FIRE

Fundación internacional para la restauración de ecosistemas

Autores
Lucas Díez de la Macorra
Alba García Pose
José María Rey Benayas
Julio 2025

Silvicultura restaurativa en ecosistemas mediterráneos continentales

Guía basada en las experiencias del proyecto Campo de Montiel más natural y resiliente

Con el apoyo de:

GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Fundación Biodiversidad

PIMA adapta

oecc
Oficina Española de Cambio Climático

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Cita sugerida: Díez de la Macorra, L., García Pose, A. y Rey Benayas, J. M. 2025. *Silvicultura restaurativa en ecosistemas mediterráneos continentales.* Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas (FIRE), Madrid.

fundación FIRE

ÍNDICE

Resumen ejecutivo 04

01 **Introducción** 06
- **1.1** Agricultura y cambio climático 06
- **1.2** Renaturalización de los paisajes agrícolas y restauración forestal 07
- **1.3.** Objetivos 11

02 **Sistemas forestales estudiados** 12
- **2.1** El monte mediterráneo y la dehesa 13
- **2.2** Reforestaciones de la PAC 17

03 **Regeneración natural** 19
- **3.1** Regeneración natural espontanea 21
- **3.2** Regeneración natural asistida 22

04 **Silvicultura restaurativa del monte mediterráneo** 24
- **4.1** Tratamientos silvícolas 24
- **4.2** Evaluación del crecimiento, rebrote y producción de bellota 30

05 **Silvicultura restaurativa de reforestaciones de la PAC** 40
- **5.1** Diseño del estudio 41
- **5.2** Almacenamiento y secuestro de carbono 47
- **5.3** Regeneración natural espontánea 50

06 **Conclusiones** 52

Agradecimientos 53

07 **Referencias** 54

Resumen ejecutivo

La relación entre la agricultura y el cambio climático es compleja, con múltiples interacciones relacionadas con el abandono, por un lado, y la intensificación, por otro lado, de las actividades agrícolas y ganaderas, con efectos directos e indirectos en las emisiones, la captura del carbono atmosférico y su almacenamiento en la vegetación y el suelo. El abandono rural ha favorecido que una gran superficie de cultivos y pastos en la Europa mediterránea haya sido sujeto de la regeneración natural, originando matorrales y bosques secundarios, o de plantaciones forestales. En la UE, la Política Agraria Común incentivó la reforestación de tierras agrícolas y pastizales en las décadas de los 80s y 90s, principalmente.

Esta guía, cuyo alcance geográfico es Campo de Montiel, un mosaico agrícola y forestal de unas 600.000 ha localizado en las provincias de Ciudad Real y Albacete, se basa en los trabajos realizados en:

(A) **El Laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal "La Nava del Conejo" (Valdepeñas), que incluyen la evaluación de:**

(1) la regeneración natural,
(2) la regeneración natural asistida mediante la plantación de setos,
(3) el manejo silvícola del monte mediterráneo y
(4) el manejo silvícola de la dehesa; y en

(B) **La gestión silvícola de las reforestaciones de la PAC establecidas en Alhambra.**

En Campo de Montiel, el monte mediterráneo (uso del suelo "matorrales y herbáceas") ocupa aproximadamente 113.963 ha, la dehesa (uso del suelo "sistemas agroforestales") 6.176 ha y las plantaciones forestales 16.480,8 ha.

El reclutamiento completamente espontáneo en tierras agrícolas dejadas de cultivar en clima mediterráneo continental es lento, con tasas que oscilan entre 2 y 8 individuos por ha y año, estimadas en un periodo de 2 a 50 años. La plantación de setos, una forma de asistir la regeneración natural y proporcionar múltiples servicios ecosistémicos, aumenta tres veces el reclutamiento espontáneo de especies leñosas (23 ind. ha^{-1} $año^{-1}$), en especial de las encinas, en comparación con las franjas herbáceas sin setos (8 ind. ha^{-1} $año^{-1}$), probablemente porque resultan más atractivos para dispersores como las urracas. Los posaderos favorecen el reclutamiento de especies dispersadas por aves solo a largo plazo (63 ind. ha^{-1} $año^{-1}$ en 50 años), y la protección alrededor de ellos aumenta la regeneración natural hasta 224 ind. ha^{-1} $año^{-1}$ al evitar el laboreo y la herbivoría. Siempre que existan fuentes de semillas, la regeneración natural puede ser una solución basada en la naturaleza lenta pero eficiente para producir paisajes multifuncionales y resilientes; además, los posaderos y los setos aceleran la recuperación de la vegetación leñosa en paisajes agrícolas mediterráneos y deberían ser introducidos para aumentar la biodiversidad de los agroecosistemas.

Los resultados de la silvicultura del monte mediterráneo denso y de la dehesa indican que el resalveo y la poda de las matas de encina incrementaron el rebrote, pero no la producción de bellotas ni el crecimiento tras un periodo de un año. Por otro lado, solamente el 50% de las encinas grandes decrépitas que fueron severamente podadas para su revitalización mostraron rebrotes en la base que crecieron.

Las reforestaciones de la PAC aumentaron casi 50 veces el carbono almacenado en la vegetación tras 27 años (20,94 Mg C ha^{-1}, C secuestrado = 0,7 Mg ha^{-1} $año^{-1}$) frente a 0,44 Mg C ha^{-1} en pastizales y matorrales abiertos no reforestados). En un experimento de cuatro años de duración, las parcelas con clara sistemática (1.31 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$) y las parcelas con clara de selección (1.02 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$) secuestraron más carbono que las parcelas control (0.98 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$), no habiendo diferencias significativas entre ambos tipos de clara. Las claras aumentaron el secuestro de carbono en el arbolado remanente aproximadamente un 40% en este tiempo. La poda tuvo un efecto marginalmente significativo en el secuestro de carbono. Las claras también aumentaron la tasa de reclutamiento espontáneo de los 68 individuos por ha y año en las parcelas control a los 93 y 130 individuos por ha y año en las parcelas con clara sistemática y de selección, respectivamente. La gestión de las reforestaciones de la PAC en clima mediterráneo continental, vulnerables al cambio climático, contribuye a producir bosques más diversos, resilientes y con mayor capacidad de secuestrar carbono.

Los resultados obtenidos subrayan la importancia de una gestión forestal activa para adaptarse al cambio climático y mitigar sus efectos tal como establecen los objetivos del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima y del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático del Gobierno de España. La Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para el año 2030 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 después de la plantación.

01 Introducción

La mitigación del y la adaptación al cambio climático, la reversión de la pérdida de biodiversidad y la seguridad alimentaria son tres de los principales desafíos a los que se enfrenta la humanidad actualmente (FAO, 2022). En Campo de Montiel, la región mediterránea continental seca que estudia este proyecto, la agricultura y los ecosistemas forestales ocupan la mayor parte del territorio. Estos usos del suelo proporcionan alimentos y forrajes y son fundamentales para el bienestar humano y la biodiversidad.

1.1 Agricultura y cambio climático

La relación entre la agricultura y el cambio climático es compleja, con múltiples interacciones relacionadas con el abandono, por un lado, y la intensificación, por otro lado, de las actividades agrícolas y ganaderas, con efectos directos e indirectos en las emisiones, la captura del carbono atmosférico y el almacenamiento del carbono en la vegetación y el suelo. El abandono rural ha favorecido que una gran superficie de cultivos y pastos en la Europa mediterránea haya sido sujeto de la regeneración natural, originando matorrales y bosques secundarios (Chazdon et al., 2020), o de plantaciones forestales (FAO, 2020). En la UE, la Política Agraria Común incentivó la reforestación de tierras agrícolas y pastizales en las décadas de los 80s y 90s, principalmente (OECD, 2023).

Sin embargo, debido a la falta de planificación y de gestión adecuadas, en muchas ocasiones se han producido formaciones vegetales densas, homogéneas y poco diversas que son vulnerables a perturbaciones como las olas de calor y las sequías severas, entre otras (Martínez-Vilalta et al., 2012). Por otra parte, habitualmente, la gestión secular de los territorios humanizados ha resultado en la destrucción y la fragmentación de los hábitats naturales y seminaturales, con parches de vegetación cada vez más pequeños y aislados con poca capacidad para conservar la biodiversidad (WWF España, 2021). La intensificación de la agricultura ha contribuido a aumentar las emisiones de carbono a la atmósfera y a la pérdida de la funcionalidad ecológica de los agroecosistemas (IPBES, 2024). Del mismo modo, de forma principalmente indirecta, aumenta la vulnerabilidad de las masas forestales. Por ejemplo, las olas de calor recurrentes, que aumentan el estrés hídrico, pueden causar mortandad de las encinas de las dehesas y aumentar el riesgo de incendios, mientras que la combinación de lluvias torrenciales y el aumento de los periodos de sequía reduce la fertilidad del suelo (IPCC, 2022).

1.2 Renaturalización de los paisajes agrícolas y restauración forestal

Para que la actividad agrícola y los ecosistemas naturales, entre ellos los forestales, puedan coexistir es necesario adoptar un enfoque territorial e integrador, tal como propone el reciente marco conceptual de la renaturalización de los paisajes agrícolas (**Figura 1**; Rey Benayas et al., 2025). El fin último es compatibilizar la producción agrícola con la biodiversidad y sus funciones a escala de paisaje, promoviendo agroecosistemas con el mayor nivel de integridad ecológica posible y la restauración de los ecosistemas naturales, entre ellos los forestales.

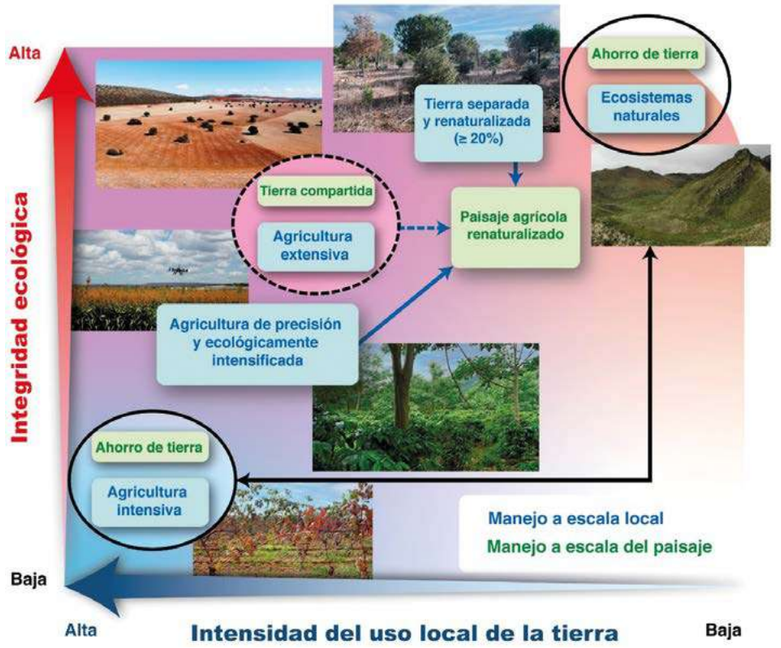

Figura 1. Marco conceptual de la renaturalización de los campos agrícolas (esquema traducido del original en Rey Benayas et al. 2025).

Existen dos grandes **tipos de estrategias** para la restauración ecológica de los agroecosistemas y los paisajes agrícolas:

(1) compartir la tierra mediante una agricultura amiga de la biodiversidad (*wildlife-friendly farming*) y

(2) separar la tierra dedicada a la agricultura y la dedicada a la conservación (*land sparing*; Sidemo-Holm et al., 2021; Selinske et al., 2023).

La primera de estas estrategias utiliza, además de la integración de los principios de la agricultura ecológica, de la de conservación y de la regenerativa, la introducción de elementos del paisaje ricos en especies que no compiten por la producción, pero que tienen un impacto desproporcionadamente positivo sobre la biodiversidad y sus funciones (Rey Benayas & Bullock et al., 2015), como es el caso de la restauración de lindes mediante la plantación de setos multifuncionales. Existen múltiples evidencias científicas y empíricas que documentan los beneficios asociados a los setos (Pereira y Rodríguez, 2010; Comisión Europea, 2016; Van Vooren et al., 2017; García de León et al., 2021) y que coinciden en gran medida con los beneficios de los sotos o bosques de ribera. Entre estos beneficios destacan los siguientes:

(1) aumento de la biodiversidad;

(2) exportación de semillas y otros propágulos, tanto de plantas como de animales, a los campos agrícolas próximos abandonados, acelerando la restauración pasiva de los mismos;

(3) aumento de la diversidad y la conectividad a escala de paisaje;

(4) mitigación de la erosión eólica e hídrica;

(5) enriquecimiento de materia orgánica y de nutrientes del suelo; y

(6) atracción y hábitat de polinizadores y enemigos naturales de plagas de los cultivos, entre otros.

En los **ecosistemas forestales**, el manejo silvícola es una estrategia fundamental en la mitigación de y la adaptación a los efectos del cambio climático al permitir su transformación hacia ecosistemas más resilientes. Según Atkinson & Bonser (2020), la restauración ecológica y en particular la restauración forestal puede realizarse de tres maneras:

(1) restauración pasiva o espontánea basada en la sucesión secundaria tras la eliminación del factor de degradación (por ejemplo, el cese de la actividad agrícola);

(2) restauración asistida, que combina la estrategia anterior con acciones específicas para acelerar la sucesión (por ejemplo, plantación de islotes forestales y setos multifuncionales que proporcionan lluvia de semillas y atraen dispersores; Rey Benayas et al., 2008, Rey Benayas y Bullock, 2015); y

(3) restauración reconstructiva, una combinación de los enfoques anteriores junto con la introducción de una alta proporción de la biota deseada (por ejemplo, plantaciones extensivas de árboles; Vieco-Martínez et al., 2023).

Un ejemplo de restauración pasiva se produce tras el abandono de la actividad agrícola en un campo de cultivo, que normalmente producirá un nuevo ecosistema forestal. Sin embargo, la regeneración natural es un proceso lento que depende tanto de factores abióticos como bióticos. La ausencia de árboles y arbustos madre que produzcan propágulos (es decir, la ausencia de fuentes semilleras cercanas), a veces unida a la falta de dispersores, limita de manera importante la sucesión secundaria (Pons y Pausas, 2007a; Zamora et al., 2010). La depredación de semillas por insectos, roedores y ungulados como el jabalí (*Sus scrofa*) reduce la disponibilidad de semillas, la germinación y la emergencia (Leiva y Fernández-Alés, 2005; Peláez et al., 2024). El herbivorismo sobre plántulas y rebrotes (Garrote et al., 2023), así como la competencia de las hierbas por la luz, el agua y los nutrientes (Cuesta et al., 2010), también impiden o ralentizan la regeneración natural. Con todo, la regeneración natural puede ser acelerada mediante estrategias de restauración asistida como la plantación de setos, que proporcionan semillas y atraen dispersores, como se comentó anteriormente.

Se sabe que, en general, los niveles de recuperación de la biodiversidad, la estructura del bosque y los valores de varios indicadores de funciones ecosistémicas son similares o mayores en los bosques restaurados de forma natural que en las plantaciones forestales (Crouzeilles et al., 2017). Otra ventaja importante de la regeneración natural es que es una herramienta de restauración que tiene mucho menos costos de implementación y mantenimiento que las plantaciones forestales (Chazdon et al., 2020). Finalmente, la regeneración natural puede mejorar, diversificar e incrementar la productividad a largo plazo de los sistemas agrícolas, incluyendo los sistemas silvopastoriles (Kremen y Merenlender, 2018).

El ecosistema no cultivado más extenso de Campo de Montiel es el **monte mediterráneo**. Este monte mediterráneo ha evolucionado en un contexto de régimen de perturbaciones y gestión antrópicas desde el Paleolítico (Blondel & Vermaat, 2016) y, en la actualidad, es vulnerable a diversos riesgos ambientales tales como:

(1) la disminución de la productividad y el crecimiento de las plantas;

(2) el incremento de la frecuencia e intensidad de los incendios, las plagas y la mortandad masiva de la vegetación por estrés hídrico;

(3) la disminución de la calidad de los hábitats y la pérdida de biodiversidad; y

(4) la reducción de la provisión de servicios ecosistémicos tales como el control de la erosión y el secuestro de carbono (MITERD, 2018).

La implementación de estrategias de silvicultura restaurativa es clave para promover masas forestales adaptadas y resilientes, por ejemplo, mediante la eliminación selectiva de pies (resalveo) para mejorar la penetración de la luz en el sotobosque, reducir la competencia intraespecífica y crear micrositios favorables para el reclutamiento de plántulas (Rincón Madroñero, 2017).

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* Mill.) 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). En Campo de Montiel, hemos estimado a partir del Mapa Forestal de España (**enlace**) que 16.480,8 ha (2,7% de su superficie) son reforestaciones la PAC. Al igual que se explicó para el monte mediterráneo, la falta de manejo de estas plantaciones forestales ha generado frecuentemente formaciones monoespecíficas vulnerables a los incendios y las plagas, de baja resiliencia frente al cambio climático y con una regeneración natural limitada (Bravo et al., 2016). Un ejemplo de manejo silvícola son las claras que reducen la densidad de los árboles plantados para disminuir la competencia y aumentar el crecimiento de los árboles remanentes (Aranda Cabello, 2013). La clara de las masas forestales plantadas reduce la competencia por la luz, el agua y los nutrientes, favoreciendo el reclutamiento espontáneo de especies bien adaptadas a futuras perturbaciones tales como la encina (*Quercus ilex* L.; Vieco-Martínez et al., 2023). Las plantaciones forestales en tierras agrícolas representan un sumidero de carbono potencialmente importante en regiones con climas mediterráneos continentales, caracterizados por altas temperaturas estivales, escasa precipitación y suelos frecuentemente degradados (Vicente-Serrano et al., 2014).

1.3 Objetivos

Este documento es una guía sobre silvicultura restaurativa basada en las experiencias 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). Se basará, por un lado, en los trabajos realizados en:

(A) El Laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal “La Nava del Conejo” (Valdepeñas, Ciudad Real), que incluyen la evaluación de:

(1) la regeneración natural,
(2) la regeneración natural asistida mediante la plantación de setos,
(3) el manejo silvícola del monte mediterráneo y
(4) el manejo silvícola de la dehesa.

(B) La gestión silvícola de las reforestaciones de la PAC establecidas en Alhambra (Ciudad Real).

El objetivo principal de la guía es difundir el conocimiento adquirido y fomentar el uso de la silvicultura restaurativa para la adaptación al y la mitigación del cambio climático en sistemas forestales mediterráneos continentales. Los objetivos específicos son:

- Presentar distintas estrategias de silvicultura restaurativa para la gestión sostenible de las principales masas mediterráneas continentales (tierras agrícolas abandonadas, monte mediterráneo, dehesas y plantaciones forestales de la PAC).

- Difundir los principales resultados obtenidos en el marco del proyecto, relacionados principalmente con el impacto de estas prácticas silvícolas sobre el reclutamiento de especies leñosas, el crecimiento, el rebrote, la producción de bellotas y el almacenamiento y secuestro de carbono.

- Difundir la experiencia acumulada por FIRE e inspirar a otras personas, entidades y administraciones para que impulsen iniciativas que mejoren el estado de conservación de los bosques en España.

02
Sistemas forestales estudiados

Campo de Montiel es una región de unas 600.000 ha situada en el centro-sur de España (**Figura 2**) que representa una transición entre Sierra Morena y la llanura manchega. El paisaje está dominado por un mosaico agrícola y forestal de cultivos mediterráneos (olivares, viñedos y cereales, principalmente) y dehesas claras y cultivadas de encinas, bosques y matorrales mediterráneos continentales. El uso secular y extensivo del suelo ha producido un paisaje que fusiona altos niveles de biodiversidad y de cultura.

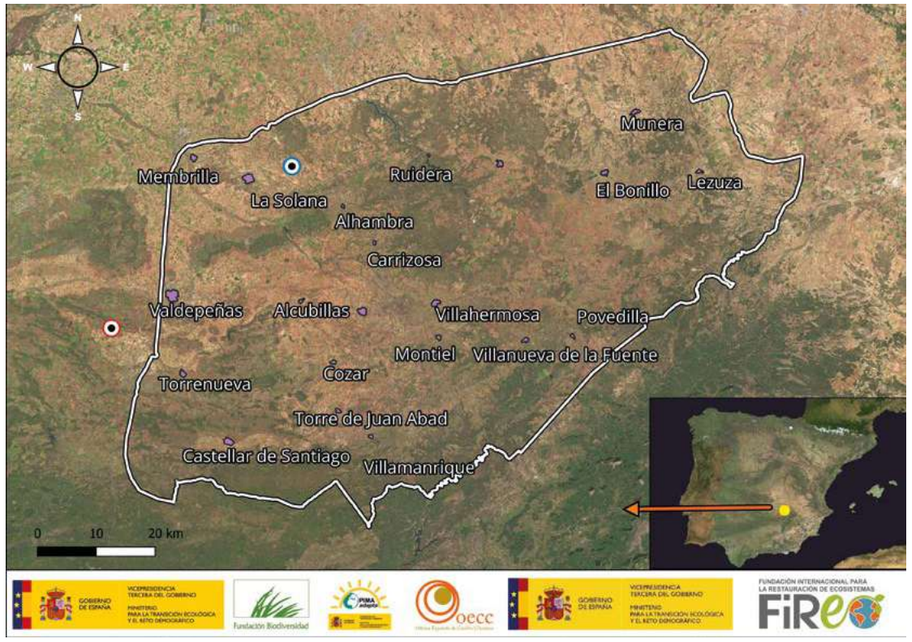

Figura 2. Localización de Campo de Montiel en la península Ibérica (punto amarillo), las principales poblaciones y los sistemas forestales estudiados (el punto negro sobre fondo blanco con anillo rojo corresponde al monte mediterráneo y la dehesa y el punto negro sobre fondo blanco con anillo azul a reforestaciones de la PAC).

Existen evidencias de un aumento de la aridez del clima y las proyecciones indican una disminución de las precipitaciones y un aumento de las temperaturas en el futuro, que repercutirán en los sistemas naturales de la región (IPCC, 2022). Durante las últimas décadas, la intensificación de la agricultura se ha producido simultáneamente al abandono de tierras agrícolas, sobre todo de carácter marginal; así, la superficie agrícola del territorio ha pasado de 415.328 ha en 1990 a 388.458 ha en 2018. Además, en la década de los 90s se reforestaron tierras agrícolas en la región auspiciadas por las ayudas de la PAC (García, 2022). En síntesis, el paisaje tradicional se ha transformado rápidamente, con implicaciones para el cambio climático y la biodiversidad. A pesar de estas amenazas, Campo de Montiel tiene un gran potencial para implementar medidas que enfrenten los impactos del cambio climático y revertir los valores naturales perdidos. Existen buenas oportunidades para restaurar las zonas degradadas, recuperar biodiversidad y aumentar el secuestro de carbono mediante buenas prácticas de silvicultura restaurativa y actuaciones estratégicas en el hábitat agrícola dirigidas a conciliar la producción y la presencia de pequeños elementos forestales en el paisaje, como son los setos y las islas forestales.

Desde el año 2008 FIRE trabaja en la conservación y la restauración ecológica del Campo de Montiel mediante acciones orientadas a mejorar la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos, aumentar la conectividad a escala de paisaje y fomentar prácticas que reducen la presión sobre los ecosistemas naturales y contribuyen a aumentar la resiliencia del territorio. Este conjunto de acciones individuales dio origen a la iniciativa territorial denominada **Campo de Montiel más Natural** en el año 2020 que incluye varios trabajos relacionados con:

(1) el monte mediterráneo y la dehesa en el **Laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal "La Nava del Conejo"** y

(2) la silvicultura restaurativa de las plantaciones forestales de la PAC, de unos 30 años.

2.1 El monte mediterráneo y la dehesa

En Campo de Montiel, el monte mediterráneo, considerado como tal el uso del suelo "matorrales y herbáceas" ocupa aproximadamente 113.963 ha y la dehesa, considerando como tal el uso del suelo "sistemas agroforestales" ocupa 6.176 ha, aproximadamente, según nuestras estimaciones a partir de Corine Land Cover (1990). En este trabajo, estas dos formaciones forestales se han estudiado en "La Nava del Conejo" (Valdepeñas, Ciudad Real, 38° 42' 29.8" N, 3° 29' 40.0" E; a 700 metros sobre el nivel del mar, **Figura 3**). Se trata de una finca de titularidad pública de unas 600 ha que depende del **Instituto Regional de Investigación y Desarrollo Agroalimentario y Forestal de Castilla-La Mancha** (IRIAF). Desde finales de 2021 la FIRE gestiona, mediante una concesión demanial y un convenio de colaboración, aproximadamente 370 ha de esta finca. En esta colaboración con la administración pública, se ha establecido un Laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal, cuyo objetivo principal es producir un modelo replicable de manejo

del monte mediterráneo y la dehesa y de producción agroecológica que contribuya a incrementar la resiliencia y la adaptación de los ecosistemas al cambio climático y recuperar biodiversidad.

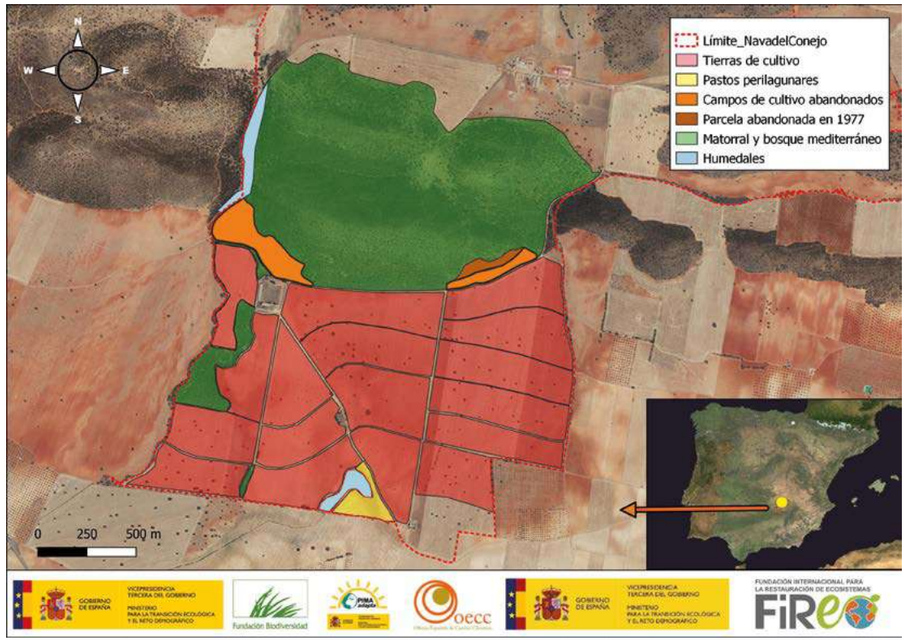

Figura 3. Localización de la finca “La Nava del Conejo” (punto amarillo) en el centro de España y fotografía aérea con los distintos usos del suelo. La imagen fue producida basada en el PNOA 2021 (CNIG 2024).

“La Nava del Conejo” (**Figura 2**) cuenta por un lado con unas 150 hectáreas de matorral y monte mediterráneo, a las que se suma una valiosa “lengua de monte” de 8 hectáreas (**Figura 4**) donde predominan especies como la encina (*Quercus ilex subsp. ballota*), la coscoja (*Quercus coccifera*), jaras (*Cistus spp.*) y caméfitos como el tomillo (*Thymus spp*.).

Figura 4. Imagen aérea tomada con dron de la lengua de monte de la finca. Aquí se llevaron a cabo dos resalveos, apeos y poda de individuos entre 2023 y 2024.

Además, hay unas 220 hectáreas de dehesa clara cultivada (**Figura 5**), caracterizada por una baja densidad de encinas medianas y grandes (0,7 individuos ha^{-1}), junto con 62 olivos dispersos. Al pie de los cerros se encuentra una parcela de 1,95 hectáreas que se cultivó en el pasado, pero se abandonó en 1977, y otras dos parcelas, de 2,3 ha y 7,2 ha, que dejaron de cultivarse más recientemente, en 2021, debido a su alta pedregosidad y baja productividad.

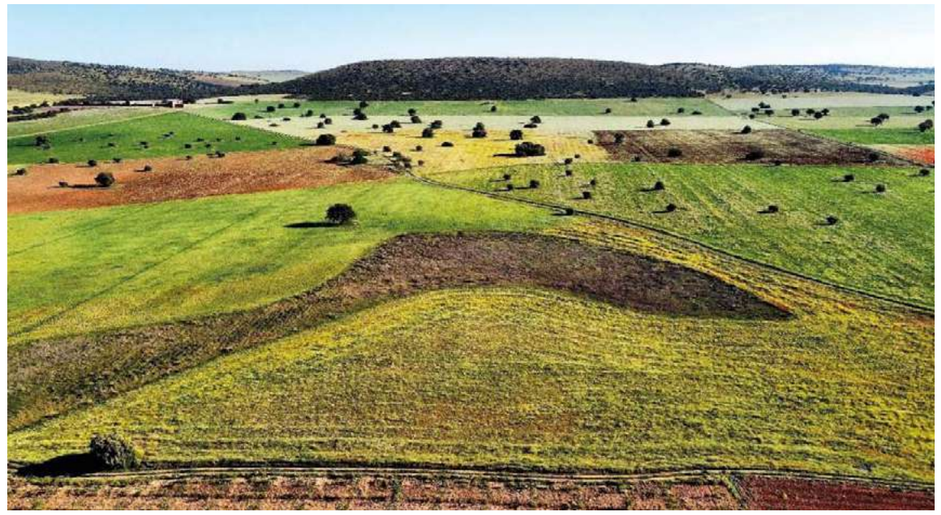

Figura 5. Vista panorámica de “La Nava del Conejo”, donde se observa un humedal en primer plano, la dehesa de baja densidad dominada por encinas y, al fondo, el monte mediterráneo.

En los márgenes de las 18 parcelas agrícolas cultivadas se han dejado franjas de 3 metros de ancho sin labrar desde 2021, en las cuales las plantas se establecen de forma espontánea. En las lindes perpendiculares a la dirección de la pendiente se han plantado setos, sumando 6,5 km en la actualidad (4,5 km en el momento del estudio) e instalado 37 posaderos para aves distribuidos a lo largo de ellas. Los posaderos, instalados en 2021, están constituidos por un poste de madera tratada de 1,5 m de altura y 8 cm de diámetro a los que se les coloca un travesaño de madera con el objetivo de aumentar la superficie de apoyo (**Figura 6**). En la finca hay otros elementos que sirven como posaderos para las aves, como son 16 apoyos de una línea eléctrica cancelada y tres transformadores vallados, habiendo sido así protegidas las plantas de su interior frente a la herbivoría. La línea eléctrica, con sus apoyos y transformadores, se instaló en 1973.

Figura 6. Posadero para aves instalado en un seto plantado.

El clima de la zona es mediterráneo continental, clasificado como tipo Bsk según el Atlas Climático de la Península Ibérica (**enlace**; Agencia Estatal de Meteorología e Instituto de Meteorologia, 2011). Entre 2007 y 2024, la precipitación media anual fue de 272 mm y la temperatura media de 14,6 ºC. Durante los años del estudio de este proyecto (2021-2024), estos valores fueron de 273 mm y 15,4 ºC, respectivamente.

En las zonas no cultivadas predominan las pizarras, a veces mezcladas con areniscas. En cambio, los suelos agrícolas están formados por una mezcla de pizarras, conglomerados y arcillas (IGME, 2020).

2.2 Reforestaciones de la PAC

Para conocer la superficie total de las reforestaciones de la PAC en Campo de Montiel y su potencial para la mitigación del cambio climático, se utilizó la cartografía digital del Mapa Forestal de España de máxima actualidad (31/12/2022) para Castilla-La Mancha. En ella 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. Ambas formaciones forestales ocupan 16.480 ha en el área estudiada.

Para evaluar la respuesta de las prácticas silviculturales en la estructura de la vegetación y el secuestro de carbono se utilizaron las reforestaciones de la PAC propiedad de la Fundación Legado Bustillo localizadas en Alhambra (Ciudad Real, **Figura 2**). Estas reforestaciones con *P. halepensis* y *Q. ilex* tienen una extensión de 171 ha en total, se realizaron en los años 1994-1995 y no fueron manejadas desde el inicio. La densidad de plantación de las parcelas donde se realizó el estudio (**Figura 7**) fue de 1.000 pies por ha en el año de plantación, con un 70% de pinos y un 30% de encinas. Sin embargo, el 96% de las encinas plantadas murieron antes de este estudio (Vieco-Martínez et al., 2023) por lo que, a efectos prácticos, podemos considerar que se estudiaron plantaciones monoespecíficas de pinos. La **sección 5** de esta guía explica con detalle el diseño del estudio.

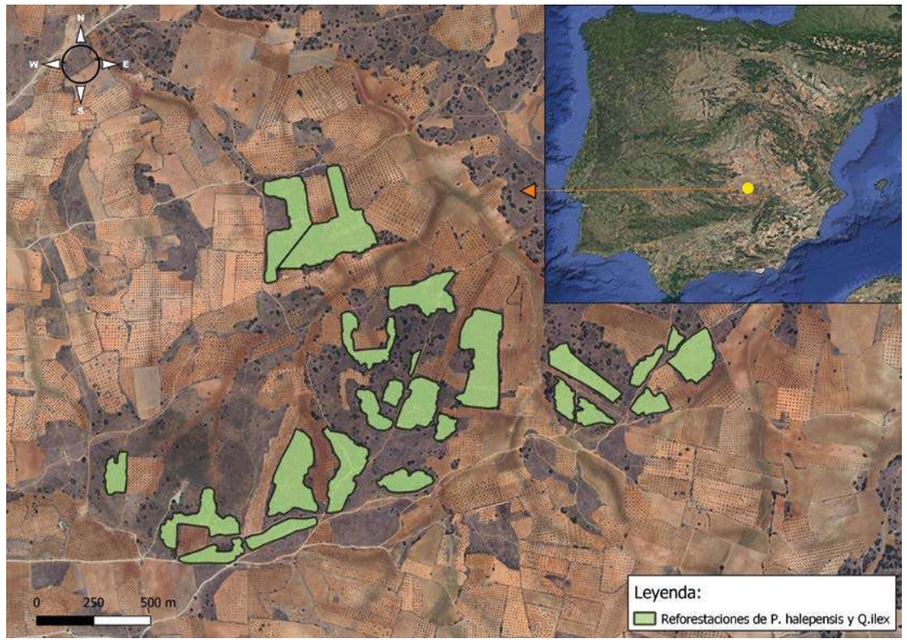

Figura 7. Localización de parte de las parcelas reforestadas propiedad de la Fundación Legado Bustillo donde se llevaron a cabo las actuaciones silvícolas objeto de evaluación.

En la zona de estas reforestaciones de la PAC, la temperatura media (Tm) anual es de 15 ºC y la precipitación total anual (Pp.) promedia 367.6 mm. Durante los años de este estudio experimental (2021-2024), la Tm fue de 16.1 º C y la Pp. de 320.1 mm (estación meteorológica de Argamasilla de Alba; **https://siar.uclm.es/datosMeteorologicos**). El suelo es predominantemente calizo y frecuentemente raquítico y pedregoso.

03
Regeneración natural

Se evaluó la regeneración natural espontánea y la regeneración natural asistida en (1) el Laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal “La Nava del Conejo” y (2) las reforestaciones de la PAC en Alhambra (**Figura 2**; la regeneración natural en estas últimas será explicadas en la **sección 5**).

En “La Nava del Conejo” se evaluó la regeneración natural espontánea de plantas leñosas en cuatro situaciones:

(1) la parcela agrícola abandonada en 1977, es decir, hace 46 años, al pie de los cerros;
(2) los dos campos de cultivo abandonados en 2021 (dos años antes del conteo de plántulas establecidas);
(3) las franjas no aradas desde 2021 en los bordes de 18 campos cultivados, con o sin setos plantados (**Figura 8**); y
(4) las zonas cercanas a elementos usados como posaderos por las aves.

Figura 8. Franja no arada entre dos campos cultivados con posaderos para las aves instalados.

Para **(1)** se usaron ortofotos de 1956 y 1977 con el fin de determinar la antigüedad del abandono y mapear las encinas presentes antes y después de este. Para **(2)**, el conteo de plántulas se realizó en transectos de 5 m de ancho, que ocuparon aproximadamente un 9% del área de cada parcela abandonada. Para **(3)**, el conteo de las plántulas establecidas en las franjas no aradas fue *in toto*, recorriéndolas detenidamente, cubriendo una superficie de 1,8 ha. En **(1), (2) y (3)** solo se calcularon las tasas de reclutamiento a nivel de especie para la encina debido a la muy baja presencia de otras especies. En **(4)**, se evaluó la presencia de las diferentes especies leñosas en los elementos usados como posaderos, es decir, los 37 postes de madera instalados en 2021, los 16 apoyos y los tres transformadores protegidos de la línea eléctrica instalada en 1973 (**Figura 9**).

Figura 9. Transformador eléctrico vallado instalado en 1973 con vegetación desarrollada a su alrededor.

3.1 Regeneración natural espontánea

Nuestros estudios concluyeron que la regeneración natural espontánea es muy lenta. En la parcela dejada de cultivar en 1977, se identificaron 42 encinas en la ortofoto de 1956 y 180 adicionales en la de 2021, lo que corresponde a una tasa de reclutamiento de 2 encinas ha^{-1} $año^{-1}$. En los campos de cultivo abandonados en 2021, se encontraron 5 y 4 plántulas en cada una de ellas, respectivamente, de cuatro especies (incluyendo *Quercus ilex*), con una tasa conjunta de reclutamiento de 5,1 ind. ha^{-1} $año^{-1}$ y de 2,34 ind. ha^{-1} $año^{-1}$ en el caso de las encinas. La tasa de reclutamiento fue de 7,8 encinas ha^{-1} $año^{-1}$ en las franjas de la matriz cultivada que no fueron aradas desde 2021. Esta última cifra es cercana a las reportadas en pastizales mediterráneos continentales (10,8 encinas ha^{-1} $año^{-1}$; Martínez-Baroja et al., 2021), tierras agrícolas abandonadas (2 y 5,7 encinas ha^{-1} $año^{-1}$; Rodríguez Alonso et al., 2019 y Martínez-Baroja et al., 2022, respectivamente) y tierras agrícolas reforestadas con pinos (9,7 encinas ha^{-1} $año^{-1}$; Vieco-Martínez et al., 2023).

La menor tasa de reclutamiento de las encinas en las parcelas abandonadas estudiadas en este proyecto se atribuye principalmente a las condiciones ambientales adversas debido a su orientación sur, que recibe una mayor radiación solar (Rey Benayas et al., 2005; Sánchez-Gómez et al., 2006), y a los suelos pedregosos, con más pendiente y menor capacidad de retención de agua y nutrientes que la matriz cultivada (García-Fayos et al., 2000; Navarro Cerrillo et al., 2008). Se detectaron indicios de jabalíes, que son depredadores de bellotas (**Figura 10**), en las parcelas al pie de los cerros, lo que sugiere que podrían haber contribuido a ralentizar el reclutamiento en esta zona (Gómez et al., 2003). Una menor lluvia de bellotas al pie de los cerros en comparación con la matriz cultivada, donde hay varias encinas grandes y dispersas, podría explicar también la menor tasa de regeneración natural en esa zona (Guariguata y Sáenz, 2002; Acacio et al., 2007).

Figura 10. Grupo familiar de jabalís captado con una de las ocho cámaras de fototrampeo instaladas en “La Nava del Conejo”.

3.2 Regeneración natural asistida

En las franjas no aradas desde 2021 con setos plantados la tasa de reclutamiento fue de 22,7 encinas ha^{-1} $año^{-1}$, el triple de la encontrada en las franjas sin setos. Ello es una evidencia del relevante papel de los setos como elementos facilitadores de la regeneración natural posiblemente por su capacidad para atraer a los dispersores de bellotas, entre ellos la urraca (*Pica pica*).

Los postes de madera instalados en 2021 para facilitar que se posen las aves no presentaron reclutamiento de plántulas en su base, aunque se detectó su uso por parte de estas por la presencia de excrementos y mediante cámaras de fototrampeo. Los apoyos de la línea eléctrica instalados en 1973 mostraron una tasa de reclutamiento de 62,5 ind. ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que los transformadores cercados, también instalados en 1973, presentaron una tasa de reclutamiento casi cuatro veces mayor (224 ind. ha^{-1} $año^{-1}$), probablemente por el efecto combinado de la protección frente a los herbívoros y la lluvia de semillas dispersadas. Es decir, los posaderos facilitan el reclutamiento de especies leñosas dispersadas por aves en el largo plazo (apoyos y transformadores eléctricos), pero no en el corto plazo (postes de madera instalados hace dos años). La mayoría de los individuos reclutados fueron espárragos (*Asparagus spp.*), dispersados por aves frugívoras en ambientes mediterráneos (Zapata et al., 2014; La Mantia et al., 2019; Martínez-López et al., 2019; González-García et al., 2022), al igual que lentiscos (*Pistacia lentiscus*; Verdú y García-Fayos, 1996).

El efecto de la protección de las plántulas se determinó:

(1) a largo plazo, comparando el reclutamiento en la base de los apoyos eléctricos no vallados y de los transformadores eléctricos vallados (resultados explicados en el párrafo anterior); y

(2) a corto plazo, protegiendo con tubos protectores la mitad de las plántulas de encina reclutadas espontáneamente en las franjas no aradas y evaluando la supervivencia de las plántulas establecidas naturalmente con y sin los tubos protectores antes y después del periodo estival.

La regeneración natural en los transformadores vallados coincide con los resultados de Martínez-López et al. (2019), quienes observaron una mayor cantidad de semillas depositadas bajo posaderos cercados y sugirieron que las cercas también actuaban como posaderos además de prevenir la herbivoría. En el corto plazo, la protección de las plántulas establecidas naturalmente (**Figura 11**) aumentó el crecimiento temprano (las plántulas protegidas fueron un 25% más altas que las no protegidas), aunque no tuvo un efecto sobre la supervivencia a corto plazo, un resultado inesperado dadas nuestras experiencias previas y los hallazgos de otros autores. Por ejemplo, Rey Benayas et al. (2015) encontraron que la tasa de supervivencia fue del 28.6% al final del primer verano y que la mortalidad de las plántulas se debía principalmente a la sequía (45%) y la herbivoría (35%). Esto sugiere que:

(1) la herbivoría por animales como el corzo (*Capreolus capreolus*), el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) y la liebre ibérica (*Lepus granatensis*) sobre las plántulas de encina fue muy baja en el sitio de estudio; y que

(2) las condiciones climáticas, incluido un evento de abundante lluvia a finales de la primavera de 2023, permitieron una supervivencia casi total de las plántulas de encina de 1-2 años, mientras que la mejora del microclima en verano solo favoreció su crecimiento temprano (Rey Benayas et al., 2005; Gómez et al., 2008).

Figura 11. Plántula de encina establecida espontáneamente, protegida con un tubo.

04
Silvicultura restaurativa del monte mediterráneo

4.1 Tratamientos silvícolas

Entre 2023 y 2025 se ejecutaron varias actuaciones silvícolas en el Laboratorio de campo de restauración agroecológica y forestal “La Nava del Conejo” para mejorar la integridad ecológica del monte mediterráneo y la dehesa en esta finca. Se aplicaron tres tipos principales de tratamientos:

- Poda severa de encinas medianas y grandes con signos de decrepitud en la dehesa.
- Apeo de encinas grandes secas y su reemplazo por encinas jóvenes plantadas en la dehesa.
- Resalveo del encinar denso y poda de los individuos dominantes.

Poda severa de encinas medianas y grandes decrépitas

En primer lugar, se identificaron y mapearon las encinas medianas y grandes sanas control (10 encinas) y decrépitas (10 encinas) de la dehesa (**Figura 12**), con el objetivo de evaluar el crecimiento, el rebrote y la producción de bellotas (**sección 4.2**). Se midieron los parámetros biométricos de las encinas decrépitas antes y después de la poda. Antes de la poda, las encinas decrépitas tenían un DBH promedio de 33,8 ± 10,1 cm, una altura de 6,87 ± 1,57 m y una superficie de copa de 44,7 ± 43,57 m².

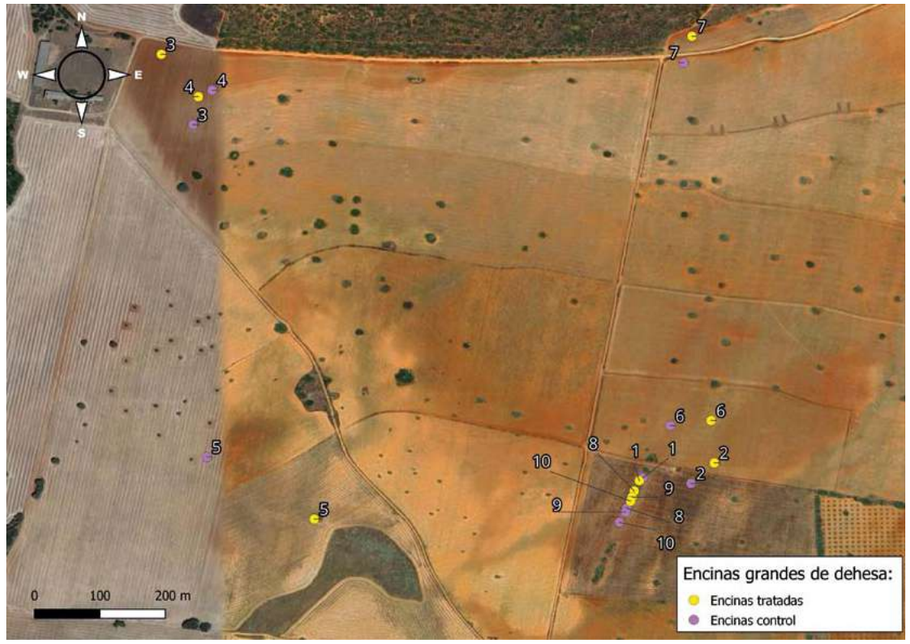

Figura 12. Ubicación de las 10 encinas sanas control (morado) y las 10 encinas decrépitas (amarillo) podadas o apeadas que fueron seleccionadas para una poda severa experimental.

Entre diciembre de 2023 y enero de 2024, se podaron severamente nueve de las 10 encinas decrépitas y una se taló por estar prácticamente muerta. Posteriormente, en enero de 2024 se trituraron los restos de las ramas podadas para mejorar la fertilidad del suelo mediante la reutilización de nutrientes (**Figura 13**).

Figura 13. Encina decrépita podada severamente. Se observan los restos de la poda para su trituración e incorporación al suelo agrícola.

Apeo de las encinas grandes secas y su reemplazo por encinas jóvenes plantadas en la dehesa

Las encinas presentan una alta capacidad de rebrote tanto de cepa como de raíz, especialmente los ejemplares adultos con diámetros comprendidos entre 40 y 50 cm (Serrada & San Miguel, 2008). No obstante, esta capacidad se pierde en gran medida si el individuo muere antes del apeo. Por este motivo, es recomendable no demorar la corta de los pies con decrepitud avanzada, con el fin de conservar su potencial de regeneración vegetativa.

En 2023 se seleccionaron tres encinas grandes completamente secas ubicadas en la dehesa para ser taladas, aprovechándose la leña y triturando los restos de ramas para su incorporación al suelo. También se taló una de las encinas decrépitas prácticamente muerta. Más adelante, en 2025, se taló una de las encinas podadas severamente porque no sobrevivió (**Figura 14**). Estas actuaciones fueron acompañadas de un seguimiento de los tocones remanentes para evaluar el rebrote postratamiento. Cabe destacar que esta acción no extirpa todas las encinas secas presentes en la dehesa; se mantiene aproximadamente un 20% de las encinas secas en pie debido a que esta madera muerta tiene importantes funciones de hábitat y recursos para multitud de especies, como los hongos y los insectos xilófagos.

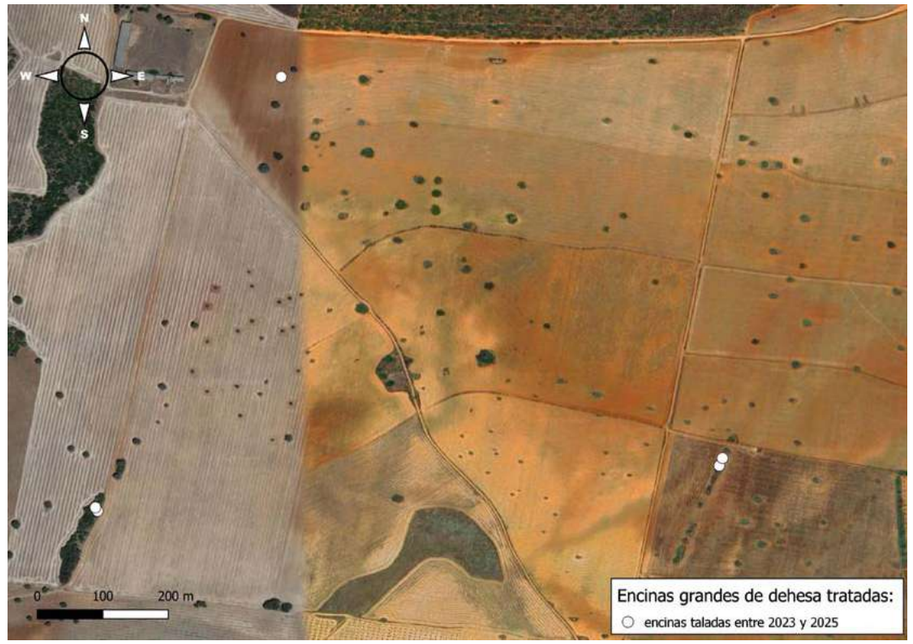

Figura 14. Localización de las cinco encinas taladas de la dehesa de “La Nava del Conejo” entre los años 2023 y 2025.

Se plantaron un total de 70 encinas de 1,2 m de altura en la dehesa (**Figuras 15 y 16**), 50 en noviembre de 2023 y 20 en marzo y diciembre de 2024, con el fin de reemplazar siete encinas grandes secas taladas y aumentar la densidad de la dehesa. Estas actuaciones forman parte de la restauración activa de la dehesa, cuya densidad de arbolado es baja (0,7 pies ha^{-1}). Las encinas se plantaron en los setos de la matriz agrícola y en las lindes de los caminos de la finca (**Figura 17**). Para la plantación, se abrieron hoyos de aproximadamente 65 cm de profundidad abiertos con retroexcavadora. Las 50 primeras encinas procedieron de un vivero con semilla certificada de Ciudad Real, mientras que las 20 segundas, que completaron espacios, procedieron de viveros con semilla certificada de la Comunidad de Madrid. Las plantaciones fueron acompañadas de un riego post-plantación.

Figura 15. Ubicación de las 70 encinas jóvenes plantadas entre 2023 y 2024 en las lindes y bordes de los caminos y en los setos de la matriz agrícola.

Figura 16. Escenas de la apertura de un hoyo de plantación con maquinaria y plantación manual de las encinas.

Figura 17. Encina joven plantada en el borde de un camino principal de entrada a la dehesa.

Resalveo del encinar denso y poda de los individuos dominantes

El monte bajo mediterráneo se caracteriza por la presencia mayoritaria de pies de encina procedentes de rebrotes de cepa o de raíz (reproducción vegetativa), originando cepas o núcleos con múltiples pies que compiten por recursos limitantes como la luz, el agua y los nutrientes. (Bravo Fernández et al., 2008) El resalveo de estas cepas o núcleos densos es una práctica silvícola fundamental en la gestión del monte bajo. Sus objetivos principales son favorecer la heterogeneidad estructural de la vegetación, la reproducción sexual, la biodiversidad y la resiliencia

frente al cambio climático, así como reducir la vulnerabilidad del monte a los incendios forestales (Bravo Fernández et al., 2013; González, 2024).

El resalveo consiste en reducir la densidad de fustes o pies por cepa, lo que aumenta la cantidad de recursos por fuste, promoviendo el desarrollo y el vigor de los no apeados. Al dejar solo los “mejores” pies por cepa por su posición, forma o vitalidad, se fomenta una estructura que favorece la entrada de luz al sotobosque, lo que estimula la reproducción por semilla y aumenta la biodiversidad y/o el reclutamiento espontáneo de hierbas o vegetación leñosa. Todo ello contribuye a que la masa de monte bajo evolucione hacia una estructura de monte alto más estable, madura y con mayor valor ecológico y paisajístico (Vayreda et al., 2012; Ruiz-Peinado et al., 2016). El resalveo es habitualmente acompañado por la poda de las ramas bajas de los pies que permanecen con el fin de aumentar su crecimiento y favorecer la entrada de luz, principalmente.

Se realizaron dos intervenciones de resalveo y poda en la lengua de monte de “La Nava del Conejo”. En la primera intervención, ejecutada entre enero y marzo de 2023 sobre una superficie de 2 hectáreas, se talaron 11 encinas secas, se podaron 25 y se eliminaron 136 pies subordinados previamente seleccionados. En la segunda intervención, llevada a cabo entre diciembre de 2023 y enero de 2024 en 1,5 hectáreas, se talaron dos encinas secas y 62 pies subordinados (**Figura 18**).

Figura 18. Mata de encina en la lengua de monte de “La Nava del Conejo” tras el resalveo y la poda realizados en 2024, con los fustes remanentes seleccionados por presentar mayor vigor y una estructura favorable para el desarrollo futuro.

Los restos generados en ambas intervenciones se gestionaron con los siguientes fines:

(1) aprovechamiento de la madera útil como leña;

(2) trituración de la mayor parte de las ramas e incorporación al suelo para reutilizar los nutrientes y mejorar la fertilidad; y

(3) colocación de algunas ramas en las entradas de madrigueras de conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) para reducir la depredación por especies como el meloncillo (*Herpestes ichneumon*).

4.2 Evaluación del crecimiento, rebrote y producción de bellota

Poda severa de encinas medianas y grandes decrépitas

Los parámetros biométricos de los ejemplares de *Quercus ilex* L. y de sus rebrotes fueron registrados tras el periodo de crecimiento vegetativo, en los meses de enero de 2024 y enero de 2025, tanto en los individuos sometidos a tratamiento como en sus correspondientes controles pareados. Previamente a la aplicación de los tratamientos silvícolas, se realizó una toma de datos en noviembre de 2023 con el objetivo de documentar las medidas iniciales de los ejemplares y respaldar memoria técnica de la solicitud de los permisos de actuación. Posteriormente, en mayo de 2025, se realizó una visita adicional para la evaluación cualitativa de los nuevos rebrotes en los individuos previamente tratados. Esta visita no incluyó la toma sistemática de datos biométricos. Debido a la elevada densidad de vegetación herbácea, no fue posible realizar un seguimiento detallado del rebrote en todos los ejemplares, por lo que la actividad se limitó al registro gráfico de la mayor parte de los ejemplares observados. A partir del operario y del pesaje de una muestra representativa de los restos generados por la poda se estimó que la cantidad total de madera retirada fue de 4.500 kilogramos.

Crecimiento

En enero de 2024, las encinas control de la dehesa tuvieron una altura media de 7,69 ± 1,38 m, una superficie media de copa de 78,04 ± 53,37 m² y un volumen medio de 628,67 ± 428,82 m³. Tras la poda severa de las encinas decrépitas de la dehesa, se registraron reducciones notables en todos los parámetros biométricos evaluados entre noviembre de 2023 y enero de 2024 debido a que se retiró una buena parte de la biomasa. La altura media disminuyó de 6,9 ± 1,57 m a 4,8 ± 2,5m (-30 %), la superficie media de copa pasó de 44,9 ± 43,9 a 29,4 ± 53,96 m² (-34,5 %) y el volumen se redujo en torno a un 28 %, de 369,2 ± 490,5 a 265,9 ± 586, 5 m³. Transcurrido más de un año tras la poda, tanto los individuos podados como los controles no mostraron un crecimiento significativo en altura, diámetro basal, DAP y eje mayor y menor, atribuyéndose las mínimas diferencias encontradas a errores de medición en campo.

Rebrote

En enero de 2024 se evaluó el rebrote en cinco de las diez encinas decrépitas podadas. Se contabilizaron un total de 137 rebrotes de cepa y raíz, aunque únicamente se tomaron medidas biométricas de 29 de ellos, distribuidos entre todas las encinas. Además, se caracterizaron cinco matas de brotación con múltiples pies en tres de las encinas. Todos los rebrotes de cepa y raíz, así como las matas de brotación se representaron en un croquis de campo para poder evaluar el crecimiento y la aparición de nuevos rebrotes en el futuro.

Entre enero de 2024 y enero de 2025 se observó un pequeño incremento en todos los parámetros biométricos evaluados de los rebrotes (**Figura 19**). La altura media aumentó un 2,6%, la superficie de la copa un 3,5% y el diámetro basal un 1,1%. Los rebrotes se localizaron en su mayoría (48,7%), en orientaciones norte, tanto noreste como noroeste, seguidos de las orientaciones sur (38,5%), este (7,7%) y oeste (5,1%).

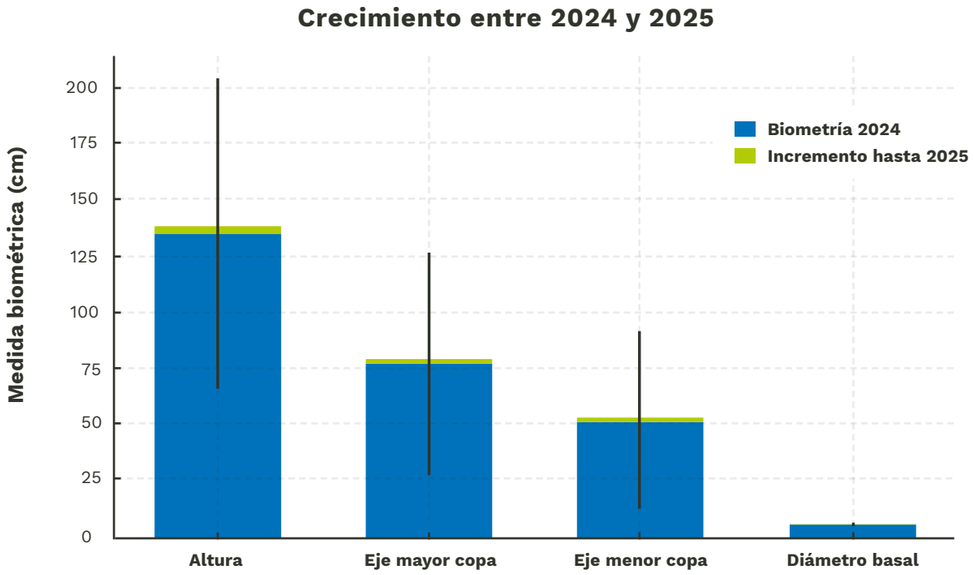

Figura 19. Promedio ± desviación estándar de los parámetros biométricos de los rebrotes individuales en la primera medición (2024) y el incremento hasta enero de 2025 (verde).

En el caso de las matas de brotación (**Figuras 20 y 21**), la altura máxima aumentó un 1,1%, la superficie de la copa un 2,3% y el diámetro basal un 2,3%.

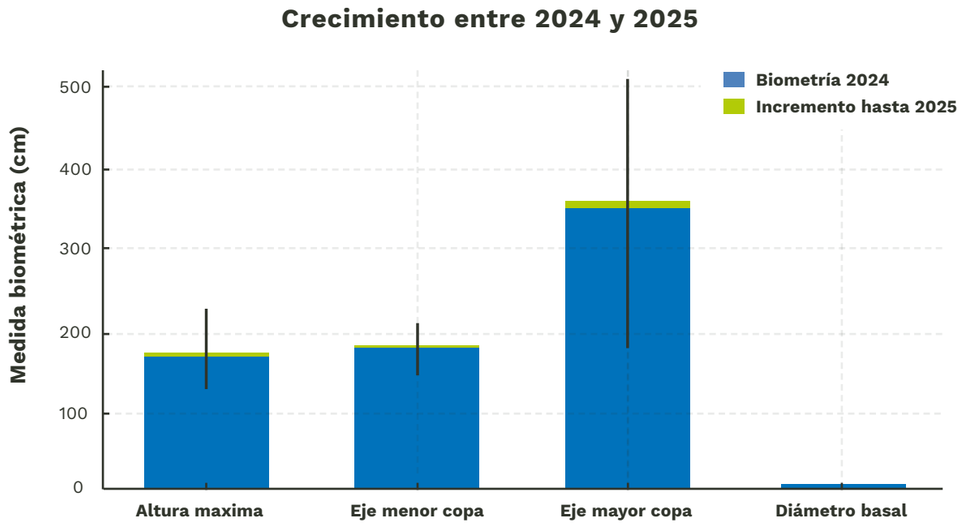

Figura 20. Promedio ± desviación estándar de los parámetros biométricos de las matas de brotación en la primera medición (2024) y el incremento hasta enero de 2025 (verde).

Figura 21. Aspecto en mayo de 2025 de una encina que fue severamente podada hace dos primaveras. Se observan dos matas de brotación activas en su base.

Un año después de la medición inicial, no se hallaron nuevos rebrotes de cepa ni de raíz en los individuos podados. Sin embargo, en mayo de 2025, tras una primavera excepcionalmente lluviosa, se detectaron nuevos rebrotes de cepa y raíz y un incremento general en el volumen de copa de varias encinas y sus rebrotes. Una encina decrépita talada en noviembre de 2023 por estar prácticamente muerta mostró una respuesta vegetativa significativa, con rebrotes nuevos emergiendo de la cepa después de las dos primaveras transcurridas (**Figura 22**); esta respuesta positiva contrasta con la del resto de encinas completamente secas y taladas (ver siguiente apartado).

Figura 22. Encina prácticamente muerta antes de su tala en noviembre de 2023 y fotografía del tocón tomada tras su tala en mayo de 2025. Se observan varios rebrotes nuevos emergiendo de la cepa tras las dos primaveras transcurridas.

Producción de bellotas

Se contó el número de bellotas producidas por los individuos seleccionados para la poda y por las encinas control en noviembre de 2023 y en enero de 2024, respectivamente. Posteriormente, a principios de noviembre de 2024, se realizó un segundo recuento de las bellotas presentes en los árboles y se recolectaron las accesibles. Para asegurar que eran bellotas maduras, únicamente se cosecharon bellotas que mostraban un tono marrón característico. Las bellotas recolectadas fueron pesadas en fresco y, posteriormente, se secaron en una estufa a 50 °C durante cinco días para determinar su peso seco. Además, se midieron la longitud y la anchura de cada una. Los resultados son los siguientes.

- **Primera recolección.** Únicamente se identificó una encina seleccionada para ser podada con bellotas; se cosecharon seis bellotas con las siguientes medidas: longitud de 5,3 ± 0,6 cm, anchura de 1,25 ± 0,17 cm, peso húmedo de 1,37 ± 0,45 g y peso seco de 1,18 ± 0,41 g. Del mismo modo, una sola encina control presentaba bellotas; se contaron 70 en el árbol de

las cuales se cosecharon 22 con las siguientes medidas: longitud de 5,38 ± 0,85 cm, anchura de 1,63 ± 0,27 cm, peso húmedo de 2,18 ± 0,35 g y peso seco de 1,8 ± 0,31 g.

- **Segunda recolección.** Cuatro de las encinas podadas presentaron bellotas, aunque en una de ellas solo se encontró una. Se contaron en total 261 bellotas en los árboles, de las cuales se recolectaron 30 bellotas con una longitud de 5,69 ± 0,83 cm, anchura de 1,57 ± 0,21 cm, peso húmedo de 2,53 ± 1,11 g y peso seco de 2,08 ± 0,91 g. Hubo producción de bellotas en cinco encinas del grupo control, con un total de 611 bellotas contadas en los árboles de las cuales se recolectaron 104. Las bellotas del grupo control presentaron una longitud de 5,22 ± 0,35 cm, anchura de 1,69 ± 0,20 cm, peso húmedo de 2,43 ± 0,49 g y peso seco de 2,02 ± 0,42 g. La comparación de ambos grupos indica que las bellotas de las encinas podadas de forma severa fueron, en promedio, más largas y pesadas, mientras que las del grupo control fueron ligeramente más anchas y presentaron menor variación en sus dimensiones y peso.

Apeo de las encinas grandes secas

Las medidas biométricas de las tres encinas completamente secas (**Figura 23**), compuestas por seis fustes, seleccionadas en 2023 para su tala fueron las siguientes: altura media de 4,30 ± 0,86 m, DBH de 15,67 ± 6,06 cm, diámetro basal de 25,83 ± 11,73 cm, superficie de copa de 5,73 ± 3,61 m^2 y volumen de 27,83 ± 22,77 m^3. Tras el apeo, únicamente permanecieron los tocones remanentes, los cuales fueron inspeccionados en enero y abril de 2024 y en enero y mayo de 2025, no observándose rebrotes de cepa ni de raíz.

Figura 23. Encina con cuatro fustes completamente secos antes de ser talados.

Resalveo del encinar denso y poda de los individuos dominantes

Se seleccionaron doce matas tratadas (**Figura 24**) con un total de veinte fustes remanentes tras el resalveo. Asimismo, en la zona sur de la misma lengua de monte, se identificaron las cinco matas no tratadas, con 13 fustes en total, que se encontraron con características estructurales similares a las tratadas (**Figura 25**) y se utilizaron como grupo control. En estas matas se midieron todos los fustes dominantes.

Figura 24. Mata de encina tratada, identificada mediante una cinta atada y numeración a la altura del pecho (1,3 m), seleccionada para el seguimiento del crecimiento, rebrote y producción de bellotas.

Figura 25. Mata de encina control, identificada mediante una cinta y numeración a la altura del pecho (1,3 m), seleccionada para el seguimiento del crecimiento, rebrote y producción de bellotas.

Crecimiento

En febrero de 2024, los pies dominantes de las matas de encina control presentaron una altura de 4,58 ± 1,23 m, una superficie de copa de 15,77 ± 10,26 m² y un volumen de 72,17 ± 13,18 m³.

Los parámetros biométricos promedio de todos los pies medidos (dominados y dominantes) en las matas seleccionadas fueron: altura 2,94 ± 0,69 m, DBH 5,7 ± 3,28 cm y diámetro basal 10,45 ± 4,9 cm. Tras el resalveo, los pies dominantes remanentes mostraron valores medios superiores: altura 3,47 ± 0,61 m, DBH 8,28 ± 3,9 cm y diámetro basal 12,52 ± 5,13 cm. La superficie de copa, calculada inicialmente para toda la mata (considerando el contorno externo), pasó de 16,38 ± 10,72 m² a 14,31 ± 8,07 m², obtenida como la suma de las superficies proyectadas de los pies dominantes remanentes.

Transcurrido el periodo de crecimiento vegetativo (noviembre de 2024), tanto las matas resalveadas como las matas control no mostraron un crecimiento significativo en altura, superficie de copa, diámetro basal y DAP, atribuyéndose las mínimas diferencias encontradas a errores de medición en campo y el poco tiempo transcurrido.

Rebrote

Para el seguimiento del rebrote, se registraron en campo mediante GPS y se dibujaron croquis de todas las matas de encina tratadas (**Figura 26**) en noviembre de 2023, noviembre de 2024 y mayo de 2025. En el caso de las matas control (**Figura 27**), el seguimiento se realizó únicamente en noviembre de 2024 y mayo de 2025. El área del seguimiento comprendió un radio de 5 metros desde el centro de cada mata.

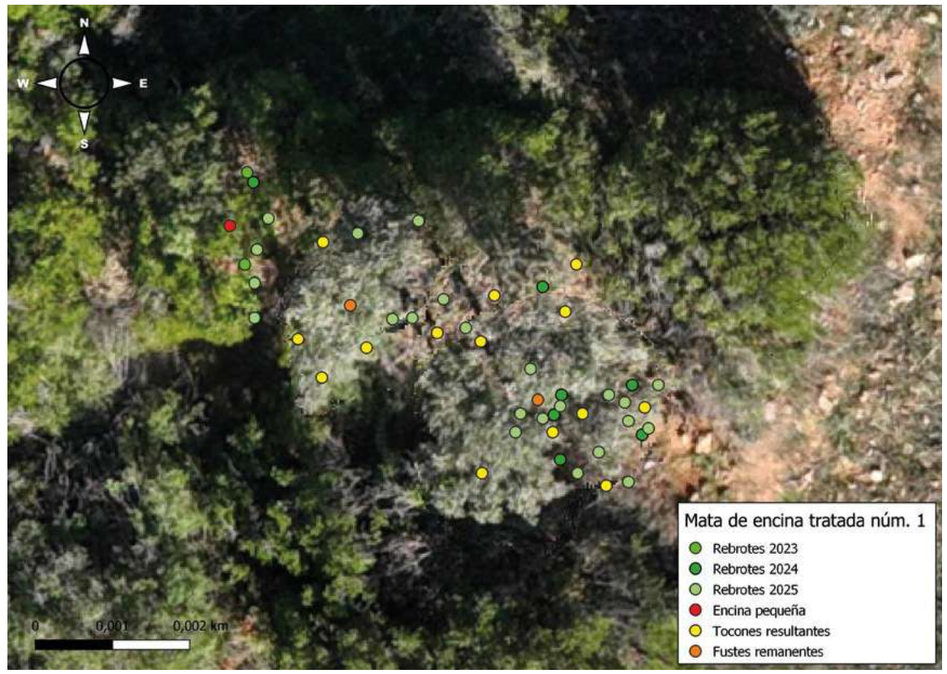

Figura 26. Vista aérea de la mata de encina tratada núm. 1 en 2025. Se resaltan los tocones resultantes del resalveo (amarillo), los fustes remanentes (naranja) y los rebrotes (verde) hallados durante las visitas de campo.

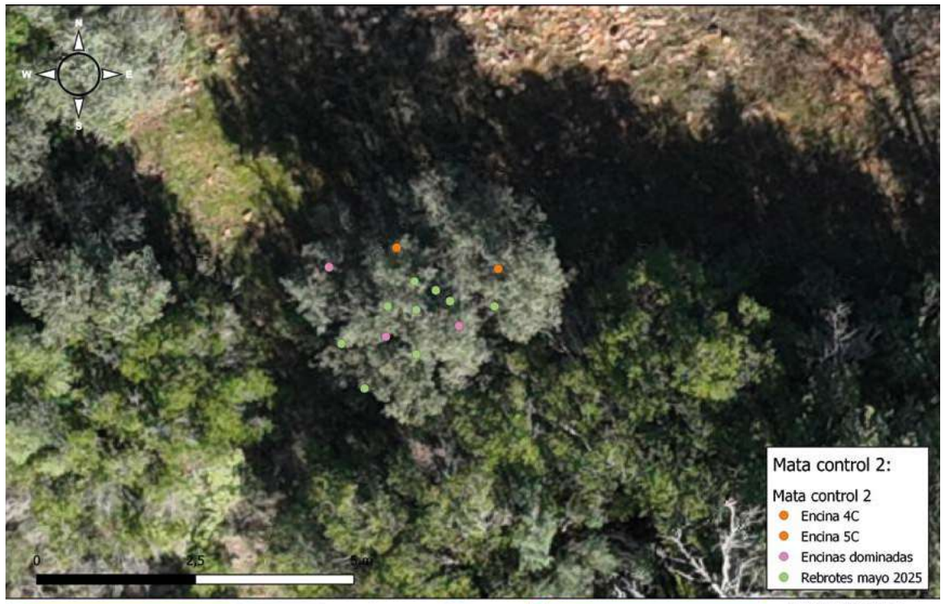

Figura 27. Vista aérea de la mata de encina control núm. 2 en 2025. Se indica además la localización de los últimos rebrotes identificados.

Dos de las matas tratadas no presentaron rebrotes en noviembre de 2023 ni en noviembre de 2024. En total, se contaron 66 y 75 rebrotes en estas dos fechas, respectivamente. En mayo de 2025, todas las matas tratadas presentaron rebrotes, 173 en total. En las matas control se identificaron 32 rebrotes en noviembre de 2024 y 37 en mayo de 2025.

Producción de bellotas

- **Primera recolección.** No se observaron bellotas en las matas seleccionadas para el resalveo en la visita previa a la intervención silvícola ni en la inspección posterior.

- **Segunda recolección.** Se observaron bellotas en diez encinas resalveadas de las cuales se obtuvo una muestra de 143 bellotas recolectadas. Las bellotas presentaron una longitud de 5,15 ± 0,32 cm, anchura de 2,06 ± 0,23 cm, peso húmedo de 4,34 ± 0,87 g, y peso seco de 3,16 ± 0,54 g. En las matas control que presentaron bellotas en 2024, se recolectaron un total de 82 bellotas de seis individuos distintos con una longitud de 6,35 ± 0,80 cm, anchura de 2,46 ± 0,78 cm, peso húmedo de 6,18 ± 2,28 g y peso seco de 4,55 ± 1,78 g. Estos resultados indican que, en promedio, las bellotas de las matas control fueron más largas, anchas y pesadas que las de las encinas resalveadas.

05
Silvicultura restaurativa de reforestaciones de la PAC

El almacenamiento y secuestro de carbono de las reforestaciones es clave en el contexto de los compromisos de descarbonización de la Unión Europea (Dupont et al., 2023). El incremento del carbono almacenado en la biomasa leñosa y en el suelo puede contribuir significativamente a mitigar el cambio climático, especialmente si las prácticas silvícolas optimizan el crecimiento de los árboles y la fijación de carbono (Sainz et al., 2024). Un manejo silvícola adecuado puede promover la resiliencia de las plantaciones forestales frente a distintas perturbaciones al modificar la estructura forestal e incrementar los recursos disponibles y el vigor de los árboles que persisten (Oliet et al., 2022).

5.1 Diseño del estudio

Se diseñó un experimento para evaluar a largo plazo cómo las reforestaciones de la PAC basadas en P. halepensis y las prácticas silvícolas de clara sistemática, clara con selección de árboles de porvenir y poda de las ramas bajas (< 2 m) afectan al almacenamiento (biomasa) y secuestro (crecimiento) de carbono y la regeneración natural espontánea (**Figura 28**). Se establecieron las siguientes parcelas:

(1) Parcelas no reforestadas control (**Figura 29**, panel izquierdo);
(2) Parcelas reforestadas control sin tratamientos silvícolas (**Figura 29**, panel derecho);
(3) Parcelas reforestadas con clara sistemática; y
(4) Parcelas reforestadas con clara de selección de árboles de porvenir.

Además, la mitad de la superficie de las parcelas aclaradas tuvieron un tratamiento de poda de las ramas bajas de los pinos. Se establecieron tres bloques con un total de 12 parcelas experimentales de 30 x 30 m rodeadas por un *buffer* de 20 m (**Figura 29**).

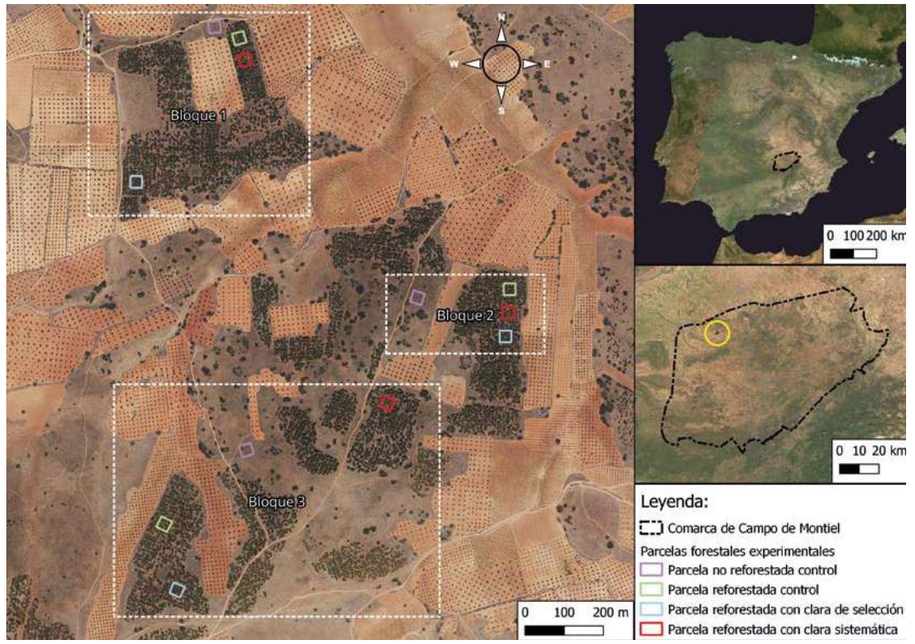

Figura 28. Ubicación de la zona de estudio (Campo de Montiel, señalado con una línea negra discontinua) en Iberia y de las 12 parcelas forestales experimentales, localizadas dentro del círculo amarillo, en Alhambra (Ciudad Real).

Figura 29. A la izquierda, un ejemplo de parcelas no reforestadas control; a la derecha, un ejemplo de las parcelas reforestadas control.

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. La clara sistemática y la poda en los bloques 1 y 3 se realizaron en febrero de 2021 y en el bloque 2 en marzo de este mismo año, mientras que la clara de selección y la poda se realizaron en los tres bloques en marzo de 2022 debido a limitantes logísticos.

Antes de los trabajos silvícolas en las parcelas experimentales, la densidad promedio de la plantación fue de 548,15 árboles ha^{-1} y el área basimétrica promedio de 9,86 m^2 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., 2023).

Medidas biométricas

Se tomaron medidas biométricass de todos los árboles plantados vivos en las parcelas de 30 x 30 m en marzo de 2021, marzo de 2022, septiembre de 2023 y diciembre de 2024 en el campo. Las variables medidas fueron el diámetro basal, el diámetro a la altura del pecho (DBH) y la altura máxima (H). El número de pinos medidos fue el siguiente: parcelas reforestadas control (n = 146), parcelas con clara de selección (n = 117) y parcelas con clara sistemática (n = 118). En las parcelas aclaradas, se podaron 65 y 56 pinos, respectivamente.

De manera complementaria al muestreo de campo, se generaron varios productos cartográficos a partir de imágenes LiDAR e imágenes multiespectrales con cámaras a bordo de un dron. Estos datos permitieron elaborar ortofotos de alta resolución, así como modelos digitales, entre ellos el Modelo de Altura del Dosel (CHM), e índices espectrales clave (NDVI, GCI, BSI, etc.). En particular, el CHM se empleó para estimar con precisión la altura de los individuos, corrigiendo posibles sesgos de las mediciones manuales en el terreno.

Regeneración natural espontánea

La clara y la poda en las masas forestales plantadas facilita la entrada de luz y los nutrientes se conservan localmente si los restos son triturados *in situ*, pudiendo favorecer el reclutamiento espontáneo de especies bien adaptadas a futuras perturbaciones (Vieco-Martínez et al., 2022).

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, se registró la ubicación de las plántulas de vegetación leñosa en todas las parcelas de 30 x 30 m mediante croquis de campo. Se contaron todas las plántulas presentes al inicio del experimento y se compararon con los conteos más recientes realizados en noviembre de 2024. A partir de esta comparación, se calcularon los porcentajes de supervivencia, mortalidad y reclutamiento y de otras variables relevantes para analizar la regeneración.

Ampliación de los experimentos

Entre 2024 y 2025, la FIRE inició una nueva fase de evaluación de los efectos de las prácticas silvícolas en las reforestaciones. Para ello, se amplió la intervención más allá de las parcelas experimentales explicadas con anterioridad. Se establecieron dos nuevas parcelas reforestadas control y dos nuevas parcelas con prácticas silvícolas de clara y poda aplicándose la misma metodología utilizada en el estudio experimental explicado para garantizar la comparabilidad de resultados (**Figura 30**).

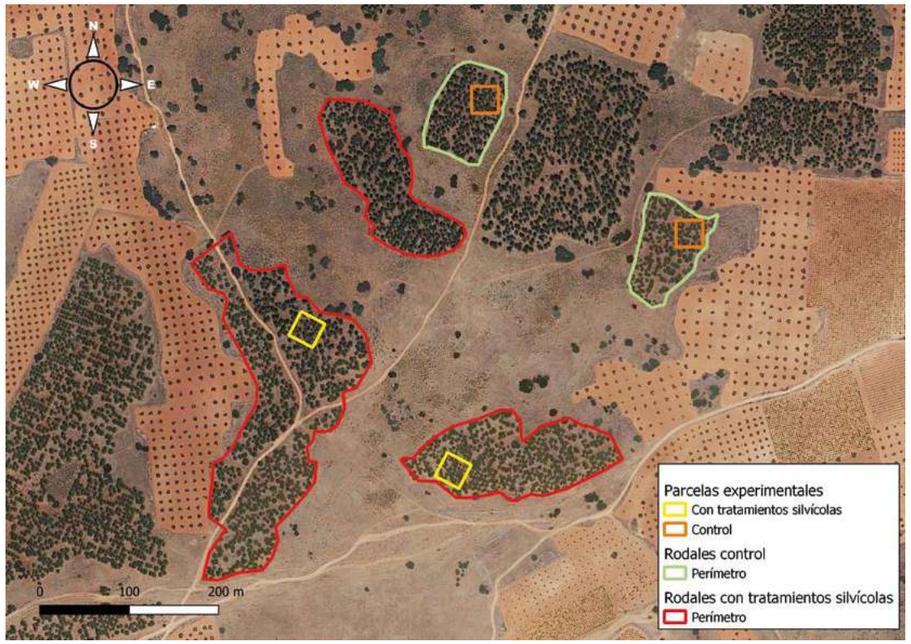

Figura 30. Mapa de las reforestaciones de Alhambra donde se establecieron cuatro nuevas parcelas experimentales en 2024. Los tres rodales (perímetro rojo), que abarcan una superficie de 5 hectáreas, fueron objeto de clara y poda en toda su superficie.

Se tomaron mediciones biométricas de los pinos plantados antes y después de la aplicación de los tratamientos. Asimismo, se inventarió la presencia de plántulas de vegetación leñosa y se registró toda la regeneración natural espontánea presente en las nuevas parcelas experimentales establecidas.

Las claras de selección tuvieron como objetivo reducir la competencia intraespecífica y favorecer una estructura más heterogénea del rodal. Para ello, se identificó previamente en el campo los individuos con signos de decrepitud, puntisecado, presencia de ramas secas, escaso vigor o subordinados frente a ejemplares vecinos. La actuación silvícola se orientó a alcanzar una densidad final aproximada de 450 pies por hectárea. La estimación de la densidad inicial de cada masa se llevó a cabo mediante el análisis de ortofotos de octubre de 2024 (**Figura 31**).

Figura 31. Ortofoto de una reforestación propiedad de La Fundación Legado Bustillo generada a partir de imágenes multiespectrales obtenidas mediante el vuelo de dron realizado en octubre de 2024 (véase la **sección 5.1**). Este producto permitió una cobertura detallada y georreferenciada de toda el área de estudio.

En total, se apearon cerca de 500 pies en las 5 ha. Además, se podaron las ramas por debajo de 2 m de altura de los ejemplares remanentes no apeados, con el fin de mejorar su desarrollo estructural y reducir la carga de combustible vertical (**Figura 32**). Todos los restos generados fueron triturados *in situ* (**Figura 33**).

Figura 32. Pinos podados y restos generados ahilados en el suelo.

Figura 33. Uno de los rodales intervenidos mediante clara y poda. Se observan en el suelo los restos triturados *in situ*.

5.2 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 del pecho (DBH) y la altura (H). Como medidas iniciales se utilizaron las medidas de DBH tomadas en marzo de 2021 (parcelas control y con clara sistemática) o marzo de 2022 (parcelas con clara de selección) y las de altura obtenidas con LiDAR en octubre de 2022; como medidas finales se utilizaron las medidas de DBH tomadas en diciembre de 2024 y las de altura obtenidas con LiDAR en octubre de 2024. La biomasa aérea y la radicular se estimaron utilizando las ecuaciones alométricas de Ruiz-Peinado et al. (2011):

- WS (Biomasa del tronco, kg) = 0.0139*DBH2*H;
- Wb7 (Biomasa de ramas gruesas (diámetro > 27.5 cm, Z=1, diámetro ≤ 27,5 cm, Z=0, kg) = [3.926*(DBH-27.5)]*Z;
- Wb2-7 (Biomasa de ramas medianas (2-7 cm), kg) = 4.257+0.00506*DBH2*H-0.0722*DBH*H;
- Wb2+n (Biomasa de ramas finas y hojas, kg) = 6.197+0.00932*DBH2*H-0.0686*DBH*H;
- WR (Biomasa radicular, kg) = 0.0785*DBH2.

Los resultados de la biomasa total (aérea + radicular) y el carbono total almacenado calculado al inicio y al final del experimento se presentan en la **Figura 34**. Casi 30 años después de la plantación, las reforestaciones no manejadas (control) almacenaron 20,94 Mg C ha^{-1} (C secuestrado = 0,7 Mg ha^{-1} $año^{-1}$), mientras que las parcelas no reforestadas almacenaron 0,44 Mg C ha^{-1}, casi 50 veces menos. En nuestro experimento de cuatro años de duración, los pinos de las parcelas con clara sistemática (1,31 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$) y las parcelas con clara de selección (1,02 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$) crecieron más y secuestraron en su conjunto más carbono que las parcelas control (0,98 Mg C ha^{-1} $año^{-1}$), no habiendo diferencias estadísticas significativas entre ambos tipos de clara ni entre las parcelas con clara de selección y las parcelas control (**Figura 35**). La poda de las ramas bajas afectó marginalmente al secuestro de carbono. La eliminación de aproximadamente el 20% de los pinos plantados aumentó casi un 40% el secuestro de carbono por parte de los pinos remanentes en estos cuatro años.

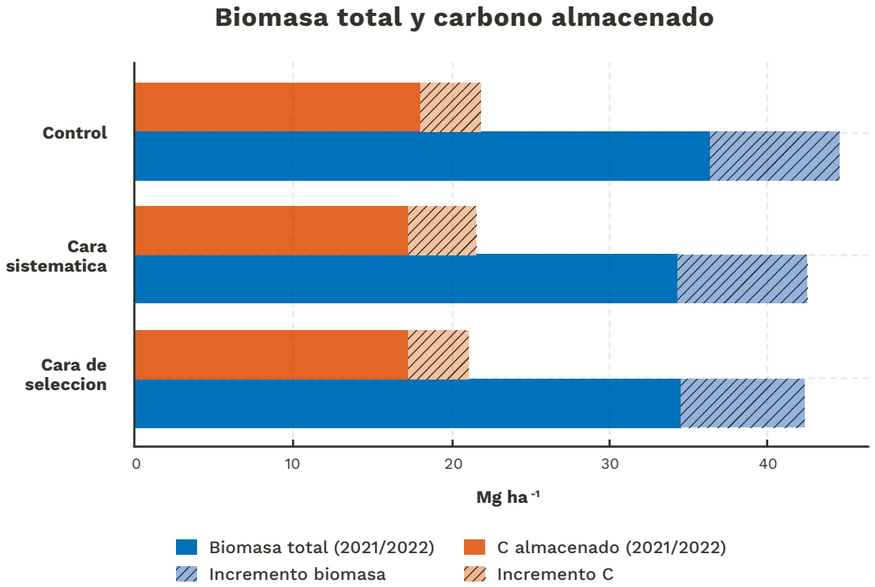

Figura 34. Biomasa y carbono totales almacenados al principio (2021/22) y al final (2024) del experimento; la fracción rayada de cada barra corresponde al acopio de biomasa o carbono durante 3-4 años. Las cifras reportadas son el promedio de las tres parcelas por tratamiento. La biomasa o el carbono de cada parcela se ha obtenido a partir de la suma de los pinos individuales.

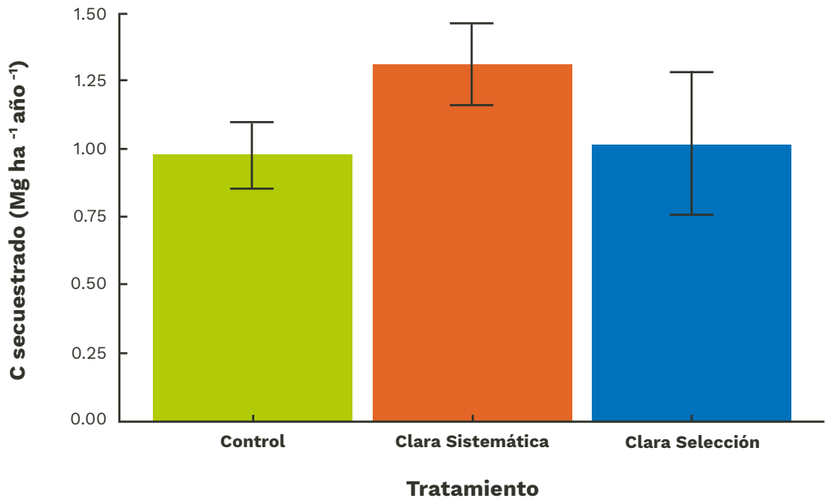

Figura 35. Tasa de secuestro de carbono durante el experimento. Las barras indican el promedio de las tres parcelas de cada tratamiento ± desviación estándar. El carbono secuestrado en cada parcela se ha obtenido a partir de la suma de los pinos individuales.

Además de en los pinos plantados, el carbono puede almacenarse en la biomasa de otras especies del sotobosque. Al comienzo del experimento se identificaron un total de 13 especies leñosas, excluidas los pinos y las encinas plantadas, y hierbas grandes perennes. La especie dominante fue el esparto en las parcelas no reforestadas y el tomillo común (*Thymus vulgaris*) en las parcelas reforestadas a excepción de las parcelas de clara de selección que estuvieron dominadas por el tomillo salsero (*T. zygis*). 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 sphaerocarpa* y *Citysus cinerea* (Ruiz-Peinado et al., 2013), *Genista scorpius*, *Thymus vulgaris*, *Thymus zygis*, *Quercus coccifera (Allome*tr *app,* 2024; **enlace**), *Santolina chamaecyparissus* (Castro et al., 1996) y *S. tenacissima* (Sugunuma et al., 2012). La biomasa calculada en las parcelas experimentales se extrapoló a biomasa por hectárea. El carbono fijado se calculó considerando que la fracción de carbono en la biomasa es del 50% (**Figura 36**).

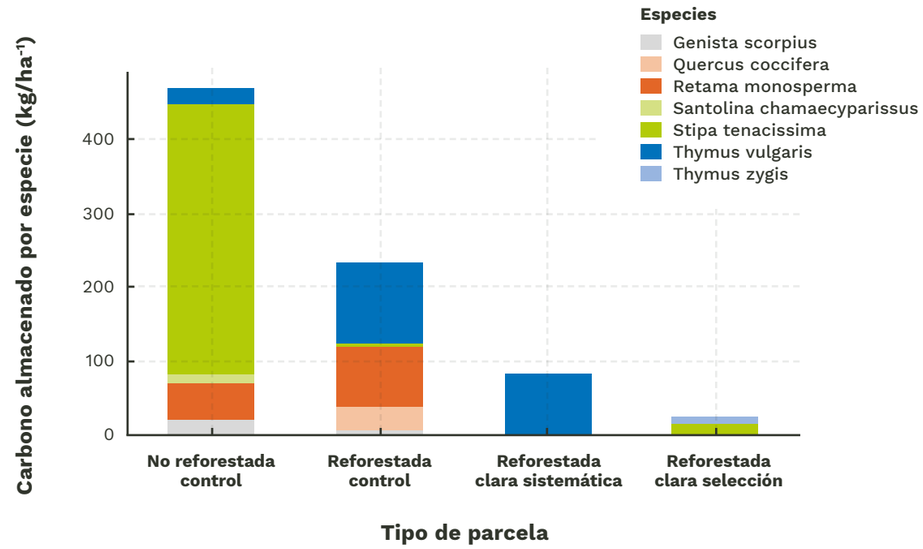

Figura 36. Carbono almacenado por las especies no plantadas en los distintos tipos de parcelas experimentales al inicio del experimento (2021) ordenados de mayor a menor. En este año, las parcelas no reforestadas control habían almacenado en los estratos inferiores de vegetación 2,4 veces más kg C ha^{-1} que las parcelas forestadas control.

5.3 Regeneración natural espontánea

En las parcelas experimentales estudiadas se identificaron un total de ocho especies leñosas, concretamente *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Prunus dulcis, Olea europaea*, *Rhamnus alaternus*, *Quercus coccifera*, *Genista scorpius* y *Rhamnus lycioides*, ordenadas de mayor a menor abundancia en el conjunto de las parcelas.

Para evaluar la regeneración natural espontánea, se registró la ubicación de las plántulas en todas las parcelas de 30 x 30 metros mediante croquis de campo. Se contaron todas las plántulas de vegetación leñosa presentes al inicio del experimento (julio de 2021) y se compararon con las mediciones más recientes realizadas en diciembre 2024. A partir de esta comparación, se calcularon porcentajes de supervivencia, mortalidad y reclutamiento (**Figura 37**), así como otras variables relevantes para analizar la evolución de la regeneración. Las tasas de reclutamiento reportadas se refieren a cuatro años completos, aunque los conteos se realizaron con tres años y medio de diferencia entre ellos.

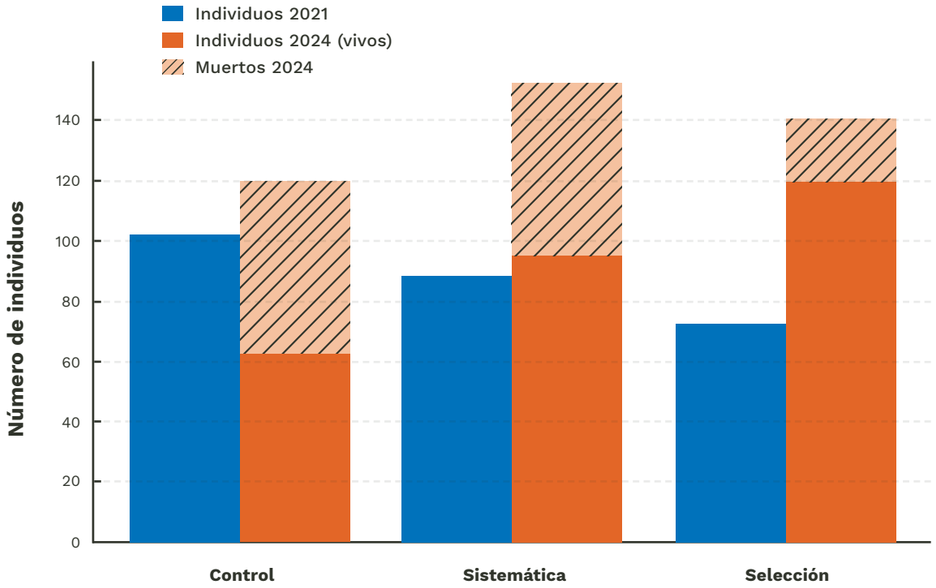

Figura 37. Número de individuos en cada tratamiento (control, clara sistemática y clara de selección) en 2021 (barras azules) y en 2024 (barras naranjas), correspondiendo la diferencia entre la altura de las barras al reclutamiento durante tres años. La fracción rayada corresponde a los individuos reclutados en 2021 que murieron antes del conteo de 2024.

En las parcelas control se registraron cinco especies y 102 individuos en 2021, mientras que entre 2021 y 2024 se reclutaron 75 nuevos individuos, tras la mortalidad del 54,9% de los individuos de 2021, resultaron en 121 individuos totales en 2024. La tasa de reclutamiento fue de 69,4 individuos por ha y año. Las especies con mayor abundancia fueron *Q. ilex* y *O. europaea*. *P. halepensis* presentó la tasa de supervivencia más baja (42,9%) y *R. alaternus* la más alta (100%), aunque tuvo poca presencia.

En las parcelas con clara sistemática se registraron cuatro especies y 98 individuos en 2021, mientras que entre 2021 y 2024 se reclutaron 100 nuevos individuos que, tras la mortalidad del 36,7% de los individuos de 2021, resultaron en 162 individuos totales en 2024. La tasa de reclutamiento de 92,6 individuos por ha y año. *Q. coccifera* y *Q. ilex* mostraron la supervivencia más alta (100%) y baja (50%), respectivamente.

En las parcelas con clara de selección se registraron cuatro especies y 68 individuos en 2021, mientras que entre 2021 y 2024 se reclutaron 88 nuevos individuos que, tras la mortalidad del 29,4% de los individuos de 2021, resultaron en 136 individuos totales en 2024. La tasa de reclutamiento fue de 81,5 individuos por ha y año. *O. europaea* y *P. halepensis* junto a *R. alaternus* mostraron la supervivencia más alta (90%) y baja (68,6%), respectivamente.

06
Conclusiones

Basándonos en los resultados de la regeneración natural concluimos que:

(1) El reclutamiento completamente espontáneo en tierras agrícolas dejadas de cultivar en clima mediterráneo continental es lento, con tasas que oscilan entre 2 y 8 individuos por hectárea y año en un periodo de 2 a 50 años.

(2) Los setos plantados aumentan tres veces el reclutamiento espontáneo de especies leñosas en comparación con franjas herbáceas sin setos, en especial de las encinas, probablemente porque resultan más atractivos para dispersores como las urracas.

(3) Los posaderos favorecen el reclutamiento de especies dispersadas por aves solo a largo plazo (50 años) y la protección alrededor de ellos aumenta la regeneración natural, hasta 224 individuos por hectárea y año, al evitar el laboreo y la herbivoría.

(4) En síntesis, siempre que existan fuentes de semillas, la regeneración natural puede ser una solución basada en la naturaleza lenta pero eficiente para producir paisajes multifuncionales y resilientes; además, los posaderos y los setos aceleran la recuperación de la vegetación leñosa en paisajes agrícolas mediterráneos y deberían ser introducidos para aumentar la biodiversidad de los agroecosistemas.

Basándonos en los resultados de la silvicultura del monte mediterráneo denso y de la dehesa, concluimos que:

(5) El resalveo y la poda de las matas de encina incrementó el rebrote, pero no la producción de bellotas ni el crecimiento tras un periodo de un año.

(6) Solamente el 50% de las encinas grandes decrépitas que fueron severamente podadas para su revitalización mostraron rebrotes en la base que crecieron.

Basándonos en los resultados obtenidos en las reforestaciones de la PAC, concluimos que:

(7) Las reforestaciones han aumentado casi 50 veces el carbono almacenado en la vegetación tras 27 años.

(8) Las claras aumentaron el secuestro de carbono en el arbolado remanente ca. un 40% en cuatro años, mientras que la poda solo tuvo un efecto marginalmente significativo.

(9) Las claras aumentaron la tasa de reclutamiento espontáneo de los 69,4 individuos por ha y año en las parcelas control a los 92,6 y 81,5 individuos por ha y año en las parcelas con clara sistemática y de selección, respectivamente.

(10) En síntesis, la gestión de las reforestaciones de la PAC en clima mediterráneo continental, vulnerables al cambio climático, contribuye a producir bosques más diversos, resilientes y con mayor capacidad de secuestrar carbono.

Todos estos resultados subrayan la importancia de una gestión forestal activa para adaptarse al cambio climático y mitigar sus efectos tal como establecen los objetivos del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (**PNIEC**) y del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (**PNACC**). 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 después de la plantación.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por los proyectos “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), “ECOREST evaluación de técnicas de restauración ecológica para aumentar la resiliencia frente al cambio climático y la pérdida de biodiversidad en mosaicos forestales, agrícolas y urbanos” del MITECO (Orden TED/898/2023 [bases reguladoras], Orden Ministerial (extracto BOE nº 209 de 29 de agosto de 2024).

Las opiniones y documentación aportadas en esta publicación son de exclusiva responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente los puntos de vista de las entidades que apoyan económicamente el proyecto.

Agradecemos la ayuda de todas las personas que han colaborado en la elaboración de material y toma de datos en este estudio, particularmente de Amaia Vieco, Jorge García, Alejandro Valencia, Pablo González, Guillem Crespo, Loreto Martínez y Paco Romero.

07
Referencias

Acácio, V., Holmgren, M., Jansen, P. A., & Schrotter, O. (2007). Multiple recruitment limitation causes arrested succession in Mediterranean cork oak systems. *Ecosystems*, 10, 1220-1230. DOI: 10.1007/s10021-007-9089-9

Agencia Estatal de Meteorología, & Instituto de Meteorologia. (2011). *Atlas climático de la Península Ibérica: Normales climatológicas (1971–2000)*. AEMET. https://www.aemet.es/documentos/es/conocermas/recursos_en_linea/publicaciones_y_estudios/publicaciones/Atlas-climatologico/Atlas.pdf

Aranda Cabello, A. (2013). R*ehabilitación mediante resalveos de conversión sobre tallares de Pinus halepensis Mill. en el Parque Natural de la Serra Calderona (Valencia)*. Universidad de Alcalá. https://masterrestecos.web.uah.es/PDF/TFM%20Aitor%20Aranda%20Cabello.pdf

Atkinson, J., & Bonser, S. P. (2020). “Active” and “passive” ecological restoration strategies in meta-analysis. *Restoration Ecology*, 28(5), 1032–1035. https://doi.org/10.1111/rec.13229

Bravo Fernandez, J. A., Mutke Regneri, S., Barrero Gamonal, D., Martínez González, G., Serrada Hierro, R., & Roig Gómez, S. (2013). Resalveo de conversión sobre tallares de encina y quejigo ¿Qué ha pasado 15 años después?

Bravo, J. A., Roig, S., & Serrada, R. (2008). Selvicultura en montes bajos y medios de Quercus ilex L., Q. pyrenaica Willd. y Q. faginea Lam. *Compendio de Selvicultura Aplicada en España; Serrada, R., Montero, G., Reque, JA, Eds*, 657-744.

Bravo, F., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., & Montero, G. (2016). *Selvicultura y cambio climático* (Unidad Mixta de Modelización y Gestión Forestal Sostenible UVa-INIA, Documento No. 7). https://gregoriomontero.wordpress.com/wp-content/uploads/2016/09/7_selviculturaycambioclimc3a1tico.pdf

Blondel, J., & Vermaat, J. E. (2016). *Mediterranean forests: A long history of agro-sylvo-pastoral management by rural populations and interactions between local societies* (Horizon Document No. 16-11-010068489). IRD. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers16-11/010068489.pdf

Castro, I., Casado González, M. Á., Ramírez-Sanz, L., & otros. (1996). Funciones de estimación de la biomasa aérea de varias especies del matorral mediterráneo del centro de la península Ibérica. *Orsis*, 11, 107–116. https://ddd.uab.cat/record/39063

Chazdon, R., Lindenmayer, D., Crouzeilles, R., Rey Benayas, J. M., Chavero, E. L., & Guariguata, M. R. (2020). *La regeneración natural del bosque en tierras abandonadas como estrategia de restauración* (Vol. 286). CIFOR. https://doi.org/10.17528/cifor/007621

Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, Á., Latawiec, A. E., & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3(11), e1701345. https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345

Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Rey Benayas, J. M., & Michalet, R. (2010). Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology*, 98(3), 687–696. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01655.x

Dupont, C., Rosamond, J., & Zaki, B. L. (2023). Investigating the scientific knowledge–policy interface in EU climate policy. *Policy & Politics*, 52(1), 88-107. Retrieved Jul 7, 2025, from https://doi.org/10.1332/030557321X16861511996074

European Commission, Joint Research Centre. (2016). *Using the Ecological Focus Area (EFA) calculator to assess the contribution of landscape elements to biodiversity and ecosystem services*. JRC Technical Reports. European Commission. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC104455/lbna28311enn.pdf

García-Fayos, P., García-Ventoso, B., & Cerdà, A. (2000). Limitations to plant establishment on eroded slopes in southeastern Spain. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 77–86. https://doi.org/10.2307/3236778

García, J. P. (2022). Repoblación forestal. Una herramienta para afrontar los retos de la sociedad actual. Navarra forestal: revista de la Asociación Forestal de Navarra, (50), 30-34.

García de León, D., Rey Benayas, J. M., & Andivia, E. (2021). *Contributions of hedgerows to people: A global meta-analysis*. Frontiers in Conservation Science, 2, Article 789612. https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.789612

Garrote, P. J., Bugalho, M. N., & Fedriani, J. M. (2023). Seedling responses to moderate and severe herbivory: A field-clipping experiment with a keystone Mediterranean palm. *Plant Biology*, 25(7), 1058–1070. https://doi.org/10.1111/plb.13584

González, C. D. (2024). ¿Claras por lo alto con selección de árboles del porvenir en montes bajos de Quercus mediterráneos? *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (50), 165-184. https://doi.org/10.31167/csef.v0i50.19959

González-García, V., Garrote, P. J., & Fedriani, J. M. (2022). Unmasking the perching effect of the pioneer Mediterranean dwarf palm Chamaerops humilis L. *Plos one*, 17(8), e0273311. **https://doi.org/10.1371/journal.pone.0273311**

Gómez, J. M., García, D., & Zamora, R. (2003). Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica forest. Forest Ecology and Management*, 180(1–3), 125–134. **https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00608-4**

Gómez JM, Puerta-Piñero C, Schupp EW (2008) Effectiveness of rodents as local seed dispersers of holm oaks. Oecologia 155:529–537 **https://doi.org/10.1007/s00442-007-0928-3**

Guariguata, M. R., & Sáenz, G. P. (2002). Post-logging acorn production and oak regeneration in a tropical montane forest, Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 167(1-3), 285-293. **https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00700-9**

Instituto Geológico y Minero de España. (2020). *Mapa geológico de España a escala 1:50.000. Hoja 721 (Valdepeñas)* [Mapa]. MAGNA. **https://info.igme.es/cartografiadigital/geologica/Magna50.aspx**

IPBES. (2024, diciembre). *Assessment Report on the interlinkages among biodiversity, water, food and health* (IPBES Nexus Report). Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. **https://ipbes.net/global-assessment**

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Working Group II contribution to the Sixth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press. **https://doi.org/10.1017/9781009325844**

Kremen, C., & Merenlender, A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362(6412), eaau6020. **https://doi.org/10.1126/science.aau6020**

[1] Laboratorí Forestal Catalá. (s.f.). *Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)*. **https://laboratoriforestal.creaf.cat/**

La Mantia, T., Rühl, J., Massa, B., Pipitone, S., Lo Verde, G., & Bueno, R. S. (2019). Vertebrate-mediated seed rain and artificial perches contribute to overcome seed dispersal limitation in a Mediterranean old field. *Restoration Ecology*, 27(6), 1393-1400. **https://doi.org/10.1111/rec.13009**

Leiva, M. J., & Fernández-Alés, R. (2005). Holm-oak (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) acorns infestation by insects in Mediterranean dehesas and shrublands: Its effect on acorn germination and seedling emergence. *Forest Ecology and Management*, 212(1–3), 221–229. **https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.027**

Lerma-Arce, V., Oliver-Villanueva, J.-V., Segura-Orenga, G., & Urchueguia-Schölzel, J. F. (2021). Comparison of alternative harvesting systems for selective thinning in a Mediterranean pine afforestation (*Pinus halepensis* Mill.) for bioenergy use. *iForest*, 14, 465–472. doi: **10.3832/ifor3636-014**

Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S., Leverkus, A. B., Pesendorfer, M. B., ... & Rey-Benayas, J. M. (2021). Caching territoriality and site preferences by a scatter-hoarder drive the spatial pattern of seed dispersal and affect seedling emergence. *Journal of Ecology*, 109(6), 2342-2353. **https://doi.org/10.1111/1365-2745.13642**

Martinez-Baroja, L., Rey-Benayas, J. M., Perez-Camacho, L., & Villar-Salvador, P. (2022). Drivers of oak establishment in Mediterranean old fields from 25-year-old woodland islets planted to assist natural regeneration. *European Journal of Forest Research*, 141(1), 17-30. **https://doi.org/10.1007/s10342-021-01423-7**

Martínez-López, V., Zapata, V., De la Rúa, P., & Robledano, F. (2019). Uncovering mechanisms of bird seed dispersal in semiarid environments to help to restore them. *Ecosphere*, 10(4), e02673. **https://doi.org/10.1002/ecs2.2673**

Martínez-Vilalta, J., Auadé, D., Banqué, M., Barba, J., Curiel Yuste, J., Galiano, L., Garcia, N., Gómez, M., Hereş, A., López, B., Lloret, F., Poyatos, R., Retana, J., Sus, O., Vayreda, J., & Vilà-Cabrera, A. (2012). Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: Con la muerte en los talones. *Ecosistemas*, 21(3), 15–21. **https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.03**

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2018). *Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático*. **https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/bosques_cambio_climatico_web_tcm30-522734.pdf**

Navarro Cerrillo, R. M., Ceacero Ruiz, C. J., & Díaz Hernández, J. L. (2008). La pedregosidad como condicionante de la supervivencia de *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp. en suelos aluviales. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* (25), 105–110. **https://doi.org/10.31167/csef.v0i25.9668**

OECD. (2023, 6 de diciembre). *Reorienting budgetary support to agriculture for climate change mitigation: A modelling analysis* (OECD Food, Agriculture and Fisheries Paper No. 206). OECD Publishing. **https://doi.org/10.1787/28248b95-en**

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2022). *FAO Strategy on Climate Change 2022–2031*. FAO. **https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cc2274en**

Peláez, M., Rey-Benayas, J. M., Andivia, E., Navarro, T., & Zavala, M. A. (2024). Acorn removal and seedling age determine oak (*Quercus ilex* L. and *Q. suber* L.) restoration outcome in ungulate-dominated Mediterranean environments. *Annals of Forest Science*, 81, Article 38. **https://doi.org/10.1007/s13595-024-01147-9**

Pereira, M., & Rodríguez, A. (2010). Conservation value of linear woody remnants for two forest carnivores in a Mediterranean agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, 47(3), 611–620. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01804.x

Pons, J., & Pausas, J. G. (2007a). Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia*, 153(4), 903–911. https://doi.org/10.1007/s00442-007-0788-x

Oliet Pala, J. A., Bravo Fernandez, J. A., Rubio Sánchez, A., Frutos López, S. D., & Roig Gómez, S. (2022). Dispositivo experimental FORADMIT: descripción del dispositivo experimental del proyecto FORADMIT: acciones silvícolas para la diversificación de pinares artificiales. https://oa.upm.es/80752/3/80752.pdf

Rey Benayas, J. M., Navarro, J., Espigares, T., Nicolau, J. M., & Zavala, M. A. (2005). Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting Quercus species. *Forest ecology and management*, 212(1-3), 302-314. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.032

Rey Benayas, J. M., Bullock, J. M., & Newton, A. C. (2008). Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(6), 329–336. https://doi.org/10.1890/070057

Rey Benayas, J. M., & Bullock, J. M. (2015). Vegetation Restoration and Other Actions to Enhance Wildlife in European Agricultural Landscapes. En H. Pereira & L. Navarro (Eds.), *Rewilding European Landscapes* (pp. 127–142). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12039-3_7

Rey Benayas, J. M., Bullock, J. M., & Pereira, H. M. (2025). A multi-scale approach to integrating rewilding into agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*. https://doi.org/10.1002/fee.2860

Rincón Madroñero, M. C. (2017). *Dendroclimatología de los encinares del Parque Natural del Montnegre y el Corredor en Barcelona* (Trabajo de Fin de Grado). Universidad Politécnica de Madrid. https://oa.upm.es/47813/1/TFG_Marina_Rincon.pdf

Rodríguez Alonso, G. (2019). El Agroturismo, una visión desde el desarrollo sostenible. *Centro agrícola*, 46(1), 62-65.

Ruiz-Peinado, R., del Rio, M., & Montero, G. (2011). New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest Systems*, 20(1), 176-188. https://doi.org/10.5424/fs/2011201-11643

Ruiz-Peinado, R., Moreno, G., Juarez, 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. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.11.002

Ruiz-Peinado, R., Bravo-Oviedo, A., Montero, G., & Del Río, M. (2016). Carbon stocks in a Scots pine afforestation under different thinning intensities management. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 1059-1072. https://doi.org/10.1007/s11027-014-9585-0

Sainz, R. C., Senespleda, E. L., Casanueva, G. M., Minguez, M. P., del Río Gaztelurrutia, M., Ruiz-Peinado, R., ... & Miguélez, M. M. (2024). Fijación de biomasa y carbono por las repoblaciones forestales jóvenes. *Foresta*, (89), 84-92. https://www.forestales.net/index.php/revistas/articulos/731/completo/fijacion_de_biomasa_y_carbono_por_las_repoblacione.pdf

Sánchez-Gómez, D., Valladares, F., & Zavala, M. A. (2006). Performance of seedlings of Mediterranean woody species under experimental gradients of irradiance and water availability: trade-offs and evidence for niche differentiation. *New phytologist*, 170(4). doi: 10.1111/j.1469-8137.2006.01711.x

Selinske, M., Bekessy, S. A., Wintle, B. A., & Garrard, G. E. (2023, August). Biodiversity needs both land sharing and land sparing. *Nature*, 620(7975), 727. https://doi.org/10.1038/d41586-023-02631-4

Serrada, R., & San Miguel, A. (2008). Selvicultura en dehesas. *Compend Selvicultura Apl en España*, 861-876.

Sidemo-Holm, W., Ekroos, J., & Smith, H. G. (2021). Land sharing versus land sparing—What outcomes are compared between which land uses? *Conservation Science and Practice*, 3(11), e530. https://doi.org/10.1111/csp2.530

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(1), 219-222. https://nodaiweb.university.jp/desert/pdf/JALS-P30_219-222.pdf

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. https://doi.org/10.31167/csecfv0i45.19497

Van Vooren, L., Reubens, B., Broekx, S., De Frenne, P., Nelissen, V., Pardon, P., & Verheyen, K. (2017). *Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. Agriculture, Ecosystems & Environment*, 244, 32–51. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.015

Vayreda, J., Martinez-Vilalta, J., Gracia, M., & Retana, J. (2012). Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology*, 18(3), 1028-1041. doi/abs/10.1111/j.1365-2486.2011.02606.x

Verdú, M., & García-Fayos, P. (1996). Nucleation processes in a Mediterranean bird-dispersed plant. *Functional ecology*, 275-280. https://doi.org/10.2307/2389853

Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2014). Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters*, 9(4), 044001. **https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/4/044001**

Vieco Martínez, A. (2022). Efectos de la forestación de tierras agrícolas en la vegetación y del manejo silvícola en el establecimiento de Quercus ilex L. en España central. **http://hdl.handle.net/10017/55136**

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), Artículo 2460. **https://doi.org/10.7818/ECOS.2460**

WWF España. (2021). *Manual de restauración ecológica: guía para curar la naturaleza en territorios humanizados* (1.ª ed.). WWF España. **https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/manual_restauracion_2021_caixabank_montemadrid.pdf**

Zamora, R., Hódar, J. A., Matías, L., & Mendoza, I. (2010). Positive adjacency effects mediated by seed disperser birds in pine plantations. *Ecological Applications*, 20(4), 1053–1060. **https://doi.org/10.1890/09-0055.1**

Zapata, V. M., Robledano, F., Ramos, V., & Martínez-López, V. (2014). Bird-mediated seed dispersal of fleshy fruits of Mediterranean shrubs in semiarid forest patches: the role of Pinus halepensis Miller trees as seed receptors. *Plant Ecology*, 215, 1337-1350. **https://doi.org/10.1007/s11258-014-0391-2**

fundación FiRe

C/ Princesa 3 dpdo. 7ª planta,
apartamento 703 28008 Madrid, España
+34 669902888, +34 915 996 729

info@fundacionfire.org

fundación
FiRe