

El papel de las distintas formaciones forestales del Parque Nacional de Monfragüe como reservorios de carbono

INFORME TÉCNICO

AUTORES

Pilar Castro-Díez, Alberto Romero-Blanco, Álvaro Lázaro, Adrián Lázaro-Lobo, Asunción Saldaña, Elena Granda, Álvaro Alonso

AFILIACIÓN

1 Universidad de Alcalá, Dpto. Ciencias de la Vida; Grupo de investigación en Invasiones Biológicas. Campus Científico-Tecnológico. 28805 Alcalá de Henares (Madrid)

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido realizado en el Parque Nacional de Monfragüe, con la financiación de dos proyectos del “Programa Propio de Investigación” la Universidad de Alcalá: *Bosques exóticos y nativos como sumideros de carbono* (BONEXSUM) y *Potencial de captación y almacenamiento de carbono en especies nativas (NT) y exóticas (NNT) en un contexto de cambio climático* (ACTIVE). Los participantes agradecen al personal de la administración del Parque, tanto de la Junta de Extremadura como del Organismo Autónomo de Parques Nacionales, los permisos para muestrear en el Parque, así como toda la información aportada sobre el Parque. Queremos agradecer a los Agentes del Medio Natural que nos han acompañado en el campo. Por último, agradecemos a los estudiantes del Grado de Ciencias Ambientales que ayudaron en el procesamiento de las muestras de suelo en el laboratorio, sin cuya ayuda este trabajo no habría salido adelante.

ÍNDICE

Agradecimientos	1
ÍNDICE.....	2
Resumen.....	3
1. Antecedentes.....	4
2. OBJETIVOS	6
3. METODOLOGÍA.....	6
3.1. TRABAJO DE CAMPO	6
3.1.1. Selección de áreas de estudio	6
3.1.2. Muestreo de árboles y arbustos	10
3.1.3. Muestreo de suelo y hojarasca	11
3.1.4. Muestreo para dendrocronología	11
3.2. TRABAJO DE LABORATORIO	12
3.2.1. Procesamiento de suelos y hojarasca	12
3.2.2. Procesamiento de hojarasca y raíces	12
3.2.3. Procesamiento de testigos de madera.....	12
3.3. CÁLCULOS Y ANÁLISIS DE DATOS	12
3.3.1. Cálculos de carbono en los diferentes compartimentos del bosque.....	12
3.3.2. Riqueza y diversidad del matorral.....	15
3.3.3. Análisis estadísticos.....	15
4. RESULTADOS.....	15
4.1. Comparación de la estructura y estado de salud entre tipos de bosque	15
4.2. Comparación del stock de carbono entre los tipos de vegetación	16
4.3. Comparación del stock de carbono relativizado al área basal entre tipos de bosque	18
4.4. Comparación de la vegetación arbustiva entre tipos de vegetación	20
5. DISCUSIÓN	21
5.1. Diferencias de estructura y de stock de carbono entre tipos de vegetación.....	21
5.2. Estructura de la vegetación arbustiva.....	22
5.3. Recomendaciones de manejo	22
5.3.1. Eucaliptal	23
5.3.2. Pinar	23
5.3.3. Dehesas de encina y alcornoque.....	23
5.3.4. Matorral	23
6. OTROS TRABAJOS EN CURSO.....	24
6.1. Dendrocronología.....	24
6.2. Estabilidad del carbono del suelo	24
6.3. Fertilidad del suelo	24
7. BIBLIOGRAFÍA	24
8. ANEXO I.....	26

RESUMEN

En el Parque Nacional de Monfragüe, debido a una larga historia de uso, coexisten en un espacio relativamente pequeño formaciones arbóreas que difieren en la especie dominante, la estructura del bosque y la gestión recibida: dehesas de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), dehesas de alcornoque (*Quercus suber*), plantaciones de pino resinero (*Pinus pinaster*, especie nativa en España, pero introducida en esta región) y plantaciones de eucaliptos (*Eucalyptus camaldulensis*, especie nativa de Australia). Además, hemos estudiado otra formación de porte arbustivo dominada por jaras (*Cistus ladanifer*) que resultó de un intento fallido de restaurar plantaciones de eucaliptos hacia bosques de quercíneas. El objetivo del trabajo era comparar la capacidad de almacenamiento de carbono entre estas cinco formaciones, y su distribución entre compartimentos aéreos (biomasa aérea de árboles y arbustos, hojarasca depositada en el suelo) y subterráneos (raíces principales de los árboles, raíces de menor entidad encontradas en el suelo y materia orgánica del suelo en dos profundidades: 0-10 cm y 10-30 cm). Para ello realizamos un muestro de campo en 9-10 parcelas circulares por cada tipo de vegetación, donde medimos las dimensiones de árboles y arbustos, y tomamos muestras de hojarasca, suelos y raíces. Con la ayuda de ecuaciones alométricas y valores de contenido de carbono de la bibliografía o medidos en laboratorio, estimamos el stock de carbono por hectárea en cada compartimento. El pinar fue el tipo de vegetación que más carbono almacena, tanto en la parte aérea como subterránea, debido a la elevada densidad de árboles y a la alta talla de los mismos. Le sigue el eucaliptal, donde la densidad es menor, los árboles son altos, con más signos de decaimiento, pero alberga un sotobosque arbustivo con elevada altura, cobertura y riqueza de especies. A continuación, están las dehesas de encina y alcornoque, con valores menores debido a la baja densidad de árboles y la ausencia casi total de estrato arbustivo. Por último, el matorral, debido a su escaso porte, es el tipo de vegetación que almacena menos carbono, aunque su contenido en el suelo (posiblemente un legado del tipo de vegetación anterior) es similar al de la dehesa. La estructura del pinar y el eucaliptal hacen que estas formaciones sean vulnerables a sufrir incendios, por lo que se recomienda reducir la densidad de árboles del primero y de arbustos en el segundo. En el caso de las dehesas, menos vulnerables a los incendios, resulta patente un problema de regeneración que puede comprometer su futuro a largo plazo. Para ello, se recomienda controlar la presión de herbívoros y realizar plantaciones protegidas de los mismos.

1. ANTECEDENTES

El Parque Nacional de Monfragüe (PNM) se ubica en el centro de la provincia de Cáceres. Abarca un área de 179 km² que se extiende a ambos márgenes del río Tajo y recoge la desembocadura del río Tiétar en el Tajo (Fig. 1). Este territorio estuvo ocupado históricamente por dehesas de encina y alcornoque. Durante la década de los 70 del siglo XX, parte de este territorio fue utilizado para plantar eucaliptos (principalmente *Eucalyptus camaldulensis*, especie exótica en España, procedente de Australia) y pinos (*Pinus pinaster*, especie nativa en España, pero su área de distribución no abarca el PNM), como parte de la estrategia del antiguo ICONA para alimentar una industria papelera proyectada en la provincia [1]. Estas plantaciones a veces se realizaron a costa de dehesas de encinas y alcornoques, lo que provocó las protestas de los grupos conservacionistas, que demandaban la protección de este territorio, caracterizado por una alta biodiversidad de flora y fauna. Finalmente, la industria papelera proyectada nunca llegó a construirse, en parte debido a que los rendimientos anuales de los árboles fueron mucho menores de lo esperado y en parte debido a que la reactivación del comercio exterior de España hizo más rentable la importación de madera de Sudamérica [2]. Por su parte, las demandas de los grupos conservacionistas fructificaron con la declaración en 1979 del Parque Natural de Monfragüe, seguido en 1994 por la declaración de este espacio como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y su inclusión en la Red Natura 2000; en 2003 Monfragüe fue declarado Reserva de la Biosfera; finalmente, en 2007, se declaró Parque Nacional [3]. En la actualidad el PNM está constituido por un mosaico de formaciones vegetales nativas y alóctonas resultantes de distintos modelos de gestión y de abandono en diversas épocas. También alberga una enorme riqueza faunística, incluyendo diversas especies vulnerables y/o en peligro de extinción, como el águila imperial ibérica, la cigüeña negra o el buitre negro [1]. Entre la vegetación del PNM se pueden encontrar desde masas de bosque mediterráneo en buen estado de conservación hasta plantaciones abandonadas de pinos y eucaliptos, que no son compatibles con el estatus de Parque Nacional. De hecho, los Planes Rectores de Uso y Gestión deben incluir criterios para la supresión de las formaciones vegetales exóticas presentes en el interior del parque nacional (Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales, Artículo 20.5). En consecuencia, las autoridades del PNM han realizado actuaciones para eliminar eucaliptos y sustituirlos por quercíneas nativas. Sin embargo, estas acciones no están exentas de polémica, ya que la eliminación eficaz de los eucaliptos, una especie con una alta capacidad de rebrote, requiere la extracción de los tocones, una acción muy agresiva hacia un suelo a menudo escasamente desarrollado (Foto 1). Esto puede ocasionar la pérdida de nutrientes por erosión y de carbono por mineralización de la materia orgánica que contiene el suelo. Por otro lado, las plantaciones de quercíneas en estos lugares, donde las condiciones del suelo y la presión de herbívoros son factores fuertemente limitantes, han tenido poco éxito (Foto 2).

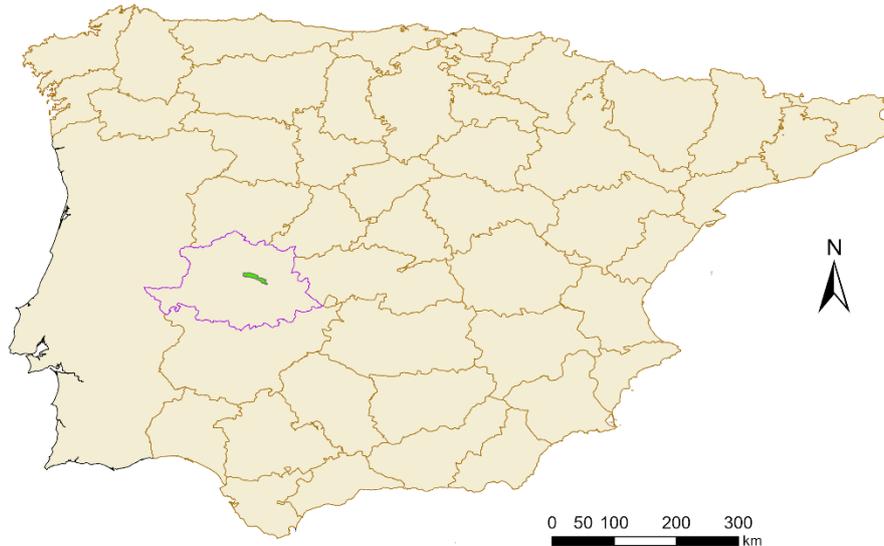


Figura 1. Mapa de ubicación del Parque Nacional de Monfragüe (en verde) en la provincia de Cáceres (contorno morado).



Foto 1. Parque Nacional de Monfragüe (Cáceres, España) en 2010, después de la eliminación de *Eucalyptus camaldulensis* y la plantación de *Quercus spp.* nativos (Foto : P. Castro-Díez)



Foto 2. Vista de la misma zona en 2021. La vegetación dominante es arbustiva y solo algunas plantas de *Quercus* han sobrevivido (Foto: P. Castro-Díez)

Actualmente sigue habiendo en el PNM extensas áreas ocupadas por plantaciones de eucaliptos y de pinos, altamente vulnerables al fuego [4, 5]. Pero la restauración de estos espacios no debería reducir los servicios ecosistémicos que éstos pueden prestar, como la protección del suelo o el almacenamiento de carbono. Por otra parte, el contexto actual de cambio climático genera dudas sobre la adecuación de las especies forestales actuales a un escenario futuro más cálido y seco [6]. De hecho, cada vez existen más evidencias de que los bosques nativos de las regiones mediterráneas muestran una vulnerabilidad desigual a eventos climáticos extremos, como sequías u olas de calor [7-9], y se recuperan de forma desigual tras los mismos [10, 11].

Ante esta situación de incertidumbre, el Grupo de Investigación en Invasiones Biológicas de la Universidad de Alcalá (INV BIO), se planteó los siguientes objetivos: 1) cuantificar el carbono que almacenan los principales tipos de formaciones vegetales del PNM y 2) conocer la respuesta de las principales especies de árboles nativos y exóticos del PNM al cambio climático. Cada uno

de estos objetivos se abordó en un proyecto de investigación financiado por el Programa Propio de la Universidad de Alcalá:

- 1) *Bosques exóticos y nativos como sumideros de carbono* (BONEXSUM), dirigido por la Dra. Pilar Castro Díez, duración: 1 de diciembre de 2022 al 30 de noviembre de 2023.
- 2) *Potencial de captación y almacenamiento de carbono en especies nativas* (NT) y exóticas (NNT) en un contexto de cambio climático (ACTIVE), dirigido por la Dra. Elena Granda Fernández, duración: 1 de diciembre de 2022 al 30 de noviembre de 2023.

2. OBJETIVOS

El objetivo general de estos proyectos es aportar información de base para planificar la gestión y restauración de las formaciones arbóreas en el Parque Nacional de Monfragüe, maximizando los servicios ecosistémicos que prestan y minimizando la pérdida de los mismos teniendo en cuenta la respuesta de las principales especies arbóreas al cambio climático.

Los objetivos específicos son:

- 1) Evaluar el stock de carbono en biomasa viva, muerta y en suelos de las principales formaciones arbóreas del PNM.
- 2) Determinar la respuesta del crecimiento de las principales especies arbóreas del PNM a eventos climáticos extremos mediante técnicas dendrocronológicas.

En la fecha de la redacción de este informe, el objetivo 1 se encuentra finalizado, mientras que del objetivo 2 se ha finalizado la fase de campo, pero actualmente se está trabajando en la datación de los testigos de madera. En consecuencia, aunque describimos la metodología del objetivo 2, los resultados y la discusión se centran en el objetivo 1.

3. METODOLOGÍA

3.1. TRABAJO DE CAMPO

3.1.1. Selección de áreas de estudio

Para seleccionar las áreas de estudio, utilizamos la cartografía existente. En primer lugar, utilizamos el Mapa Forestal de Extremadura¹ (realizado en 2018) para identificar los tipos de bosque nativo y exóticos predominantes en el PNM. Estos tipos fueron cuatro: dehesas de encinas (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), dehesas de alcornoques (*Q. suber*), plantaciones de pino resinero (*Pinus pinaster*) y plantaciones de eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis*). La Tabla 1 muestra la extensión de cada uno de estos tipos de vegetación en el PNM calculada sobre el Mapa Forestal (Fig. 2). A ello añadimos un quinto tipo de vegetación, que correspondía a la zona antiguamente ocupada por plantaciones de eucaliptos donde se eliminaron estos árboles por destocoamiento y en su lugar se plantaron encinas y alcornoques. Esta plantación resultó fallida y actualmente el área está cubierta por matorral dominado por la jara (*Cistus ladanifer*) (Fotos 2).

¹ Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.html>

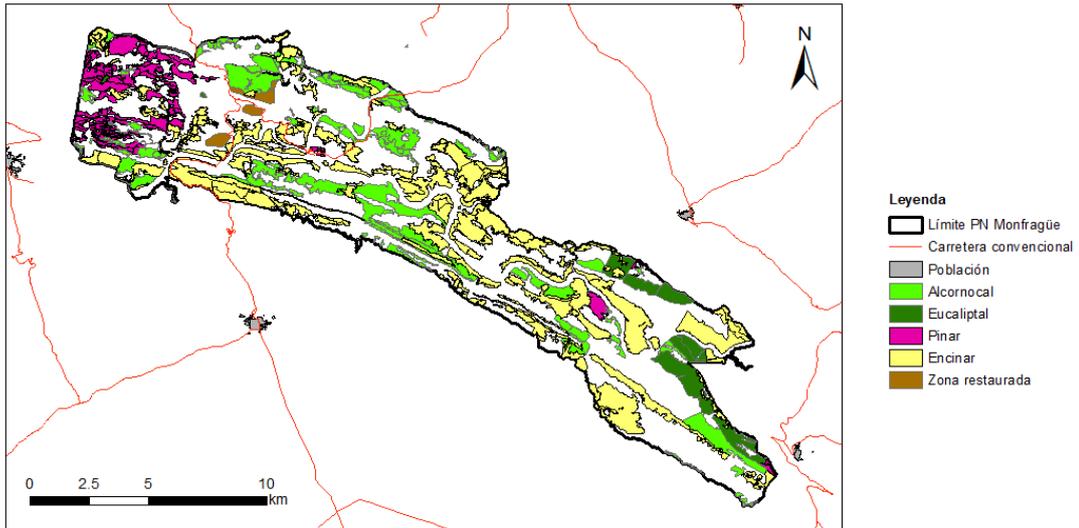


Figura 2. Mapa del Parque Nacional de Monfragüe donde se muestran las áreas dominadas por los tipos de bosque indicados en la leyenda (fuente: Mapa Forestal de Extremadura, 2018)

Sobre el mapa base de tipos de bosque (Fig. 2), superpusimos otros dos mapas: 1) titularidad (Fig. 3) y 2) áreas de reserva (Fig. 4). Con el primero seleccionamos aquellas zonas que eran de titularidad pública, y con el segundo, excluimos las áreas de reserva, donde el acceso está restringido. Con ello delimitamos las áreas de cada tipo de vegetación disponibles para realizar los muestreos.

Tabla 1. Extensión en hectáreas de las áreas dominadas por las cuatro especies arbóreas principales, según el Mapa Forestal de Extremadura (para las masas arbóreas) y comunicación personal del OAPN (para la zona restaurada)

Bosque dominado por:	Superficie (ha)
<i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i>	7974
<i>Quercus suber</i>	3071
<i>Pinus pinaster</i>	1244
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	1127
Zona restaurada (matorral)	1300

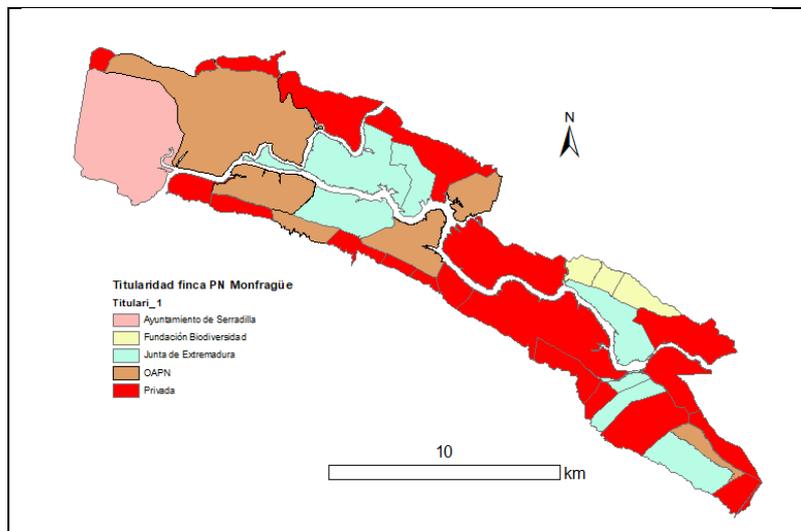


Fig. 3. Mapa de titularidad del PN de Monfragüe. Las zonas rojas, de titularidad privada, fueron excluidas del área potencial de muestreo.

una distribución irregular de los individuos, una elevada densidad y no muestra terrazas ni otros indicios de plantación.

Plantación de *Eucalyptus camaldulensis* (Foto 3d). Se ubica en el extremo oriental del Parque, en la finca “Linarejos”, que limita al oeste con otra finca, Cañada del Espino, también ocupada por eucaliptos. La extensión que alcanza el eucaliptal entre ambas fincas es de 222 has, ocupando una ladera umbría de pendiente media-alta. La plantación fue realizada sobre 1975, tras una preparación del terreno en terrazas, con un marco de plantación de 5 x 2.5 m y 5 x 2 m, lo que da una densidad de 800-1000 árboles/ha [12]. Desde la adquisición de estas fincas por parte de la Fundación Biodiversidad en 2010, el único manejo que ha habido ha sido la tala de eucaliptos y posterior aplicación de herbicida en el tocón en un área de unas 8 has (com. pers. OAPN).

a)



b)



c)



d)



Foto 3a: Dehesa de encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*); **3b-** Dehesa de alcornoque (*Quercus suber*); **3c-** Pinar de pino resinero (*Pinus pinaster*); **3d-** Plantación de *Eucalyptus camaldulensis*

Zona restaurada (Foto 2). Se encuentra en la finca denominada “Lugar Nuevo”, en el entorno de Villareal de San Carlos. Esta finca ocupa una ladera con predominio de orientación solana y pendiente variable. La finca fue adquirida en 1991 por el ICONA, pasando luego a ser propiedad de OAPN. Parte de esta finca estuvo ocupada por una plantación de eucalipto rojo. Entre 1999 y 2000 se eliminaron 750 has de eucaliptal mediante tala seguida de destocamiento (con retroexcavadora o con *bulldozer* en zonas con alta y baja pendiente, respectivamente). En las zonas con mayor pendiente se mantuvieron las terrazas y la vegetación arbustiva para evitar la erosión, mientras que en las zonas menos pendientes se eliminaron las terrazas y se restauró el perfil original de la ladera. La plantación en la zona de más pendiente se hizo mediante ahoyado mecanizado y en la menos pendiente se realizó un subsolado con rejonés. Las principales especies plantadas fueron encinas y alcornoques, con una densidad de unas 550 plantas/ha. En algunas zonas estas especies fueron acompañadas por otros arbustos o árboles mediterráneos,

como madroños, cornicabras, acebuches, quejigos, etc. Finalmente se instalaron tubos protectores para evitar los daños de los herbívoros (com. pers. OAPN). En 2006 se eliminaron otras 165 has de eucaliptal y se repusieron marras de la plantación original. En 2009 y 2010 siguieron labores de corta de eucaliptos y de reposición de marras. En 2023, durante nuestra visita a la zona, la inspección visual indica que no queda prácticamente nada de la vegetación restaurada, y el lugar está cubierto por un denso matorral dominado por jaras (*Cistus ladanifer*).

3.1.2. Muestreo de árboles y arbustos

Los muestreos de campo se realizaron entre el 30 de enero y el 3 de marzo de 2023, con el fin de no interferir con la época de cría de ninguna especie de especial protección. En cada tipo de vegetación se delimitaron 9-10 parcelas forestales circulares, con un radio de 7 a 20 m. (ver Fig. 5 con la ubicación de las parcelas y Anexo I). En cada parcela se anotaron las coordenadas geográficas, altitud, pendiente y orientación. Se eligió un árbol (o punto) central, donde se dispuso un emisor de ultrasonidos (transpondedor para el receptor Haglöf Vertex). Con el receptor se delimitó el círculo con el área deseada y se marcaron con cinta de pintor todos los árboles incluidos en el círculo. De cada árbol se determinó visualmente su estado de salud, según las siguientes categorías:

- Muerto: toda la parte aérea está seca, sin signos de biomasa verde o de rebrote.
- Muy dañado: más de 1/3 de la parte aérea seca, con algo de biomasa verde, ya sea en la copa o en rebrotes.
- Dañado: partes secas de la copa, pero menos de 1/3.
- Sano: Sin signos de daños en la copa.

Zonas muestreadas

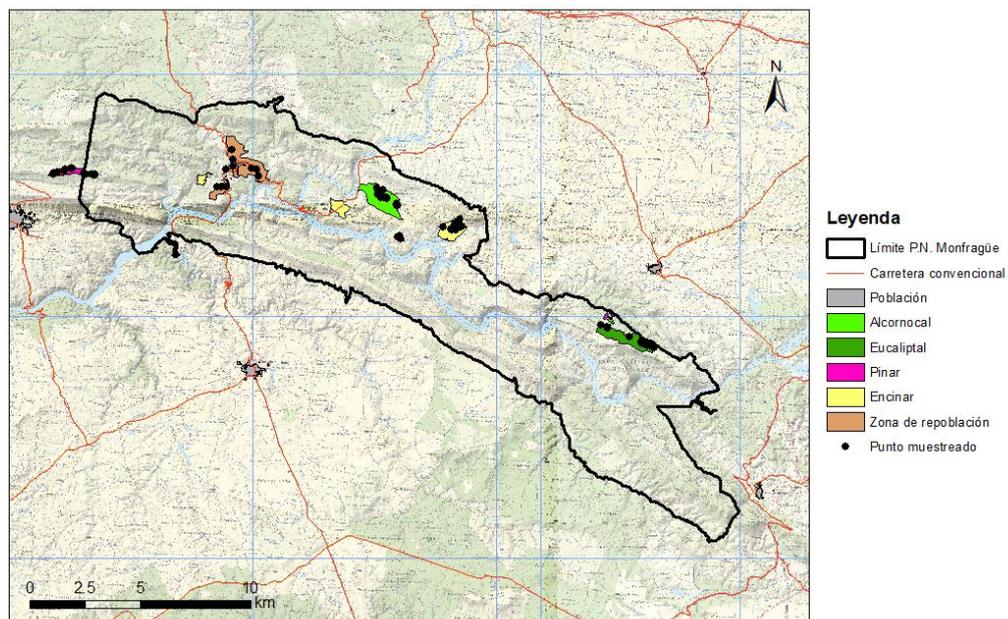


Figura 5. Mapa del Parque Nacional de Monfragüe indicando con colores las áreas muestreadas según el tipo de vegetación y los puntos de muestreo finalmente elegidos. Las coordenadas de los puntos centrales de cada parcela se pueden consultar en el **Anexo I** en formato *shapefile*.

Asimismo, se midió en cada árbol el diámetro a la altura del pecho (DBH) con una forcípula, y la altura con el *Vertex*. Para el muestreo de matorral se delimitó un círculo de 5 m de radio dentro del círculo anterior. Con una cuerda de 10 m se trazaron tres diámetros que cruzaban el

centro de la parcela. En cada cuerda se anotó la longitud que interceptaba con cada especie de matorral, y se tomaron varias medidas de la altura de la mancha interceptada (Fig. 6).

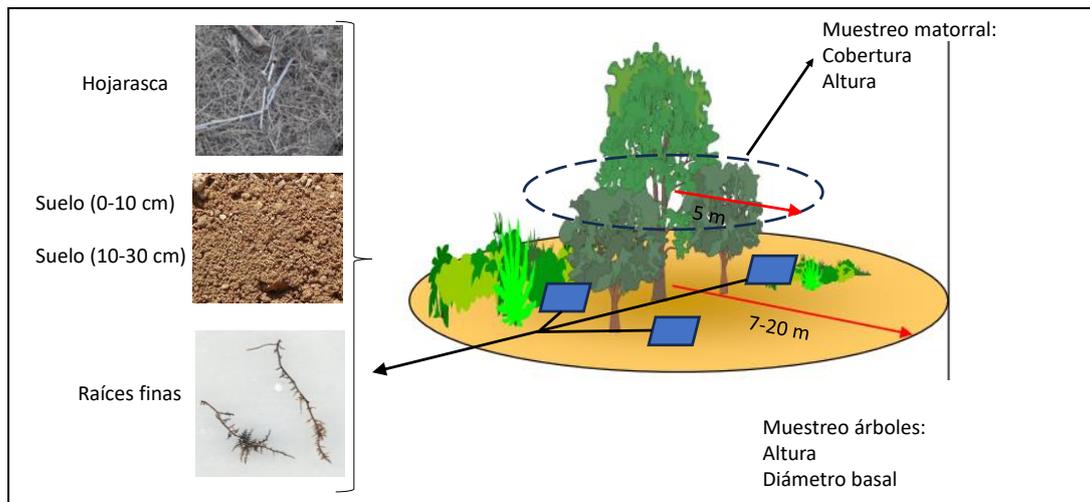


Figura 6. Esquema del muestreo de vegetación y suelo realizado en cada inventario

3.1.3. Muestreo de suelo y hojarasca

Dentro de cada parcela circular de muestreo forestal seleccionamos tres puntos, a más de 2 m de distancia de cualquier árbol para el muestreo de suelo y hojarasca. En ellos se dispuso una cuadrícula de 20 cm de lado y se recogió toda la hojarasca abarcada en esa área. Esta hojarasca se juntó en un único sobre de papel. A continuación, con la ayuda de una barrena para muestreo de suelo, se extrajo de cada punto un cilindro de 10 cm de profundidad y 5,4 cm de diámetro. De nuevo, los tres cilindros de la misma parcela se juntaron en un único sobre de papel. Por último, se volvió a extraer otro cilindro de suelo de una profundidad de 10 a 30 cm. En caso de no poder alcanzar los 30 cm de profundidad, se anotó la profundidad máxima a la que se llegó. Las tres submuestras se juntaron en un único sobre de papel.

3.1.4. Muestreo para dendrocronología

El muestreo de dendrocronología se llevó a cabo en las mismas parcelas seleccionadas para el muestreo de stock de carbono, excepto en el matorral, por carecer de vegetación arbórea (Figura 5). Las especies muestreadas fueron *Pinus pinaster*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Quercus suber* y *Q. ilex* subsp. *ballota*. En cada parcela se seleccionaron entre 15 y 20 individuos de la especie dominante y se extrajeron dos testigos de madera a la altura del pecho (1.3m) usando una barrena Häglof de 5 mm de diámetro. La barrena se desinfectó por medio de etanol al 70% cada vez que fue utilizada. Los individuos fueron seleccionados considerando un tamaño similar para todos los individuos de cada especie y se comprobó que estuvieran libres de enfermedades o lesiones como cortes y podas. El diámetro a la altura del pecho (DBH) de cada árbol focal fue medido y se marcaron las ubicaciones de cada uno de ellos con un GPS. Los testigos de madera fueron marcados y almacenados para su posterior procesamiento en el laboratorio. Además, se anotaron los individuos más cercanos de cada árbol focal en los cuatro puntos cardinales (distancia, especie y DBH) siguiendo el método de *point centered quarter method* [13] para calcular un índice de competencia.

3.2. TRABAJO DE LABORATORIO

3.2.1. Procesamiento de suelos y hojarasca

Una vez en el laboratorio, las muestras de suelo se dejaron secar a temperatura ambiente durante un mínimo de 3 semanas (hasta alcanzar un peso constante). Una vez secas, se pesaron en una balanza. A continuación, se procesó cada muestra como sigue: las piedras más voluminosas se retiraron a mano; el resto del suelo se trituró manualmente con la ayuda de una maza y de un rodillo de madera para deshacer los agregados, y se pasó la muestra por un tamiz de 2 mm de luz, recogiendo como fracción fina lo que atravesaba el tamiz. El material retenido se siguió triturando y tamizando varias veces hasta comprobar que todo el material retenido eran piedras o raíces y no agregados de suelo. De esta manera se obtuvieron tres fracciones: suelo triturado (el que atraviesa el tamiz), piedras de diverso calibre (> 2 mm) y raíces. Las tres fracciones se pesaron (en el caso de las raíces, previamente se secaron en una estufa a 60°C durante >48 h para eliminar la humedad). De la fracción fina del suelo se separó una fracción de unos 50 g que fue pesada antes y después de ser secada en la estufa a 60°C. La diferencia de peso es atribuible al agua remanente en los suelos secados al aire. Esa proporción se descontó del peso de los suelos secados al aire.

Las muestras de las tres fracciones se enviaron a analizar al laboratorio del Instituto Madrileño de Investigación Agraria (IMIDRA) para determinar su contenido en carbono orgánico mediante el método Walkley & Black [14]

3.2.2. Procesamiento de hojarasca y raíces

Una vez en el laboratorio, las muestras de hojarasca se secaron en una estufa de aire forzado a 60°C durante un mínimo de 48 h (hasta alcanzar un peso constante) y se pesaron. A continuación, se molieron con la ayuda de un molino de café (para reducir los fragmentos) y de un molino Culatti con un tamiz que deja pasar partículas de menos de 1 mm. Las raíces obtenidas en el procesamiento del suelo se molieron de igual manera. Las muestras se enviaron a analizar al laboratorio del Instituto Madrileño de Investigación Agraria (IMIDRA) para determinar su contenido en carbono orgánico mediante el método Walkley & Black [14]

3.2.3. Procesamiento de testigos de madera

Los testigos de madera se trasladaron al laboratorio para su posterior pegado sobre listones de madera. Una vez pegados e identificados se lijaron con una lijadora de mano con distintas lijas de granos ascendentes (90-120-240-400). De esta manera se consigue un mejor lijado que posteriormente es útil para la datación cruzada. Los testigos se están datando haciendo uso de la lupa binocular. Esta datación cruzada consiste en diferenciar los distintos años de cada uno de los testigos, así como en identificar los años característicos (especialmente anchos, estrechos o con anomalías en la formación de la madera). Los testigos datados se están escaneando con una resolución de 1200 ppi (pixels por pulgada). Una vez escaneados, se utilizará el programa informático Coorecorder 9.5 [15] para medir las distancias de cada uno de los anillos y CDendro 9.5 [15] para agrupar los datos y crear series maestras. La calidad de la datación de estas series será comprobada con el programa COFECHA [16].

3.3. CÁLCULOS Y ANÁLISIS DE DATOS

3.3.1. Cálculos de carbono en los diferentes compartimentos del bosque

A) CARBONO EN BIOMASA VEGETAL

El stock de carbono se calculó para los siguientes compartimentos del bosque:

- biomasa aérea de árboles vivos
- biomasa subterránea de árboles vivos
- biomasa aérea de matorral
- madera muerta
- biomasa fina muerta depositada en el suelo (hojarasca, ramas, frutos)
- materia orgánica del suelo
- raíces finas encontradas en las muestras del suelo.

Para calcular el carbono en biomasa de árboles vivos (tanto parte aérea como raíz) se utilizaron las ecuaciones alométricas [17, 18] (Tabla 2), basadas en las dimensiones de los árboles presentes en las parcelas (diámetro del tronco a la altura del pecho y altura). En el caso de *Eucalyptus camaldulensis*, al no disponer de ecuaciones específicas, utilizamos las desarrolladas para *E. globulus*, por ser la especie más similar para la que existen ecuaciones. Para transformar la biomasa de los árboles en carbono, se utilizaron las tablas aportadas por Montero et al. [19] del contenido de carbono (Tabla 2). Cuando encontrábamos árboles muertos caídos o en pie, o ramas grandes muertas en el suelo, también medimos sus dimensiones (diámetro y longitud/altura) y aplicamos las mismas ecuaciones alométricas, aunque asignamos este carbono como “madera muerta”.

Tabla 2. Ecuaciones alométricas utilizadas para estimar la biomasa de árboles en las parcelas muestreadas y contenido de carbono en biomasa utilizado para transformar biomasa en unidades de carbono.

Ecuaciones alométricas por especie*	Referencia	% carbono**
<i>Eucalyptus globulus</i> Stem + Thick branches $W_{s+b7} = 0.0221 \cdot d^2 \cdot h$ Medium branches $W_{b2-7} = 0.154 \cdot d^{1.668}$ Thin branches + leaves $W_{b2+l} = 0.180 \cdot (d^2 \cdot h)^{0.587}$	Ruiz-Peinado et al. 2012	47,5
<i>Pinus pinaster</i> Ait. Stem $W_s = 0.0278 \cdot d^{2.115} \cdot h^{0.618}$ Thick + Medium branches $W_{b7+} W_{b27} = 0.000381 \cdot d^{3.141}$ Thin branches + needles $W_{b2+n} = 0.0129 \cdot d^{2.320}$ Roots $W_r = 0.00444 \cdot d^{2.804}$	Ruiz-Peinado et al. 2011	51,1
<i>Quercus ilex</i> Stem $W_s = 0.143 \cdot d^2$ Thick branches If $d \leq 12.5$ cm then $Z = 0$; If $d > 12.5$ cm then $Z = 1$; $W_{b7} = [0.0684 \cdot (d - 12.5)^2 \cdot h] \cdot Z$ Medium branches $W_{b2-7} = 0.0898 \cdot d^2$ Thin branches + leaves $W_{b2+l} = 0.0824 \cdot d^2$ Roots $W_r = 0.254 \cdot d^2$	Ruiz-Peinado et al. 2012	47,5
<i>Quercus suber</i> Stem $W_s = 0.00525 \cdot d^2 \cdot h + 0.278 \cdot d \cdot h$ Thick branches $W_{b7} = 0.0135 \cdot d^2 \cdot h$ Medium branches $W_{b2-7} = 0.127 \cdot d \cdot h$ Thin branches + leaves $W_{b2+l} = 0.0463 \cdot d \cdot h$ Roots $W_r = 0.0829 \cdot d^2$	Ruiz-Peinado et al. 2012	47,2

*W- Biomasa de la fracción correspondiente: s- tronco principal (*stem*), b7- ramas gruesas (*thick branches*), b2-7- ramas intermedias (*medium branches*), b2+l- ramas finas y hojas (*thin branches + leaves*), r- raíces (*roots*).

d- diámetro del tronco a la altura del pecho

h- altura del árbol

**Datos de Montero et al. [19]

Para estimar el carbono almacenado por la biomasa aérea del matorral, se utilizó el trabajo de Montero et al. [20]. Inicialmente asignamos el matorral encontrado en cada inventario a una de las “agrupaciones de matorral” descritas por estos autores, en función de las especies dominantes (Tabla 3). A continuación, se utilizó la ecuación alométrica correspondiente a esa agrupación para estimar la biomasa aérea del matorral a partir de la altura y cobertura medidas en cada inventario. Por último, la biomasa se transformó en unidades de carbono multiplicándola por el contenido de carbono de la/s especie/s dominante/s en el tipo de matorral (Tabla 3).

Tabla 3. Agrupaciones de matorral definidas por Montero et al. (2020) [20] a las que hemos asignado la vegetación arbustiva encontrada en los inventarios. Para cada agrupación se muestra la ecuación alométrica para el cálculo de biomasa y los valores de las constantes. En la última columna se muestran las especies dominantes encontradas en cada agrupación y su contenido de carbono, según Montero et al. (2020). Estos valores se utilizaron para transformar la biomasa del matorral en unidades de carbono.

Agrupación de matorral	Ecuación alométrica*	Especie dominante y % carbono						
15-Arbustados de <i>Quercus ilex</i>	$W \text{ (tn ha}^{-1}\text{)} = a_1 \cdot Hm^{b_1} \cdot \arccoseno(\sqrt{(FCC/100)})^{b_2}$ <table border="1"> <tr><td>a₁</td><td>0,3768846</td></tr> <tr><td>b₁</td><td>1,5295796</td></tr> <tr><td>b₂</td><td>1,0172503</td></tr> </table>	a ₁	0,3768846	b ₁	1,5295796	b ₂	1,0172503	<i>Erica arborea</i> 51,43% <i>Phyllirea angustifolia</i> 53,02%
a ₁	0,3768846							
b ₁	1,5295796							
b ₂	1,0172503							
19-Mancha mediterránea y afines	$W \text{ (tn ha}^{-1}\text{)} = a_1 \cdot Hm \arccoseno(\sqrt{(FCC/100)})$ <table border="1"> <tr><td>a₁</td><td>1,628329</td></tr> </table>	a ₁	1,628329	<i>Quercus ilex</i> 46,72% <i>Viburnum tinus</i> 50,82%				
a ₁	1,628329							
24-Matorrales de leguminosas aulagoides y afines	$W \text{ (tn ha}^{-1}\text{)} = a_1 \cdot Hm^{b_1} \cdot \arccoseno(\sqrt{(FCC/100)})^{b_2}$ <table border="1"> <tr><td>a₁</td><td>1,4901824</td></tr> <tr><td>b₁</td><td>0,988850</td></tr> <tr><td>b₂</td><td>1,0275925</td></tr> </table>	a ₁	1,4901824	b ₁	0,988850	b ₂	1,0275925	<i>Genista</i> spp. 50,59%
a ₁	1,4901824							
b ₁	0,988850							
b ₂	1,0275925							
25-Jarales y matorrales de Cistáceas	$W \text{ (tn ha}^{-1}\text{)} = a_1 \cdot [Hm \arccoseno(\sqrt{(FCC/100)})]^{b_1}$ <table border="1"> <tr><td>a₁</td><td>1,7397887</td></tr> <tr><td>b₁</td><td>0,884211</td></tr> </table>	a ₁	1,7397887	b ₁	0,884211	<i>Cistus ladanifer</i> 49,7% <i>Erica arborea</i> 51,43%		
a ₁	1,7397887							
b ₁	0,884211							
26-Matorrales de labiadas y tomillares	$W \text{ (tn ha}^{-1}\text{)} = a_1 \cdot [Hm \arccoseno(\sqrt{(FCC/100)})]^{b_1}$ <table border="1"> <tr><td>a₁</td><td>1,378164</td></tr> <tr><td>b₁</td><td>0,999194</td></tr> </table>	a ₁	1,378164	b ₁	0,999194	<i>Lavandula stoechas</i> 53,09%		
a ₁	1,378164							
b ₁	0,999194							

* W- Biomasa aérea del matorral; Hm- altura media del matorral; FCC- fracción cabida cubierta o cobertura (%) del matorral; a₁, b₁ y b₂- constantes estimadas para cada ecuación.

B) CARBONO EN HOJARASCA

Para estimar el carbono contenido en esta fracción, estimamos inicialmente la cantidad de peso seco de hojarasca de cada parcela y lo expresamos en megagramos (Mg) por hectárea. A continuación, multiplicamos ese valor por el % de carbono obtenido en los análisis para cada muestra para obtener el peso del carbono (Mg/ha).

C) CARBONO EN RAÍCES

Una vez obtenido el peso seco de las raíces (>2 mm) encontradas en las muestras de suelo de cada parcela, para cada una de las dos profundidades (0-10 y 10-30 cm), y conocido el

volumen de suelo de las muestras, se estimó la cantidad de biomasa de raíces que contiene el volumen de ambas fracciones de suelo en una ha. Para transformar la biomasa en unidades de carbono, se multiplicó por la proporción de carbono resultante de los análisis de las raíces.

D) CARBONO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

De cada muestra de suelo se estimó la densidad aparente (peso seco del suelo, excluidas las piedras, por unidad de volumen de la muestra) y se multiplicó por la proporción de carbono contenido en esa muestra. Posteriormente, ese valor se extrapola al volumen de suelo (de las dos profundidades analizadas, 0-10 y 10-30 cm) contenido en una ha. De esta forma se calculó la cantidad de carbono que contiene la materia orgánica del suelo en una ha en cada una de las dos profundidades.

3.3.2. Riqueza y diversidad del matorral

En los inventarios de matorral realizados se estimó la riqueza de especies (S =número de especies de matorral) y la diversidad utilizando el índice de Shannon (H'):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i)$$

p_i - frecuencia relativa de la especie i en el inventario

3.3.3. Análisis estadísticos

A) ESTRUCTURA DEL BOSQUE

Todas las variables calculadas se compararon entre los tipos de vegetación utilizando un modelo lineal general seguido de un ANOVA (función *lm()* y *anova()* del software R), o con un test de Kuskal-Wallis (función *kruskal.test()*) cuando no se cumplían los requisitos de normalidad y homocedasticidad. En el primer caso, y cuando los resultados fueron significativos, se realizó a continuación un test de Tukey (función *tukey()*) para detectar qué tipos de bosque difieren entre sí. Las variables analizadas fueron:

- Variables relacionadas con la estructura del bosque: altura de los árboles, diámetro de los árboles a la altura del pecho, densidad de pies por ha, área basal (superficie cubierta por troncos por ha).
- Contenido de carbono total y en cada compartimento (biomasa arbórea aérea, biomasa arbustiva aérea, raíces de los árboles, hojarasca depositada en el suelo, suelo superficial (0-10 cm), suelo subsuperficial (10-30 cm), y raíces encontradas en ambas fracciones del suelo).
- Variables relacionadas con la estructura de la vegetación arbustiva: cobertura, altura media, riqueza de especies y diversidad de especies.

4. RESULTADOS

4.1. COMPARACIÓN DE LA ESTRUCTURA Y ESTADO DE SALUD ENTRE TIPOS DE BOSQUE

Entre el conjunto de las parcelas se abarcaron un total de 769 árboles. El bosque que mostró un peor estado de salud fue el eucaliptal, donde el 14% de los árboles fueron clasificados como muertos, el 17% muy dañados y el 15% dañados. En el alcornocal se encontraron un 2% de

individuos muertos y un 3% muy dañados; sin embargo, es posible que estos valores estén subestimados, ya que, dado que nuestro objetivo era determinar el carbono almacenado por árboles vivos, procuramos evitar áreas donde se encontraban muchos árboles muertos. El pinar y encinar mostraron mejor estado de salud, con un 2% de individuos muertos en el primero y un 1% de individuos muy dañados en el segundo (Fig. 7).

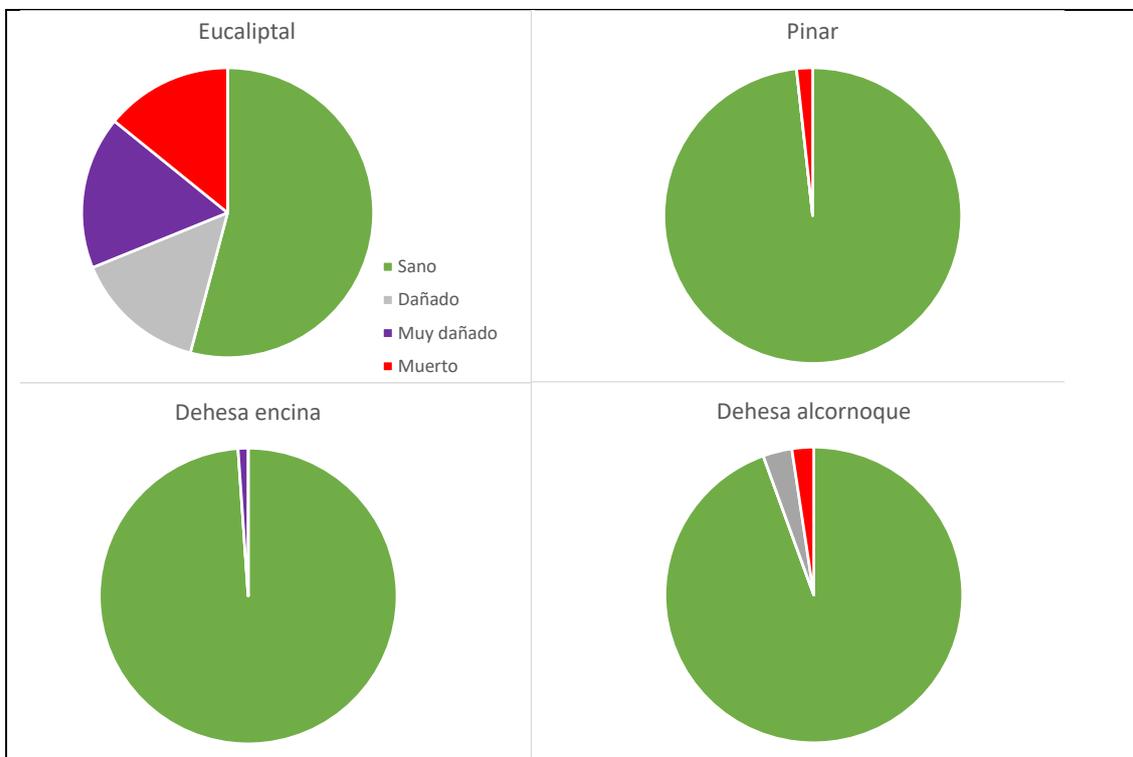


Fig. 7. Proporción de individuos en distinto estado de salud entre los tipos de bosque.

La altura de los árboles difirió entre las cuatro formaciones, con valores más altos en el eucaliptal y el pinar que en las dos dehesas; las dehesas de encinas mostraron una gran dispersión de valores (Fig. 8a). En cuanto al diámetro de los árboles, fueron los alcornocales los que mostraron valores más elevados, siendo similares entre los otros tres tipos de bosque (Fig. 8b). La densidad de árboles fue máxima en el pinar (1665 pies/ha), seguida a gran distancia por el eucaliptal (492 pies/ha) y mínima en las dehesas (177 y 113 pies/ha en la de encina y de alcornoque, respectivamente) (fig. 8c). Por último, el área basal del pinar fue máxima, seguida del alcornocal, del eucaliptal y, por último, del encinar (Fig. 8d).

4.2. COMPARACIÓN DEL STOCK DE CARBONO ENTRE LOS TIPOS DE VEGETACIÓN

La Fig. 9 muestra de forma sintética el stock de carbono promediado por hectárea en cada tipo de vegetación, separando las distintas fracciones de biomasa. La Tabla 4 muestra el resultado de la comparación entre tipos de vegetación. Se puede observar que las dos plantaciones (pinar y eucaliptal) almacenan más carbono que las dehesas de encina y alcornoque, y mucho más que el matorral.

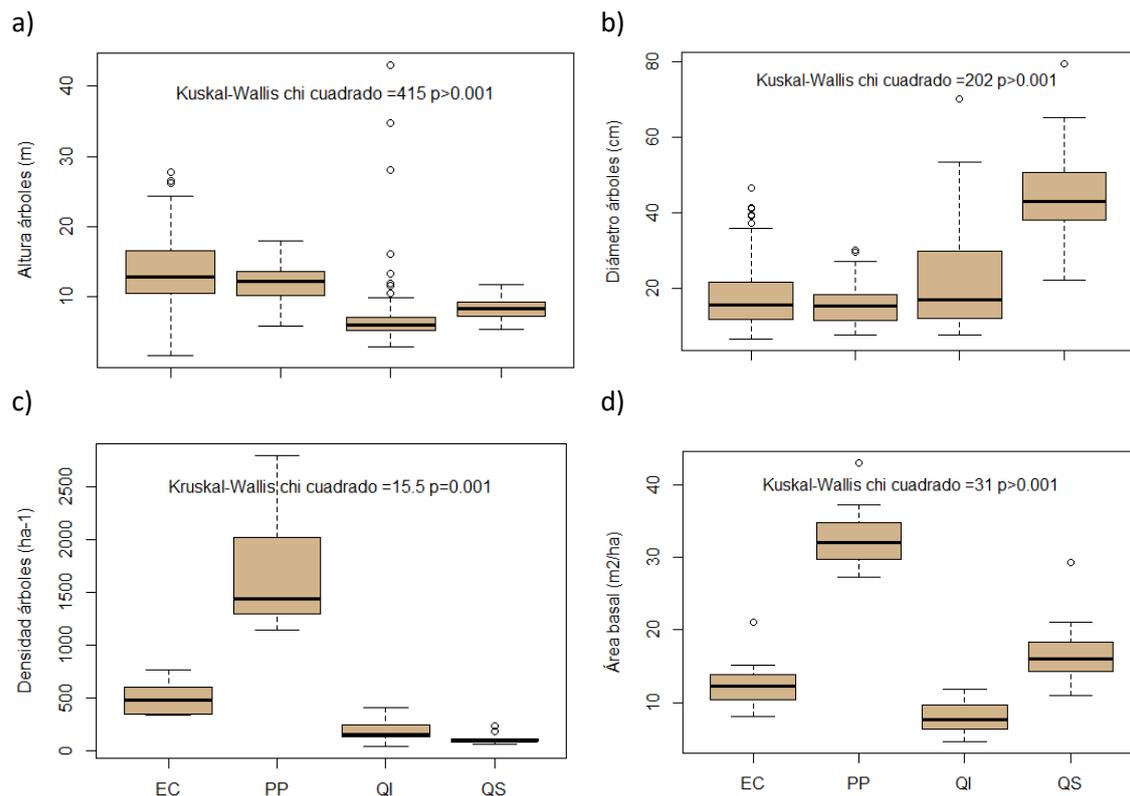


Figura 8. Comparación de a) la altura, b) el diámetro de los árboles, c) densidad de árboles y d) el área basal entre los cuatro tipos de bosque (EC- Eucaliptal, PP- Pinar, QI- dehesa de encinas y QS- dehesa de alcornoces).

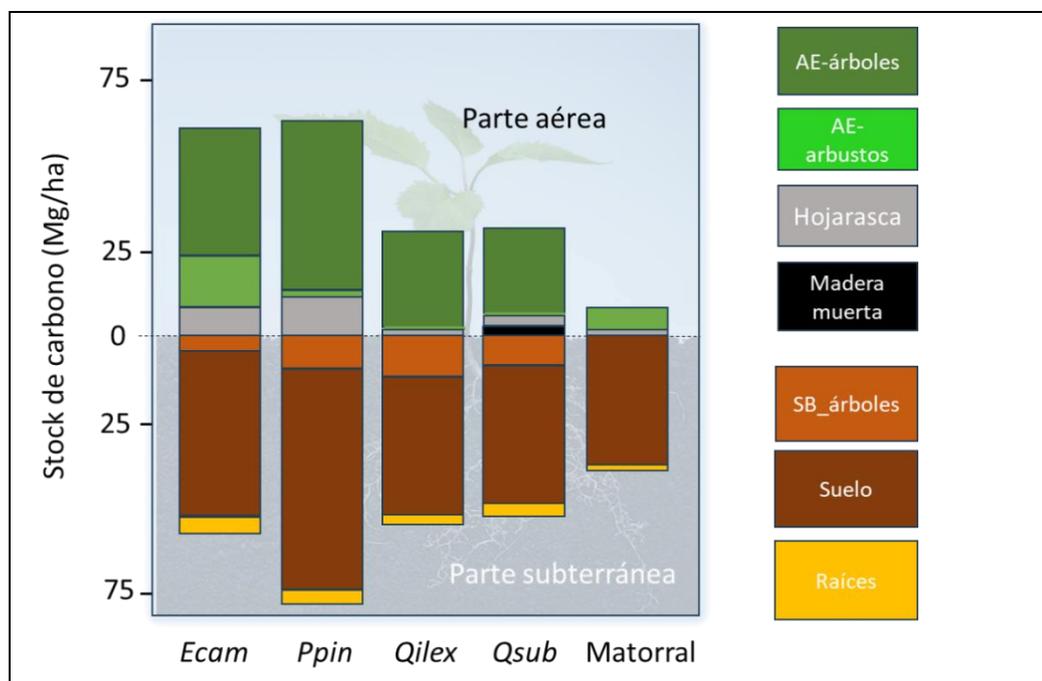


Figura 9. Contenido medio total y por fracciones de carbono encontrado en cada tipo de vegetación (Ecam- eucaliptal, Ppin- pinar, Qilex- dehesa de encina, Qsub- dehesa de alcornoque, y matorral de la zona restaurada). Las fracciones se muestran a la derecha (AE- parte aérea, SB- parte subterránea). Por simplicidad, en esta figura se han agrupado los valores correspondientes a las dos profundidades del suelo, tanto para el stock de carbono en el suelo como para las raíces encontradas en éste. Los valores desglosados se muestran en la Tabla 4.

En general, la fracción que más carbono almacena es el suelo, seguido de la parte aérea de los árboles, las cuales siguieron tendencias similares al carbono total (Fig. 9). El stock total de carbono fue máximo en el pinar, seguido del eucaliptal, de los dos tipos de dehesas de quercíneas y, por último, del matorral (Fig. 9, Tabla 4). Las raíces de los árboles almacenan más carbono en la dehesa de encinar, seguido del pinar y de la dehesa de alcornoque, siendo el eucaliptal la formación arbórea con menos carbono en esta fracción. Por el contrario, el stock de carbono en arbustos fue máximo en el eucaliptal, seguido del matorral y del pinar, mientras que en los dos tipos de dehesas fue insignificante (Fig. 9, Tabla 4). La hojarasca almacena más carbono en el pinar, seguido del eucaliptal, mientras que las otras tres formaciones mostraron valores mucho más bajos. Las raíces encontradas en las dos fracciones de suelo (0-10 cm y 10-30 cm) almacenaron cantidades de carbono similares entre las cuatro formaciones arbóreas y mayores que en el matorral (Tabla 4). El único tipo de vegetación donde encontramos cantidades apreciables de carbono en madera muerta fue el alcornocal, donde había gran cantidad de ramas, incluso árboles enteros muertos (Fig. 9).

Tabla 4. Comparación del stock de carbono de diferentes compartimentos entre distintos tipos de vegetación. Los valores son la media de carbono (Mg/ha). Letras diferentes indican diferencias significativas entre medias, según un test Tukey de comparación múltiple (solo cuando se cumplieron los requisitos para hacer un ANOVA). Se muestran los valores de F (ANOVA) o Chi-cuadrado (Kruskal-Wallis) y la significación (**P<0.001; *0.001<P<0.01; *0.01<P<0.05; ns P>0.05).

Compartimentos	<i>E. camaldulensis</i>	<i>P. pinaster</i>	<i>Q. ilex</i>	<i>Q. suber</i>	Matorral	F/(Chi cuadrado)	Signif.
Total	118.92 ^a	141.70 ^b	86.71 ^c	85.34 ^c	48.43 ^d	50.64	***
Árboles (AE)	37.25	49.25	27.99	25.10	-	(16.55)	***
Arbustos (AE)	14.68	2.30	0.56	0.70	6.53	(37.43)	***
Hojarasca	9.02 ^a	11.97 ^b	2.88 ^c	3.04 ^c	2.43 ^c	51.89	***
Raíz árboles	4.25 ^a	9.59 ^{bc}	12.28 ^b	8.71 ^c	-	1.14	***
Suelo (0-10 cm)	20.13	26.38	22.23	21.74	20.42	20.00	ns
Suelo (10-30 cm)	28.42 ^a	38.43 ^b	17.91 ^c	20.24 ^c	18.20 ^c	4.58	***
Raíces (0-10 cm)	2.05	1.72	1.12	1.15	0.49	(17.93)	**
Raíces (10-30 cm)	3.11	2.06	1.73	3.21	0.36	(25.32)	**

4.3. COMPARACIÓN DEL STOCK DE CARBONO RELATIVIZADO AL ÁREA BASAL ENTRE TIPOS DE BOSQUE

Dado que las formaciones arbóreas comparadas difirieron ampliamente en densidad de árboles y área basal (Fig. 8c y d), calculamos también el stock de carbono de cada fracción en función del área basal (suma de la sección transversal de todos los árboles presentes en una unidad de superficie). Los resultados permiten dissociar el efecto de la densidad y del tipo de vegetación sobre el stock de carbono encontrado.

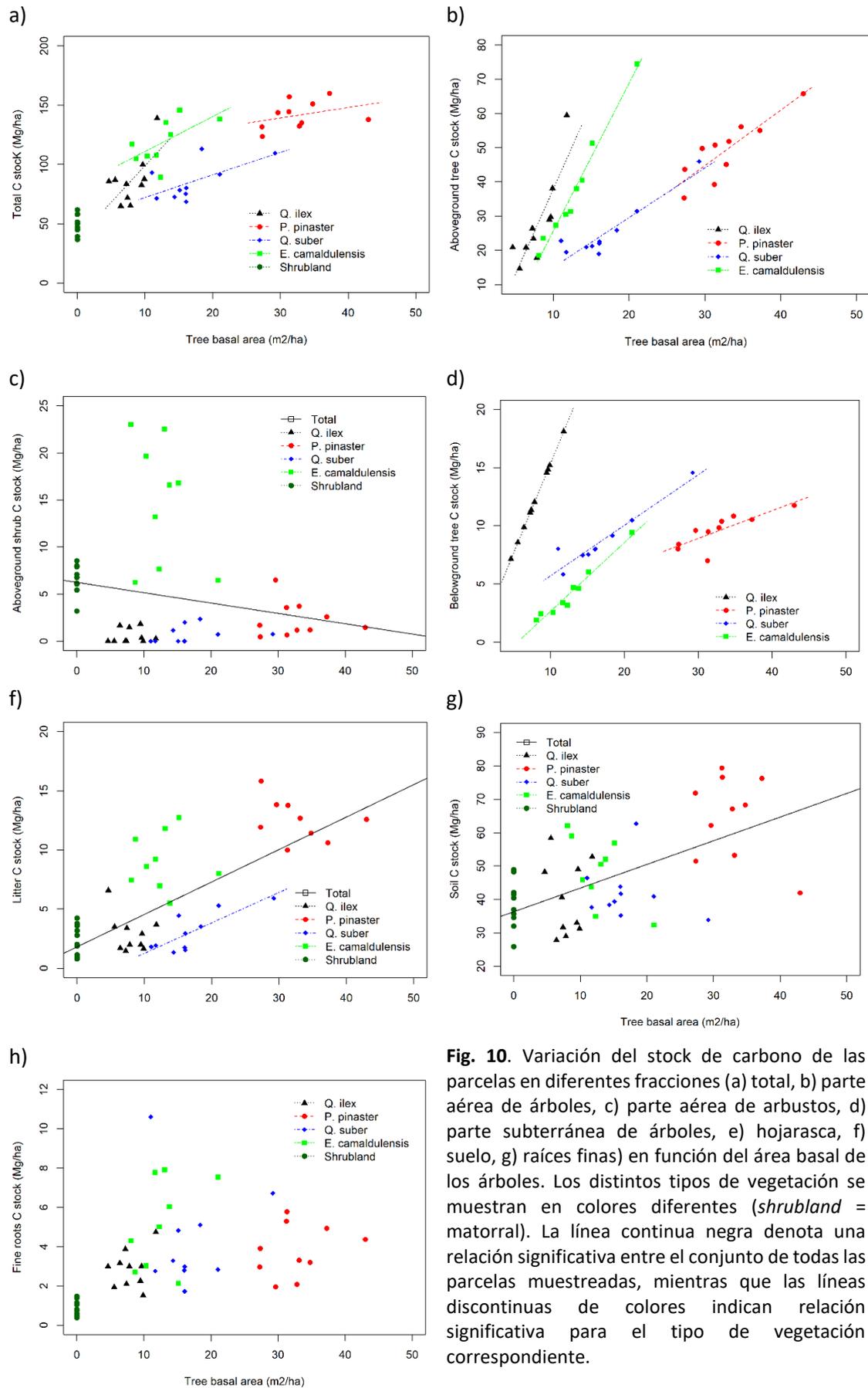


Fig. 10. Variación del stock de carbono de las parcelas en diferentes fracciones (a) total, b) parte aérea de árboles, c) parte aérea de arbustos, d) parte subterránea de árboles, e) hojarasca, f) suelo, g) raíces finas) en función del área basal de los árboles. Los distintos tipos de vegetación se muestran en colores diferentes (*shrubland* = matorral). La línea continua negra denota una relación significativa entre el conjunto de todas las parcelas muestreadas, mientras que las líneas discontinuas de colores indican relación significativa para el tipo de vegetación correspondiente.

El stock total de carbono aumenta linealmente con el área basal en cada tipo de vegetación, siendo este aumento mucho más acelerado en la dehesa de encinar que en los demás tipos de vegetación (Fig. 10a). El stock de carbono en biomasa de árboles, tanto en su parte aérea como subterránea, mostraron tendencias similares (Fig. 10b y 10d). El carbono almacenado en la biomasa aérea del matorral, en la hojarasca y en el suelo siguió una tendencia positiva con el área basal de los bosques, pero solo cuando se consideraron juntas todas las parcelas (Fig. 8c, 8f, 8g), aunque en el caso del suelo esta relación también fue significativa para el alcornocal (Fig. 8f). El stock de carbono en raíces encontradas en el suelo no se relacionó con el área basal (Fig. 8h).

4.4. COMPARACIÓN DE LA VEGETACIÓN ARBUSTIVA ENTRE TIPOS DE VEGETACIÓN

La estructura de la vegetación arbustiva difirió entre los distintos tipos de vegetación. La cobertura fue significativamente mayor en el eucaliptal y el matorral que en el pinar y los dos tipos de dehesas, donde fue muy baja (Fig. 11a). La altura siguió una tendencia similar, aunque en este caso fue mayor en eucaliptal que en el matorral (Fig. 9b). La riqueza de especies arbustivas también fue mayor en el eucaliptal y matorral, seguida del pinar y de las dos dehesas de *Quercus*, aunque en este caso el matorral y el pinar no difirieron significativamente (Fig. 9c). Por último, el índice de diversidad de Shannon fue mayor en el matorral que en el sotobosque de los demás tipos de vegetación, que no difirieron significativamente (Fig. 9d). Tanto la riqueza como la diversidad mostraron valores relativamente bajos.

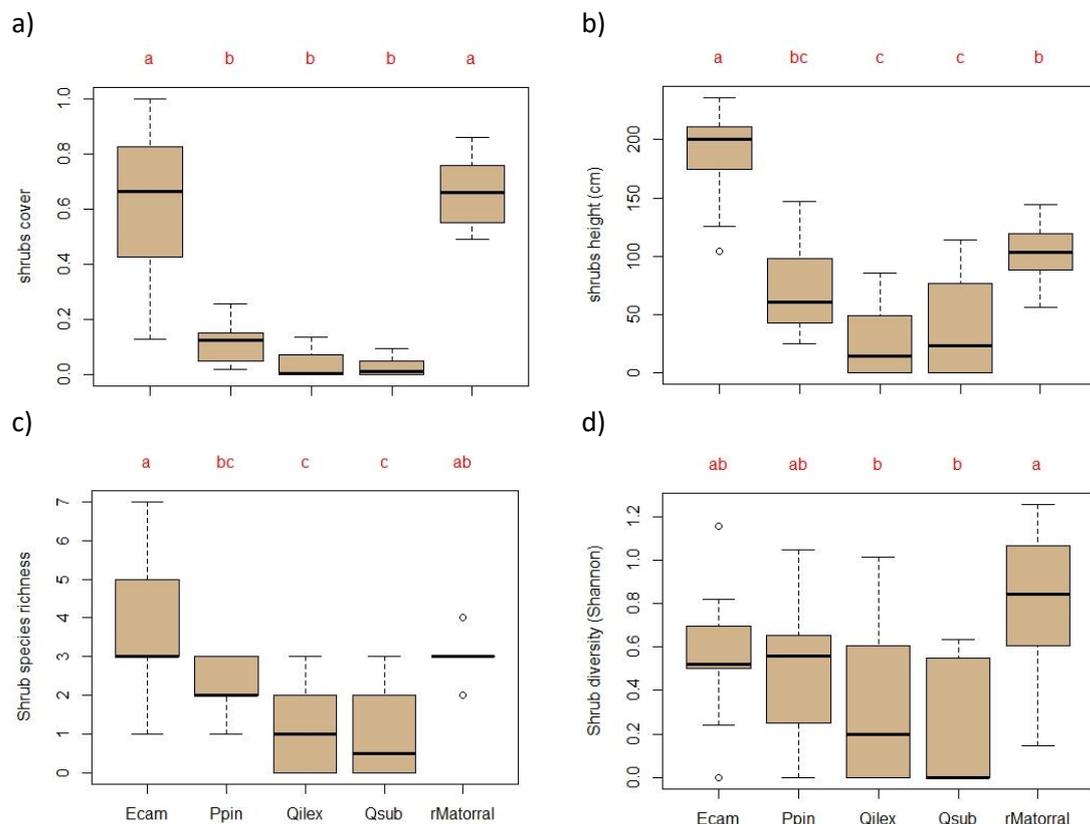


Fig. 11. Características de la vegetación arbustiva en los distintos tipos de vegetación: a) cobertura (en tanto por uno), b) altura media, c) riqueza de especies arbustivas, d) diversidad de especies arbustivas según el índice de Shannon. Letras distintas entre columnas indican diferencias significativas entre formaciones vegetales según el test de Tukey.

5. DISCUSIÓN

5.1. DIFERENCIAS DE ESTRUCTURA Y DE STOCK DE CARBONO ENTRE TIPOS DE VEGETACIÓN

Los cinco tipos de vegetación leñosa analizados en el PN de Monfragüe difieren en la cantidad de carbono que almacenan por unidad de hectárea. El pinar de pino resinero (*P. pinaster*) es la que más carbono almacena (142 Mg/ha), seguida del eucaliptal (*E. camaldulensis*) con 119 Mg/ha. Bastante por detrás quedan las dehesas de encina (*Q. ilex*), con 87 Mg/ha, y la de alcornoque (*Q. suber*), con 85 Mg/ha. Muy por detrás está el matorral resultante del intento de restauración, con solo 48 Mg/ha.

El elevado contenido de carbono del pinar, tanto en la parte aérea como subterránea, se puede atribuir principalmente a la elevada densidad de los árboles, que en promedio triplica los valores del eucaliptal, siendo un orden de magnitud mayor que la de las dehesas (Fig. 8c). También la mayor altura de los pinos, en comparación con las quercíneas (Fig. 8a), contribuyen a estos elevados valores.

El eucaliptal es la formación vegetal que sigue al pinar en stock de carbono, aunque en este caso los valores solo fueron altos para la parte aérea (biomasa arbórea y arbustiva, y hojarasca). En el eucaliptal la mayor densidad de árboles y mayor altura de éstos, junto con la alta cobertura y altura de arbustos, explican que almacene más carbono que las dehesas de quercíneas. La densidad del eucaliptal (492 árboles/ha, de los cuales el 15% están aparentemente muertos) está en torno a la mitad de la densidad original de plantación (800-1000 árboles/ha, [12]. Además, un tercio de los árboles vivos mostraron mal estado de salud. Estos valores son similares a los registrados en un inventario forestal realizado en la misma finca (Linarejos) en 2012 [12], donde se reportaba una densidad de 470 árboles/ha y un 13.8% de árboles secos. Este inventario también permite estimar el incremento entre 2012 y 2023 del área basal, que pasa de 11,20 a 12,7 m²/ha, y del diámetro medio de los árboles (DBH) que pasa de 17,3 a 17,83 cm [12]. Esto resulta en incremento de área basal de 0,136 m²ha⁻¹año⁻¹, que es muy inferior al valor de 0,238 m²ha⁻¹año⁻¹ registrado como media para *E. camaldulensis* en España, a partir de la comparación de los Inventarios Forestales Nacionales 3-4 [21]. El mal estado de salud de los eucaliptos hace pronosticar que será sustituido progresivamente por la pujante vegetación arbustiva y arbórea (*Erica arborea*, *Phyllirea angustifolia*, *Arbutus unedo*, *Quercus ilex*, etc.) que le acompaña en el estrato inferior. Cabe mencionar que esta es la formación vegetal donde la proporción de carbono subterráneo fue más baja (49% frente al 55% del pinar, el 64% de las dos dehesas y el 82% del matorral). Dado que el carbono subterráneo está mejor protegido frente a perturbaciones como incendios [22], el eucaliptal sería el tipo de vegetación (entre los estudiados) que está expuesto a una pérdida de carbono proporcionalmente mayor en caso de incendio.

Las dehesas de encina y alcornoque mostraron valores similares de contenido total de carbono, en concordancia con una estructura del bosque similar (altura y densidad similares), aunque los alcornoques mostraron mayor diámetro, mayor área basal y peor estado de salud que las encinas. Sin embargo, el encinar mostró el mayor stock de carbono en raíces de árboles, lo que corresponde con la elevada profundidad de las raíces reportada para esta especie [23].

El matorral resultante del intento fallido de restauración del eucaliptal, es el tipo de vegetación que menos carbono almacena debido a su menor porte. Incluso, la vegetación arbustiva que acompaña al eucaliptal muestra un contenido de carbono que dobla al de este matorral, gracias a su mayor altura media (Fig. 11b). El carbono almacenado en las raíces

encontradas en el suelo fue notablemente menor que el de las demás formaciones. En contraste, la cantidad de carbono que almacena el suelo hasta la profundidad prospectada (30 cm) resulta elevada (similar a la de las dehesas) en proporción al escaso porte de la vegetación. Ello sugiere que parte del carbono del suelo es un legado de la vegetación arbórea que previamente cubría la zona, a pesar del destocamiento de los eucaliptos.

Al analizar la variación de stock de carbono de los bosques en función de su área basal, se puede observar que la dehesa de encinar es la que aumenta más rápido (mayor pendiente de regresión, Fig. 10), sobre todo gracias al rápido aumento del carbono en las raíces de los árboles, mientras que el pinar lo hace mucho más lentamente (Fig. 10a). Este lento aumento del carbono con el área basal, junto con la elevada densidad de árboles del pinar, sugiere que este bosque tiene una escasa capacidad para almacenar más carbono. Además, su densa estructura y su acumulación de hojarasca seca lo hacen altamente proclive a sufrir incendios [4], que conllevarían la rápida pérdida del carbono almacenado en la parte aérea. Por el contrario, las dehesas tienen un mayor margen para aumentar el secuestro de carbono si aumentara su densidad.

5.2. ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN ARBUSTIVA

Los valores de riqueza y diversidad de la vegetación probablemente están subestimados debido a que el método utilizado (intercepción con cuerdas) no detecta especies con escasa cobertura. Además, el muestreo se hizo en invierno, cuando las especies son menos conspicuas. Por ello, su valor es meramente comparativo.

La vegetación arbustiva mostró valores máximos de cobertura (en torno al 65%) en el eucaliptal y en el matorral, aunque en este último la altura media fue aproximadamente la mitad que en el eucaliptal. Esta mayor cobertura también se acompaña de una mayor riqueza de especies en ambos tipos de vegetación, aunque el matorral mostró una diversidad ligeramente mayor debido a su mayor equitatividad.

La vegetación arbustiva del pinar mostró una cobertura media por debajo del 20%, no muy diferente de las dehesas, donde no llegó al 10%. La riqueza y la altura, aunque ligeramente mayores que en la dehesa, fueron bajas en los tres tipos de vegetación. En el pinar, el factor que limita el desarrollo de la vegetación arbustiva es, probablemente, la escasa cantidad de luz que alcanza el suelo, además de la gruesa capa de acículas, que dificulta el contacto de las semillas con el suelo, así como la germinación [24, 25]. Las especies de arbustos que dominan en el pinar (*Erica arborea* y *Phyllirea angustifolia*) son especies que toleran bien la sombra. Por el contrario, en las dehesas de encina y alcornoque, donde la luz es un factor menos limitante, dominan especies de sol, como *Cistus ladanifer* y *Lavandula stoechas*. El escaso desarrollo del matorral en las dehesas probablemente se debe a la fuerte presión de herbívoros durante décadas, ya sean domésticos (antes de la declaración de Parque Nacional) o salvajes en la actualidad (ciervos y corzos).

5.3. RECOMENDACIONES DE MANEJO

Los tipos de vegetación analizados pueden mejorar su capacidad para almacenar carbono a largo plazo, ya sea a través del aumento de la densidad de árboles (caso de las dehesas y del matorral) o generando una estructura forestal más estable y menos vulnerable a los incendios (caso de las plantaciones de pino y eucalipto). Aunque los pinares y eucaliptales son elementos artificiales con escasa cabida en un espacio protegido, es importante destacar que también desempeñan un importante papel como reservorios de carbono y como protectores del suelo,

entre otras funciones. Por ello, nuestra recomendación es facilitar una transición progresiva hacia vegetación natural, sin reducciones drásticas de cobertura y sin actuaciones agresivas sobre el suelo.

5.3.1. Eucaliptal

Dado el mal estado de salud de los eucaliptos y su escaso crecimiento, parece previsible que el eucaliptal vaya decayendo por sí mismo y sea sustituido por el matorral que crece debajo. Este matorral muestra una alta cobertura, altura y riqueza de especies mediterráneas (incluyendo encinas) que parecen competir fuertemente (y con ventaja) con los eucaliptos. De hecho, observamos que las parcelas donde mejor estado de salud y mayores crecimientos mostraron los eucaliptos, eran las que tenían un suelo con alta pedregosidad, donde apenas había arbustos. No recomendamos ninguna actuación que suponga la alteración y movimiento del suelo (como destocoamientos) porque destruirían la vegetación arbustiva. La tala de los eucaliptos remanentes no aportaría mayores beneficios al sistema ya que podría promover el rebrote del eucalipto o la expansión de la jara (*Cistus ladanifer*), especie heliófila que se beneficiaría de una mayor entrada de luz. Posiblemente la mayor amenaza que pesa sobre este sistema es el riesgo de incendios, debido a la alta densidad del matorral. En este sentido, una reducción de la densidad mediante un pastoreo controlado con cabras, podría disminuir este riesgo.

5.3.2. Pinar

En el pinar de pino resinero sería conveniente reducir la densidad de árboles a la mitad (unos 800 pies/ha), lo que fomentaría el desarrollo de la vegetación arbustiva, entre la que se encuentran plántulas de encina, que con el tiempo podrían ir sustituyendo al pinar de forma natural. Además, este tipo de bosque, con la elevada densidad y acúmulo de acículas que muestra, es altamente vulnerable al fuego. Si se produjera un incendio, se perdería una gran cantidad de carbono. Asimismo, la experiencia previa muestra que tras un incendio el sistema que se regenera con más eficiencia es el pinar, y no la vegetación nativa. Un aclareo facilitaría la sustitución de éste por el bosque-matorral nativo de la zona.

5.3.3. Dehesas de encina y alcornoque

Estos sistemas abiertos, con apenas cobertura de arbustos, son los menos vulnerables a los incendios y los que tienen margen para aumentar su almacén de carbono. Sin embargo, la ausencia casi total de regenerado arbóreo compromete su futuro. Este problema es más acuciante en el alcornocal, donde los árboles son más grandes y muestran mayores síntomas de decaimiento. La ausencia de regenerado probablemente se debe a una excesiva carga de herbívoros grandes. Una reducción de esta carga favorecería el regenerado de ambas dehesas, aunque también sería recomendable realizar plantaciones de individuos jóvenes en pequeñas zonas valladas protegidas de los herbívoros. El uso de tubos cinegéticos puede ser menos eficaz, debido a que necesitarían una altura demasiado grande para ser estables, y dificultaría el desarrollo normal de las plantas confinadas en su interior.

5.3.4. Matorral

La experiencia de la fallida plantación de quercíneas sugiere dos posibles factores responsables del fracaso: la elevada presión de los herbívoros y un suelo insuficientemente desarrollado como para albergar el extenso sistema radicular de encinas y alcornoces. Además, la intensa labor de destocoamiento realizada con los eucaliptos pudo contribuir a la pérdida adicional de la fertilidad del suelo. En lugar de realizar una plantación extensiva, sería

recomendable concentrar los esfuerzos en unos pocos lugares, donde las condiciones edáficas sean más adecuadas para el desarrollo de estas especies de sucesión tardía (por ejemplo, zonas más llanas o depresiones donde los suelos pueden ser más profundos). En ellos se podría realizar plantaciones en rodales vallados para protegerlos de los herbívoros hasta que alcancen un tamaño que los haga menos vulnerables. Dadas las condiciones áridas del verano de la zona (cada vez más acusadas con el cambio climático), para garantizar la supervivencia de estas plantaciones, sería fundamental aportar riegos, al menos durante el primer verano. Si estos rodales arraigan con éxito, podrían a su vez contribuir a expandir la cobertura arbórea de forma natural en el futuro.

6. OTROS TRABAJOS EN CURSO

Además de los resultados aquí presentados, seguimos analizando el material recolectado en el Parque y almacenado en el Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá. A lo largo del año 2024 dispondremos de la información que se detalla en los siguientes apartados.

6.1. DENDROCRONOLOGÍA

Los testigos de madera extraídos de las cuatro especies arbóreas principales (encina, alcornoque, pino resinero y eucalipto) están siendo analizados para datar los anillos y medir el crecimiento en grosor a lo largo de los años. Estos datos serán correlacionados con datos climáticos, lo que permitirá comparar la respuesta del crecimiento de estos árboles frente a eventos climáticos extremos, como sequías u olas de calor.

6.2. ESTABILIDAD DEL CARBONO DEL SUELO

El carbono almacenado en el suelo puede formar parte de compuestos que difieren en estabilidad. Algunos pueden ser consumidos rápidamente por los organismos del suelo y oxidados a dióxido de carbono (fracción lábil), mientras que otros pueden permanecer durante mucho tiempo (fracción estable). Como complemento a las medidas de carbono orgánico del suelo, estamos analizando con técnicas espectrofotométricas qué proporción de este carbono es lábil y estable.

6.3. FERTILIDAD DEL SUELO

Además de los análisis de carbono, actualmente estamos midiendo otras propiedades del suelo relacionadas con la fertilidad: pH, conductividad, contenido en nitrógeno, fósforo. Estos análisis nos aportarán información sobre otro importante servicio ecosistémico: la fertilidad de los suelos.

7. BIBLIOGRAFÍA

1. MITECO. *Parque Nacional de Monfragüe*. 2022; Available from: <https://www.miteco.gob.es/es/red-parques-nacionales/nuestros-parques/monfrague/>.
2. Veiras, X. and M.A. Soto, *La conflictividad de las plantaciones de pino y eucalipto en España y Portugal*. 2011, Greenpeace. p. 98.
3. Ecologistas_en_Acción. *Por el Parque Nacional de Monfragüe*. 2017; Available from: <https://www.ecologistasenaccion.org/34719/>.

4. Silva, J.S., et al., *Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal*. Plant Biosystems, 2009. **143**(3): p. 597-608.
5. Paritsis, J., et al., *Pine plantations and invasion alter fuel structure and potential fire behavior in a patagonian forest-steppe ecotone*. Forests, 2018. **9**(3): p. 117.
6. IPCC, *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, ed. V. Masson-Delmotte, et al. 2021: Cambridge University Press.
7. Vayreda, J., et al., *Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests*. Global Change Biology, 2012. **18**(3): p. 1028-1041.
8. Granda, E., et al., *Intensity and timing of warming and drought differentially affect growth patterns of co-occurring Mediterranean tree species*. European Journal of Forest Research, 2013. **132**(3): p. 469-480.
9. Astigarraga, J., et al., *Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: Increased sensitivity to climate change in Iberian forests*. Global Change Biology, 2020. **26**(9): p. 5063-5076.
10. Lloret, F., et al., *Short-term forest resilience after drought-induced die-off in Southwestern European forests*. Science of The Total Environment, 2022. **806**: p. 150940.
11. Margalef-Marrase, J., M.Á. Pérez-Navarro, and F. Lloret, *Relationship between heatwave-induced forest die-off and climatic suitability in multiple tree species*. Global Change Biology, 2020. **26**(5): p. 3134-3146.
12. García San Pedro, R., *Inventario Forestal para la estimación de existencias de eucalipots en las fincas de la Fundación Biodiversidad En el Parque Nacional de Monfragüe, gestionadas por el OAPN*. 2012, Ministerio de Alimentación, Agricultura y Medio Ambiente. p. 16.
13. Mitchell, K., *Quantitative analysis by the Point-Centered Quarter Method*. 2015.
14. Walkley, C., *An examination of Degtjareff method of determining soil organic matter and proposed modification of the method of the chromic acid titration method*. Soil Science, 1934. **37**: p. 29-39.
15. Maxwell, R.S. and L.-A. Larsson, *Measuring tree-ring widths using the CooRecorder software application*. Dendrochronologia, 2021. **67**: p. 125841.
16. Holmes, R., L., *Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement*. Tree-Ring Bulletin, 1983. **43**: p. 68-78.
17. Ruiz-Peinado, R., G. Montero, and M. del Rio, *Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species* Forest Systems, 2012. **21**(1): p. 42-52.
18. Ruiz-Peinado, R., M. Rio, and G. Montero, *New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species*. Forest Systems, 2011. **20**: p. 176-188.
19. Montero, G., R. Ruiz-Peinado, and M. Muñoz, *Producción de Biomasa y Fijación de CO2 Por Los Bosques Españoles*. 2005: Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia. 274.
20. Montero, G., et al., *Producción de biomasa y fijación de carbono por los matorrales españoles y por el horizonte orgánico superficial de los suelos forestales*. 2020: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
21. Lázaro-Lobo, A., et al., *Biotic, abiotic, and anthropogenic drivers of demographic performance of non-native Eucalyptus and Pinus species in forested areas of Spain*. Forest Ecology and Management, 2022. **510**: p. 120111.
22. González-Pérez, J.A., et al., *The effect of fire on soil organic matter—a review*. Environment International, 2004. **30**(6): p. 855-870.
23. Canadell, J. and F. Rodà, *Root biomass of Quercus ilex in a montane Mediterranean forest*. Canadian Journal of Forest Research, 1991. **21**: p. 1771-1778.
24. Bellot, J., et al., *Afforestation with Pinus halepensis reduces native shrub performance in a Mediterranean semiarid area*. Acta Oecologica, 2004. **25**: p. 7-15.

25. Navarro-Cano, J.A., G.G. Barberá, and V.M. Castillo, *Pine litter from afforestations hinders the establishment of endemic plants in semiarid scrubby habitats of Natura 2000 network*. *Restoration Ecology*, 2010. **18**(2): p. 165-169.

8. ANEXO I

Junto con este documento se aportan los archivos correspondientes a la capa cartográfica (en formato shapefile) con la ubicación del punto central de las parcelas de muestreo.