

CONAMA 2024

CONGRESO NACIONAL DEL MEDIO AMBIENTE

“Almacenamiento de carbono en forestaciones de la PAC en ambientes mediterráneos continentales”



Autor Principal: Lucas Díez de la Macorra (FIRE)

Otros autores: José María Rey Benayas (FIRE y UAH), Alba García Pose (FIRE), Amaia Vieco Martínez (TRAGSATEC), Jorge García González

ÍNDICE

1. Título
2. Resumen
3. Introducción
4. Objetivos
5. Metodología
6. Resultados
7. Discusión
8. Conclusiones
9. Agradecimientos
10. Bibliografía

RESUMEN

En muchos casos, la falta de manejo de las forestaciones promovidas por el Programa de Forestación de Tierras Agrarias de la PAC de 1992 ha creado formaciones monoespecíficas y homogéneas vulnerables a los incendios y las sequías. Este estudio evalúa (1) la superficie de las plantaciones forestales y (2) el impacto de prácticas silvícolas (clara sistemática y de selección) en el crecimiento, almacenamiento y secuestro de carbono en forestaciones de pastizales con *Pinus halepensis* en Campo de Montiel, España central. Los resultados indican que existen 1.757 teselas de plantaciones forestales que cubren una superficie de 16.480,8 ha (2,7%) en el área estudiada. Casi 30 años después de la plantación, las forestaciones no manejadas almacenaron 22.995,64 kg C ha⁻¹, con una tasa promedio de C secuestrado de 792,95 kg ha⁻¹ año⁻¹. En comparación con las parcelas control, las parcelas con clara sistemática y de selección mostraron un mayor crecimiento relativo en el diámetro a la altura del pecho, pero sólo las parcelas con clara de selección mostraron un mayor crecimiento en altura en un experimento de 2,5 años de duración. Las parcelas con clara sistemática secuestraron más carbono (848,14 kg C ha⁻¹ año⁻¹) que las parcelas con clara de selección (609,12 kg C ha⁻¹ año⁻¹) y las parcelas control (821,27 kg C ha⁻¹ año⁻¹) durante este periodo. Concluimos que (1) las forestaciones de la PAC estudiadas han aumentado ca. 50 veces el C almacenado en la vegetación, (2) las claras aumentan el crecimiento del arbolado, pero (3) este mayor crecimiento no se refleja siempre en una mayor captura de C en el corto plazo.

INTRODUCCIÓN

El Programa de Forestación de Tierras Agrarias de la PAC de 1992 impulsó la forestación de unas 730.000 hectáreas de tierras agrícolas en España, siendo el Pino carrasco (*Pinus halepensis*) una de las especies más utilizadas por su rápido crecimiento y capacidad de adaptación a climas severos (Vadell et al., 2019; Lerma-Arce et al., 2021). Sin embargo, la falta de manejo silvícola ha generado frecuentemente formaciones monoespecíficas vulnerables a los incendios y las plagas y de baja resiliencia frente al cambio climático.

Existen evidencias científicas de que un manejo silvícola adecuado puede promover la resiliencia de los bosques mediterráneos frente a múltiples perturbaciones al modificar la estructura forestal (Moreau et al., 2022). Un ejemplo de este manejo son las claras que reducen la densidad de individuos plantados de una especie para disminuir la competencia y aumentar el crecimiento de los árboles remanentes. Además, la clara en las masas forestales plantadas facilita la entrada de luz y nutrientes si los restos son triturados *in situ*, fomentando el reclutamiento espontáneo de especies bien adaptadas a futuras perturbaciones (Vieco-Martínez et al., 2022). En este estudio, realizado en el centro de España, se implementaron dos tipos de claras en forestaciones de *P. halepensis* en eriales, una clara de selección o dirigida, de carácter flexible, y una clara regular o sistemática.

OBJETIVOS

Los objetivos principales de este trabajo son O1. Identificar las plantaciones forestales y estimar la superficie ocupada actualmente en la zona de Campo de Montiel (C. Real y Albacete); y O2. Evaluar cómo las forestaciones de la PAC con *P. halepensis* y las prácticas silvícolas de clara afectan al almacenamiento (biomasa) y secuestro de carbono. En relación con el O2, partimos de la hipótesis de que las claras de las forestaciones aumentarán el crecimiento de los pinos por la reducción de la competencia intraespecífica. Sin embargo, este mayor crecimiento puede que no se corresponda con un mayor secuestro de carbono en el corto plazo debido a la reducción de la densidad del arbolado.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La identificación de las plantaciones forestales y el cálculo de la superficie que ocupan (Objetivo 1) se ha realizado en la comarca de Campo de Montiel (Figura 1), un área de aproximadamente 600.000 hectáreas ubicada en las provincias de Ciudad Real y Albacete. Esta comarca representa un mosaico agrícola y forestal mediterráneo continental, con una considerable cantidad de espacios naturales protegidos. Se utilizó la cartografía digital del Mapa Forestal de España ([enlace](#)) de máxima actualidad (31/12/2022) para Castilla-La Mancha. A partir de la cartografía se identificaron los denominados bosques de plantaciones, es decir, agrupaciones de árboles plantados en espesura y uso netamente forestal y los mosaicos de repoblaciones, es decir,

superficie formada por la combinación de áreas cubiertas por repoblaciones con objeto productivo en yuxtaposición con otras áreas de igual o distinta especie arbórea.

Utilizando como base el mapa generado, por su extensión y propiedad común (la Fundación Legado Bustillo), se inspeccionaron en el campo las forestaciones de la PAC de tierras agrícolas marginales dominadas por pastizales en el municipio de Alhambra (Ciudad Real) en 2021. Estas forestaciones con *P. halepensis* y *Quercus ilex* se realizaron en los años 1994-95 y no han sido manejadas activamente desde la plantación. La densidad de plantación fue de 1.000 pies por ha, con un 70% de pinos y un 30% de encinas plantadas. Sin embargo, la mayor parte de las encinas plantadas murieron antes de este estudio (Vieco-Martínez et al., 2022).

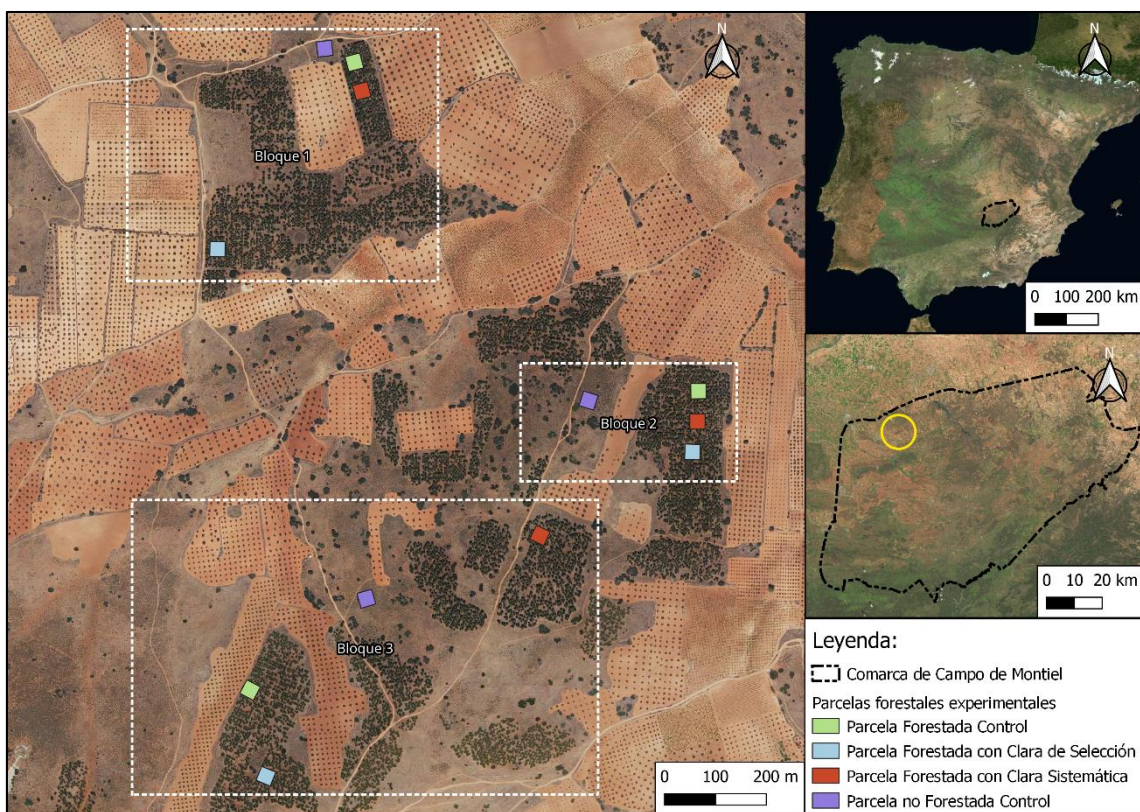


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio (Campo de Montiel) en Iberia y de las 12 parcelas forestales experimentales, dentro del círculo amarillo, en Alhambra (Ciudad Real).

Experimento de manejo silvícola

El experimento para abordar el Objetivo 2 tuvo los siguientes tratamientos: (1) Parcelas no forestadas control; (2) Parcelas forestadas control sin tratamientos silvícolas; (3) Parcelas forestadas con clara sistemática; y (4) Parcelas forestadas con clara de selección. Se establecieron tres bloques con un total de 12 parcelas experimentales de 30 x 30 m rodeadas por un buffer de hasta 50 x 50 m (Figura 1).

En las parcelas con claras, se eliminó un 20% de los pinos. En las claras sistemáticas se eliminó un pino por cada cinco plantados, siguiendo las líneas de plantación, y en las claras de selección se eliminaron uno o dos competidores de los árboles de porvenir previamente seleccionados. Las claras sistemáticas en los bloques 1 y 3 (Figura 1) se realizaron en febrero de 2021 y en el bloque 2 en marzo de este mismo año, mientras que las claras de selección se realizaron en marzo de 2022.

Antes de los trabajos silvícolas en las parcelas experimentales, la densidad promedio fue de 548,15 árboles ha⁻¹. Tras las claras, se eliminó un promedio de 10,5 árboles por parcela, quedando una densidad de 440,83 árboles por ha⁻¹. Las densidades promedio después de los tratamientos fueron de 540,7 árboles ha⁻¹ en las parcelas control, 442,17 árboles ha⁻¹ en las parcelas de clara de selección y 440 árboles ha⁻¹ en las de clara sistemática (Vieco-Martínez et al., 2022).

Se tomaron datos biométricos de todos los árboles plantados en las parcelas de 30 x 30 m en febrero de 2021, diciembre de 2022 y septiembre de 2023. Las variables registradas fueron el diámetro basal, el diámetro a la altura del pecho (DBH), la altura máxima (H) y la cobertura del dosel arbóreo. Los pinos medidos fueron los siguientes: parcelas forestada control (n = 146), parcelas con clara de selección (n = 117) y parcelas con clara sistemática (n = 118). Para estudiar la composición de la vegetación leñosa y la cobertura de vegetación del suelo, se realizaron cinco transectos lineales de 30 m de longitud en todas las parcelas en marzo de 2021. En los transectos se midió la superficie proyectada sobre el suelo de las especies de matas y arbustivas, además del esparto (*Stipa tenacissima*). Además, solo en el caso de *Retama sphaerocarpa*, se midió la altura en 2022.

De manera complementaria al trabajo de campo, se tomaron imágenes aéreas de las forestaciones donde se ubicaron las 12 parcelas experimentales mediante una cámara multispectral Parrot Sequoia con cuatro sensores con una resolución de vuelo inferior a 20 cm/P y un sensor LiDAR Zenmuse L1 con una resolución de vuelo de 250 puntos/m², inferior a 5 cm/P. Los vuelos con dron se realizaron en octubre de 2022 y octubre de 2024. Esta información no se ha analizado en este trabajo, pero eventualmente podrán relacionarse las señales espectrales con los datos de campo y, de esta manera, extrapolar los resultados de estructura de la vegetación y de secuestro de carbono a toda el área de estudio.

Evaluación del almacenamiento y secuestro de carbono

Para evaluar el almacenamiento y el secuestro de carbono en *P. halepensis* se estimaron la biomasa aérea y la radicular a partir del diámetro a la altura de pecho (DBH) y la altura (h) y se calcularon las tasas de crecimiento absolutas y relativas. La biomasa aérea y la radicular se estimaron utilizando las siguientes ecuaciones alométricas: W_s (Biomasa del tronco, kg) = $0,0139 \cdot DBH^2 \cdot h$; W_{b7} (Biomasa de ramas gruesas (diámetro > 27,5 cm, Z=1, kg) = $[3,926 \cdot (DBH - 27,5)] \cdot Z$; W_{b2-7} (Biomasa de ramas medianas (2-7 cm), kg) = $4,257 + 0,00506 \cdot DBH^2 \cdot h - 0,0722 \cdot DBH \cdot h$; W_{b2+n} (Biomasa de ramas finas y hojas, kg) = $6,197 + 0,00932 \cdot DBH^2 \cdot h - 0,0686 \cdot DBH \cdot h$; W_R (Biomasa radicular, kg) = $0,0785 \cdot DBH^2$ (Ruiz-Peinado et al., 2011). La estimación de la biomasa del esparto, las matas y los arbustos se basó en datos de cobertura, abundancia y biometría, aplicando ecuaciones alométricas específicas para cada especie. Las

especies evaluadas fueron *Retama monosperma* y *Citrus cinerea* (Ruiz-Peinado et al., 2013), *Genista scorpius*, *Thymus vulgaris*, *Thymus zygis*, *Quercus coccifera* (*Allometr app*, 2024 ([enlace](#))), *Santolina chamaecyparissus* (Castro et al., 1996) y *S. tenacissima* (Sugunuma et al., 2021). La biomasa calculada en las parcelas experimentales se extrapola a biomasa por hectárea. El carbono fijado se calculó considerando que la fracción de carbono en la biomasa es del 50%.

Análisis estadísticos

El efecto de la forestación en el almacenamiento de carbono (biomasa) no requirió un contraste estadístico debido a los resultados obtenidos (ver más adelante). El efecto de los tratamientos silvícolas en las variables de crecimiento de los árboles plantados entre 2021 y 2023 (altura, DBH, biomasa radicular, biomasa aérea, biomasa total y carbono secuestrado por hectárea y año) se evaluó mediante la prueba de Wilcoxon, ya que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza necesarios para aplicar pruebas paramétricas. Los factores considerados fueron forestación (parcelas control), forestación con clara de selección y forestación con clara sistemática. Los análisis estadísticos se realizaron utilizando RStudio versión 4.1.3, empleando los paquetes *readxl*, *car* y *stats*.

RESULTADOS

Identificación de las plantaciones forestales y cálculo de superficies

En Campo de Montiel existen 1.757 teselas de bosques de plantaciones y mosaicos de repoblaciones que cubren una superficie de 16.480,8 ha en total (el 2,7% del territorio estudiado) según el Mapa Forestal de España (MFE). El tamaño de las teselas fue muy variable, entre 0,41 y 205,86 ha, con un promedio de $9,38 \pm 16,13$ ha. Se identificaron 14 tipos de bosques de plantaciones distintos, siendo las más comunes los encinares y los pinares de *P. halepensis* (Figura 2).

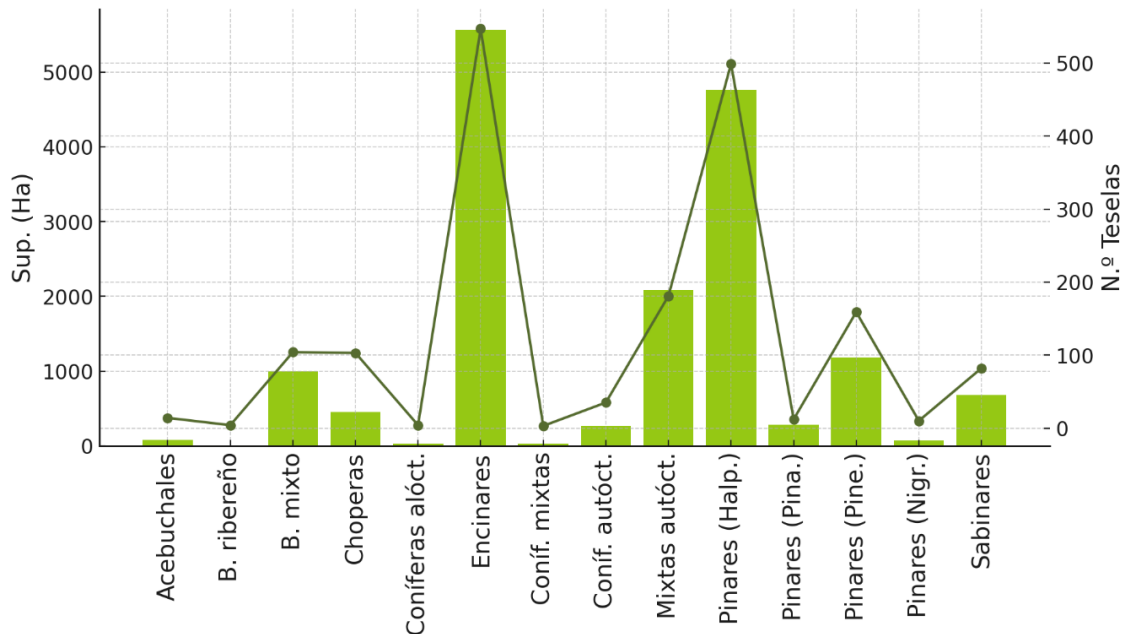


Figura 2. Número de teselas y superficie en hectáreas de cada tipo de plantación forestal en Campo de Montiel según el MFE. (Fundación FIRE)

Biomasa, crecimiento y secuestro de carbono

La altura y el DBH, las dos variables que forman parte de la ecuación alométrica de *P. halepensis* utilizada, en las parcelas experimentales medidos entre 2021 y 2023 se reportan en el Cuadro 1. Nótese que las medidas biométricas iniciales en las parcelas con clara sistemática fueron aproximadamente un 15% mayores que en las de clara de selección.

Cuadro 1. Valores promedio (\pm desviación estándar) de la altura y el DBH en cada año de medición en las parcelas forestadas. Las medidas de 2021 en las parcelas con claras fueron inmediatamente posteriores a las claras practicadas.

| Variable | Control | | Clara de selección | | Clara sistemática | |
|---------------------|------------------------|------------------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Año | 2021 | 2023 | 2021 | 2023 | 2021 | 2023 |
| Altura Promedio (m) | 7,66 ($\pm 1,4$) | 8,50 ($\pm 1,5$) | 7,12 ($\pm 1,3$) | 8,04 ($\pm 1,5$) | 8,31 ($\pm 1,4$) | 9,23 ($\pm 1,7$) |
| DHB promedio (cm) | 15,47 ($\pm 3,7$) | 16,48 ($\pm 3,9$) | 14,53 (± 4) | 15,87 ($\pm 4,4$) | 16,2 ($\pm 3,9$) | 17,7 ($\pm 5,1$) |

Fuente: Fundación FIRE.

En comparación con las parcelas control, las parcelas con clara sistemática y de selección mostraron un mayor crecimiento relativo en DBH ($W = 7061$, $p = 0.011$ y $W = 6525.5$, $p < 0,001$, respectivamente), pero no en altura ($W = 7764$, $p = 0.2$ y $W = 8196$, $p = 0.49$; Cuadro 2). Las tasas de crecimiento relativas fueron pequeñas, inferior al 6% en todos los casos (Cuadro 2).

CONAMA 2024

ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN FORESTACIONES DE LA PAC EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS CONTINENTALES

Cuadro 2. Tasas de crecimiento absolutas y relativas promedio (\pm desviación estándar) de la altura (H) y del DBH de los pinos plantados tras dos años y medio de crecimiento (marzo de 2021 a septiembre de 2023).

| Parcelas | T. absoluta H (m año ⁻¹) | T. relativa H (%) | T. absoluta DBH (cm año ⁻¹) | T. relativa DBH (%) |
|-------------|--------------------------------------|---------------------|---|---------------------|
| Control | 0,34 ($\pm 0,21$) | 4,51 ($\pm 2,91$) | 0,40 ($\pm 0,39$) | 2,67 ($\pm 2,67$) |
| Selección | 0,37 ($\pm 0,18$) | 5,28 ($\pm 2,85$) | 0,54 ($\pm 0,43$) | 3,81 ($\pm 2,89$) |
| Sistemática | 0,37 ($\pm 0,26$) | 4,46 ($\pm 3,04$) | 0,60 ($\pm 0,26$) | 3,62 ($\pm 4,35$) |

Fuente: Fundación FIRE.

La biomasa aérea, radicular y total y el carbono total almacenado al inicio y al final del experimento (2021 y 2023, respectivamente) y el CO₂ retirado de la atmósfera durante estos dos años se presentan en el Cuadro 3. Casi 30 años después de la plantación, las forestaciones no manejadas, representadas por las parcelas forestadas control del experimento, almacenaron 22.995,64 kg C ha⁻¹, es decir, una tasa promedio de C secuestrado de 792,95 kg ha⁻¹ año⁻¹. Tras las claras, las parcelas con clara sistemática secuestraron más carbono ($W = 7084$, $p = 0.013$) que las parcelas control, pero la cantidad de carbono secuestrado en las parcelas con claras de selección fue similar al de estas últimas ($W = 7536$, $p = 0.1$).

Cuadro 3. Biomasa aérea, radicular y total, carbono total almacenado al inicio y al final del experimento y C secuestrado cada año durante este.

| Parcelas | Año | Biomasa aérea (kg ha ⁻¹) | Biomasa radicular (kg ha ⁻¹) | Biomasa total (kg ha ⁻¹) | C. total almacenado (kg ha ⁻¹) | C secuestrado 21-23 (kg ha ⁻¹ año ⁻¹) |
|-------------------|------|--------------------------------------|--|--------------------------------------|--|--|
| Control | 2021 | 27.583,83 | 10.752,61 | 38.336,44 | 19.168,21 | |
| | 2023 | 33.804,68 | 12.186,59 | 45.991,28 | 22.995,64 | 1530,96 |
| Clara Selección | 2021 | 20.486,65 | 7727,22 | 28.213,87 | 14.106,93 | |
| | 2023 | 24.891,61 | 9219,29 | 34.110,90 | 17.055,45 | 1179,4 |
| Clara Sistemática | 2021 | 26.238,13 | 9537,59 | 35.775,72 | 17.887,85 | |
| | 2023 | 35.855,39 | 11.640,48 | 47.495,87 | 23.747,93 | 2344,03 |

Fuente: Fundación FIRE.

No se observaron diferencias significativas en ninguna de las variables de crecimiento (altura, DBH, biomasa aérea, biomasa radicular, biomasa total y carbono) entre los tratamientos de clara de selección y clara sistemática.

Se identificaron un total de 13 especies leñosas, excluidas los pinos y las encinas, y hierbas grandes perennes diferentes en los transectos de 30 m de longitud muestreados en las 12 parcelas experimentales. La especie dominante fue el esparto en las parcelas no forestadas y el tomillo común (*Thymus vulgaris*) en las parcelas forestadas a excepción de las parcelas de clara de selección que estuvieron dominadas por el tomillo salsero (*T. zygis*). De manera ilustrativa, se presentan los valores de biomasa y carbono almacenado de estas especies en el año 2021 (Cuadro 4). En este año, las parcelas no forestadas control habían almacenado en los estratos

inferiores de vegetación 2,4 veces más kg C ha^{-1} que en las parcelas forestadas control (Cuadro 4).

Cuadro 4. Biomasa y carbono almacenado por hectárea en los distintos tipos de parcela experimental al inicio del experimento (2021).

| Tipos de parcela | Especies | B. aérea por especie (kg ha^{-1}) | B. aérea total por parcela (kg ha^{-1}) | C. Almacenado (kg ha^{-1}) |
|-----------------------------|---|--|--|---------------------------------------|
| No forestada control | <i>Retama monosperma</i> , <i>Citrus cinérea</i> | 96,73 | 873,85 | 436,92 |
| | <i>Genista scorpius</i> | 44,51 | | |
| | <i>Santolina chamaecyparissus</i> | 18,17 | | |
| | <i>Stipa tenacissima</i> | 729,50 | | |
| | <i>Thymus vulgaris</i> | 49,63 | | |
| Forestada control | <i>Retama monosperma</i> , <i>Citrus cinérea</i> | 154,15 | 368,33 | 184,16 |
| | <i>Genista scorpius</i> | 11,17 | | |
| | <i>Quercus coccifera</i> | 62,31 | | |
| | <i>Stipa tenacissima</i> | 7,82 | | |
| | <i>Thymus vulgaris</i> | 224,78 | | |
| Forestada clara selección | <i>Stipa tenacissima</i> | 1,70 | 43,95 | 21,97 |
| | <i>Thymus vulgaris</i> | 26,95 | | |
| | <i>Thymus zygis</i> | 15,30 | | |
| Forestada clara sistemática | <i>Genista scorpius</i> | 1,46 | 158,77 | 79,38 |
| | <i>Santolina chamaecyparissus</i> | 0,54 | | |
| | <i>Stipa tenacissima</i> | 8,31 | | |
| | <i>Thymus vulgaris</i> | 148,40 | | |
| | <i>Thymus zygis</i> | 0,06 | | |

Fuente: Fundación FIRE.

DISCUSIÓN

Los objetivos de este trabajo fueron (1) identificar las plantaciones forestales y estimar la superficie ocupada actualmente en Campo de Montiel y (2) evaluar cómo las forestaciones de la PAC con *P. halepensis* y las prácticas silvícolas de clara afectan al almacenamiento (biomasa) y secuestro de carbono.

Nuestro análisis, basado en el Mapa Forestal de España, indicó que la superficie con plantaciones forestales fue pequeña en el contexto territorial (2,7%) y heterogénea en cuanto a la superficie de las parcelas forestadas y especies utilizadas, dominando el pino carrasco y la encina. La encina

es la especie más abundante en el monte mediterráneo característico de la zona que resulta de la regeneración forestal natural. Sin embargo, el pino carrasco ha sido la especie más utilizada para la forestación de tierras cultivadas y pastizales debido a su tolerancia al clima del lugar y crecimiento rápido (Pausas et al., 2004). Estas forestaciones de pinos deben ser manejadas para crear en el medio plazo masas forestales mixtas que sean resilientes al cambio climático y menos vulnerables a los incendios y que promuevan una mayor biodiversidad (Jiménez et al., 2015). Un primer paso sería la plantación de las marras de las encinas plantadas, que fueron casi un 100% en las parcelas experimentales estudiadas. Otras medidas son el enriquecimiento botánico, principalmente con especies productoras de frutos carnosos atractivos para los dispersores de sus semillas (García et al., 2012) y las claras abordadas en el segundo objetivo de este estudio.

En relación con este segundo objetivo, partimos de la hipótesis de que las claras de las forestaciones aumentarían el crecimiento de los pinos por la reducción de la competencia intraespecífica y el secuestro de carbono. Nuestros resultados confirman parcialmente esta hipótesis ya que, durante los dos años y medio evaluados y en comparación con las parcelas forestadas control, (1) las parcelas con ambos tipos de clara mostraron un mayor crecimiento relativo en DBH, (2) sólo las parcelas con clara de selección mostraron un mayor crecimiento en altura y (3) sólo las parcelas con clara sistemática secuestraron más carbono de la atmósfera. Las claras tuvieron un efecto más consistente en el crecimiento en grosor que en la elongación de los árboles. Varios estudios previos han mostrado el mayor crecimiento de los árboles tras las claras silvícolas (Marchi et al., 2018; Ruiz-Peinado et al., 2013). Las pequeñas tasas de crecimiento pueden explicarse por el poco tiempo evaluado tras las claras, 2,5 años en las sistemáticas y 1,5 años en las de selección, circunstancia que también puede explicar el similar crecimiento relativo en altura de los árboles en las parcelas con claras y en las parcelas control. El mayor secuestro de carbono en las parcelas con clara sistemática que en las de selección puede ser debido a que las medidas biométricas iniciales fueron mayores en las primeras y las claras de selección mantienen los árboles de porvenir más grandes y liberados de competencia, reflejándose en los resultados de las ecuaciones alométricas (Ruiz-Peinado et al., 2011).

Aunque el enfoque principal del estudio fue en los pinos plantados, las especies herbáceas perennes como el esparto, las matas y los arbustos también desempeñan un papel importante en el secuestro y almacenamiento de carbono en los ambientes continentales mediterráneos (436,92 kg C ha⁻¹ en las parcelas no forestadas de nuestro estudio; (Maestre et al., 2007)). Sin embargo, nuestros resultados indican que especies como *Retama monosperma*, *Genista scorpius* y *Thymus vulgaris*, entre otras, contribuyen de forma marginal al almacenamiento de carbono en los estratos de vegetación más bajos de las forestaciones (184,16 frente a 22.995,64 kg C ha⁻¹ del carbono almacenado en los pinos de las parcelas forestadas control tras 27 años de la plantación). Las masas plantadas con pinos evolucionan mal hacia bosques más mixtos y diversos debido a la alta densidad de estas plantaciones. En este contexto, las prácticas de manejo forestal analizadas en este estudio, como las claras sistemáticas, no solo aumentan la disponibilidad de recursos para los árboles remanentes, sino que también favorecen el establecimiento de un sotobosque que puede incrementar la capacidad de secuestro y almacenamiento de carbono (Vieco-Martínez et al., 2022).

CONAMA 2024

ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN FORESTACIONES DE LA PAC EN AMBIENTES MEDITERRÁNEOS CONTINENTALES

CONCLUSIONES

Estos resultados subrayan la importancia de una gestión forestal activa como herramienta clave para adaptarse al y mitigar los efectos del cambio climático tal como establecen los objetivos del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC). Nuestro trabajo permite concluir que (1) las forestaciones de la PAC estudiadas han aumentado ca. 50 veces el C almacenado en la vegetación, (2) las claras aumentan el crecimiento del arbolado y (3) este mayor crecimiento no se refleja siempre en una mayor captura de C en el corto plazo debido a la disminución de la densidad del arbolado y la heterogeneidad de la biometría inicial de este tras la clara. La Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para el año 2030 ([enlace](#)) tiene el objetivo de plantar 3.000 millones de árboles para abordar el cambio climático, lo que aumentaría la cubierta forestal en alrededor de 3 millones de hectáreas. Estas plantaciones forestales deben ser cuidadosamente diseñadas teniendo en cuenta las características biofísicas del lugar, las especies y la densidad de plantación y el manejo post-plantación.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Fundación Legado Bustillo la autorización para establecer las parcelas experimentales en su propiedad. Este estudio es un resultado del proyecto “Campo de Montiel más natural y resiliente” que cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, a través de la Convocatoria de subvenciones para la realización de proyectos que contribuyan a implementar el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (2021-2030).

Con el apoyo de:



“Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad del autor o autores de los mismos, y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que apoyan económicamente el proyecto”.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Castro, I., Casado González, M. Á., Ramírez-Sanz, L., Miguel, J. M. D., Costa, M., & Díaz Pineda, F. (1996). Funciones de estimación de la biomasa aérea de varias especies del matorral mediterráneo del centro de la península Ibérica. *Orsis*, 11, 107-116.
- [2] García, D., & Martínez, D. (2012). Species richness matters for the quality of ecosystem services: A test using seed dispersal by frugivorous birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279, 3106–3113.
- [3] Jiménez, M. N., Spotswood, E. N., Cañadas, E. M., & Navarro, F. B. (2015). Stand management to reduce fire risk promotes understory plant diversity and biomass in a semi-arid *Pinus halepensis* plantation. *Applied Vegetation Science*, 18, 467–480.
- [4] Laboratori Forestal Català. (s.f.). *Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)*. <https://laboratoriforestal.creaf.cat/>
- [5] Lerma-Arce, V., Oliver Villanueva, J. V., Segura-Orenga, G., & Urchueguía Schölzel, J. F. (2021). Comparison of alternative harvesting systems for selective thinning in a Mediterranean pine afforestation (*Pinus halepensis* Mill.) for bioenergy use. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 14, 465–472.
- [6] Maestre, F. T., Ramírez, D. A., & Cortina, J. (2007). Ecología del esparto (*Stipa tenacissima* L.) y los espartales de la Península Ibérica. *Ecosistemas*, 16(2), 1–10.
- [7] Marchi, M., Paletto, A., Cantiani, P., Bianchetto, E., & De Meo, I. (2018). Comparing thinning system effects on ecosystem services provision in artificial black pine (*Pinus nigra* J.F. Arnold) forests. *Forests*, 9, 188.
- [8] Moreau, G., Chagnon, C., Achim, A., Caspersen, J., D'Orangeville, L., Sánchez-Pinillos, M., & Thiffault, N. (2022). Opportunities and limitations of thinning to increase resistance and resilience of trees and forests to global change. *Forestry*, 95, 595–615.
- [9] Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., ... & Vallejo, R. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice—a review. *Plant Ecology*, 171, 209–220.
- [10] Ruiz-Peinado, R., del Rio, M., & Montero, G. (2011). New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems*, 20, 176–188.
- [11] Ruiz-Peinado, R., Moreno, G., Juárez, E., Montero, G., & Roig, S. (2013). The contribution of two common shrub species to aboveground and belowground carbon stock in Iberian dehesas. *Journal of Arid Environments*, 91, 22–30.
- [12] Sugunuma, H. S., Kawada, K., Smaout, A., Suzuki, K., Isoda, H., Kojima, T., & Abe, Y. (2012). Allometric equations and biomass amount of representative Tunisian arid land shrubs for estimating baseline. *Journal of Arid Land Studies*, 22, 219–222.

- [13] Vadell, E., de-Miguel, S., Centeno, G. F., Robla, E., Cuzzi, M. L., & García, J. P. (2019). La forestación de tierras agrícolas: Balance de un instrumento de política forestal para el cambio del uso de la tierra. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 45, 1–20.
- [14] Vieco-Martínez, A., Rey-Benayas, J. M., Oliet, J. A., Villar-Salvador, P., & Martínez-Baroja, L. (2023). Efectos de la forestación de tierras agrícolas mediterráneas y de su manejo en el establecimiento de árboles y arbustos. *Ecosistemas*, 32(especial), 2460–2460.