







Manejo de la flora arvense en forestaciones en terrenos agrícolas abandonados en la península ibérica

José Antonio Monreal Montoya¹ , Miguel Ángel Copete Carreño^{1,*} , Olga Botella Miralles¹ , Elena Copete Carreño¹ , Yolanda Espín Montoro¹ , José María Herranz Sanz¹ 

(1) Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y de Montes y Biotecnología (ETSIAMB). Universidad de Castilla-La Mancha. Campus Universitario s/n, 02071 Albacete, España.

* Autor de correspondencia / Corresponding author: Miguel Ángel Copete [miguel.copete@uclm.es]

> Recibido / Received: 10/05/2024 – Aceptado / Accepted: 21/01/2025

Cómo citar / How to cite: Monreal Montoya, J.A., Copete Carreño, M.Á., Botella Miralle, O., Copete Carreño, E., Espín Montoro, Y., Herranz Sanz, J.M. 2025. Manejo de la flora arvense en forestaciones en terrenos agrícolas abandonados en la península ibérica. *Ecosistemas* 34(1): 2756. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2756>

Manejo de la flora arvense en forestaciones en terrenos agrícolas abandonados en la península ibérica

Resumen: Las forestaciones en terrenos agrícolas abandonados proliferan en muchas regiones del mundo. Bajo clima mediterráneo, su arraigo puede verse comprometido por la competencia con la abundante flora arvense característica de estos ecosistemas. Nuestros objetivos fueron evaluar el potencial colonizador de la comunidad arvense en un antiguo cultivo tras 25 años de abandono, y estudiar el efecto de diferentes técnicas de control en la supervivencia y desarrollo de plantas forestales. Se muestreó el banco edáfico de semillas (métodos directo e indirecto) antes de forestar la parcela con *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* subsp. *ballota* y *Retama sphaerocarpa*. Tras la plantación se aplicaron diferentes técnicas de control: laboreo, siega y tratamiento químico. Durante tres años se midió supervivencia, diámetro y altura. Los resultados mostraron una comunidad arvense abundante (67 taxones) con banco edáfico de semillas persistente (casi 20 000 semillas/m²), causante de elevada mortalidad principalmente en el pino. El laboreo resultó la mejor técnica el primer año para el arraigo del pino, mientras que la encina y la retama no mostraron diferencias entre tratamientos. A partir del segundo año, el tratamiento químico fue el óptimo al favorecer el crecimiento, recomendándose con las precauciones que conlleva el uso de herbicidas. Independientemente de que la respuesta de cada especie forestal a la competencia arvense pueda ser distinta, es fundamental analizar la necesidad de control de esta vegetación para incrementar el éxito de las forestaciones en ambientes tan exigentes como los mediterráneos.

Palabras clave: banco edáfico de semillas; eliminación de competencia; planta forestal; repoblación forestal; supervivencia; técnicas de control

Weed control in forestations on abandoned agricultural lands in the Iberian Peninsula

Abstract: Afforestation on abandoned agricultural lands is spreading in many regions worldwide. Under a Mediterranean climate, successful rooting can be hindered by the weed competition characteristic of these ecosystems. Our objectives were to evaluate the colonizing potential of weeds in an old crop after 25 years of abandonment, and to study the effect of different control techniques on the survival and development of forest plants. The soil seed bank was sampled (direct and indirect methods) before afforestation the plot with *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* subsp. *ballota* and *Retama sphaerocarpa*. After planting, different control techniques were applied: tillage, mowing and chemical treatment. Survival, diameter and height were measured for three years. The results showed an abundant weed community (67 taxa) with a persistent soil seed bank (almost 20 000 seeds/m²), causing high mortality mainly in pine. The first year tillage was the best technique for pine rooting, while holm oak and broom did not show differences between treatments. From the second year on, the chemical treatment was the one that most favored growth, being recommended with the necessary precautions for the use of herbicides. Regardless of whether the response of each forest species to weed competition may be different, it is essential to analyze the need to control this vegetation. This will increase the success of afforestation in environments as demanding for plant life as the Mediterranean ones.

Keywords: control techniques; forest plant; reforestation; removal of plant competition; soil seed bank; survival

Introducción

La repoblación forestal moderna puede considerarse que en España comenzó en 1877 (Vadell et al. 2019) y ha sido en los últimos 80 años cuando esta actividad repobladora ha sido mayor (Pemán et al. 2017). Incluso en los proyectos de repoblación más antiguos ya se reconocía el efecto negativo que la vegetación herbácea colonizadora podría tener en el éxito de la repoblación (Pérez-Soba y Hernández 2021), pero lo cierto es que en los más de 6 millones de hectáreas repobladas en España (Vadell et al. 2016) no ha existido una tradición generalizada de control de esta vegetación competitiva. Ello se debe a que en general se trataba de suelos pobres con escaso potencial para el desarrollo de vegetación herbácea.

Sin embargo, este planteamiento cambia a partir de 1992 cuando se inician las plantaciones de especies forestales en terrenos agrícolas (Pemán et al. 2021). El abandono de tierras agrícolas en zonas marginales es un problema que no solo afecta a muchas zonas de España y resto de Europa (Galluzzo 2015), sino que en las últimas décadas se está observando en todos los continentes (Nickelson et al. 2015; Di Sacco et al. 2021). Ello ha despertado inquietudes en la comunidad científica respecto a los resultados de las forestaciones y su futuro desde el punto de vista de la gestión y biodiversidad (Palmero-Iniesta et al. 2020; Di Sacco et al. 2021).

Los problemas más importantes para el establecimiento con éxito de las forestaciones en terrenos antropizados son fundamentalmente la alteración de los factores físicos, químicos y biológicos generados en el suelo (Di Sacco et al. 2021; Pietrzykowski et al. 2021) y, centrándonos en los terrenos agrícolas, habría que añadir la existencia de abundantes bancos de semillas persistentes de especies herbáceas (Forey y Dutoit 2012). En una comunidad vegetal, el banco edáfico de semillas se define como el conjunto de semillas viables almacenadas en el suelo con potencial para germinar bajo condiciones favorables (Thompson y Grime 1979). Este banco puede clasificarse como transitorio, si las semillas desaparecen en el primer año tras su dispersión, o como persistente, cuando su permanencia supera este periodo. Los bancos persistentes se subdividen en persistentes a corto plazo (menos de 5 años) y persistentes a largo plazo (más de 5 años) (Baskin y Baskin 2014). La persistencia de las semillas en el suelo durante largos periodos requiere de la existencia de mecanismos de latencia que sincronicen su germinación con las condiciones ambientales óptimas para incrementar las posibilidades de supervivencia de las plántulas (Copete et al. 2023).

Estas especies herbáceas (en adelante las denominaremos “flora arvense”) suelen ser de crecimiento mucho más rápido que las plantas forestales introducidas, y en primaveras lluviosas y ausencia de tratamientos para su control, puede formar una masa densa que llega a cubrir, durante los primeros años, a las plantas forestales introducidas. Además, la flora arvense compite de un modo más eficiente por la luz, los nutrientes y sobre todo por el agua (Nickelson et al. 2015), principal factor limitante en áreas de clima mediterráneo (Ceacero et al. 2012).

Así pues, parece claro que, en las forestaciones, durante los años siguientes a la plantación, los herbazales instalados pueden llegar a comprometer la vida o crecimiento de las plantas forestales (Edelfeldt et al. 2016). Por ello, se considera prioritario controlar esta vegetación para posibilitar el éxito de las forestaciones (Pemán et al. 2021), aunque esta necesidad se suele limitar a los primeros años de establecimiento de la forestación (Hytönen et al. 2017; Pemán et al. 2021). En definitiva, hay que abandonar la convención de forestación seguida de gestión pasiva, sino que tendremos que actuar desde el primer momento tras su instalación (Nickelson et al. 2015), sin obviar que también son claros los efectos positivos en cuanto a servicios ecosistémicos y resiliencia, que se derivarán del manejo de estas masas artificiales en etapas posteriores (Vieco-Martínez et al. 2023).

Las técnicas que se han empleado para el control de la flora arvense en forestaciones son variadas: laboreo y siega (Meli et al. 2015), empleo de herbicidas (Nickelson et al. 2015; Hytönen et al. 2017), acolchados plásticos (Schroeder y Naeem 2017) o combinación de varios de ellos (Goehing et al. 2017). De cualquier modo, parece claro que el análisis de cada técnica debe abordarse individualmente en cada escenario de competencia con flora arvense (Ceacero et al. 2012). En este caso, el escenario que nos ocupa es la submeseta sur de la península ibérica, en su mayoría antaño cultivada, y que desde 1994 ha experimentado la forestación de más de 123 000 ha de terrenos agrícolas (MAPAMA 2017). Su clima típico mediterráneo con marcado carácter continental podría conferir una especial importancia al control de la flora arvense para posibilitar el éxito de estas forestaciones, tal y como sucede en otras partes del planeta con condiciones similares.

La mayoría de los estudios que han investigado el efecto de la competencia de plantas herbáceas en el crecimiento de las plantas empleadas en forestaciones se han llevado a cabo en ambientes forestales (Löf et al. 2006; Balandier et al. 2009; Meli et al. 2015), sin embargo, en terrenos procedentes de cultivos, aunque también se ha investigado (Navarro-Cerrillo et al. 2005; Rey-Benayas et al. 2005), son necesarios más estudios (Schroeder y Naeem 2017; Pemán et al. 2021). La priorización de la implementación de técnicas de control de flora arvense constituiría un avance en favor de las forestaciones, tanto desde la perspectiva de su tasa de éxito, como de su rentabilidad económica (Ceacero et al. 2012).

En este contexto de la forestación de tierras agrícolas, con el presente trabajo se pretende verificar dos hipótesis: (a) el potencial colonizador de la flora arvense en terrenos agrícolas en el ámbito mediterráneo sigue elevado tras 25 años de abandono, (b) la técnica empleada para el control de la flora arvense puede ser determinante para el arraigo de las forestaciones en estos terrenos.

Material y métodos

Caracterización del área de estudio

La experiencia se desarrolló en un terreno agrícola abandonado durante 25 años (692 m.s.n.m., Castilla-La Mancha, España). Se trata de una parcela de secano manejada durante décadas mediante rotación de cereal y barbecho. El suelo es de textura fraco-arenosa, de carácter básico (pH=7.8), con niveles bajos de materia orgánica (1.7%) y una pendiente inferior al 2%. En cuanto al clima, la **Figura 1** muestra la temperatura media mensual y la precipitación mensual durante el periodo de estudio.

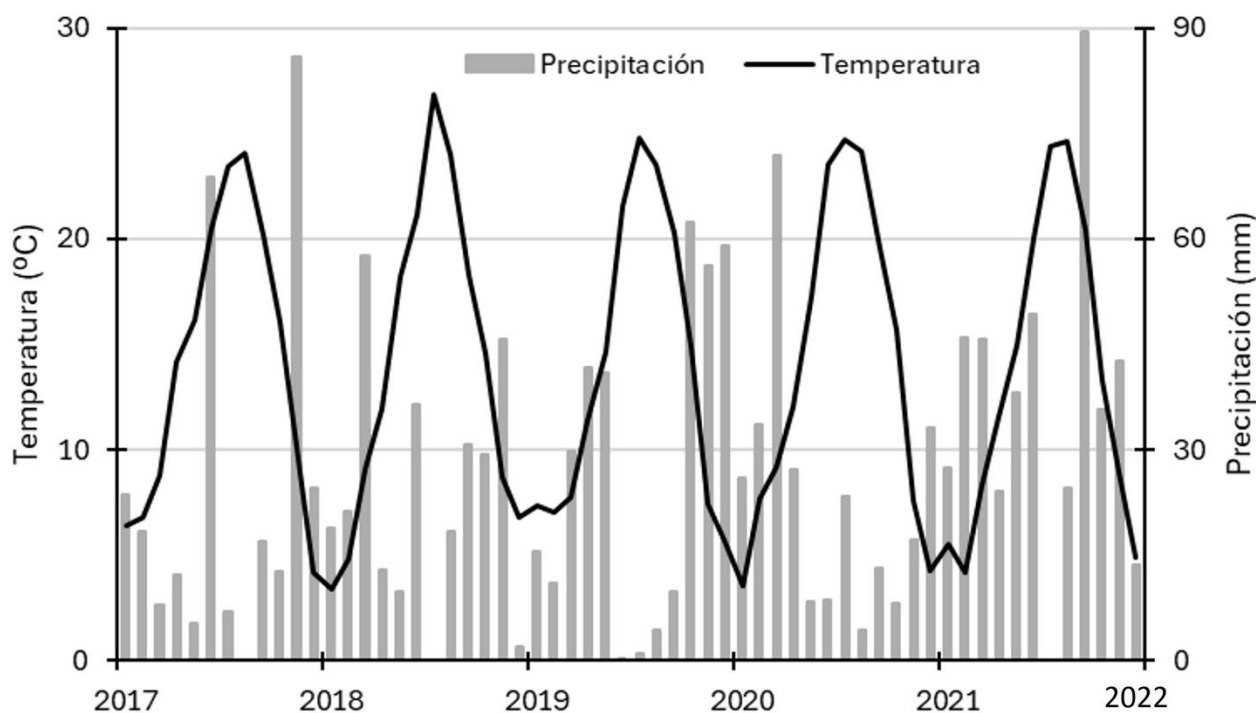


Figura 1. Temperatura media mensual y precipitación mensual en el área de estudio entre 2017 y 2021 (Fuente: Sistema de información agroclimática para el regadío).

Figure 1. Monthly mean temperature and monthly precipitation in the study area from 2017 to 2021 (Source: Agroclimatic information system for irrigation).

La vegetación natural existente en los reductos no roturados más próximos está dominada por encinas (*Quercus ilex* L. subsp. *ballota* (Desf.) Samp.) y sus etapas de sustitución: coscojares (*Quercus coccifera* L.), romerales (*Rosmarinus officinalis* L.), tomillares (*Thymus* sp.) y atochares (*Stipa tenacissima* L.).

Inventario de la flora arvense

Se realizó a principios de junio de 2017, coincidiendo con el momento de mayor riqueza específica observable tras las lluvias primaverales y previamente a la sequía estival. Se inventariaron 12 parcelas distribuidas aleatoriamente, cuadradas de 3 m de lado, procedimiento equiparable al aplicado en estudios anteriores de flora arvense (Plaza y Pedraza 2007; Gómez et al. 2017). En cada parcela el experto botánico del equipo identificó de visu todas las especies y se estimó visualmente la cobertura de cada una. La persona encargada de la estimación de la cobertura fue la misma en todas las parcelas para mejorar la fiabilidad de los datos recopilados (Morrison 2016).

Muestreo del banco edáfico de semillas

Con objeto de cuantificar la proporción del banco de semillas de carácter persistente, y atendiendo a la definición del mismo (Baskin y Baskin 2014), se consideró principios de junio como la época más adecuada para muestrear el banco de semillas en el suelo, una vez que ya ha finalizado la germinación primaveral y aún no se ha iniciado la dispersión de nuevas semillas. Por tanto, este muestreo se realizó de forma simultánea al de vegetación.

Las muestras de suelo se tomaron en el punto central de cada una de las 12 parcelas empleadas en el muestreo de la vegetación. En dicho punto, delimitada un área de 15 x 15 cm, se extrajeron los 2 cm más superficiales y, por separado, el estrato de profundidad entre 2-5 cm, con la finalidad de conocer la distribución vertical de las semillas en el suelo (Copete et al. 2023). Las muestras se extendieron en laboratorio durante 15 días para su desecación, evitando así la germinación incontrolada de las semillas. Posteriormente se almacenaron en bolsas de plástico hasta el momento de su análisis.

Siguiendo a Herranz et al. (2003) se combinaron dos métodos para la cuantificación y reconocimiento de las semillas contenidas en las muestras de suelo: el método directo para semillas mayores de 0.5 mm (separación física bajo lupa), y el método indirecto para semillas menores de 0.5 mm (siembra de la mezcla suelo-semillas para contabilizar las plántulas emergentes). Ambas submuestras se consiguen empleando un tamiz de luz 0.5 mm.

La viabilidad de las semillas obtenidas con el método directo se analizó mediante ensayos de germinación a 20/7 °C (12 h de termoperiodo) y posterior aplicación del test del tetrazolio para las semillas no germinadas. La aplicación del método indirecto tuvo lugar en un umbráculo con luz de malla 0.15x0.25 mm (modelo LS ECONET 1535), para evitar contaminaciones de semillas por viento. Para la siembra de cada submuestra se empleó en una bandeja de 280x175 mm, con drenaje, una mezcla de arena

y turba esterilizadas. La siembra se realizó al inicio de la primavera, y el seguimiento de plántulas emergidas se prolongó hasta finales de otoño, incluyendo así tanto a las especies de germinación primaveral como a las de germinación otoñal. Para la identificación de las semillas se utilizaron colecciones de semillas y el manual de identificación de [Martin y Barkley \(2000\)](#), y para las plántulas los trabajos de [Villarías \(2002\)](#), y [Recasens y Conesa \(2009\)](#). Para comprobar la similitud/disimilitud entre las comunidades de flora aérea y del banco edáfico de semillas se calculó el coeficiente de similitud de Sørensen ([Sørensen 1948](#)).

Aplicación de técnicas de control de flora arvense

En noviembre de 2017 se llevó a cabo la forestación del terreno descrito. La preparación del suelo consistió en una labor cruzada con cultivador y un pase posterior de subsolador coincidente con las líneas de plantación. La plantación fue manual con planta forestal de dos savias en alveolos de 220 cm³. Se colocó tutor y protector de malla plástica individual. Durante el primer verano se aportó un riego de apoyo de unos 5 litros por planta.

Las especies y proporciones empleadas en la forestación fueron: *P. halepensis* (pino carrasco, 60%), *Q. ilex* subsp. *ballota* (encina, 20%) y *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. (retama, 20%). El marco de plantación fue de 2.5 x 2.5 m (1600 plantas/ha).

Se delimitaron parcelas de 12.5 x 5 m que contenían 10 plantas en las proporciones indicadas (6 pinos, 2 encinas y 2 retamas). Basándonos en estas parcelas, se aplicaron cuatro tratamientos de control de flora arvense, con 12 repeticiones/tratamiento, lo que equivale a un total de 48 parcelas distribuidas aleatoriamente por toda la superficie de estudio. Dichos tratamientos se aplicaron en el mes de abril de 2018, 2019 y 2020, y fueron los siguientes: laboreo (tractor con cultivador), siega (desbrozadora de doble hilo), tratamiento químico (Glifosato 36% p/v a dosis de 3 l/ha) y control (ausencia de tratamiento).

En el momento de la plantación se midió diámetro en la base (con calibre electrónico) y altura de cada una de las plantas forestales. Durante la parada vegetativa de 2018, 2019 y 2020 se contabilizó la supervivencia y se midió el diámetro en la base y la altura total de cada planta. En 2021 sólo se registró la supervivencia.

Tratamiento estadístico

A fin de detectar diferencias significativas en las variables mortalidad y crecimiento de las plantas forestales se utilizó un modelo lineal generalizado de dos factores (especie y tratamiento) con una función de enlace "logit", aplicando una estructura de error binomial en el caso de la variable mortalidad y una estructura de error Poisson para la variable crecimiento. Los casos responsables de efectos principales significativos se detectaron mediante una prueba múltiple de Tukey, con una significación del 95%. Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa SPSS ([IBM 2021](#)).

Resultados

Flora arvense y banco edáfico de semillas

La [Tabla 1](#) resume los resultados obtenidos con los inventarios de flora aérea y banco edáfico de semillas realizados antes de la forestación. Los taxones contabilizados en la flora aérea se distribuyeron entre 20 familias, siendo las más representadas: Compositae (18 taxones), Cruciferae (12), Gramineae (9), Papaveraceae (6), Carophyllaceae (5) y Leguminosae (5). Los géneros con mayor representación fueron: *Silene* (3), *Centaurea* (3) y *Sisymbrium* (3). En cuanto a la cobertura del suelo, estos fueron los taxones que más contribuyeron: *Lolium rigidum* Gaudin (7.1±2.3%), *Bromus rubens* L. (6.4±1.5%), *Galium tricorutum* Dandy (5.8±2.3%), *Anacyclus clavatus* (Desf.) Pers. (5.6±1.4%), *Lactuca tenerrima* Pourr. (5.4±1.6%) y *Silene vulgaris* (Moench) Garcke (3.4±0.9%).

Tabla 1. Resultados más relevantes de los inventarios de flora aérea y banco edáfico de semillas realizados en la parcela de estudio antes de su forestación. Valores medios ± e.e.

Table 1. Most relevant results of samplings of aerial flora and soil seed bank carried out in the study plot before afforestation. Mean values ± s.e.

	Nº familias	Nº taxones	Especies leñosas (%)	Cobertura (%)	Densidad (semillas/m ²)
Flora aérea	20	74	2.7	51.8±3.3	-
Banco edáfico semillas (0-2 cm)	19	59	10.2	-	8066.7±647.4
Banco edáfico semillas (2-5 cm)	21	61	6.6	-	11870.4±981.1

El banco edáfico de semillas estimado se aproximó a 20 000 semillas/m² ([Tabla 1](#)), detectándose 67 taxones pertenecientes a 22 familias, 53 de los cuales fueron comunes a los dos estratos de profundidad diferenciados, 8 exclusivos del nivel más profundo (2-5 cm) y 6 del más superficial (0-2 cm). Las familias más representadas fueron: Compositae (9), Cruciferae (7), Leguminosae (7), Papaveraceae (7), Carophyllaceae (6) y Gramineae (5). Como géneros más abundantes: *Astragalus* (2), *Euphorbia* (2), *Fumaria* (2), *Galium* (2), *Hippocrepis* (2), *Papaver* (2), *Silene* (2) y *Sisymbrium* (2).

Se detectaron especies leñosas tanto a nivel de flora aérea como de banco edáfico de semillas, aunque en baja proporción (**Tabla 1**) y en mayor número en el banco de semillas (6) que en la flora aérea (2).

El coeficiente de similitud de Sørensen arrojó un valor de 0.43 al comparar la comunidad de flora arvense con el banco de semillas del suelo, denotando un notable grado de disimilitud. Por el contrario, sí que hubo una alta similitud entre los dos estratos del banco de semillas, con un valor de 0.87 para este coeficiente.

Efecto de la aplicación de técnicas de control de flora arvense en las plantas forestales

Con objeto de evaluar el denominado shock post-trasplante (**Burdett 1990**) independizamos los datos de supervivencia del primer año en la **Tabla 2**. Así, durante dicho año de establecimiento (2018) se produjo una importante mortalidad media de pinos ($28.8 \pm 4.3\%$), registrándose diferencias significativas entre los tratamientos laboreo y control. En el caso de la encina y la retama no se detectaron tales diferencias entre tratamientos, con mortalidades medias de $9.4 \pm 2.8\%$ y $15.6 \pm 3.7\%$, respectivamente (**Tabla 2**).

Tabla 2. Porcentaje de mortalidad (media \pm e.e.) de plantas forestales en función de la especie y de la técnica de control de flora arvense. Resultados por separado para el primer año de la forestación (2018) y acumulados para el periodo 2019-2021. Letras mayúsculas diferentes dentro de la misma columna y letras minúsculas diferentes en la misma fila, entre tratamientos de un periodo, indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Table 2. Mortality percentage (mean \pm s.e.) of forest plants depending on the species and the weed control technique. Separate results for the first year of afforestation (2018) and cumulatively for the 2019-2021 period. Different capital letters within the same column and different lowercase letters in the same row, between treatments of a period, indicate significant differences ($P < 0.05$).

Especie	Primer año (2018)				Acumulado (2019-2021)			
	Laboreo	Siega	Químico	Control	Laboreo	Siega	Químico	Control
Pino	15.3 \pm 8.3 ^{aA}	33.3 \pm 8.7 ^{abB}	23.6 \pm 7.2 ^{abA}	43.1 \pm 9.1 ^{bB}	4.2 \pm 1.2 ^{abA}	9.7 \pm 3.8 ^{bA}	0.0 ^{aA}	22.2 \pm 4.7 ^{cA}
Encina	4.2 \pm 4.2 ^{aA}	8.3 \pm 5.6 ^{aA}	8.3 \pm 5.6 ^{aA}	16.7 \pm 7.1 ^{aA}	16.7 \pm 9.4 ^{aA}	12.5 \pm 6.5 ^{aA}	8.3 \pm 8.3 ^{aA}	29.2 \pm 11.4 ^{aA}
Retama	25.0 \pm 9.7 ^{aA}	12.5 \pm 6.5 ^{aA}	12.5 \pm 6.5 ^{aA}	12.5 \pm 6.5 ^{aA}	8.3 \pm 5.6 ^{aA}	8.3 \pm 5.6 ^{aA}	8.3 \pm 5.6 ^{aA}	12.5 \pm 6.5 ^{aA}
Media \pm e.e.	15.0 \pm 5.8 ^a	24.2 \pm 6.0 ^{ab}	19.2 \pm 5.8 ^{ab}	31.7 \pm 5.5 ^b	7.5 \pm 2.8 ^{ab}	11.7 \pm 3.7 ^b	1.7 \pm 1.1 ^a	21.7 \pm 4.4 ^c

Superado el primer año, la mortalidad acumulada en los tres siguientes, sin diferenciar tratamientos, fue del $9.0 \pm 2.0\%$ para el pino, $16.7 \pm 4.5\%$ para la encina y $9.4 \pm 2.8\%$ para la retama. En el caso del pino, el tratamiento con mayores índices de supervivencia fue el químico, sin mortalidad durante este periodo (**Tabla 2**), aunque sin diferencias estadísticamente significativas respecto del laboreo. Por el contrario, las marras de pino en las parcelas control fueron notablemente más altas. Para la encina y la retama, pese a observarse una tendencia a la mayor mortalidad en las parcelas control, no se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos.

Atendiendo a los valores medios de mortalidad de cada tratamiento, sin diferenciar especies, en la **Tabla 2** vemos que durante el arraigo de la forestación (2018) el laboreo redujo la mortalidad en comparación con la no actuación (control), mientras que en los años sucesivos el tratamiento químico se mostró como la técnica más eficiente.

En cuanto al crecimiento de las plantas introducidas, tanto en diámetro (\emptyset) como en altura (h), en la **Tabla 3** se observa que, por término medio para toda la forestación, el tratamiento que conllevó un mayor crecimiento medio anual de ambas variables fue el químico, seguido del laboreo. Sin embargo, la siega no supuso un mayor crecimiento en comparación con la no actuación.

Por especies, el crecimiento de las plantas de pino carrasco se vio afectado por las diferentes técnicas de control de un modo similar al que acabamos de mencionar para el conjunto de la forestación, pasando de crecimientos diametrales de 1 mm/año en las parcelas control a 2.6 mm/año tras el tratamiento químico, el cual además produjo una notable aceleración en el crecimiento en altura con 17.8 cm/año. El crecimiento en diámetro de la encina sólo se incrementó significativamente con la escarda química (0.6 mm/año frente a 0.3 mm/año sin tratamiento). Su crecimiento en altura se vio beneficiado significativamente por el laboreo y aún más por el tratamiento químico, con 3.8 cm/año y 5.6 cm/año, respectivamente. El efecto de las diferentes técnicas de control en el crecimiento de la retama, especie de más rápido crecimiento, fue semejante al indicado para la encina, con crecimientos diametrales de 7.8 mm/año y en altura de 15.9 cm/año con aplicación de tratamiento químico.

En 2018 el arraigo de las plantas conllevó crecimientos limitados para todas las especies, con incrementos inferiores a 1 mm en diámetro y menores a 6 cm en altura, independientemente de la técnica de control de flora arvense aplicada. A partir del segundo año, las plantas ya establecidas crecieron a un mayor ritmo, tanto en altura como en diámetro, favorecidas principalmente por el tratamiento químico. Sin embargo, en el caso de la encina, esta aceleración del crecimiento fue mucho más ralentizada (**Fig. 2**).

Tabla 3. Dimensiones iniciales (media±e.e.) de las plantas forestales. Crecimiento medio anual (media±e.e.) por especie y tratamiento para el periodo 2018-2020. Diámetro (Ø) en mm y altura (h) en cm. Letras minúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas entre tratamientos (P < 0.05).

Table 3. Initial dimensions (mean ± s.e.) of the forest plants. Mean annual growth (mean ± s.e.) by species and treatment for the period 2018-2020. Diameter (Ø) in mm and height (h) in cm. Different lowercase letters in the same row indicate significant differences between treatments (P < 0.05).

Especie	Dimensiones iniciales	Tratamiento				
		Laboreo	Siega	Químico	Control	
Pino	Ø	4.0±0.1	1.8±0.1 ^b	1.2±0.1 ^a	2.6±0.1 ^c	1.0±0.1 ^a
	h	15.4±0.2	13.4±0.7 ^b	9.0±1.1 ^a	17.8±0.7 ^c	9.0±0.7 ^a
Encina	Ø	3.6±0.1	0.4±0.1 ^{ab}	0.3±0.1 ^{ab}	0.6±0.1 ^b	0.3±0.1 ^a
	h	8.7±0.4	3.8±0.5 ^b	3.2±0.4 ^{ab}	5.6±0.5 ^c	2.3±0.4 ^a
Retama	Ø	3.2±0.1	4.5±0.6 ^a	2.8±0.4 ^a	7.8±1.5 ^b	2.3±0.3 ^a
	h	23.5±1.0	8.9±1.4 ^b	5.2±0.9 ^{ab}	15.9±1.9 ^c	5.0±0.9 ^a
Media ± e.e.	Ø		2.1±0.2 ^b	1.4±0.1 ^a	3.1±0.4 ^c	1.2±0.1 ^a
	h		10.8±0.6 ^b	7.2±0.4 ^a	14.9±0.7 ^c	6.9±0.5 ^a

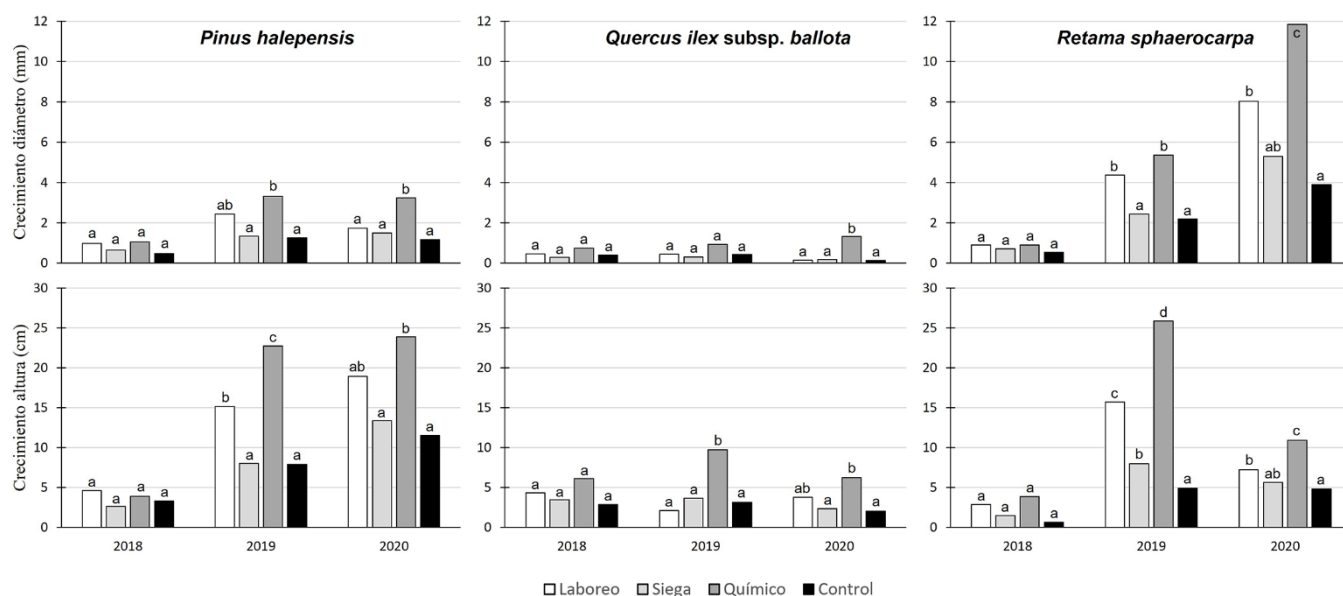


Figura 2. Crecimiento anual en diámetro (mm) y altura (cm) de las plantas forestales en función de la edad y de la técnica de control. Para cada especie y año, letras diferentes entre tratamientos indican diferencias significativas (P < 0.05).

Figure 2. Annual growth in diameter (mm) and height (cm) of forest plants depending on age and the control technique. For each species and year, different letters between treatments indicate significant differences (P < 0.05).

Discusión

En las forestaciones en clima mediterráneo, la fase de establecimiento es especialmente difícil (Ceacero et al. 2012), considerándose el primer periodo vegetativo como el verdaderamente crítico (Navarro-Cerrillo et al. 2005). Los principales factores que han afectado a esta fase de establecimiento, y por tanto al éxito de las reforestaciones tradicionales (las realizadas en terrenos forestales pobres y erosionados), han sido los meteorológicos y los edáficos, sin un papel destacado de los fenómenos de competencia. Sin embargo, en el ámbito de forestaciones de antiguos cultivos, en el presente estudio la influencia negativa de la flora arvense ha sido clara, corroborando el papel trascendental de la competencia por los recursos en el éxito de las plantaciones (Thompson y Pitt 2003).

La abundante vegetación competitiva cuantificada en este estudio, está dominada por terófitos, con una baja proporción de especies leñosas que han conseguido instalarse de forma natural tras 25 años de abandono del cultivo. Este proceso de sucesión vegetal puede estar viéndose ralentizado por la ubicación de la parcela de estudio dentro de una extensa área eminentemente agrícola, de modo que son muy escasas las manchas de vegetación natural próximas que podrían actuar como fuente de propágulos. Si a ello unimos que la cobertura total que proporcionan las especies anuales al suelo es poco mayor del 50%, y que ésta se reduce drásticamente cuando estas plantas cumplen su ciclo, la necesidad de forestar estos terrenos se justifica, sin tener en cuenta motivos económicos, como protección del suelo frente a la erosión. Aunque se recomienda forestar lo antes posible los terrenos agrícolas abandonados para prevenir el establecimiento de plantas invasoras (Nickelson et al. 2015), en la práctica, muchas forestaciones se planifican en terrenos que han permanecido sin cultivar durante décadas, como es el caso de nuestro estudio.

El tamaño de los bancos edáficos de semillas de suelos agrícolas se estima que puede oscilar entre 1000 y 1 000 000 semillas/m², mientras que en ecosistemas forestales este rango estaría comprendido entre 100 y 1000 semillas/m² (Fenner 1985), variación lógica si tenemos en cuenta que en las comunidades dominadas por especies anuales los bancos edáficos de semillas son más cuantiosos (Marañón 2001). En concordancia con los datos anteriores relativos a suelos agrícolas, en este estudio se ha obtenido una densidad de semillas en el suelo próxima a las 20 000 semillas/m². Cabe esperar que con la forestación realizada se irá reduciendo paulatinamente el tamaño del banco edáfico de semillas conforme se vaya imponiendo la vegetación forestal introducida (Bossuyt et al. 2002).

La densidad del banco de semillas registrada en este estudio se puede considerar elevada, ya que la mayoría de los trabajos que alcanzan estas cifras prospectan mayores profundidades (José-María y Sans 2011). Además, estamos ante un banco edáfico de semillas de carácter persistente, al haberse contabilizado las semillas existentes en el suelo una vez finalizado el reclutamiento de plántulas y antes de la dispersión de nuevas semillas (Baskin y Baskin 2014). La persistencia en el suelo durante años de las semillas de muchas de estas especies arvenses se ve favorecida por la existencia en ellas de mecanismos de latencia (Herranz et al. 2003; Copete et al. 2009). Este carácter persistente, nos lleva a pensar que la demora en la instalación de la forestación tras el abandono de la actividad agrícola no es determinante a la hora de reducir la competencia con las malas hierbas, en contra de lo afirmado por otros autores (Nickelson et al. 2015).

La velocidad de enterramiento de una semilla depende de multitud de factores (Baskin y Baskin 2014). Sin embargo, en suelos agrícolas no arados este proceso suele ser lento (Benvenuti 2007). Siendo así, la mayor densidad de semillas encontrada en este estudio en el estrato más profundo podría explicarse por los laboreos realizados hace más de 25 años. Esto indicaría una elevada persistencia de esas semillas en el suelo. Además, esta notable longevidad del banco edáfico de semillas en terrenos agrícolas abandonados en ambientes mediterráneos, también se refleja en la baja similitud que hemos detectado entre la composición específica de la flora aérea y la del propio banco edáfico. Es probable que algunas de las especies representadas en el banco edáfico, y no a nivel superficial, procedan de cohortes establecidas antes del abandono del cultivo. Estudios previos en terrenos de cultivo abandonados en Finlandia llegaron a conclusiones similares (Kiiirikki 1993). En línea con lo mencionado en el párrafo anterior, esta alta longevidad en el suelo es propiciada por la existencia de ciclos anuales de latencia en las semillas de muchas especies arvenses (Schütz 1997; Copete et al. 2009).

Centrándonos en los fenómenos de competencia que sufrirán las plantas introducidas en la forestación, cabe destacar la mayor fertilidad de los terrenos agrícolas abandonados, en comparación con la de los terrenos forestales adyacentes (Wall y Hytönen 2005). Aunque éste ha de considerarse como un aspecto positivo para el futuro de las forestaciones, durante los primeros años tras la plantación puede tener consecuencias fatales debido al beneficio que también supone para la proliferación de vigorosa flora arvense competitiva. Este perjuicio se pone de manifiesto en la mayoría de los estudios desarrollados en forestaciones de cultivos abandonados, en América (Kushla 2009), Europa (Ceacero et al. 2012) o Asia (Schroeder y Naeem 2017), y nuestros resultados así lo avalan. En base a éstos, a efectos prácticos, durante los primeros años del desarrollo de una forestación en un terreno agrícola abandonado se aconseja controlar la vegetación herbácea con tratamientos químicos, siempre que no se detecten problemas de fitotoxicidad en las plantas forestales. De hecho, el primer año que las plantas forestales en fase de arraigo pueden ser más sensibles a los herbicidas, según los resultados obtenidos, podría plantearse su sustitución por el laboreo del suelo, al ser una técnica más inocua y con un efecto similar en el establecimiento de la forestación, o incluso más efectiva según algunos autores (González y Santín 2003). Durante el segundo y tercer periodos vegetativos, con índices de mortalidad ya mucho más reducidos, sí que el tratamiento químico de la flora arvense supone un claro beneficio frente al resto de técnicas al favorecer notablemente el crecimiento de las plantas forestales.

Concretando los resultados obtenidos con las distintas especies forestales estudiadas, cabe destacar que para el pino carrasco el laboreo supone un notable incremento de la supervivencia (80% frente al 35% sin tratamiento), mientras que tras su establecimiento es el tratamiento químico el que claramente favorece su crecimiento. Esta es la especie, de las estudiadas, que peor tolera la competencia durante la fase de establecimiento, seguramente como consecuencia de su carácter heliófilo. Otras especies arbóreas heliófilas han mostrado un comportamiento similar al plantarse en terrenos agrícolas abandonados, como por

ejemplo *Pinus sylvestris* L. (Hytönen y Jylhä 2011) o *Betula pendula* Roth (Hytönen y Jylhä 2005). Conocer el temperamento (tolerancia a la sombra) de las especies vegetales a emplear en las forestaciones es fundamental a la hora de diseñarlas y gestionarlas (Feng et al. 2018). En el caso de la encina, las diferencias obtenidas en el parámetro supervivencia no se han mostrado significativas para las diferentes técnicas de control de la vegetación. Sin embargo, sí que ha sido claro el efecto positivo del tratamiento químico en su crecimiento. Entre los estudios previos que han aplicado este mismo tratamiento en forestaciones con encina encontramos tanto los que no han detectado dicho efecto positivo en su crecimiento (Navarro-Cerrillo et al. 2005), quizás debido a la menor duración del periodo estudiado, como los que sí (Rey-Benayas et al. 2005; Löf et al. 2006). Por último, en cuanto a la retama, la respuesta ha sido muy similar a la de la encina, con la salvedad de la ralentización en el crecimiento en altura durante el tercer año, probablemente debido a que se trata de una especie arbustiva en la que no tiene tanta preponderancia su desarrollo vertical. Estas diferencias detectadas entre las tres especies forestales, en su respuesta a los métodos de control, son frecuentes (Schroeder y Naeem 2017).

De las técnicas de control ensayadas en este estudio, quizás la más respetuosa con el medio ambiente sea la siega, pero como reguladora de la competencia en forestaciones de terrenos agrícolas ha sido la que menos efecto ha tenido, en muchos casos similar a no aplicar tratamiento. La razón es que, a diferencia del tratamiento químico, con la siega en algunos casos no muere el sistema radicular de las plantas, pudiendo conservar parte de su potencial competitivo (Kushla 2009). Además, en tierras de cultivo abandonadas, la biomasa subterránea correspondiente a la flora arvense puede ser varias veces mayor que la superficial (Hokkanen y Raatikainen 1977).

Pese a que son escasos los trabajos que analizan el crecimiento de las forestaciones en tierras agrícolas, sí son abundantes los realizados sobre plantaciones ejecutadas en terrenos forestales (reforestaciones), constituyendo una de las principales diferencias entre ambas la competencia desarrollada por la vegetación herbácea, mucho más abundante y agresiva después de actividades agrícolas. Los mencionados trabajos sobre terrenos forestales también muestran incrementos en los ritmos de crecimiento en ausencia de vegetación herbácea (Belair et al. 2014), si bien es cierto que dichos incrementos en general no son tan notables como los aquí obtenidos para *Pinus halepensis*.

Además, hay que tener en cuenta que las forestaciones en estos ambientes semiáridos van a ser prioritarias para las administraciones con responsabilidad en gestión forestal como herramienta de lucha contra el cambio climático, ya que la restauración y expansión de los bosques se considera como una de las estrategias más efectivas para mitigar la crisis climática (Griscom et al. 2017).

Conclusiones

Los terrenos agrícolas abandonados en el área bajo estudio mantienen su potencial generador de flora arvense durante décadas. Un aspecto importante que posibilita este hecho es la capacidad de la mayoría de estas especies para generar abundantes bancos edáficos de semillas persistentes.

El efecto de la competencia de la flora arvense en las plantas forestales introducidas es claro, pero dependiente de la especie forestal considerada. De las especies estudiadas, la supervivencia sólo se vio afectada en el pino, con un efecto negativo muy acusado, por lo que podemos afirmar que es la más sensible a esta competencia. Sin embargo, todas las especies ven ralentizado su crecimiento durante los primeros años de la forestación. De las técnicas de control analizadas, la aplicación de herbicidas fue la que fomentó más el crecimiento de las plantas forestales una vez establecidas, mientras que la que favoreció dicho establecimiento durante el primer año, en el caso del pino, fue el laboreo. Es fundamental, por tanto, analizar la necesidad de control de esta vegetación para incrementar el éxito de las forestaciones en ambientes exigentes para la vida vegetal como los mediterráneos.

Disponibilidad de los datos

Datos disponibles en: <https://zenodo.org/records/14831770>

Contribución de los autores

José Antonio Monreal: Administración del proyecto, Adquisición de fondos, Análisis formal, Investigación, Recursos, Redacción – borrador original. Miguel Ángel Copete: Administración del proyecto, Análisis formal, Conceptualización, Investigación, Metodología, Redacción – revisión y edición, Visualización. Olga Botella: Conceptualización, Recursos. Elena Copete: Redacción – revisión y edición, Visualización. Yolanda Espín: Análisis formal, Redacción – borrador original. José María Herranz: Conceptualización, Investigación, Metodología.

Financiación, permisos requeridos, potenciales conflictos de interés y agradecimientos

Este trabajo fue financiado por el Departamento de Producción Vegetal y Tecnología Agraria de la Universidad de Castilla-La Mancha.

Los autores/as declaran no tener ningún conflicto de intereses.

Referencias

- Balandier, P., Frochot, H., Sourisseau, A. 2009. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. *Forest Ecology and Management* 257: 1716-1724. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.032>
- Baskin, C.C., Baskin, J.M. 2014. *Seeds ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination*. (2a ed.). Academic Press, San Diego, California, USA.
- Belair, E.D., Saunders, M.R., Bailey, B.G. 2014. Four-year response of underplanted American chestnut (*Castanea dentata*) and three competitors to midstory removal, root trenching, and weeding treatments in an oak-hickory forest. *Forest Ecology and Management* 329: 21-29. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.011>
- Benvenuti, S. 2007. Natural weed seed burial: effect of soil texture, rain and seed characteristics. *Seed Science Research* 17: 211-219. <https://doi.org/10.1017/S0960258507782752>
- Bossuyt, B., Heyn, M., Hermy, M. 2002. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology* 162: 33-48. <https://doi.org/10.1023/A:1020391430072>
- Burdett, A.N. 1990. Physiological processes in plantation establishment and the development of specifications for voforest planting stock. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 415-427. <https://doi.org/10.1139/x90-059>
- Ceacero, C.J., Díaz-Hernández, J.L., del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M. 2012. Interactions between soil gravel content and neighboring vegetation control management in oak seedling establishment success in Mediterranean environments. *Forest Ecology and Management* 271: 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.044>
- Copete, M.A., Herranz, J.M., Ferrandis, P. 2009. Seed germination ecology of the endemic Iberian winter annuals *Iberis pectinata* and *Ziziphora aragonensis*. *Seed Science Research* 19 (3): 155-169. <https://doi.org/10.1017/S0960258509990079>
- Copete, M.A., Copete, E., Ferrandis, P., Herranz, J.M. 2023. Delayed effect of thermal treatment on breaking physical seed dormancy: intrapopulation variation and implications for soil seed banks. *International Journal of Wildland Fire* 32(12): 1816-1827. <https://doi.org/10.1071/WF23107>
- Di Sacco, A., Hardwick, K., Blakesley, D., Brancalion, P.H.S., Breman, E., Rebola, L.C., Chomba, S., et al. 2021. Ten golden rules for reforestation to optimise carbon sequestration, biodiversity recovery and livelihood benefits. *Global Change Biology* 27: 1328-1348. <https://doi.org/10.1111/gcb.15498>
- Edelfeldt, S., Lundkvist, A., Forkman, J., Verwijst, T. 2016. Establishment and early growth of willow at different levels of weed competition and nitrogen fertilization. *Bioenergy Research* 9: 763-772. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9723-5>
- Feng, J., Zhao, K., Hé, D., Fang, S., Lee, T., Chu, C., He, F. 2018. Comparing shade tolerance measures of woody forest species. *PeerJ* 6: e5736. <https://doi.org/10.7717/peerj.5736>
- Fenner, M. 1985. *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London, UK. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-4844-0>
- Forey, E., Dutoit, T. 2012. Vegetation, soils and seed banks of limestone grasslands are still impacted by former cultivation one century after abandonment. *Community Ecology* 13(2): 194-202. <https://doi.org/10.1556/ComEc.13.2012.2.9>
- Galluzzo, N. 2015. Role and effect of agroforestry subsidies allocated by the common agricultural policy in Italian farms. *International Journal of Food and Agricultural Economics* 3(1): 19-31. <https://doi.org/10.5513/JCEA01/19.3.2241>
- Goehing, J., Thomas, B.R., Macdonald, S.E., Bork, E.W. 2017. Effects of alternative establishment systems on resource availability, understory composition and tree performance in juvenile hybrid poplar plantations. *Forestry* 90: 515-529. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx005>
- Gómez, J.D., María, F., Martín, J.M., López, D.C., Martín, C.S., Sánchez, D.A., Saiz, R.S., et al. 2017. *Adaptación de la flora arvense a diferentes sistemas de gestión del suelo en un viñedo de la Comunidad de Madrid*. XVI Congreso de la Sociedad Española de Malherbología, Pamplona, España.
- González, R., Santín, I. 2003. Control de malas hierbas en plantaciones con pino carrasco sobre terrenos agrícolas abandonados. *Boletín Agrario de la Comunidad Autónoma de Madrid* 38: 44-49.
- Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., et al. 2017. Natural climate solutions. *The Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 114: 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>
- Herranz, J.M., Ferrandis, P., Copete, M.A. 2003. Influence of light and temperature on seed germination and ability of the endangered plant species *Sisymbrium cavanillesianum* to form persistent soil seed banks. *Ecoscience* 10(4): 532-541. <https://doi.org/10.1080/11956860.2003.11682802>
- Hokkanen, H., Raatikainen, M. 1977. Yield, vegetation and succession in reserved fields in Central Finland. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland* 49: 221-238. <https://doi.org/10.23986/afsci.71939>
- Hytönen, J., Jylhä, P. 2005. Effects of competing vegetation and post-planting weed control on the mortality, growth and vole damages to *Betula pendula* planted on former agricultural land. *Silva Fennica* 39(3): 365-380. <https://doi.org/10.14214/sf.374>
- Hytönen, J., Jylhä, P. 2011. Long-term response of weed control intensity on Scots pine survival, growth and nutrition on former arable land. *European Journal of Forest Research* 130: 91-98. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0371-6>
- Hytönen J., Jylhä P., Little K. 2017. Positive effects of wood ash fertilization and weed control on the growth of Scots pine on former peat-based agricultural land (a 21-year study). *Silva Fennica* 51(3): 18 p. <https://doi.org/10.14214/sf.1734>
- IBM 2021. *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 28*. IBM Corp, New York, USA.
- José-María, L., Sans, F.X. 2011. Weed seedbanks in arable fields: effects of management practices and surrounding landscape. *Weed Research* 51(6): 631-640. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00872.x>
- Kiirikki, M. 1993. Seed bank and vegetation succession in abandoned fields in Karkali Nature Reserve, southern Finland. *Annales Botanici Fennici* 30(2): 139-152.
- Kushla, J.D. 2009. Afforestation in North Mississippi on retired farmland using *Pinus echinata*: First-year results. *Southern Journal of Applied Forestry* 33(3): 142-144. <https://doi.org/10.1093/sjaf/33.3.142>
- Löf, M., Rydberg, D., Bolte, A. 2006. Mounding site preparation for forest restoration: Survival and short-term growth response in *Quercus robur* L. seedlings. *Forest Ecology and Management* 232: 19-25. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.003>
- MAPAMA 2017. *Anuario de estadística forestal 2013*. Secretaría General Técnica, MAPAMA, Madrid, España.
- Marañón, T. 2001. Ecología del banco de semillas y dinámica de comunidades mediterráneas. En: Zamora, R., Pugnaire, F.I. (eds.), *Ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional*, pp. 153-181. CSIC/AEET, Granada, España.
- Martin, A.C., Barkley, W.D. 2000. *Seed identification manual*. Library of Congress Catalog, The Blackburn press, California, USA.

- Meli, P., Rey-Benayas, J.M., Martínez-Ramos, M., Carabias, J. 2015. Effects of grass clearing and soil tilling on establishment of planted tree seedlings in tropical riparian pastures. *New Forests* 46: 507-525. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9479-3>
- Morrison, L.W. 2016. Observer error in vegetation surveys: a review. *Journal of Plant Ecology* 9(4): 367-379. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv077>
- Navarro-Cerrillo, R.M., Fragueiro, B., Ceacero, C., del Campo, A., de Prado, R. 2005. Establishment of *Quercus ilex* L. subsp. *ballota* Desf. Samp. using different weed control strategies in Southern Spain. *Ecological Engineering* 25: 332-342. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.002>
- Nickelson, J.B., Holzmueller, E.J., Groninger, J.W., Lesmeister, D.B. 2015. Previous land use and invasive species impacts on long-term afforestation success. *Forests* 6: 3123-3135. <https://doi.org/10.3390/f6093123>
- Palmero-Iniesta, M., Espelta, J.M., Gordillo, J., Pino, J. 2020. Changes in forest landscape patterns resulting from recent afforestation in Europe (1990–2012): defragmentation of pre-existing forest versus new patch proliferation. *Annals of Forest Science* 77: 43. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00946-0>
- Pemán, J., Iriarte, I., Lario, F.J. 2017. *La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, España.
- Pemán, J., Navarro-Cerrillo, R.M., Prada, M.A., Serrada, R. (coord.). 2021. *Bases técnicas y ecológicas del proyecto de repoblación forestal*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España.
- Pérez-Soba, I., Hernández, A. 2021. *Los inicios de la repoblación forestal en la provincia de Zaragoza (1859-1936)*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid, España.
- Pietrzykowski, M., Swiatek, B., Pajak, M., Malek, S., Tylek, P. 2021. Survival and nutrient supply of seedlings of different tree species at the early stages of afforestation of a hard coal mine dump. *Ecological Engineering* 167: 106270. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106270>
- Plaza, G., Pedraza, M. 2007. Reconocimiento y caracterización ecológica de la flora arvense asociada al cultivo de uchuva. *Agronomía Colombiana* 25(2): 306-313.
- Recasens, J., Conesa, J.A. 2009. *Malas hierbas en plántula. Guía de identificación*. Universidad de Lérida, Lérida, España.
- Rey-Benayas, J.M., Navarro, J., Espigares, T., Nicolau, J.M., Zavala, 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>
- Schroeder, W.R., Naeem, H. 2017. Effect of weed control methods on growth of five temperate agroforestry tree species in Saskatchewan. *The Forestry Chronicle* 93 (3): 271-281. <https://doi.org/10.5558/tfc2017-035>
- Schütz, W. 1997. Primary dormancy and annual dormancy cycles in seeds of six temperate wetland sedges. *Aquatic Botany* 59: 75-85. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00028-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00028-4)
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab* 5(4): 1-34.
- Thompson, D.G., Pitt, D.G. 2003. A review of Canadian forest vegetation management research and practice. *Annals of Forest Science* 60: 559-572. <https://doi.org/10.1051/forest:2003060>
- Thompson, K., Grime, J.P. 1979. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921. <https://doi.org/10.2307/2259220>
- Vadell, E., De Miguel, S., Pemán, J. 2016. Large-Scale reforestation and afforestation policy in Spain: A historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics. *Land Use Policy* (55): 37-48. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.017>
- Vadell, E., De Miguel, S., Pemán, J. 2019. La repoblación forestal en España: las especies utilizadas desde 1877 a partir de las cartografías forestales. *Historia Agraria* 77: 107-136. <https://doi.org/10.26882/histagrar.077e05v>
- Vieco-Martínez, A., Rey-Benayas, J.M., Oliet, J.A., Villar-Salvador, P., Martínez-Baroja, L. 2023. Efectos de la forestación de tierras agrícolas mediterráneas y de su manejo en el establecimiento de árboles y arbustos. *Ecosistemas* 32(especial): 2460. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2460>
- Villarías, J.L. 2002. *Atlas de malas hierbas*. Ediciones Mundi-prensa, Madrid, España.
- Wall, A., Hytönen, J. 2005. Soil fertility of afforested arable land compared to continuously forested sites. *Plant and Soil* 275: 247-260. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-1869-4>