y costosa obtención (singularmente los relativos a fracciones de biomasa subterránea), se amplía el conocimiento sobre las relaciones entre biomasa subterránea, biomasa aérea y estado de degradación de los rebollares.

Palabras clave

Quercus pyrenaica; biomasa subterránea; chirpiales; estancamiento; degradación.

1. Introducción

En las comarcas forestales del centro de la Península Ibérica es relativamente frecuente observar formaciones frondosas mediterráneas, que presentan unas condiciones ecológicas y selvícolas singulares, caracterizadas por densidades elevadas de chirpiales con diámetros medios reducidos, lo que trae habitualmente asociada una escasa biodiversidad y un alto riesgo de incendio (SERRADA *et al.*, 1992; BRAVO *et al.*, 2008).

La estructura de estas masas es consecuencia, en muchos casos, de la confluencia de condiciones estacionales poco favorables (frecuentemente asociadas a condiciones de suelo deficientes, en ocasiones resultado de procesos de edafización sobre materiales singulares como son las formaciones de raña) y de un uso histórico tradicional orientado a la producción de carbón vegetal y/o de leña. El abandono de este tipo de gestión forestal ha llevado a la no aplicación de los tratamientos de los que depende el tipo de sistema forestal ancestralmente



generado (SERRADA *et al.*, 1992), lo que con frecuencia conlleva problemas de inestabilidad (SCARASCIA-MUGNOZZA *et al.*, 2000) que comprometen la persistencia de estas masas.

A las deficientes condiciones de la estación se une la reiteración de cortas a matarrasa, con reducido tiempo de separación entre ellas (comúnmente entre 15 y 30 años (SERRADA, 2011), si bien, no han sido infrecuentes periodos de rotación de 5 a 12 años en los montes destinados a la producción de leña), que hacen complicado que el sistema radicular recupere las reservas empleadas en generar el rebrote después del corte (SALOMÓN *et al.*, 2016). También la reiteración de incendios da lugar a esta situación.

Este escenario ha derivado en masas en monte bajo de edades relativamente uniformes, que habitualmente manifiestan un crecimiento particularmente lento, con escasa producción de bellotas y poca o nula regeneración sexual. Esta situación se pone en evidencia por el estancamiento prolongado del desarrollo diametral y en altura, lo que hace que la mayor parte de los pies de la masa tengan una altura inferior a 2m, a pesar de que su edad sea superior a los 10 años (SERRADA *et al.*, 1990, SERRADA, 2011), valores que son un indicador de decaimiento de estas masas.

Los estudios que se han interesado en identificar el problema funcional subyacente al decaimiento (estancamiento) de masas de quercíneas mediterráneas se han focalizado básicamente en caracterizar los efectos o síntomas en la parte aérea de las cepas, tanto a nivel de hoja como de xilema (CAMARERO *et al.*, 2004; CORCUERA *et al.*, 2004). Sin embargo, la fuerte capacidad de rebrote de estas especies hace que, cuando sus cepas han sido manejadas en un sistema de monte bajo durante un período de tiempo prolongado, los sistemas radicales de estas han experimentado un progresivo envejecimiento, aspecto que parece razonable suponer esté también relacionado con el estancamiento (CAMARERO *et al.*, 2004; SERRADA *et al.*, 2017).

El estudio y caracterización del sistema radicular de ejemplares adultos, especialmente en sistemas de monte bajo, presenta notables dificultades, por lo que son especialmente escasos los estudios que han abordado en profundidad esta cuestión para las especies arbóreas en general, y para las especies del género *Quercus* en particular (SANESI *et al.*, 2013). La carencia de conocimiento que esto supone lastra el diseño y la implementación de herramientas efectivas de manejo de estas singulares masas forestales que garanticen su revitalización y conservación, a partir de la mejora de su estabilidad ecológica.

3. Objetivos

Sobre la hipótesis de que el decaimiento de las cepas, al menos parcialmente, puede estar motivado por un envejecimiento de sus sistemas radicales, y todo lo que ello conlleva, especialmente pérdida de vigor y acortamiento de su vida útil (RODA *et al.*, 1999; BRAVO *et al.*, 2008), a la vez que por un desequilibrio entre la biomasa aérea y la biomasa subterránea, y de sus fracciones dominantes (LÓPEZ *et al.*, 1998; CAÑELLAS & SAN MIGUEL, 2000; COTILLAS *et al.*, 2016), el objetivo del



estudio fue el de analizar la situación de estancamiento (decaimiento) que presentan las cepas de rebollo, como base para poder encontrar posibles relaciones con aspectos estacionales y biométricos de las cepas, tanto de su estructura aérea como de la subterránea.

La información relativa a la estructura de los sistemas radicales es singularmente compleja y costosa de obtener, por lo que este estudio pretende ofrecer información empírica que posibilite un mejor entendimiento de las relaciones biométricas de las fracciones subterránea y aérea y el estado de estancamiento (degradación) de los rebollares.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

El estudio se ha desarrollado en los rodales 103 y 105 del MUP 60 del catálogo de la provincia de Segovia, denominado “El Monte”, ubicado en la pedanía de Aldeanueva del Monte, municipio de Riaza (Segovia), que tiene una cabida de 447,6 ha, casi toda ella poblada por una masa de *Quercus pyrenaica* que exhibe diferentes grados de desarrollo. En este monte, la Administración Forestal de Castilla y León tiene proyectados trabajos de repoblación forestal para el establecimiento de masas mixtas conífera-frondosa, que permitan a largo plazo al futuro gestor su orientación más conveniente con los actuales o futuros escenarios de cambio climático. Este tipo de actuaciones vienen recogidas en el plan silvopastoral de los rebollares del grupo 25 de MUP del municipio de Riaza, dentro del cual se encuentra englobado el monte.

La zona de estudio se sitúa en la vertiente septentrional del tramo central de la sierra de Ayllón, mayoritariamente sobre los materiales pertenecientes a un cono de deyección, generado por la dinámica de torrentes muy activos en el Plioceno (período Neógeno), que depositaron grandes cantidades de materiales detríticos (rañas) al adentrarse en la meseta Norte, configurando un relieve muy suavizado con una pendiente media inferior al 5% (IGME, 2008). Esta singular litofacies está compuesta por una mezcla heterogénea de gravas y cantos de cuarcita, envueltos en una matriz areno-arcillosa.

Con una altitud media de unos 1050 m, presenta una precipitación media anual de 572 mm (88 mm entre julio y septiembre) y una temperatura media anual de 11°C (Tª media de las mínimas del mes más frío: -1,6 °C (enero) y Tª media de las máximas del mes más cálido: 29 °C (julio)), que conforman un clima de carácter mesotérmico (THORNTHWAITE, 1948) con una notable continentalidad y apreciable mediterraneidad (4 meses de helada segura, 2 meses de helada probable y 2,5 meses de aridez).

Desde el punto de vista geobotánico el área de estudio se encuentra en el dominio del Tipo Climático-estructural Subesclerófilo y en el piso supramediterráneo, ocupado por un rebollar de *Quercus pyrenaica* típico de las cotas medias y altas del este de la cuenca del Duero, acompañado de especies como *Cistus laurifolius*, *Calluna vulgaris*, *Santolina rosmarinifolia*, *Thymus zygis*, *Teucrium scorodonia*, *Poa nemoralis* y *Melampyrum pratense* entre otras muchas.

3.2. Diseño del muestreo

A partir del análisis de las condiciones de cubierta actual y de los tratamientos sobre ella aplicados, se identificaron tres tipos de estado de masa forestal: (1) Monte bajo degradado desbrozado por roza para mejora de pastos 6 años antes del muestreo (DD); (2) Monte bajo degradado sin evidencia de desbroce reciente y con brotes de mayor edad (DV); (3) Monte Bajo con buen desarrollo, es decir, sin signos de degradación o estancamiento, con chirpiales procedentes de cortas para aprovechamiento de leñas realizados a finales de la década de 1980 (MB).

La selección y delimitación de parcelas de muestreo de 3 x 3 m fueron distribuidas entre las tres categorías de monte bajo de acuerdo con el reparto siguiente (Figuras 1 y 2): 3 parcelas en monte bajo degradado de rebollo con roza en 2005 (DD1, DD2 y DD3, Rodal 103), otras tres sobre zona de monte bajo degradado sin desbrozar hace bastante tiempo y colindante con la anterior (DV1, DV2 y DV3, Rodal 105) y 4 parcelas en monte bajo desarrollado, con una edad de los brotes de unos 30 años, en zona cercana a los anteriores grupos (MB1, MB2, MB3, MB4, Rodal 105).



Figura 1. Mapa de rodajes de ordenación del MUP 60, sobre ortofoto PNOA (2017). Para facilitar la visualización, la ubicación aproximada de las parcelas de muestreo se presenta mediante un único punto blanco para cada uno de los tres estados de la

masa (DD, DV y MB). Sistema de coordenadas ETRS89 UTM 30N.



Panorámica de zona de replanteo de parcelas del grupo DD. Monte bajo degradado y desbrozado por roza. Brotes 5 años.

Panorámica de la zona de replanteo de parcelas del grupo DV. Monte bajo degradado y envejecido. Brotes 20 años

Panorámica de la zona de replanteo de parcelas del grupo MB. Monte bajo desarrollado. Brotes 30 años.

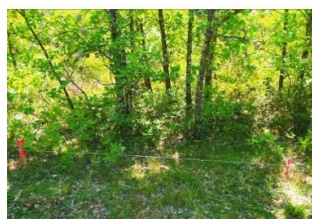
Figura 2 - Fotografías de las zonas de replanteo de parcelas tomadas antes de la foliación, 25/03/2021

3.3. Trabajos de campo y laboratorio.

En cada una de las parcelas de muestreo, una vez replanteadas, se procedió a:

1. Estimación de la biomasa aérea. Se realizó un conteo del número de chirpiales para estimar su densidad por parcela, previo al apeo con motosierra de toda la biomasa aérea presente, teniendo especial cuidado en separar aquella perteneciente a las especies del matorral presentes. Antes del apeo se midieron la altura de los tres pies más gruesos y se tomó el diámetro basal de los mismos y en MB además el diámetro normal. Así mismo se les extrajo una rodaja basal para estimación de las edades por conteo de anillos

El material apeado en cada parcela fue troceado y clasificado en verde en tres fracciones: gruesa (de 17 a 7 cm de diámetro); media (de 7 a 2 cm); fina (menor 2 cm, incluye ramillas y hojas). Cada fracción fue pesada en campo, y de cada una de ellas se procedió a la obtención y pesado de una muestra para realizar sobre ella el secado en estufa y obtener su peso seco. Toda esta tarea se realizó los días 8 y 9 de junio de 2021, una vez completada la foliación del rebollar (Figura 3).



Parcela del grupo MB antes del apeo.



Parcela del grupo MB después del apeo.



Parcela del grupo DV después del apeo.



Forcípula de brazo fijo para indicar lugar de corte.



Separación y pesado de fracciones.



Restos de fracciones y sacos con muestras.

Figura 3 - Distintas imágenes del proceso de apeo y fraccionamiento de la biomasa aérea, 08/06/2021

El secado de muestras en estufa se realiza a 103 °C hasta peso constante, tras un secado previo al aire en sacos permeables. En la fracción fina (< 2 cm) se separan ramillas y hojas valorando el porcentaje que corresponde a cada una para aplicar al peso total. En todas las muestras se calcula el % de pérdida de peso entre peso en verde y peso seco en estufa.

2. Estimación de la biomasa subterránea. Tras el apeo de parte aérea, y con la ayuda de una retroexcavadora, se procedió a la extracción de los sistemas radicales de todas parcelas (29-30 de julio de 2021) (Figura 4). La biomasa radicular extraída se limpió de tierra fina y se clasificó en tres fracciones: gruesa (17 a 7 cm de diámetro); media (7 a 2 cm); fina (< 2 cm). Se pesó cada una de las fracciones y, al igual que para la parte aérea, se obtuvo una muestra de cada una de ellas para obtener su correspondiente peso seco.



Parcela del grupo DD iniciando extracción.



Parcela del grupo DV tras extracción.



Pesada de raíces tras limpieza y recorte.



Parcela del grupo MB acabando extracción.



Separación y pesado de fracciones en MB.



Pesaje de elementos gruesos de raíces de MB.

Figura 4. Proceso de extracción y fraccionamiento de la biomasa subterránea (29-30/07/2021).

3. *Estudio del perfil edáfico.* Aprovechando el proceso de extracción de raíces, se realizó la descripción y muestreo del perfil edáfico (Gómez-Sanz, 2021) en una parcela por cada tipo de estado de cubierta forestal (concretamente en las parcelas DD3, DV1 y MB1) (Figura 5). Las muestras obtenidas fueron remitidas al laboratorio ITAGRA (Palencia).

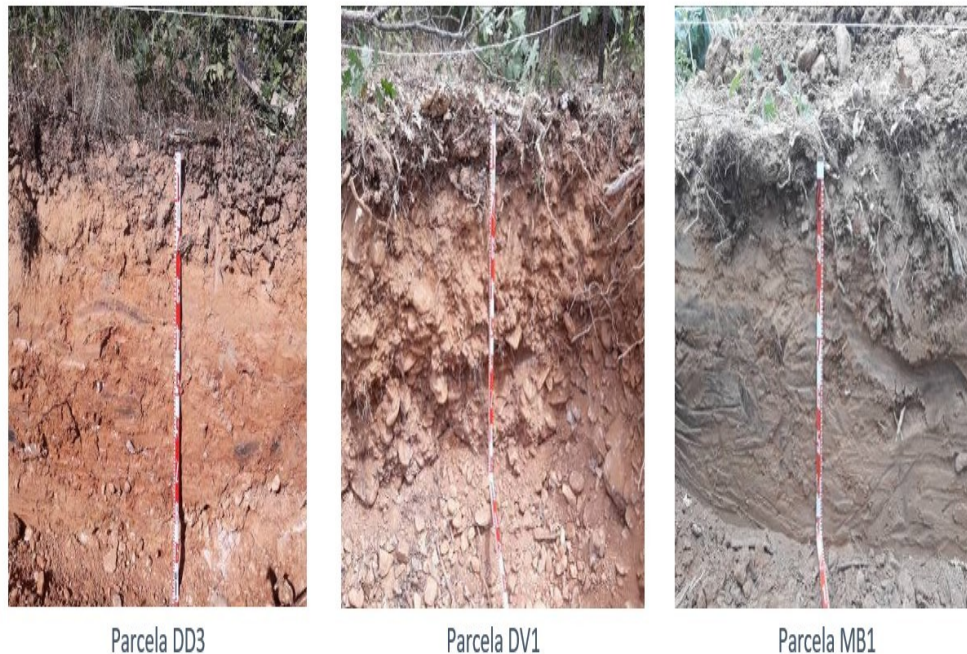


Figura 5. Fotografías de los perfiles muestreados

4. *Estimación de superficie foliar y contenido de nutrientes en hojas.* Se llevaron a cabo dos tomas de muestras foliares coincidiendo con las respectivas jornadas de apeo y pesada de biomasa aérea (8-9/06/2021), y de extracción y pesada de biomasa subterránea (29-30/07/2021). En cada una de ellas se herborizaron 10 hojas completas por parcela que se planimetraron en laboratorio; se secaron en estufa y se pesaron, y se enviaron al laboratorio (ITAGRA, Palencia) para analizar su contenido en nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, Fe).

3.4. Tratamiento de la información

La evaluación del grado de homologación ecológica de las distintas parcelas a los requerimientos de la especie *Quercus pyrenaica*, se realizó mediante el módulo AERF (Adecuación de Especies para la Restauración Forestal) de la herramienta ModERFoRest (ALONSO PONCE *et al.*, 2011); LÓPEZ-SENEPLEDA *et al.*, 2023)), aplicándose los algoritmos: índice aditivo de potencialidad (API) (ALONSO-PONCE *et al.*, 2010) e indicador de marginalidad (IM) (GÓMEZ-SANZ, 2019). Los datos climáticos fueron obtenidos del Atlas Climático de la Península Ibérica (AEMET, 2011), mientras que la información edafológica correspondió a los resultados obtenidos del análisis de los perfiles realizados.

También se llevó a cabo una aproximación a los posibles efectos del cambio climático. Para ello se consideraron cuatro escenarios futuros de cambio (SSP,

“Shared Socioeconomic Pathways”; modelos EC-Earth3-Veg), etiquetados como sigue: (1) SSP126_2030: escenario SSP1-2.6 para 2020-2040, que asume un aumento de la temperatura por debajo de los 2°C al final de siglo; (2) SSP126_2050: escenario SSP1-2.6, pero para la década 2040-2060; (3) SSP245_2030: escenario SSP2-4.5, para las décadas 2020-2040, que establece un aumento de temperatura en torno a 3° C al final de siglo; (4) SSP245_2050: escenario SSP2-4.5, pero para la década 2040-2060.

Sobre la base de datos obtenida se calcularon diferentes estadísticos descriptivos de las variables de biomasa y se realizó un análisis de varianza tomando como factor de análisis el tipo de estado de cubierta vegetal (nivel de significación para el contraste de igualdad de medias: 0,05).

4. Resultados

Los datos dasométricos registrados muestran diferencias notables entre los tipos de cubierta vegetal consideradas. La Tabla 1 recoge los valores medios de las variables dasométricas básicas de los tres pies más gruesos por parcela según el tipo de cubierta forestal, así como el resultado del proceso de conteo de anillos en las rodajas de fuste obtenidas de los mismos.

La cubierta DD está constituida por muchos chirpiales de reducida edad y tamaño, tanto en diámetro como en altura, mientras que la de MB muestra un número escaso de pies, los de mayor edad, con desarrollos notables en altura y en diámetro, tanto basal como normal, de los mismos. La cubierta de DV tiene chirpiales en una densidad notablemente inferior a DD, pero son de mayor tamaño y tienen una edad muy superior a estos últimos.

Tabla 1. Valores medios de variables dasométricas de los tres árboles más gruesos por parcela

Tipo de cubierta	N	Edad (años)	Densidad (pies/m ²)	Altura (m)	Diámetro basal (cm)	Diámetro normal (cm)
DD	9	5	46,33	0,43	2,50	-
DV	9	20	5,44	1,12	5,20	-
MB	12	30	1,17	6,72	13,10	8,80

DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

1. Condiciones de estación.

El área de estudio presenta condiciones climáticas homogéneas, debido a su baja extensión, que pueden calificarse de nemoromediterráneo genuino (ALLUÉ, 1990). Bajo estas condiciones, los suelos desarrollados sobre los materiales detríticos que componen el subsuelo sí presentan una cierta variabilidad, asociada a la génesis geológica de los mismos (depósitos coluviales recurrentes). Los datos que resumen la evaluación de los perfiles descritos aparecen recogidos en la Tabla 2.

Tabla2. Descripción de los perfiles de suelo muestreados

Variables edáficas	Tipología del monte bajo de rebollo
--------------------	-------------------------------------

DD	(parcela DD3)	DV	(parcela DV1)	MB	(parcela MB1)
Regosol Dístico (Colúvico)	Cambisol Colúvico Dístico	Regosol Dístico (Colúvico)			
A-C1-C2	A-Bw-C	A-C1-C2			
75	> 100	> 100			
0,0 – 5,0	5,0 – 90,0	5,0 – 15,0			
5,9 - 36,8	28,6 - 95,8	7,6 - 20,9			
29,0 - 40,0	48,0 - 73,0	29,4 - 50,4			
35,0 – 44,0	17,0 - 39,0	38,0 - 45,0			
16,0 - 36,0	10,0 – 13,0	11,6 - 28,6			
1,51	1,83	2,40			
9,8	9,7	8,7			
5,7 – 6,2	6,3 – 6,5	5,5 – 6,9			
Inapreciable	Inapreciable	Inapreciable			
0,09	0,11	0,16			
0,01	4,2	5,8			
75 - 100	59 – 143	146 - 315			
19,5 – 49,3	8,3 – 31,1	26,1 – 48,1			
0,3	0,2	0,4			
35,4	23,2	27,3			
20,63 - 26,56	12,50 – 24,69	9,06 – 31,25			
et al	131,8	37,9	135,9		

DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

Texturalmente, los tres perfiles son ligeramente dispares. El suelo en DV tiene una mayor presencia de pedregosidad y de elementos gruesos (menor tierra fina), con singular escasez de elementos finos (arcillas y limos), lo que lleva a una textura franco-arenosa dominante en un perfil textural homogéneo. En el otro extremo, la parcela de MB, la presencia de elementos finos es mayor, hasta el punto de que el tipo textural del horizonte intermedio se califica como franco-arcilloso, lo que implica un perfil textural algo heterogéneo. Aun así, el perfil con un carácter más arcilloso es el de monte bajo degradado y desbrozado que se localiza en los horizontes más profundos, haciendo que este perfil sea el más heterogéneo

texturalmente.

Desde el punto de vista bioquímico, no hay diferencias relevantes entre perfiles, con mayor contenido de materia orgánica humificada en MB y con un grado de maduración de la misma también más elevado (menor valor de la relación C/N). Los otros dos perfiles presentan contenidos muy similares de materia orgánica y algo menores que el primero, pudiéndose calificar todos ellos como deficientemente humíferos, lo que potencia el efecto textural sobre la disponibilidad hídrica. Las variables químicas presentan un comportamiento bastante homogéneo, si bien el perfil de la parcela MB es el que tiene un mayor rango de variación de las condiciones de acidez y es el que presenta unas condiciones de fertilidad (mayor contenido en N, P y K) algo superiores a las de los otros dos perfiles. Así mismo, los tres perfiles pueden calificarse como de reacción moderadamente ácida, totalmente descarboxilados y libres de influencia salina.

Respecto al grado de homologación de las parcelas analizadas a los requerimientos ecológicos del rebollo, los resultados de ModERFoRest no arrojan marginalidades significativas en las variables climáticas y edáficas definitorias de las condiciones estacionales. Los valores obtenidos para el índice aditivo de potencialidad se incluyen en la Tabla 3, tanto para la situación actual, como para los escenarios de cambio climático considerados. En todos los casos, los mayores valores del índice se obtienen para MB (muy próximos a los de DD), mientras que en el otro extremo se sitúa el DV.

Tabla 3. Índices aditivos de idoneidad ecológica (API) del rebollo en la actualidad y bajo distintos escenarios de cambio climático.

DD3	DV1	MB1	
Situación actual	0,375	0,346	0,404
SSP126_2030	0,202	0,167	0,204
SSP245_2030	0,218	0,182	0,221
SSP126_2050	0,158	0,126	0,156
SSP245_2050	0,117	0,090	0,113

DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

2. Biomasa total

Los valores medios del peso seco total de biomasa recolectada por ha aparecen en la Tabla 4. La diferencia entre tipos de monte bajo refleja satisfactoriamente el criterio elegido en la selección de cepas según el estado de estancamiento. Se puede observar que las diferencias en valores medios son muy marcadas entre el monte bajo no degradado (MB) y los que muestran evidencias de degradación (DD y DV).

Tabla 4. Valores medios de las fracciones de biomasa según tipo de monte bajo

Tipología del monte bajo de rebollo		
DD	DV	MB
2,05 ($\pm$ 0,58)	6,98 ($\pm$ 5,56)	70,93 ($\pm$ 11,33)
21,13 ($\pm$ 9,47)	46,83 ($\pm$ 16,63)	108,25 ($\pm$ 36,50)
23,20 ($\pm$ 10,04)	53,83 ($\pm$ 14,05)	179,18 ($\pm$ 28,89)
10,00 ($\pm$ 1,61)	11,11 ($\pm$ 10,39)	1,62 ($\pm$ 0,85)

Valor medio de la variable ($\pm$ desviación típica). DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

La proporción de la fracción aérea es en todos los tipos inferior a la fracción subterránea, habiéndose obtenido la mayor fracción subterránea en las cepas degradadas (Figura 6). Especialmente diferenciado se muestra la ratio biomasa subterránea/biomasa aérea entre los tipos de monte bajo considerados. El desequilibrio entre ambas fracciones es muy elevado en el monte bajo degradado, y, especialmente, en aquel que ha tenido tratamiento de desbroce.

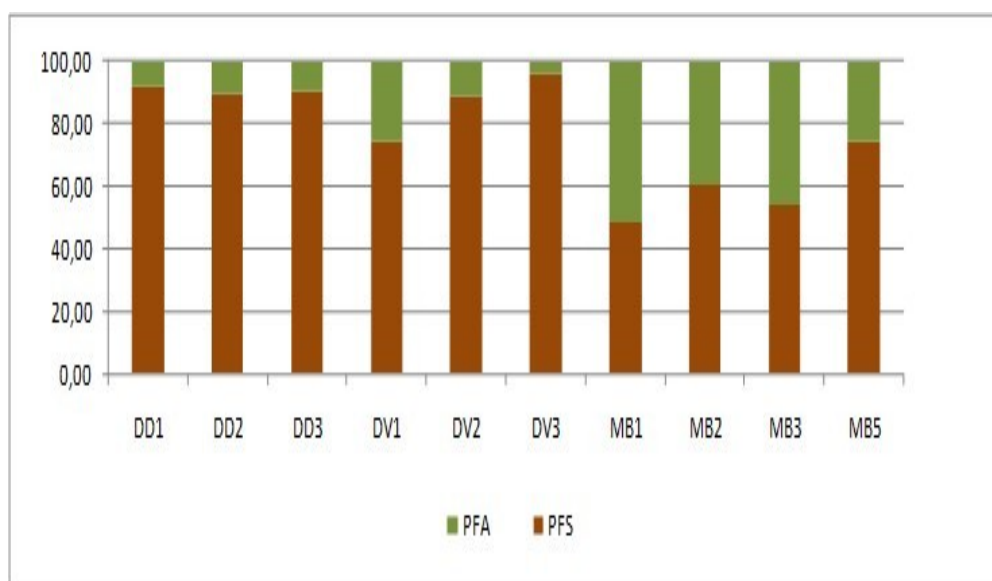


Figura 6. Relación entre el porcentaje de fracción aérea (PFA) y el porcentaje de fracción subterránea (PFS) DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

3. Biomasa por fracciones

Tanto la biomasa aérea como la subterránea muestran diferencias relevantes (Tabla 5) en relación al tamaño de las fracciones leñosas. Respecto de la biomasa aérea, en el monte bajo degradado (desbrozado o no) es marcadamente dominante la fracción leñosa fina (< 2 cm) y en las cepas degradadas desbrozadas hay ausencia de fracción leñosa gruesa (evidencia del desbroce previo realizado). Las

diferencias entre tipos de monte bajo de la fracción fina aérea se aprecian en la Figura 7. En sus valores medios, estas resultan estadísticamente significativas (valor de $F = 27,88$ para ANOVA de un factor; $p\text{-valor} = 0,000$) entre las correspondientes al monte bajo degradado, desbrozado y viejo, y las del monte bajo no degradado.

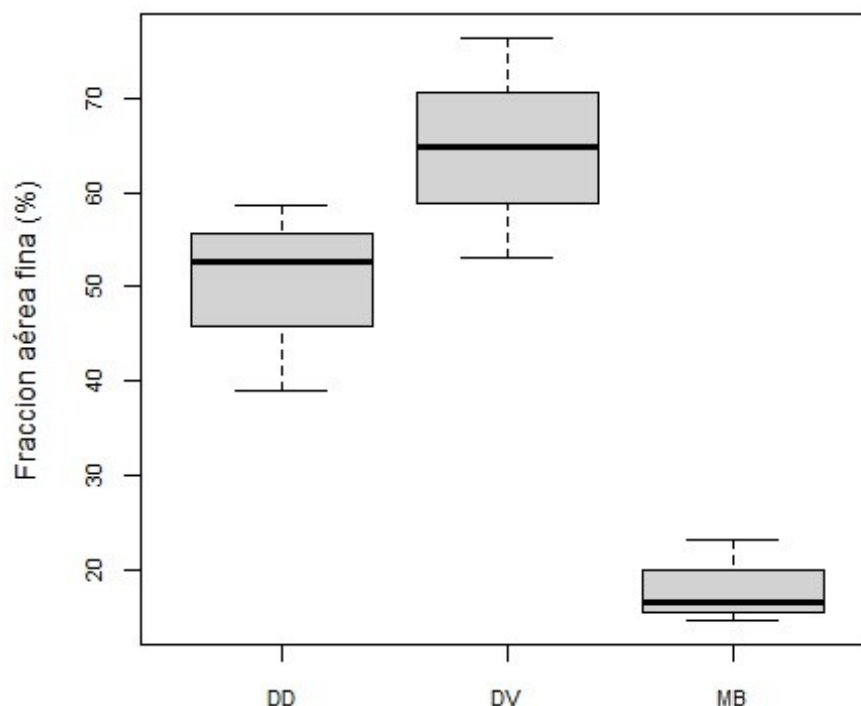


Figura 7. Diagramas de cajas y bigotes de la variable Fracción Aérea Fina según el factor tipo de monte bajo. DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

Un comportamiento similar puede observarse con la biomasa subterránea. En las cepas degradadas y desbrozadas, la fracción subterránea es la más reducida en peso y está dominada por la fracción más fina, con ausencia de fracción gruesa. En MB, la presencia de la fracción fina es netamente inferior, siendo dominante las fracciones gruesas.

Tabla 5. Valores medios de las fracciones de biomasa según tamaño y tipo de monte bajo

Biomasa		Tipología del monte bajo de rebollo		
DD	DV	MB		
Aérea	(% sobre biomasa aérea total)	0,0 (± 0,0)	0,0 (± 0,0)	34,2 (± 11,0)
0,0 (± 0,0)	17,3 (± 20,8)	44,1 (± 10,4)		
50,1 (± 10,0)	64,7 (± 11,7)	17,8 (± 3,7)		
49,9 (± 10,0)	18,0 (± 9,8)	3,9 (± 0,8)		
Subterránea	(% sobre biomasa subterránea total)	0,0 (± 0,5)	6,9 (± 11,9)	39,8 (± 16,8)
33,2 (± 16,4)	52,1 (± 6,3)	34,6 (± 6,7)		
66,8 (± 16,4)	41,0 (± 9,2)	25,6 (± 11,0)		

Valor medio de la variable (± desviación típica). DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

La Figura 8 expresa las diferencias de la fracción fina subterránea entre los tipos de monte bajo. Los valores medios de esta fracción tienen en conjunto diferencias estadísticamente significativas sólo al 95% de seguridad (valor de $F = 9,59$ para ANOVA de un factor; $p\text{-valor} = 0,010$) si bien el test de comparación múltiple de Scheffé identifica diferencias significativas entre DD y MB.

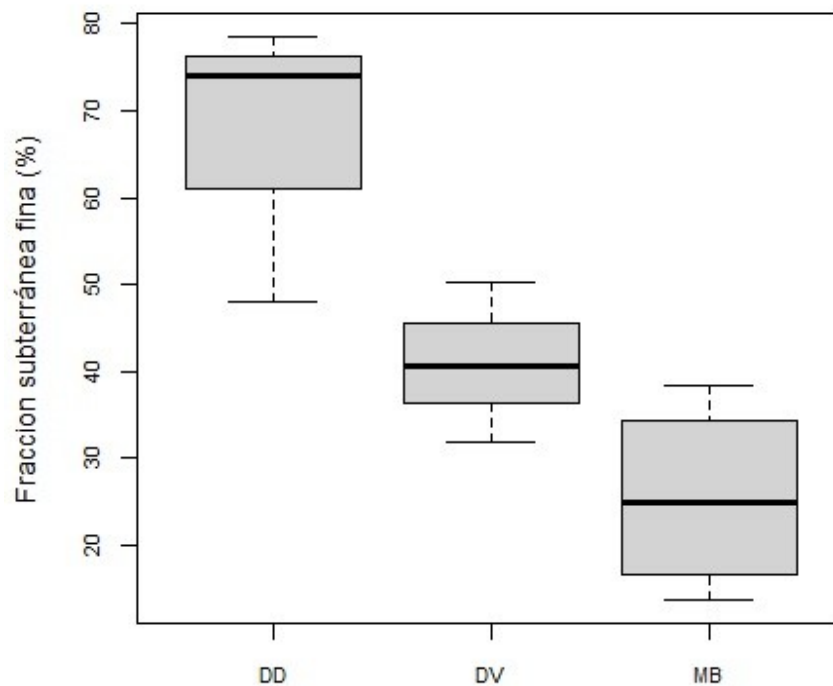


Figura 8. Diagramas de cajas y bigotes de la variable Fracción Subterránea Fina según el factor tipo de monte bajo. DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

4. Biomasa foliar

Las condiciones de la biomasa foliar también reflejan diferencias apreciables entre los tipos de monte bajo considerados (Tabla 6). El monte bajo degradado (desbrozado o no) presenta valores sensiblemente más bajos, tanto de superficie foliar como LAI. Por el contrario, los valores de densidad foliar son bastante similares entre todos los tipos.

Tabla 6. Valores medios de variables de biomasa foliar según tamaño y tipo de monte bajo

Tipología del monte bajo de rebollo		
DD	DV	MB
0,010 ($\pm$ 0,001)	0,010 ($\pm$ 0,001)	0,010 ($\pm$ 0,001)
0,013 ($\pm$ 0,001)	0,013 ($\pm$ 0,001)	0,011 ($\pm$ 0,001)
9,28 ($\pm$ 1,04)	8,50 ($\pm$ 2,10)	25,94 ($\pm$ 5,62)
1,03 ($\pm$ 0,12)	0,95 ($\pm$ 2,30)	2,54 ($\pm$ 0,62)

Valor medio de la variable ($\pm$ desviación típica). DF1: densidad foliar en foliación incipiente (8 y 9/06/21); DF2: densidad foliar en foliación consolidada (29 y 30/07/21); LAI: índice de superficie foliar. DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

Tabla 7. Contenido de nutrientes en hoja.

Parcelas DD	Parcelas DV		Parcelas MB						
	M1-DD	M2-DD	Promedio	M1-DV	M2-DV	Promedio	M1-MB	M2-MB	Promedio
Uds									
1,96	2,26	2,11	0,76	1,87	1,32	2,53	2,06	2,30	
0,14	0,11	0,13	0,17	0,13	0,15	0,23	0,18	0,21	
0,76	0,76	0,76	0,89	0,69	0,79	1,18	0,82	1,00	
0,49	0,74	0,62	0,47	0,92	0,70	0,55	0,97	0,76	
0,15	0,14	0,15	0,18	0,19	0,19	0,19	0,18	0,19	
52,2	99,7	75,95	43,4	94,2	68,8	89,6	90,6	90,1	

s.m.s.: sobre materia seca; M1 muestreo 8 y 9/06/2021; M2 muestreo 29 y 30/07/2021. DD: monte bajo degradado y desbrozado; DV: monte bajo degradado viejo; MB: monte bajo no degradado

El contenido en nutrientes de las muestras de hojas arrojó los resultados que aparecen recogidos en la Tabla 7. Entre los dos muestreos se observa, como tendencia general, un aumento de contenido en N, en Ca y en Fe, y una disminución en P y en K, mientras que el Mg permanece más o menos estable. Llama la atención el importante aumento de Fe en las parcelas de monte degradado, que iguala al contenido de monte bajo no degradado. En general, no hay diferencias entre tipo de monte bajo, si bien las hojas del monte bajo degradado tienen algo menos nutrientes, especialmente N, que el monte desarrollado.

5. Discusión.

Las condiciones ambientales del área de estudio son, en conjunto, plenamente homologables ecológicamente con los requerimientos de la especie *Quercus pyrenaica* (SÁNCHEZ PALOMARES *et al.*, 2008). Esta situación se mantendrá en un futuro próximo, aunque con un deterioro de la idoneidad ecológica, a tenor de la evolución esperada según los escenarios de cambio climático contemplados.

Los resultados de la determinación de los índices de idoneidad ecológica gracias al software ModERFoRest corroboran esta valoración. El índice aditivo de potencialidad ecológica (ALONSO PONCE *et al.*, 2010) ha mostrado sensibilidad suficiente para detectar mejores valores en el caso del MB que en los de monte bajo degradado (DD y DV), resultados que se mantienen bajo las hipótesis de cambio climático testadas, revelando en todos los casos un incremento de la marginalidad para el rebollo por aumento del régimen térmico y de la intensidad de la sequía, sin que esas marginalidades vayan a llegar a ser excluyentes, y trayendo asociada la reducción de los índices de idoneidad.

En la situación actual, la ausencia de marginalidad ecológica para el rebollo hace que no se puedan establecer como causa principal del estado de degradación del rebollar las limitaciones estacionales (climáticas y/o edáficas). No obstante, parte de la respuesta ecológica observada puede ser achacable a aspectos de la variabilidad edáfica que no recogen las variables consideradas por ModERFoRest, en especial las condiciones de variabilidad textural de los suelos (que conllevan probables diferencias en el volumen explorable y, por extensión, en la disponibilidad hídrica y el grado de aridez edáfica). Los suelos analizados son todos ellos de condición química silíceo, reacción ácida y texturas predominantemente francas, con un contenido en materia orgánica y nutrientes reducido (habitual en suelos forestales); sin embargo, presentan puntualmente una trascendente variabilidad en profundidad de la cantidad de materiales finos (componente arcilloso) o de elementos gruesos que pueden condicionar la respuesta vegetal.

El perfil que representa a DV, con una textura franca-arenosa en toda su profundidad, no ofrece limitaciones físicas para el desarrollo radical y su permeabilidad es buena, si bien su capacidad de retención de agua es especialmente baja por causa de la alta presencia de elementos gruesos (lo que conlleva condiciones de aridez edáfica acusadas que, a la postre, es su principal limitación). Por el contrario, el perfil del DD muestra una discontinuidad textural apreciable, con un carácter arcilloso en los horizontes más profundos. Esta circunstancia hace que la permeabilidad en esos horizontes esté mermada, a la vez que exhiben una mayor capacidad de retención de agua, aunque no toda va a estar disponible para la vegetación. La consecuencia es que la profundidad “fácilmente explorable” por la vegetación (Gómez-Sanz *et al.*, 2024) quede reducida al horizonte superficial, de textura franca, lo que concentra el desarrollo radical en este horizonte que, por otro lado, es el más expuesto a pérdidas de agua por evaporación y transpiración (potenciando la aridez edáfica). Finalmente, las propiedades físicas más favorables se presentan en el perfil de MB, en el que no se observan heterogeneidades texturales relevantes entre sus horizontes (aunque el horizonte intermedio tiene un cierto carácter arcilloso, el contenido en elementos finos no es demasiado elevado), por lo que, en principio, el volumen de suelo explorable es considerable. Teniendo en cuenta las limitaciones observadas, podrían ser de aplicación actuaciones de dinamización para superar el estancamiento de las cepas de monte bajo a través de acciones sobre el suelo que, si bien han sido estudiadas con poca frecuencia, se ha comprobado que consiguen resultados aceptables, aunque estos son constatables a largo plazo (CEBALLOS-ESCALERA *et al.*, 2009; Serrada *et al.*, 2021).

Los resultados del análisis de la biomasa acumulada muestran diferencias importantes. En relación a la biomasa aérea total, el monte bajo no degradado presenta un contenido del orden de 17 veces superior a la del monte bajo degradado, si bien ésta es básicamente leñosa, puesto que en éste último es muy superior (diez veces más) la proporción de hojas. Ocurre lo mismo con la biomasa subterránea, en la que el contenido en MB es 3,2 veces mayor que en DD y DV. En todos los tipos de monte bajo contemplados, la fracción subterránea es la más elevada.

La ratio biomasa subterránea/biomasa aérea es que la muestra resultados más dispares. La parte subterránea supone del orden del 90 % de la biomasa total en DD, y en torno a un 80 % en DV, mientras que en MB se sitúa alrededor del 60 %. Mientras que la biomasa subterránea nunca ha sido extraída, haciéndose cada vez más vieja y voluminosa, la parte aérea sí fue desbrozada y/o quemada en mayor o menor medida, recuperándose mediante el mecanismo de rebrote. Se puede entonces esperar que el sistema radical de las cepas necesite una cantidad creciente de los recursos disponibles (carbohidratos no estructurales y otros nutrientes) para mantenerse fisiológicamente activa (MITCHELL *et al.*, 1992; CANADELL *et al.*, 1999), lo que compromete la intensidad y el vigor del rebrote pudiendo en consecuencia, contribuir al estancamiento en el desarrollo de las cepas (SALOMÓN *et al.*, 2016; SERRADA *et al.*, 2017).

El análisis por fracciones de biomasa leñosa también muestra diferencias relevantes. En este caso, la variable más explicativa resulta ser la fracción leñosa (fina), tanto aérea como subterránea (las diferencias de medias en esta fracción según tipo de monte bajo son estadísticamente significativas). La presencia de la fracción fina es mayor en los tipos de monte bajo degradado (DD y DV), en una magnitud de entre 2 y 3 veces respecto la del MB. Una de las hipótesis más frecuentemente planteadas en la literatura para explicar el decaimiento de las cepas se basa en el supuesto de que las que muestran un menor vigor tienen un exceso de biomasa subterránea, particularmente un exceso de fracciones de mayor tamaño (DUCREY & HUC, 1999; BRAVO *et al.*, 2008; SALOMÓN *et al.*, 2016). Los resultados obtenidos llevan a desestimar dicha hipótesis, pues las cepas degradadas analizadas tienen dominancia de la biomasa subterránea fina. Este hecho puede achacarse a que esta fracción es la principal responsable de la captura de agua y nutrientes (CANADELL *et al.*, 1999), a la vez que constituyen la superficie para la inserción de los pelos radiculares que penetran en los poros del suelo aumentando notablemente el área de absorción (PARDOS, 2001), lo que se traduce en una mayor eficiencia potencial de uso de aquellas condiciones no óptimas, como es el caso del perfil de monte bajo degradado y desbrozado.

Otro aspecto destacable es el relativo a la dinámica de la biomasa acumulada. A la vista de los resultados y de la inspección en campo, el tipo DV puede interpretarse como el estado que tendrá el tipo DD dentro de 15 años, cuándo éste alcance los 20 años en su parte aérea. Como es lógico, el tipo DD presenta ahora valores de biomasa aérea (2,1t/ha a los 5 años de edad de la parte aérea) más bajos que el DV (7,0 t/ha a los 20 años de la parte aérea). Esto implica una tasa media de



acumulación de la biomasa aérea de 0,33 t/ha/año, lo cual a su vez indica que el orden de magnitud de la biomasa aérea acumulada que alcanzarán tanto DD como DV a los 30 años de edad de su parte aérea será netamente inferior (10,3 t/ha) al que presenta a esa misma edad el tipo MB (70,9 t/ha). Si este mismo análisis de órdenes de magnitud se realiza con la biomasa subterránea se llega a valores algo menos contrastados, pero aun así elocuentes (64,0 t/ha en el monte degradado frente a 108,3 t/ha en el no degradado).

Finalmente, el análisis foliar no muestra resultados reseñables respecto a los diferentes tipos de monte bajo considerados. No obstante, llama la atención que el peso de hojas en los dos grupos de monte bajo degradado sea muy similar mientras que la biomasa aérea leñosa en el más envejecido es seis veces superior. Una posible explicación a esta observación es al de una rápida recuperación de la superficie foliar tras la realización de la roza.

6. Conclusiones

Dentro de las condiciones de estación, homologables ecológicamente en su conjunto para el desarrollo de *Quercus pyrenaica*, es posible imputar a la variabilidad con la profundidad de propiedades edáficas, directamente relacionadas con el origen geológico de los materiales minerales de partida (raña), parte de las causas del estado de degradación de la masa de rebollo.

La cantidad relativa de biomasa subterránea en el rebollar degradado es notablemente mayor que en el rebollar con buen estado de desarrollado; también lo es su proporción de raíces finas respecto del peso de hojas; sus hojas por el contrario presentan un contenido en nutrientes algo menor.

Los tratamientos realizados en parte de la masa (desbroce) han acentuado la gran capacidad de brote de raíz de la especie, lo que se ha traducido en una estructura actual con patentes evidencias de degradación.

Las diferencias morfológicas observadas entre los grupos de parcelas confirman la idoneidad del diseño del muestreo, pero no son causa del estado de degradación observado, sino manifestación del mismo.

El conjunto de resultados obtenidos sugiere que actuar sobre los suelos del área de estudio con el objetivo de mejorar las propiedades físicas del perfil, favoreciendo la profundidad fácilmente explorable, y de reducir la biomasa subterránea para favorecer el desarrollo de una nueva y más viable brotación, podría contribuir a revitalizar el estado de las masas, especialmente en aquellas superficies con cubierta con evidencias morfológicas de estancamiento.

No obstante, los resultados obtenidos en este trabajo, dado el pequeño tamaño de la muestra disponible, no pretenden tanto responder preguntas como plantear hipótesis que deberían ser estudiadas en trabajos futuros más exhaustivos.

7. Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a los técnicos y agentes forestales



que nos ayudaron en el trabajo de campo, el ingeniero de montes Victoriano Cecilia Torralba, los agentes medioambientales Máximo Sánchez Baz y Manuel Pérez Siles y a los miembros de la brigada forestal Romeo 1.6, así como al Ayuntamiento de Rianza y a la Asociación de Vecinos de Aldeanueva del Monte por su colaboración en los aspectos logísticos y administrativos.

8. Bibliografía

AEMET; 2011. Atlas climático ibérico. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 80 pp. Madrid.

ALLUÉ, J.L.; 1990. Atlas fitoclimático de España. INIA-MAPA. Madrid.

ALONSO PONCE, R; LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; SÁNCHEZ-PALOMARES, O.; 2010. A novel application of the ecological field theory to the definition of physiographic and climatic potential areas of forest species. *Eur J For Res* 129(1): 119-131. <https://doi.org/10.1007/s10342-008-0254-2>

ALONSO PONCE, R.; LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; GÓMEZ-SANZ, V.; SERRADA HIERRO, R.; SÁNCHEZ-PALOMARES, O.; RUIZ-PEINADO, R.; MONTERO GONZÁLEZ, G.; 2011. ModERFoRest (Modeling Environmental Requirements for Forest Restoration). CIFOR-INIA_CSIC. Madrid.

<https://www.inia.es/serviciosyrecursos/recursosinformaticos/modernforest/Paginas/ModERFoRest.aspx>

BRAVO FERNÁNDEZ, J.A.; ROIG GÓMEZ, S.; SERRADA HIERRO, R.; 2008. Selvicultura en montes bajos y medios de encina (*Quercus ilex* L.), rebollo (*Q. pyrenaica* Willd.) y quejigo (*Q. faginea* Lam.): tratamientos tradicionales, situación actual y principales alternativas. En: Compendio de Selvicultura Aplicada en España. Serrada R, Montero G, Reque J (eds.). INIA- FUCOVASA. pp:657-745. Madrid.

CAMARERO, J.J.; LLORET, F.; CORCUERA, L.; PEÑUELAS, J.; GIL-PELEGRÍN, E.; 2004. Cambio global y decaimiento del bosque. En: Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante; Valladares F (ed).. Ministerio de Medio Ambiente. EGRAF S.A. pp: 397-423. Madrid.

CANADELL, J.; DJEMA, A; LÓPEZ, B.; LLORET, F.; SABATÉ, S.; SISCART, D.; GRACIA, C.; 1999. Structure and dynamics of the root system. In: Ecology of Mediterranean evergreen oak forests; Rodà F, Retana J, Gracia C, Bellot J (eds). Springer. pp: 47-59. Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-642-58618-7_4

CAÑELLAS, I.; SAN MIGUEL, A.; 2000. Biomass of root and shoot systems of *Quercus coccifera* shrub lands in Eastern Spain. *Ann For Sci* 57: 803-810. <https://doi.org/10.1051/forest:2000160>

CEBALLOS-ESCALERA, J.M.; SERRADA HIERRO, R.; SANJUÁN BERICAT, A.; AROCA FERNÁNDEZ, P.; 2009. Resultados preliminares de tratamientos de mejora, por decapado y subsolado, en montes bajos degradados de rebollo (*Quercus pyrenaica* Wild.) en Gascones (Madrid). Actas del 5º Congreso Forestal Español. SECF. Ávila.

CORCUERA L.; CAMARERO, J.J.; GIL-PELEGRÍN, E.; 2004. Effects of a severe drought on *Quercus ilex* radial growth and xylem anatomy. *Trees* 18 (1): 83-92. <https://doi.org/10.1007/s00468-003-0284-9>

COTILLAS, M.; ESPELTA, J.M.; SÁNCHEZ-COSTA, E.; SABATÉ, S.; 2016. Above-ground and below-ground biomass allocation patterns in two Mediterranean oaks with contrasting leaf habit: an insight into carbon stock in young oak coppices. *Eur J For Res* 135: 243-252. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0932-9>

DOMINGO SANTOS, J.M.; FERNÁNDEZ DE VILLARÁN SAN JUAN, R. CORRAL PAZOS



DE PROVENS, E.; RAPP ARRARÁS, I.; 2006. Estimación de la capacidad de retención de agua en el suelo: revisión del parámetro CRA. *Invest Agrar: Sist Recur For* 15(1): 14-23.

DUCREY, M.; HUC, R.; 1999. Effets de l'éclaircie sur la croissance et le fonctionnement écophysiolgique d'un taillis de chêne vert. *Rev For Fr* 2:326-340. <https://doi.org/10.4267/2042/5440>

GÓMEZ-SANZ, V.; 2019. Site-scale ecological marginality: Evaluation model and application to a case study. *Ecological Modelling* 408(108739). DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2019.108739](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108739)

GÓMEZ-SANZ, V.; 2021. La estación forestal y su homologación ecológica en los trabajos de repoblación forestal. Reseñas metodológicas para la caracterización ecológica de estaciones forestales. En: Pemán, J.; Navarro, R.M.; Prada, A.; Serrada, R. (eds). Bases técnicas y ecológicas del proyecto de repoblación forestal. MITECO. pp. 129-194. Madrid. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/basestecnicasyecologicasdelproy ectoderepoblaci onforestal-tomo1 tcm30-534170.pdf>

GÓMEZ-SANZ, V.; GASTÓN, A.; GARCÍA-VIÑAS, J.I.; SERRADA-HIERRO, R.; 2024. Site-scale soil conditions influencing the decline of Aleppo pine stands in Mediterranean Spanish woodland. *Plant Soil* 504, 493–504. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06638-2>

IGME, 2008. Hoja 431, Sepúlveda. Mapa Geológico de España. Escala 1/50.000. Serie MAGNA. <http://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50Hoja.aspx?Id=431> [15.12.2024]

IUSS WORKING GROUP WRB, 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Viena, Austria.

LÓPEZ, B.C.; SABATÉ, S.; GRACIA, C.; 1998. Fine roots dynamics in a Mediterranean forest: effects of drought and stem density. *Tree Physiol* 18: 601-606. <https://doi.org/10.1093/treephys/18.8-9.601>

LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; ALONSO PONCE, R.; RUIZ-PEINADO, R.; GÓMEZ, V.; SERRADA, R.; MONTERO, G.; 2023. ModERFoRest: A new software for assessing the environmental performance of forest species. *Forest Systems* 32(1), eRC01. <https://doi.org/10.5424/fs/2023321-19406>

MITCHELL, C.P.; FORD-ROBERTSON, J.B.; HINCKLEY, T.; SENNERBY-FORSS, L.; 1992. Ecophysiology of short rotation forest crops. Elsevier Sci Publ LTD. 311 pp. Oxford, England.

PARDOS, J.A.; 2001. Fisiología vegetal aplicada a especies forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar. 456 pp. Madrid, Spain.

RODA, F.; RETANA, J.; GRACIA, C.A.; BELLOT, J.; (eds); 1999. Ecology of mediterranean evergreen oak forests. Springer. 373 pp. Barcelona. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-58618-7>

SALOMÓN, R.; RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J.; ZAFRA, E.; MORALES-MOLINO, C.; RODRÍGUEZ-GARCÍA, A.; GONZÁLEZ-DONCEL, I.; OLEKSYN, J.; ZYTKOWIAK, R.; LÓPEZ, R.; MIRANDA, J.C.; GIL, L.; VALBUENA-CARABAÑA, M.; 2016. Unearthing the roots of degradation of *Quercus pyrenaica* coppices: A root-to-shoot imbalance caused by historical management? *For Ecol Manage* 363: 200-211.



SÁNCHEZ-PALOMARES, O.; ROIG GÓMEZ, S.; RÍO GAZTELURRUTIA, M.; RUBIO-SÁNCHEZ, A.; GANDULLO GUTIÉRREZ, J.M.; 2008. Las estaciones ecológicas actuales y potenciales de los rebollares españoles. Monografías INIA: Serie Forestal, nº 17. Madrid

SANESI, G.; LAFORTEZZA, R.; COLANGELO, G.; MARZILIANO, P.A.; DAVIES, C.; 2013. Root system investigation in sclerophyllous vegetation: An overview. *Ital J Agron* 8: 121-126. <https://doi.org/10.4081/ija.2013.e17>

SCARASCIA-MUGNOZZA, G.; OSWALD, H.; PIUSSI, P.; RADOGLU, K.; 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *For Ecol Manage* 132: 97-109.

SERRADA, R.; GONZÁLEZ DONCEL, I.; LÓPEZ PEÑA, C.; MARCHAL, B.; SAN MIGUEL, A.; TOLOSANA, E.; 1990. Tipificación dasométrica de los Rebollares (*Quercus pyrenaica* Willd.) de la Comunidad de Madrid. Alternativas silvopastorales. Diseño de un plan experimental. Estudio realizado mediante un convenio entre la UPM y la Agencia del Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.

SERRADA, R.; ALLUÉ, M.; SAN MIGUEL, A.; 1992. The coppice system in Spain. Current situation, state of art and major areas to be investigated. *Ann Ist Sper Selvic* 23: 266-275.

SERRADA, R.; 2011. Apuntes de Selvicultura. Fundación Conde Valle de Salazar, ETSI Montes, EUIT Forestal, UPM. 502 pp. Madrid.

SERRADA R.; GÓMEZ-SANZ, V.; AROCA-FERNÁNDEZ, M.J.; OTERO, J.; BRAVIO-FERNÁNDEZ, J.A.; ROIG, S.; 2017. Decline in holm oak coppices (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.): biometric and physiological interpretations. *Forest Systems*, 26(2), e06S. <https://doi.org/10.5424/fs/2017262-10583>

SERRADA, R.; GÓMEZ-SANZ, V.; COCO, C.; PLAZA, F.J.; AROCA-FERNÁNDEZ, M.J.; ; 2021. Monte *Los Comunes* en Riaza-Sepúlveda: en buena compañía. Sección El Monte Cambia. *Revista Foresta* 79.

THORNTHWAITE, C.W.; 1948. An approach toward a rational classification of climate. *Geogr Rev* 38: 55-94.