



**Universidad
Rey Juan Carlos**

**GRADO EN BIOLOGÍA
Curso Académico 2022/23
Trabajo de Fin de Grado**

**Dinámica espacial de la regeneración natural en un pinar
de repoblación sometido a distintos tratamientos silvícolas**

Autor: Jorge Maestre Villanueva

Directores: Andrés Bravo Oviedo

Elena Daniela Concepción Cuevas

Tutor URJC: María Isabel Martínez Moreno

Índice

Resumen	3
Introducción	3
Materiales y Métodos	7
Zona de estudio.....	7
Diseño Experimental.....	8
Análisis estadísticos.....	10
Resultados.....	12
Discusión.....	18
Conclusiones.....	20
Líneas futuras de investigación	21
Agradecimientos	21
Bibliografía.....	21

Resumen

A mediados del siglo XX en España comenzó el plan de repoblaciones forestales, dando lugar a cerca de cuatro millones de hectáreas repobladas en el país, la mayoría monoespecíficas. El interés actual de la gestión forestal busca la transformación a ecosistemas más resilientes ante una cada vez mayor variedad de perturbaciones, para ofrecer una mayor calidad y cantidad de distintos servicios ecosistémicos debido al aumento de la demanda social. Por ello debemos encontrar los métodos para poder transicionar a este tipo de formaciones mixtas. Para ello se propone el uso de métodos silvícolas basados en la técnica del aclareo sucesivo irregular en bosquetes, que consiste en crear huecos en la masa forestal permitiendo la entrada de luz en un claro del bosque. Regulando el tamaño de estas huecos (llamados bosquetes de corta) podemos controlar las condiciones biofísicas y así favorecer el regenerado de un bosque mixto. Aplicamos estos métodos en una repoblación de *Pinus pinaster*, situado dentro del Parque Nacional de Cabañeros con el fin de promover su transición a un bosque mixto de quercíneas. En primer lugar, confirmamos las diferencias en las características biofísicas ocasionadas dentro del bosque dependiendo del tratamiento aplicado. Además, se definieron parcelas dentro de las cuales observamos el regenerado natural de las especies de interés durante dos años y observamos la supervivencia de las plántulas que conforman distintas plantaciones de *Quercus*. Tras el análisis estadístico observamos como los distintos tratamientos silvícolas fueron efectivos en su objetivo de alterar las características biofísicas. Aunque los distintos tratamientos no tuvieron un efecto sobre la regeneración de las especies de *Quercus*, sí existieron efectos significativos en la regeneración del pino, siendo esta especie favorecida en aquellos tratamientos que tienen una mayor apertura en el dosel frente aquellos tratamientos que lo mantienen más cerrado. La supervivencia de las plantas de la plantación fue mayor en aquellos tratamientos donde la masa forestal quedaba abierta, pero sin necesidad de que esta fuese muy grande. Ante los resultados se propone el uso de plantaciones de quercíneas dentro de bosquetes pequeños como herramienta de gestión en la transición de plantaciones monoespecíficas de pino a formaciones mixtas.

Introducción

La demanda de madera a lo largo de la historia de la península ibérica se remonta a la época del imperio romano, aunque esta alcanzó su punto más alto con el desarrollo de la industria naval durante el siglo XVIII. La demanda siguió siendo muy alta durante siglos posteriores y como consecuencia las masas forestales en España se redujeron de manera considerable hasta ya entrado el siglo XX (Bauer Manderscheid, 2003). Ante esto, existieron diversos intentos de planes de repoblación que se remontan a la segunda mitad del siglo XIX, pero no es hasta el plan de repoblaciones de 1939 diseñado por Luis Ceballos por encargo del gobierno de la Segunda República cuando se ponen en marcha las repoblaciones forestales en todo el país. La obra de Ceballos, al igual que la teoría ecológica detrás de este plan, viene fuertemente influenciada por las teorías de Frederic Edgar Clements expuesta en el

libro *Plant succession* de 1916. Luis Ceballos define unas etapas sucesionales ajustadas a la vegetación de la península ibérica dentro de las cuales los pinares son una de las etapas anteriores a las formaciones de quercíneas, las cuáles son las que están definidas como “óptimo natural”. Por ello, para lograr el objetivo propuesto por el plan y recuperar masa forestal en España se debía utilizar la repoblación con pinos o con especies con funciones ecológicas similares (**Figura 1**). Las repoblaciones llevadas cabo posteriormente nunca se ajustaron al diseño del plan ni se mantuvo continuidad en el manejo de las masas forestales, como refleja la inversión estatal (**Figura 2**).

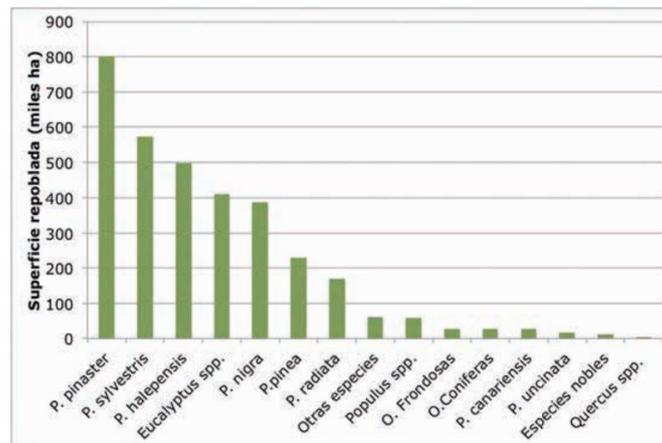


Figura 1. Especies utilizadas en la repoblación forestal. Fuente: *La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*.

Debido a la falta de seguimiento del plan y de manejo de las plantaciones, en España existen grandes masas forestales monoespecíficas, formaciones muy simplificadas y alejadas del objetivo de recuperar bosques mixtos de quercíneas, o bosque de frondosas en mezcla, según se recoge en el plan de Ceballos, que lo define como la formación climácica de la península ibérica.

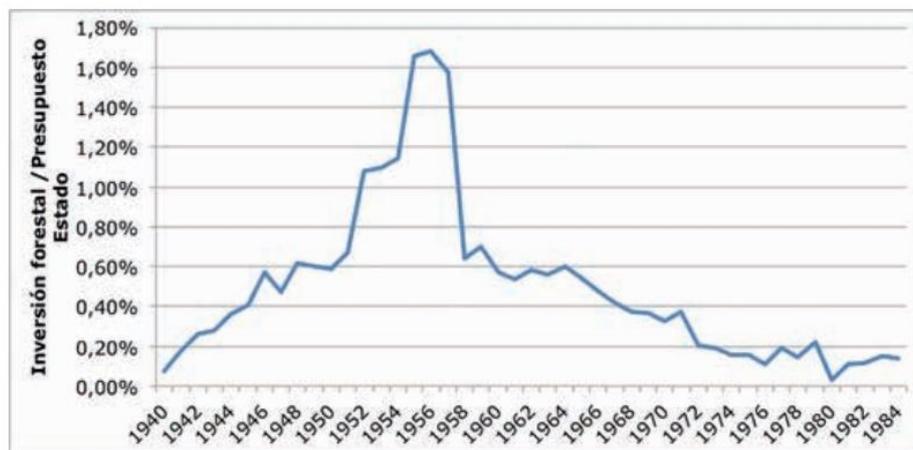


Figura 2. Porcentaje del presupuesto de inversión forestal respecto del Presupuesto General del Estado. Fuente: *La restauración forestal de España: 75 años de una ilusión*.

Un bosque mixto puede ser definido desde distintas aproximaciones. En cuanto a su composición, un bosque mixto es aquel que está formado por individuos de dos o más especies arbóreas distintas (Bravo-Oviedo *et al.*, 2014). Estos pueden poseer especial interés en la gestión de los recursos naturales debido a distintas propiedades que presentan frente a los monocultivos tradicionales. Pese a que un bosque monoespecífico puede producir una mayor cantidad de madera de una especie concreta, los bosques mixtos tienen mayores niveles de producción de biomasa total ya que pueden hacer un aprovechamiento más eficiente de los recursos, como agua, nutrientes o radiación solar (Chamagne *et al.*, 2016; Jactel *et al.*, 2018; Bravo *et al.*, 2021), y por tanto una mayor capacidad de almacenamiento de carbono (Castro-Izaguirre *et al.*, 2016; Cassart *et al.*, 2016). Además de presentar una mayor riqueza de especies arbóreas y arbustivas, también se ha demostrado que estos ecosistemas albergan mayor diversidad de otro tipo de organismos, como por ejemplo líquenes (Paoli *et al.*, 2019), artrópodos (Wang *et al.*, 2019) o aves (Ohno y Ishida, 1997; Munyekenye, Mwangi y Gichuki, 2014). La diversidad funcional en rasgos como la superficie foliar y la heterogeneidad de las raíces entre otras características hace que los bosques mixtos proporcionen una mejor protección de los suelos frente a la erosión (Gong *et al.*, 2022) y para favorecer la infiltración de agua en el suelo y preservar su calidad (Messier *et al.*, 2021). Otra de las razones de mayor peso en favor de los bosques mixtos es su mayor resistencia y resiliencia frente a las perturbaciones naturales y antrópicas en el contexto de cambio global. Es el caso, por ejemplo, de incendios, tormentas, contaminación atmosférica, etc. (Bravo *et al.*, 2021; Morin *et al.*, 2014; van der Plas *et al.*, 2016). Aunque también se han descrito situaciones en las que los bosques mixtos pueden ser más susceptibles ante las perturbaciones debido a las relaciones interespecíficas, la tendencia general señala que estos factores son compensados por los positivos (Jactel *et al.*, 2017). Además, la resistencia y resiliencia frente a perturbaciones pueden ser altamente dependientes del contexto, por ejemplo, la resistencia frente a los patógenos y la herbivoría se reduce cuando existen condiciones de sequía (Castagneyrol, Jactel y Moreira, 2018; Field, 2020). Igualmente, un correcto manejo de estos bosques puede ser determinante en su respuesta ante los incendios (Steel, Koontz y Safford, 2018) y la recuperación de los suelos a posteriori (Lopez-Serrano *et al.*, 2016).

Actualmente se puede observar una tendencia a nivel mundial de la gestión de los ecosistemas forestales hacia un incremento de la complejidad (Fahey *et al.*, 2018), aunque la mayoría de las plantaciones forestales que se están realizando a día de hoy siguen siendo monoespecíficas (Nichols, Bristow y Vanclay, 2006; Paquette *et al.*, 2018).

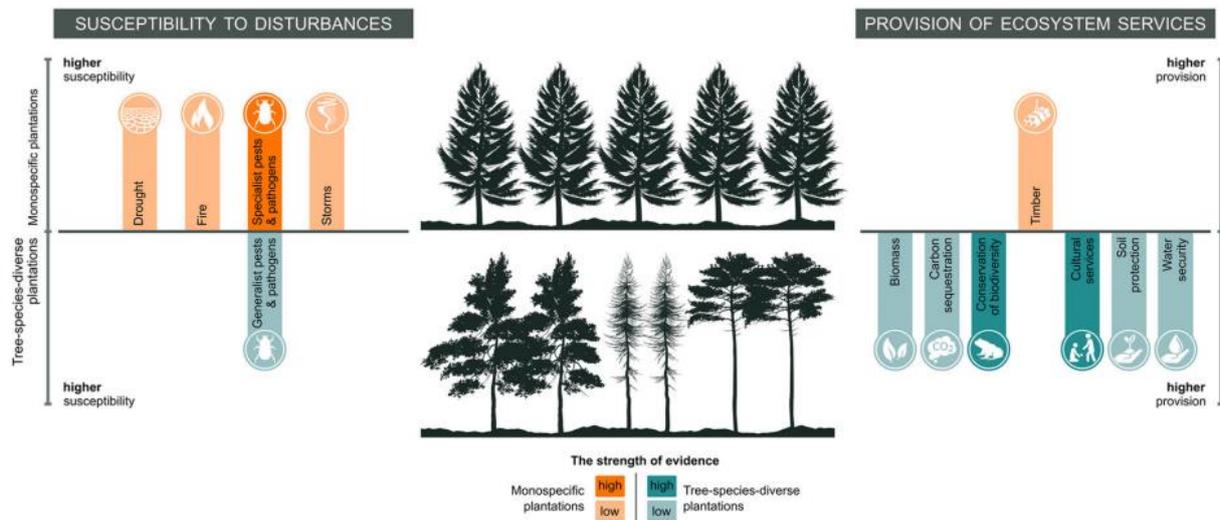


Figura 3. Susceptibilidad a las perturbaciones y provisión de servicios ecosistémicos de bosques monoespecíficos frente a bosques mixtos. Extraído de Messier *et al.* (2021)

La transición de un tipo de formación a otra puede ser mediada por la acción humana. Por medio de técnicas utilizadas habitualmente por la silvicultura podemos modificar la cantidad de luz que llega al suelo de los bosques, y de esta manera favorecer el regenerado y desarrollo de determinadas especies en estas masas reforestadas (Tinya *et al.*, 2019). La cuenca Mediterránea es una zona cuyas precipitaciones son limitadas (Osem *et al.*, 2009), y por ello estos ensayos revisten de especial complejidad. En este TFG pretendemos comprobar si la técnica de aclareo sucesivo irregular por bosquetes puede llegar a ser un tratamiento silvícola válido para la transición desde un bosque monoespecífico a un bosque mixto, y más en concreto encontrar el modo de llevarla cabo de manera eficaz, teniendo en cuenta las características de los bosquetes que favorecen más esta transición. Para ello comprobaremos la regeneración natural de las distintas especies dentro de diferentes bosquetes y la supervivencia de unas plantaciones ubicadas dentro de estos, y así podremos saber qué tipo de tratamiento puede ser más efectivo a la hora de transicionar de un tipo de masa a otra. Hipotetizamos que las especies de quercíneas deberían regenerarse en mayor medida en aquellos bosquetes donde llegue una menor cantidad de luz al sotobosque ya que estas son menos heliófilas durante sus primeros estadios de desarrollo frente al pino, que debería regenerarse mejor en aquellos bosquetes con mayor entrada de luz (Broncano, Riva y Retana, 1998).

Los bosques son fuentes de recursos valiosos de los que dependen muchas personas en el mundo y por ellos debemos considerar a los bosques mixtos como herramientas que pueden aportar soluciones a sociedades de todo el mundo en el contexto de cambio global, otorgando oportunidades de desarrollo a las poblaciones implicadas (Bauhus, Van der Meer y Kanninen, 2010). Por ello considero que este TFG se alinea con los objetivos 10, 13 y 14 dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible propuestos por la ONU para el año 2030 referidos respectivamente a Reducción de las Desigualdades, Acción por el Clima y Vida de Ecosistemas Terrestres.

Materiales y Métodos

Zona de estudio

El área de estudio se sitúa en el Parque Nacional de Cabañeros, espacio natural protegido bajo la figura de protección de mayor nivel a nivel nacional por considerarse entre las mejores muestras representativas del Patrimonio Natural Español. Este espacio está situado en los Montes de Toledo, entre las provincias de Toledo y Ciudad Real, a su vez ubicado dentro de la submeseta sur de la península ibérica (**Figura 4**), y por tanto es un claro representante del clima mediterráneo de interior, con un largo periodo seco y temperaturas elevadas en verano, temperaturas frías a lo largo de todo el invierno, y precipitaciones concentradas en otoño y primavera. La temperatura media anual es de 14°C, y esta oscila alcanzando una temperatura media máxima en verano 34°C, y una temperatura mínima media en invierno de 2°C. Entre medias la temperatura media en octubre es de 14°C y la de Mayo y junio de 15°C. Con respecto a las precipitaciones, la pluviometría anual ronda entre 500 mm y 850 mm anuales y cabe destacar que en verano la media de precipitación es de 30mm (**Figura 5**) (González Menéndez, *et al.*, 2017).

En concreto, los experimentos se realizan en una plantación de *Pinus pinaster* Ait. situada en la parte norte del parque (**Figura 4**). Se caracteriza por que los árboles presentes son todos de la misma especie y de la misma edad y por la ausencia de vegetación en el sotobosque.



Figura 4. Localización del área de estudio con detalle de la plantación de *Pinus pinaster* Ait. (izqda.) situado en el Parque Nacional de Cabañeros (dcha.). Imágenes modificadas de *Google Earth*

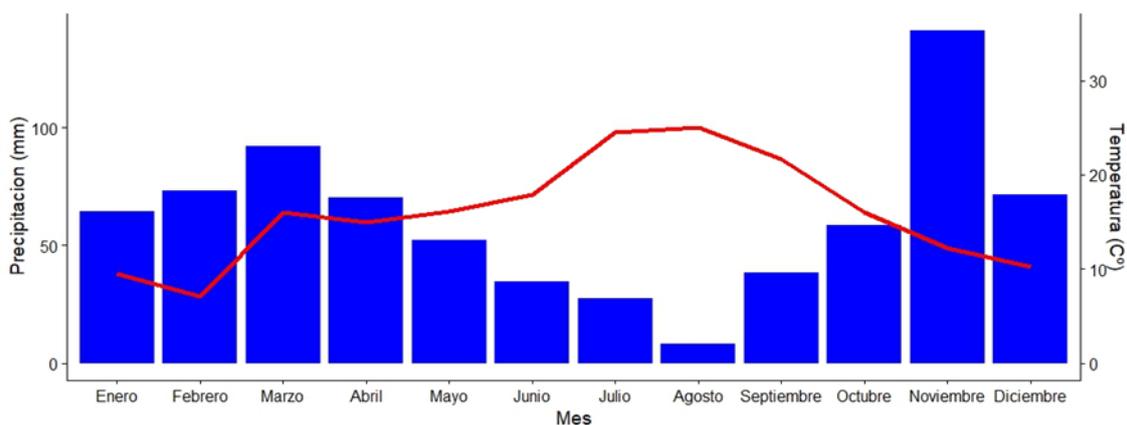


Figura 5. Climograma hecho a partir de datos de datos pertenecientes a la estación meteorológica de San Pablo de los Montes entre 2010 y 2022 dentro del paquete del software R, *climaemet* (Pizarro, Hernández y Fernández-Avilés, 2021). La línea roja representa la temperatura media por mes y las barras azules las precipitaciones totales en milímetros por metro cuadrado

Diseño Experimental

En esta plantación se realizaron distintas cortas en bosquetes, una técnica de selvícola que consiste en cortar todos los árboles dentro de un círculo cuyo diámetro está relacionado con la altura dominante de los árboles que conforman el bosque (**Figura 6**). A ese hueco abierto (*gap* en inglés), nos referimos como bosquetes de corta, dentro de estos es donde se mide el regenerado. El diámetro del bosquete es especialmente importante ya que dependiendo de la altura de los árboles que rodeen al bosquete permitirá la entrada de más o menos luz, lo que es determinante en los procesos de regenerado dependiendo de la tolerancia a la luz de las especies de interés. Se realizaron cortas en bosquete en 48 localizaciones, en la mitad de ellas siguiendo una relación diámetro altura baja, lo que hace referencia a un diámetro 0,5 veces la altura dominante de la masa, en este caso de 16 metros, lo que da lugar a bosquetes de 8 metros de diámetro. La otra mitad sigue una relación de mismo diámetro que altura, por lo que da lugar a bosquetes de 20 metros de diámetro. En la zona de los bosquetes grandes también se procedió a realizar un aclareo que redujo la densidad de la masa existente entre bosquetes. Se establecieron otras nueve localizaciones adicionales que no fueron sometidas a ningún tipo de corta de tamaño equivalente al de los bosquetes con relación diámetro-altura baja, y que denominados bosquetes control (la masa forestal se encuentra inalterada). Estos distintos tratamientos están referidos en el nombre del subparcela con una “P” (bosquete pequeño) una “G” (bosquete grande) o una “C” (bosquete control).

Si bien en el marco de este experimento se definieron 57 bosquetes con tratamientos distintos, la regeneración natural es seguida en aquellos donde no existe la plantación, por lo que las únicas plantas que aparecen allí son del regenerado intrínseco del ecosistema. En este experimento existen un total de 9 bosquetes que poseen estas características (IC2, IG2, IP2, LC1, LG3, LP8, UC1, UG2, UP3).

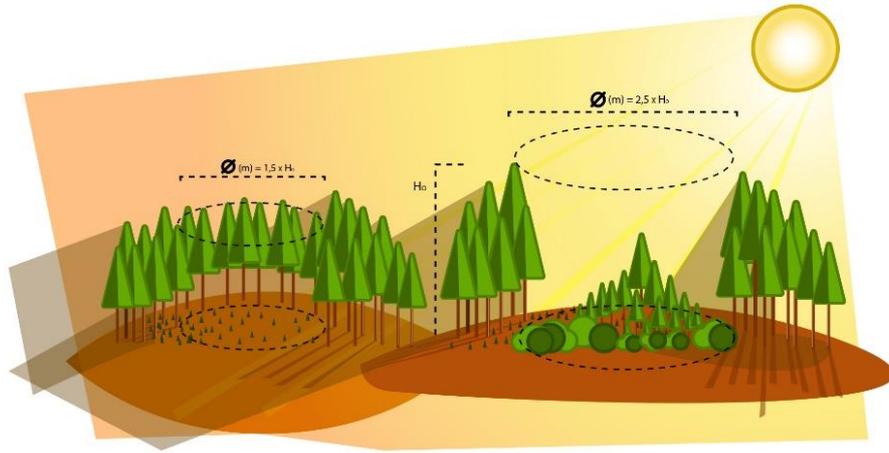


Figura 6. Ejemplo de bosquetes y su evolución. Extraído de: https://blogs.upm.es/foradmit/?page_id=136

Dentro de estos bosquetes se distribuyen parcelas de un metro cuadrado y separadas entre ellas 4 metros de forma sistemática por toda su superficie (**Figura 7**), donde se realiza el seguimiento de la regeneración de distintas especies arbóreas. El seguimiento de la regeneración consiste en anotar el número de plántulas existentes antes de los tratamientos, las plántulas que se van incorporando y las que se mueren en cada campaña de recogida de datos. Para ello, se marca cada una de las plántulas que aparece en la parcela con una etiqueta, de manera que pasado el tiempo podemos confirmar la permanencia o ausencia de los individuos marcados en la anterior campaña. Las campañas se realizan en primavera y otoño. De esta manera se procedió desde la primavera de 2021 a la primavera de 2023. En cada campaña se tomaron medidas de temperatura, compactación y humedad del suelo, y se tomaron anotaciones sobre la cobertura de rocas, de plantas herbáceas, de musgos y de restos de las talas en cada parcela trabajada. Estas últimas variables se expresaban en porcentaje de la superficie de la parcela cubierta por cada uno de estos elementos.

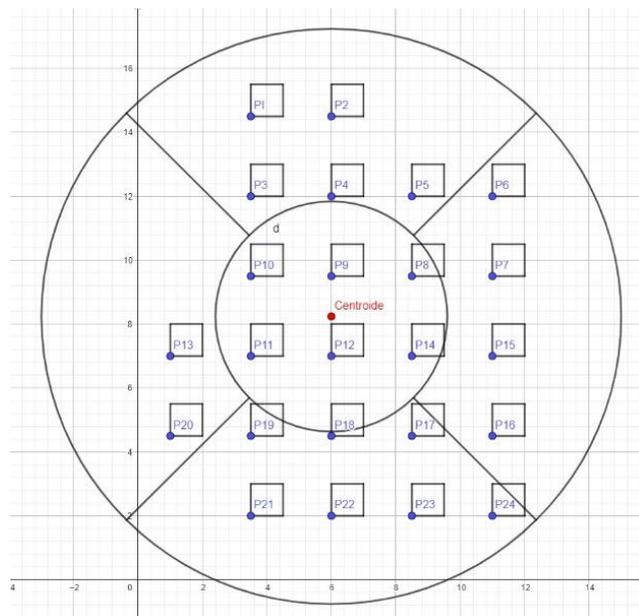


Figura 7. Posición de las parcelas y sectores en el bosque IP2. Realizado con el software Geogebra (Horhenwarter, 2002)

Cada uno de estos bosquetes se divide en sectores de acuerdo con su orientación siguiendo el diseño que aparece en la **figura 7**. En primer lugar, designamos un centroide que intenta colocarse en la posición más céntrica del bosquete y desde el cual podemos dividirlo en partes iguales. Para ello se traza una circunferencia interior cuyo radio posee el 40% de la longitud del radio exterior, que a su vez es designado en función de las características del bosquete. A continuación, se dibujan dos líneas que cruzan el centroide y que tienen una dirección de 45° y 135° Este. De esta manera se establecen los cinco sectores en los que agrupamos las distintas parcelas: Norte, Sur, Este, Oeste y Centro.

En cada uno de los sectores dentro de los bosquetes de corta se realizaron fotografías hemisféricas con una cámara Nikon Coolpix p900 en mayo de 2023. Estas fotografías se toman de forma perpendicular al suelo y, al ser realizadas con una lente de “ojo de pez”, capturan toda la bóveda celeste. Posteriormente estas fotos son procesadas con el software Hemiview versión 2.1 (1999, Delta-T Devices Ltd, United Kingdom) para calcular el *Global site factor* (GSF) o radiación global, que es una medida que ha demostrado ser útil para la caracterización de la luz en latitudes templadas (Valladares, 2006; Ross y Sulev, 2000). En el caso de los bosquetes control se realizó una única fotografía hemisférica, ya que al no existir una apertura en la masa arbórea se asume que la radiación incidente es igual en las distintas orientaciones.

En los otros 48 bosquetes donde se realizaron las plantaciones y no se sigue el regenerado natural no es necesario un seguimiento de este tipo ya que cada plántula posee un protector de plástico que marca cada planta, y todas ellas se trasplantan desde el vivero del parque con el fin de mantener una densidad dentro del bosquete de 1848 árboles por hectárea. Las especies seleccionadas son *Quercus ilex*, *Q. faginea* y *Q. suber*. Sobre estas plántulas se calcula la supervivencia tomando el número de plantas vivas en la campaña de primavera de 2023 frente a las plantadas en 2021.

Análisis estadísticos

Para una primera comprobación de las características físicas de los bosquetes, y con objeto de contrastar las condiciones generadas de unos tratamientos frente a otros, decidimos realizar distintos análisis estadísticos. En primer lugar, exploramos si la incidencia lumínica obtenida en los distintos bosquetes y sus respectivos sectores variaba en función del tamaño de los primeros y la orientación de los últimos. Para ello se realizó el test de Welch y un modelo generalizado para este test. Se optó por este tipo de test ya que el conjunto de datos no cumplía con todas las asunciones necesarias en la realización del ANOVA (normalidad y homocedasticidad), esto es, la distribución de los residuos era normal pero las varianzas eran distintas entre grupos.

También se decidió realizar un análisis de componentes principales (PCA) con las distintas variables de caracterización de las condiciones biofísicas de las parcelas (i.e., índice GSF, proporciones de cobertura de musgo, herbáceas, rocas y restos de corta) con el fin de identificar las variables más relevantes que pudieran estar afectando al proceso de regeneración. Para ello, primero se realizó una

matriz de correlaciones de Pearson con el fin de descartar aquellas variables que estuviesen demasiado correlacionadas entre sí ($> 0,8$). El manejo de las bases de datos fue realizado con Excel y los análisis estadísticos y los gráficos con el software R. En concreto se utilizaron los paquetes *ggplot2* v3.4.2 (Wickham, 2016), *FactoMineR* v2.8 (Le, Josse y Husson, 2008) y *factoextra* 1.0.7 (Kassambara y Mundt, 2020)

Para realizar el análisis sobre los efectos de los distintos tratamientos sobre la regeneración, definimos una variable a la que llamamos acumulado. El acumulado consiste en el número de plántulas existentes en una parcela concreta en la toma de datos de otoño de cada respectivo año expresada en número de árboles a la hectárea. Se calculó esta variable para el regenerado de pino y de quercíneas por parcela para el primer y el segundo año (octubre de 2021 y octubre de 2022) de forma independiente. Sobre estas variables se realizaron los ANOVA, incluyendo como variables explicativas el tamaño de los bosquetes y la orientación de los sectores en los que se encuentra cada parcela. Se comprobaron las asunciones de homocedasticidad y normalidad a través de la exploración visual de los residuos y del test de Shapiro-Wilk.

Con objeto de explorar los posibles efectos sobre el regenerado de las variables que mejor caracterizan las condiciones biofísicas de cada parcela, se plantearon modelos lineales. Debido a la distribución de los datos, decidimos usar el valor de regenerado como número de plantas por parcela. De esta manera la variable respuesta es de tipo conteo, y por tanto se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM) con distribución de Poisson (Delgado y de la Cruz, 2022). Los GLM se realizaron con la función *glm()* en el software R, incluyendo la variable respuesta número de plántulas por parcela en función de las variables continuas que presentaron los coeficientes más altos en los dos primeros ejes o componentes del PCA realizado al conjunto de variables de caracterización de las parcelas y que, por tanto, mejor representan las condiciones biofísicas de las parcelas (i.e., GSF y las coberturas de musgo, rocas, resto de cortas y herbáceas). A partir de este primer modelo, que consideramos el modelo completo, se realiza un proceso de simplificación o selección de variables utilizando la función *dredge()* del paquete *MuMIn* v1.47.5 (Barton, 2023). Esta función crea una serie de modelos con todas las combinaciones posibles de variables explicativas y los ordena de mejor a peor ajuste del modelo a través del criterio de información de Akaike corregido (AICc).

Con respecto a los análisis de supervivencia, tras comprobar que se cumplían las asunciones correspondientes, realizamos un ANOVA para comparar el porcentaje de individuos supervivientes entre distintos tratamientos, especies y la interacción entre estas dos variables.

Resultados

El primer análisis realizado para contrastar si los distintos tratamientos tuvieron los efectos esperados sobre las condiciones de luminosidad de los bosquetes muestra que las diferencias observadas entre tamaños son estadísticamente significativas en el modelo general ($F=898,41$; $P<0,01$). Comparando los distintos tamaños entre sí, se encontraron unas condiciones de mayor luminosidad en los bosquetes grandes frente a los bosquetes control ($t=25,667$; $P<0,001$) y los bosquetes pequeños ($t=12,552$; $P<0,001$), y con una diferencia menor pero igualmente significativa entre los bosquetes pequeños y los control ($t=3,466$; $P<0,01$) (**Figura 8 dcha.**). Sin embargo, en el caso de los sectores, las distintas orientaciones dentro de los bosquetes no presentan condiciones lumínicas distintas entre sí ($F=5,36$; $P=0,416$) (**Figura 8 izqda.**), y tampoco se encontró interacción entre el tamaño y el sector ($F=12,64$; $P=0,432$) (**Tabla 1**).

Tabla 1. Media y desviación estándar del GSF por tamaño de bosque y sector

Tamaño	Grande	Pequeño	Control		
GSF	0,7 ± 0,05	0,37 ± 0,09	0,29 ± 0,04		
Sector	Norte	Sur	Este	Oeste	Centro
GSF	0,49 ± 0,18	0,58 ± 0,17	0,52 ± 0,23	0,55 ± 0,17	0,56 ± 0,22

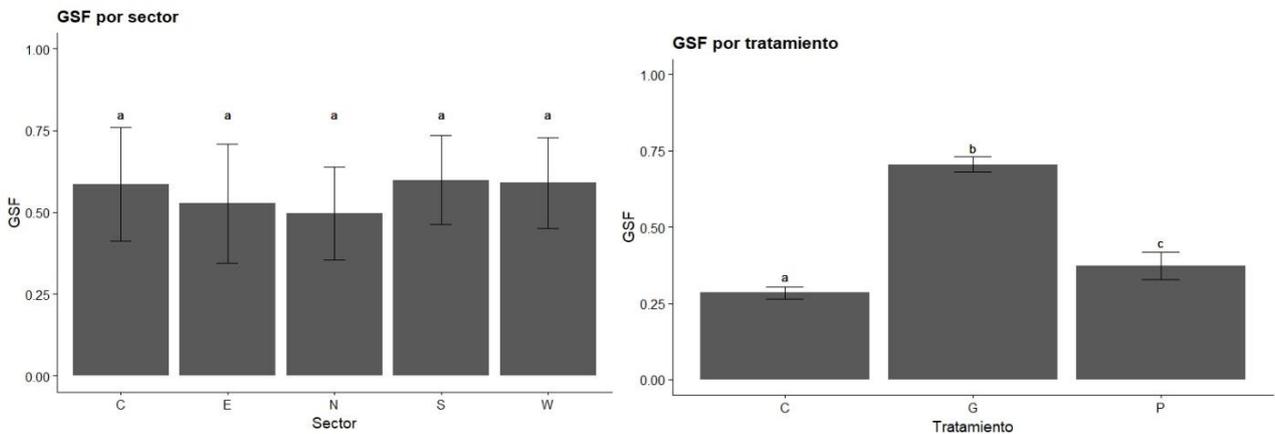


Figura 8. Representación de media y error estándar del GSF calculado por sector (Izq). Representación de la media y error estándar del GSF calculado por tratamiento (Dcha). Los sectores que comparten la misma letra no diferían significativamente.

En la matriz de correlaciones de Pearson de las variables de caracterización biofísica de las parcelas, podemos observar que las variables están poco correlacionadas entre sí de manera general, exceptuando el índice GSF y la compactación del suelo. Por ello, esta última variable fue excluida del posterior PCA, junto con las otras variables medidas instrumentalmente como la humedad y la temperatura.

Tabla 2. Coeficientes factoriales de las variables de caracterización biofísica en cada uno de los componentes resultantes del análisis de componentes principales (PCA).

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Rocas	0.1285050	0.65308946	-0.55127579	0.4630453	0.1965824
GSF	0.5819978	-0.05091579	0.48323401	0.2259324	0.6116581
Musgo	-0.6177920	0.17771359	0.03936270	-0.3261166	0.6919895
Restos	0.4008753	0.53770227	0.07453624	-0.7269669	-0.1270385
Herbáceas	-0.3199953	0.50017586	0.67488874	0.3157701	-0.3037130

Con respecto a los resultados del PCA, decidimos trabajar únicamente con las dos primeras componentes que explican un gran porcentaje de variabilidad por si solas (40% y 28%, respectivamente), frente a la tercera componente que explica tan solo un 15% de la variabilidad original de los datos (**Figura 9 izqda.**). Las variables que tienen una mayor carga en la primera componente son la proporción de musgos (coef.: -0.62) y el índice GSF (0.58) (**Tabla 2**). Esta componente parece estar ordenando los datos en sectores desde bosquetes menos luminosos y más húmedos a bosquetes más luminosos y menos húmedos, ya que la presencia o ausencia de musgo puede ser un indicador de humedad. La segunda componente está principalmente determinada por variables relacionadas con la ocupación de nicho dentro de la parcela la presencia de rocas, restos de corta y plantas herbáceas (coef.: 0.65, 0.54 y 0.50, respectivamente). (**Tabla 2; Figura 9**). Podemos observar que existe una agrupación de los datos a lo largo de la primera componente que divide en un gradiente desde los bosquetes control hasta los bosquetes de corta más grandes, si bien existe una superposición visible entre los grupos de datos procedentes de bosquetes pequeños y bosquetes grandes (**Figura 10**). Con respecto a la ordenación en la segunda componente no podemos observar una agrupación clara, los datos de distintos tratamientos se distribuyen sin ningún tipo de patrón observable en todo el eje vertical, si bien en los bosquetes control existe menos dispersión.

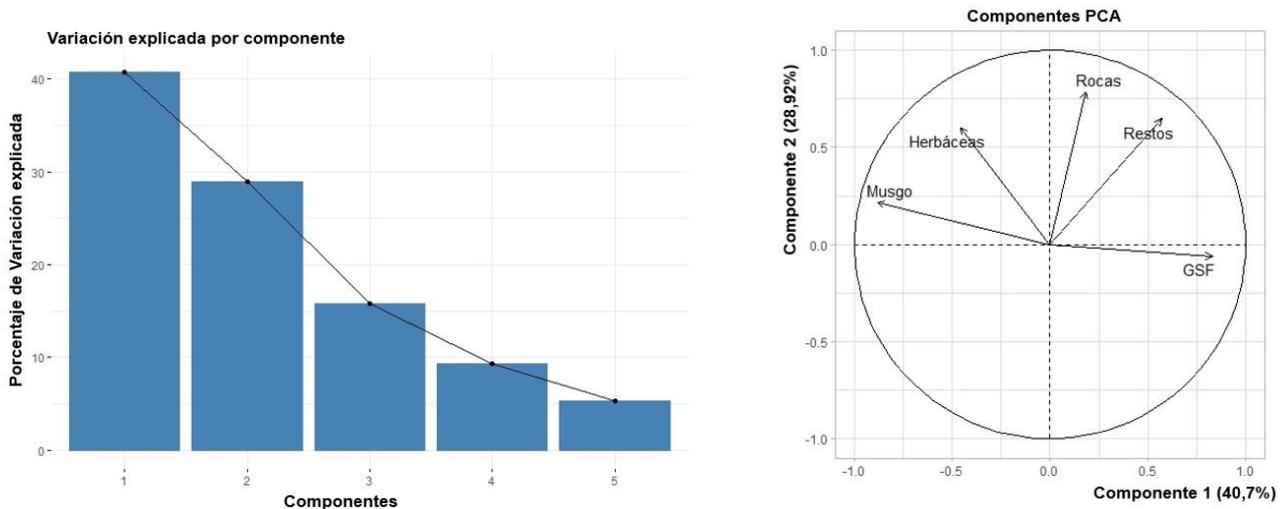


Figura 9. Proporción de variación explicada por componente (Izqda.). Efecto de las distintas variables en la primera y segunda componente (Dcha.)

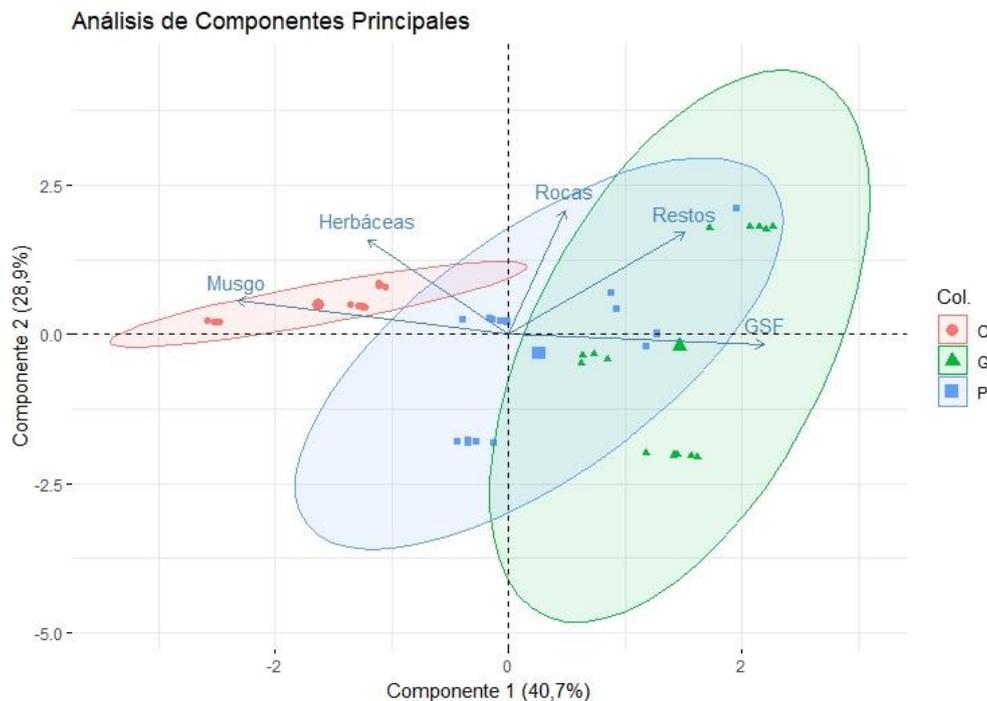


Figura 10. Disposición de los datos en las dos primeras componentes. Los triángulos verdes son sectores pertenecientes a bosquetes grandes, los cuadrados azules a bosquetes pequeños y los círculos rojos a bosquetes control. Los puntos de mayor tamaño representan la agrupación de distintos datos con características muy similares.

Los resultados del ANOVA para el regenerado de pino tras el primer año muestran tendencias que parecen señalar que los tratamientos control y bosque pequeño tienen un mayor efecto sobre la regeneración del pino que el bosque grande, pero estos efectos no llegan a ser estadísticamente significativos ($F=1,835$; $P=0,239$). Sin embargo, los resultados para el segundo año tras los tratamientos muestran que el regenerado de pino, es decir, el número de plántulas es significativamente mayor en los bosquetes grandes que en el control ($Q=0,058$; $P<0,05$) y que en los bosquetes pequeños ($Q=0,089$; $P<0,05$), sin que existan diferencias significativas entre el regenerado entre los bosquetes pequeños y control ($Q=2,705$; $P=0,886$).

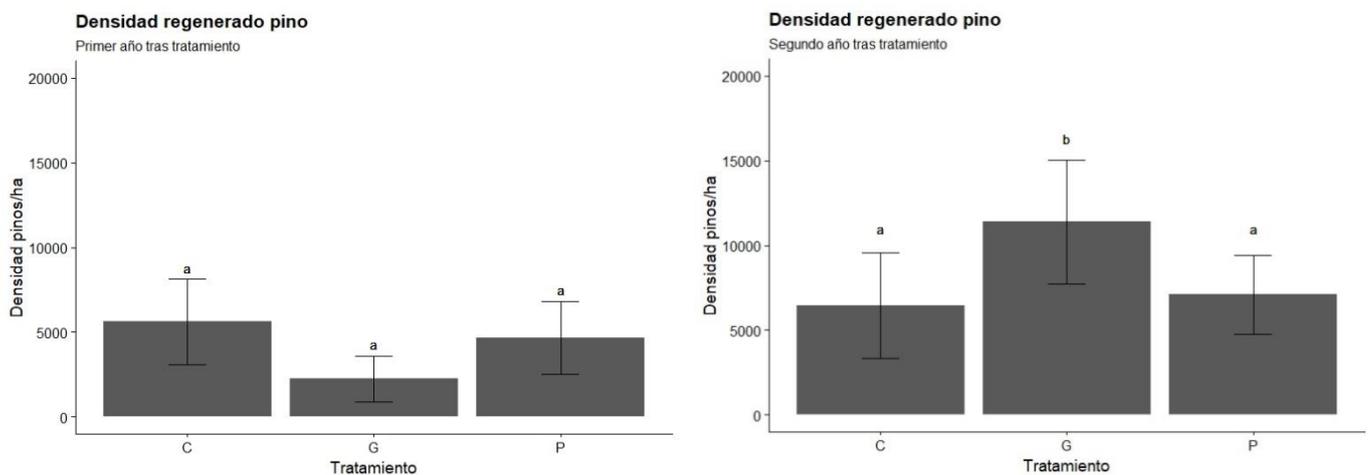


Figura 11. Representación de la media y error estándar de la densidad de plántulas de pino a la hectárea tras el primer año (Izqda.) Media y error estándar de la densidad obtenida tras el segundo año (Dcha.) Los tratamientos que comparten la misma letra no diferían significativamente.

En el caso del regenerado de *Quercus*, tras el primer año no encontramos resultados concluyentes, no existen diferencias estadísticamente significativas para el modelo general ($F=0,058$; $p=0,944$) ni hay diferencias entre tratamientos concretos. En el segundo año, si bien se puede apreciar un cambio en el número de plántulas frente al primer año, las diferencias entre tratamientos siguen sin ser significativas ($F=1,462$; $p=0,282$). Cabe mencionar que tan solo el 6% de los individuos observados en el regenerado de quercíneas eran distintos de *Quercus ilex*.

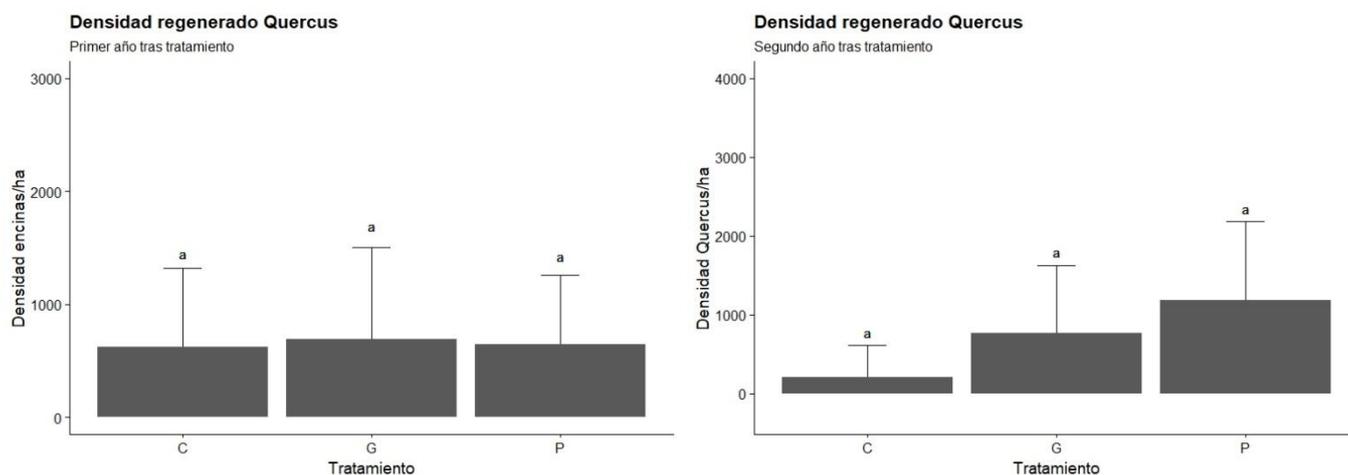


Figura 12. Media y error estándar de acumulado de quercíneas en el primer año (Izq). Media y error estándar del acumulado de quercíneas tras el segundo año (Dcha). Los tratamientos que comparten la misma letra no diferían significativamente.

Tabla 3. Media y desviación estándar de acumulado para las distintas especies y año con su respectivo tratamiento.

	Pino Año 1	Pino Año 2	Quercus Año 1	Quercus Año 2
Grande	2241 ± 5312	10517 ± 12055	689 ± 3168	769 ± 3871
Pequeño	4677 ± 8630	7096 ± 9301	645 ± 2476	1190 ± 3277
Control	5625 ± 8969	6458 ± 11010	625 ± 2446	208 ± 1443

Los modelos lineales para la regeneración de *Quercus* en el primer año tampoco muestran ningún resultado estadísticamente significativo, y una vez que se realiza la simplificación del modelo obtenemos que el mejor modelo es aquel que incluye únicamente el intercepto, sin ninguna variable explicativa adicional, siendo este marginalmente significativo ($Z=-1,96$; $P=0,05$). Este resultado se repite cuando realizamos estos análisis para el acumulado de *Quercus* en el periodo total del experimento, aunque entre los modelos que muestran mejor ajuste encontramos uno que incluye un efecto positivo de la proporción de musgo sobre el regenerado marginalmente significativo ($Z = 1,667$; $P=0,096$).

En los modelos realizados para la regeneración de pino en el primer año encontramos un efecto negativo estadísticamente significativo del índice GSF ($Z = -2,226$; $P < 0,05$) y de la presencia de restos de corta de manera marginal ($Z = -1,682$; $P = 0,093$). La selección del modelo reduce el número de variables, pero obtenemos los mismos resultados. En los modelos de regeneración del pino en el periodo total, el efecto del GSF pasa a ser positivo y marginalmente significativo ($Z = 1,805$; $P = 0,071$), y la proporción de herbáceas también tiene un efecto significativo, en este caso negativo ($Z = -1,671$; $P = 0,095$). Tras la simplificación del modelo, el efecto de GSF mantiene la misma relevancia significativa, mientras que el de la presencia de herbáceas pasa a ser no significativo ($Z = -1,613$; $P = 0,107$).

Tabla 4. Resumen modelos ajustados a la regeneración con distribución de Poisson. Se muestra el coeficiente y la significancia estadística de cada variable en cada modelo (***) $p < 0.0001$; ** $p < 0.01$; * $p < 0.05$; (*) $p < 0.10$), junto con el AIC_c asociado a cada modelo. “Quercus1” y “Pino1” hacen referencia a la regeneración en el primer año, mientras que “Pino” y “Quercus” hacen referencia al periodo total. “Selección” hace referencia a que el modelo correspondiente ha sido seleccionado.

		Intercepto	GSF	Musgo	Restos	Rocas	Herbáceas	AICc
	Quercus1	-2,221906 (.)	0,008047	5,238306	-0,820553	-1,413695	5,238306	93,1
Selección	Quercus1	-2,7141 ***	-	-	-	-	-	85,1
	Quercus	-2,444*	1,341	5,901 (.)	-1,423	-2,012	2,721	98,4
Selección	Quercus	-2,6271 ***	-	-	-	-	-	92,7
Selección	Quercus	-2,6918 ***	-	4,6384 (.)	-	-	-	93,6
	Pino1	0,22285	-1,58719*	-12,31502	-0,88437 (.)	-0,07734	0,87307	298,4
Selección	Pino1	0,2061	-1,5821 *	-12,1658	-0,8671 (.)	-	-	295,7
	Pino	-0,274903	0,835829 (.)	-16,201073	-0,426831	0,006762	-4,349644 (.)	430,8
Selección	Pino	-0,4281 (.)	0,7825 (.)	-15,9874	-	-	-4,1430	428,3

Los análisis de supervivencia en las plantaciones tuvieron en cuenta tanto el tipo de bosque en el que se encontraban como la especie de *Quercus*. Tanto el tamaño del bosque ($F = 29,28$; $P < 0,001$), como la especie ($F = 3,956$; $p < 0,05$) tienen efectos significativos en la supervivencia de las plántulas, no así la interacción entre estas dos variables ($F = 0,302$; $P = 0,875$). Con respecto al tamaño, existe una diferencia significativa en la supervivencia en bosques grandes frente a los control ($Q = 1,8 \times 10^{-7}$; $P < 0,001$) y respecto a los pequeños con los control ($Q = 2,47 \times 10^{-5}$; $P < 0,001$). Si bien en la gráfica se puede observar que la supervivencia en bosques grandes tiende a ser mayor que en bosques pequeños, los resultados no son estadísticamente significativos ($Q = 0,254$; $P = 0,14$).

Con respecto a las especies, en efecto podemos observar un efecto significativo de esta variable en la supervivencia de las plántulas, siendo la supervivencia de la encina sustancialmente menor que la del alcornoque ($Q = 0,046$; $P < 0,05$). Aunque en las gráficas pueda parecer que el quejigo tiene una mayor

tasa de supervivencia que la encina, esto no está respaldado por el test estadístico ($Q=0,197$; $P=0,11$), y tampoco se encuentran diferencias en la supervivencia de quejigo y alcornoque ($Q=1,862$; $P=0,81$). Cabe decir que ya que la interacción entre las variables, “Tamaño” y “Especie” no es significativa ($F=0,302$; $P=0,87$), podemos decir que las diferencias en supervivencia encontradas entre el alcornoque y la encina no son contexto-dependientes.

Tabla 5. Supervivencia media y desviación típica de las plántulas pertenecientes a las plantaciones en función de especie y tratamiento.

	Grande	Pequeño	Control	
Encina	$0,83 \pm 0,07$	$0,71 \pm 0,11$	$0,46 \pm 0,26$	$0,66 \pm 0,24$
Alcornoque	$0,94 \pm 0,03$	$0,83 \pm 0,11$	$0,63 \pm 0,16$	$0,8 \pm 0,17$
Quejigo	$0,92 \pm 0,06$	$0,86 \pm 0,13$	$0,53 \pm 0,29$	$0,76 \pm 0,26$
	$0,9 \pm 0,07$	$0,8 \pm 0,13$	$0,53 \pm 0,26$	

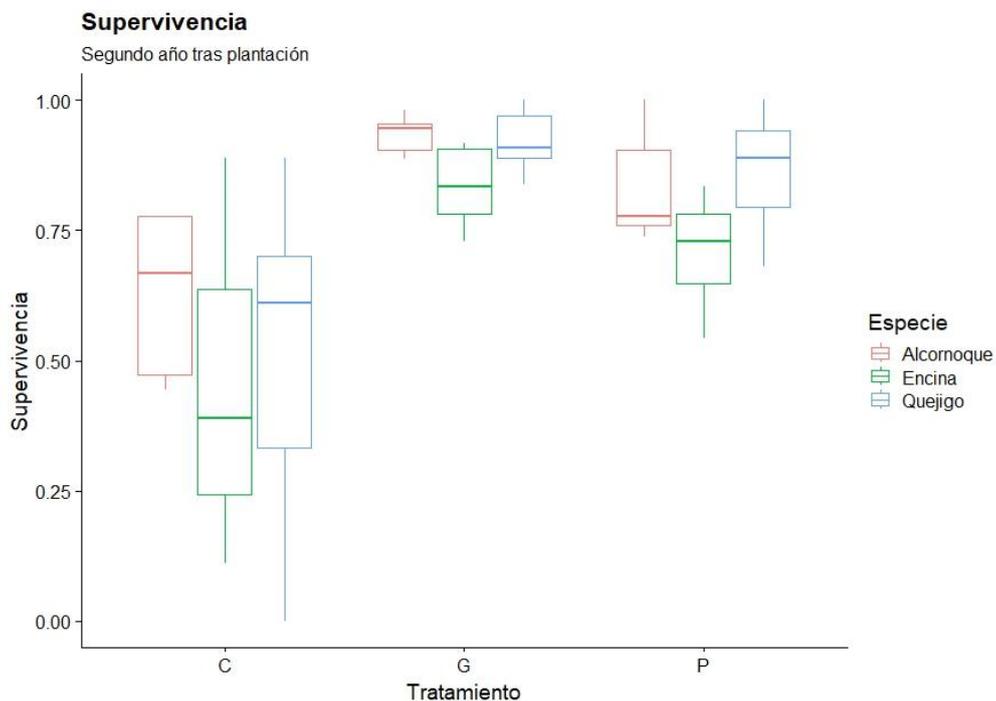


Figura 13. Gráfico de cajas y bigotes de los datos de supervivencia de las plántulas por especie y tratamiento.

Discusión

En primer lugar los resultados de este estudio revelan como las condiciones lumínicas en los distintos tratamientos silvícolas aplicados en los bosquetes son significativamente distintas, de manera que se puede corroborar que el tamaño de los bosquetes puede tener efecto en las variables microclimáticas (Muscolo *et al.*, 2014). Sin embargo, no se han encontrado efectos significativos de la orientación dentro del bosquete en los valores del índice GSF, lo cual contrasta con lo que se apunta en otros estudios (Madsen y Hand, 2008). Esto puede ser debido a diferencias geográficas en los sitios experimentales, en el tipo de especie que conforme el bosque (Valladares, 2006), o en el índice utilizado. En este caso, el GSF (*Global site factor*) es una medida que hace referencia a la proporción de la bóveda celeste que se encuentra despejada, y puede diferir de otras medidas como el RLI (*Relative Light Intensity*), la cual es una medida de cantidad de luz fotosintéticamente activa. También puede ser que los dos tratamientos de bosquetes aplicados en este experimento posean un tamaño insuficiente para crear diferencias significativas en el GSF en función del sector. Esto explicaría también por qué la interacción entre las dos variables (tamaño bosquete y sector dentro de bosquete) no es significativa. Además, los resultados del PCA indicarían que las variables biofísicas no varían sustancialmente dentro de los bosquetes en función de la orientación, ya que se puede observar una agrupación muy marcada entre valores correspondientes a un mismo bosquete, pero de distinto sector.

El PCA define dos primeras componentes claras que consiguen explicar una gran cantidad de variabilidad en los datos (69,62%). La primera de ellas viene determinada por la cantidad de luz que se correlaciona negativamente con la cantidad de musgo, y la segunda, donde las variables de presencia de rocas, herbáceas y restos de corta se correlacionan positivamente entre sí. Utilizando la presencia o ausencia de musgos como una aproximación a humedad relativa de cada sitio (Hayward y Clymo, 1983; Zanatta *et al.*, 2018) podemos definir la primera componente como un eje claro que ordena los sectores localizados en los bosquetes más luminosos y poco húmedos hasta los bosquetes menos luminosos y más húmedos. La segunda componente viene determinada por la ocupación de la parcela, aunque es difícil encontrar una razón por la cual la acumulación de este tipo de elementos se relacione positivamente con la acumulación de los otros. Lo que sí se observa es la agrupación de los datos procedentes de distintos tratamientos en función de la primera componente, encontrándose los bosquetes control en zonas con más presencia de musgos y menor luminosidad en el extremo opuesto de la componente horizontal con los bosquetes grandes, mientras que los bosquetes pequeños tienen las características intermedias (aunque exista algo de superposición entre ambos grupos). No ocurre lo mismo en la segunda componente descrita, donde los datos se distribuyen homogéneamente en el eje vertical independientemente del tratamiento, aunque los bosquetes control tienen menor dispersión en esta componente, probablemente porque la falta de apertura del dosel arbóreo traiga consigo una mayor estabilidad en este tipo de características.

En los análisis de regeneración para las quercíneas en el primer año no encontramos efectos significativos de ningún tratamiento ni de ninguna de las variables continuas consideradas. El número de plántulas observada en este periodo era realmente bajo, lo que impide que en nuestros modelos estadísticos puedan observarse efectos significativos. Esto en sí mismo en su resultado que nos indica que no ha pasado suficiente tiempo para observar efectos de los tratamientos aplicados en la regeneración de quercíneas. El regenerado tras los dos años de las mismas especies nos otorga los mismos resultados, pero la gráfica adquiere otro aspecto, pudiendo sugerir que en los bosquetes pequeños hay una mayor regeneración (aunque esto no se pueda confirmar por métodos estadísticos). Las razones por las que la regeneración no está respondiendo significativamente a los distintos tratamientos pese a haber conseguido las condiciones lumínicas deseadas pueden ser que el tiempo transcurrido desde su aplicación no es suficiente para observar los resultados esperados, o puede deberse a otras razones que afectan de manera general a la regeneración de los *Quercus*. En Barna y Bosela (2015) se señala que la regeneración no es únicamente dependiente de la supervivencia de las plántulas (la cual está determinada por la cantidad de luz), sino también por la germinación (la cual no está determinada por la luz). Puede que las condiciones de luminosidad sean óptimas para la supervivencia como se demuestra en los siguientes análisis, pero la germinación, paso previo al desarrollo de las plántulas, no resulta exitosa. La dispersión de las bellotas de *Quercus* es deficiente en ambientes fragmentados y en masas dominadas por otras especies (Ramos-Palacios *et al.*, 2014), lo que impide que estas lleguen desde las masas cercanas al interior de la formación de pinar y una vez allí se enfrentan a distintas amenazas que impiden la germinación y establecimiento de las plántulas, como la depredación de semillas por parte de ungulados (Smit, Ouden y Díaz, 2008) o roedores (Leverkus *et al.*, 2013). Además, los años especialmente secos en los que el experimento de regeneración se ha enmarcado ("2021, un año muy cálido y seco", Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2021 ; "2022 continúa la tendencia y se posiciona como el año más cálido en España desde que hay registros", Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022), provocan un descenso en el esfuerzo reproductivo (Díaz, Sánchez-Mejía y Morán-Lopez 2021), y tienen efectos muy negativos en los estadios tempranos de desarrollo (Gomez-Aparicio *et al.*, 2008). La sequía como evento extremo puede tener efectos sobre el tamaño de las bellotas producidas (Llanderal-Mendoza *et al.*, 2017), lo cual está directamente relacionado con la supervivencia de las semillas (Tripathi y Kahn, 1990; Quero *et al.*, 2007), a su vez, la sequía se relaciona con un aumento de la susceptibilidad de las semillas ante parasitación por insectos (Baldano y Sánchez Montes de Oca, 2022).

La regeneración de los pinos responde de manera distinta a los tratamientos y variables estudiadas. En el primer año no se puede identificar un tratamiento que traiga consigo una mayor regeneración de esta especie, pero sí podemos identificar en el modelo lineal un efecto significativo de la luminosidad, aunque negativo, lo que confronta con el consenso general de que el pino en sus estadios iniciales es

una especie intolerante a la sombra (Messier *et al.*, 1999). Esto puede hacernos replantear la relación que existe entre la luz y la regeneración forestal en los ambientes mediterráneos, especialmente en el contexto del cambio climático, donde incluso las especies tolerantes a la luz pueden verse perjudicadas por una sobreexposición a la misma. La regeneración del pino tras el segundo año sí es significativamente mayor en los bosquetes grandes con respecto a los otros dos tipos de bosquetes (pequeños y controles), pero el GSF únicamente tiene un efecto marginalmente significativo. Esto estaría indicando que los beneficios de la apertura de la masa no se limitan a una mayor disponibilidad de luz sino también a una reducción de la competencia e incremento del aporte orgánico al suelo (Navarro *et al.*, 2013; Lawson *et al.*, 2014). En este sentido, aunque sí se han podido describir efectos de incremento en la competencia con la apertura (Dovčiak, Reich y Frelich, 2003), la entrada de competidores no tiene un efecto determinante sobre el patrón de regenerado a largo plazo (VanderMolen *et al.*, 2021). Además, la especie que compone la masa va a ser la primera causa condicionante para la regeneración de las especies en su sotobosque (Tinya *et al.*, 2019).

Analizando la supervivencia de la plantación observamos un aumento significativo de la misma en los bosquetes grandes y pequeños con respecto al control. Esto unido a los efectos anteriormente descritos indica que los bosquetes suponen una oportunidad para la aparición de nuevas plantas. Además, encontramos índices de supervivencia bastante altos (> 90%) para plantas que se encuentran dentro de un bosque donde los rasgos funcionales de las especies introducidas frente a la especie presente son muy distintos (Messier *et al.*, 1999), y más en este caso, ya que las quercíneas son malas competidoras en ecosistemas donde no están establecidas (Patterson *et al.* 2021). Lo más llamativo del análisis de supervivencia son las diferencias en el desempeño entre las distintas especies, siendo la encina la especie que presenta tasas de supervivencia menores que las otras dos especies (alcornoque y quejigo). Esto contrasta con el regenerado natural de *Quercus* observado en las parcelas de estudio donde no se realizaron plantaciones y la mayor parte de individuos eran encinas. Estos resultados en conjunto sugieren que el éxito del regenerado natural de las quercíneas podría ser mayor, pero estaría siendo constreñido por las bajas tasas de dispersión y éxito de germinación del quejigo y el alcornoque. Ante estas limitaciones, se podría plantear la plantación de quercíneas dentro de los bosquetes pequeños como herramienta de gestión óptima para la transición desde este tipo de monocultivos a un bosque mixto mediterráneo, ya que de esta manera se minimiza la regeneración de *Pinus pinaster* y se maximiza la supervivencia de las quercíneas que formaran el bosque deseado.

Conclusiones

Con los resultados obtenidos concluimos que los distintos tratamientos silvícolas tuvieron el efecto deseado sobre las condiciones biofísicas de los diferentes bosquetes definidos, y observamos un gradiente de condiciones desde la plantación hasta los bosquetes grandes. Esto ha tenido efectos observables en la regeneración y supervivencia de las distintas especies que hemos seguido en los

diferentes tratamientos aplicados. El regenerado de *Quercus* es escaso y no existen diferencias entre tratamientos, mientras que el pino regenera más en bosquetes grandes. La supervivencia de la plantación es alta en general en los distintos tratamientos, pero es significativamente superior en bosquetes grandes y pequeños. Por este motivo, se propone el uso de plantaciones dentro de bosquetes pequeños como la mejor estrategia de gestión para la transición de un monocultivo de *Pinus pinaster* a un bosque mixto mediterráneo, ya que de esta manera se reduce el regenerado del pino y se maximiza la supervivencia de las especies de quercíneas de la plantación.

Líneas futuras de investigación

Los procesos de regeneración son largos y aunque los análisis en escalas temporales pequeñas son útiles, no permiten confirmar los patrones de regenerado. Por ello continuar con la observación del comportamiento, tanto de las plantaciones como del regenerado, sería muy interesante. A esto se le puede sumar experimentos y estudios observacionales que nos permitan conocer una mayor diversidad de procesos que pueden estar condicionando el regenerado natural de las especies, por ejemplo, las tasas de dispersión y el éxito de germinación de las quercíneas.

Agradecimientos

Al proyecto COMFOR-SUDOE (SOE4/P1/E1012) por hacer posible este trabajo, y al Museo Nacional de Ciencias Naturales por darme esta oportunidad de participar en este proyecto.

A mi tutora Isabel y a mis directores Elena y Andrés por su generosidad a la hora de dedicarme todo el tiempo y el apoyo necesario para llevar a cabo este trabajo. A la planta 8 por hacer de mi tiempo allí mucho más que un TFG y unas prácticas, en especial a Belén por toda su ayuda y por hacerme sentir como uno más en el equipo.

Y a Alicia y mi familia por formar parte de mi vida y ayudarme durante estos años de carrera.

Bibliografía

- Badano, E. I., y Sánchez-Montes de Oca, E. J. (2022). Seed fate, seedling establishment and the role of propagule size in forest regeneration under climate change conditions. *Forest Ecology and Management*, 503, 119776. doi:10.1016/j.foreco.2021.119776
- Barna, M., y Bosela, M. (2015). Tree species diversity change in natural regeneration of a beech forest under different management. *Forest Ecology and Management*, 342, 93-102.
- Barton, K., y Barton, M. K. (2015). Package ‘mumin’. *Version*, 1(18), 439.

- Bauer Manderscheid, E. (2003). Los montes de españa en la historia. Fundación Conde Del Valle Salazar, Madrid
- Bauhus, J., Pokorny, B., van der Meer, P. J., Kanowski, P. J., y Kanninen, M. (2010). Ecosystem goods and services—the key for sustainable plantations. *Ecosystem goods and services from plantation forests* (pp. 221-243) Routledge.
- Bravo, F., Ariza, A. M., Dugarsuren, N., y Ordóñez, C. (2021). Disentangling the relationship between tree biomass yield and tree diversity in mediterranean mixed forests. *Forests*, 12(7), 848. doi:10.3390/f12070848
- Bravo-Oviedo, A., Pretzsch, H., Ammer, C., Andenmatten, E., Barbati, A., Barreiro, S., *et al.* (2014). European mixed forests: Definition and research perspectives. *Forest Systems*, 23(3), 518-533. doi:10.5424/fs/2014233-06256
- Broncano, M. J., Riba, M., y Retana, J. (1998). Seed germination and seedling performance of two mediterranean tree species, holm oak (shape quercus ilex L.) and aleppo pine (shape pinus halepensis mill.): A multifactor experimental approach. *Plant Ecology*, 138(1), 17-26.
- Cassart, B., Angbonga Basia, A., Titeux, H., Andivia, E., y Ponette, Q. (2017). Contrasting patterns of carbon sequestration between gilbertiodendron dewevrei monodominant forests and scorodophloeus zenkeri mixed forests in the central congo basin. *Plant and Soil*, 414, 309-326.
- Castagneyrol, B., Jactel, H., y Moreira, X. (2018). Anti-herbivore defences and insect herbivory: Interactive effects of drought and tree neighbours. *Journal of Ecology*, 106(5), 2043-2057.
- Castro-Izaguirre, N., Chi, X., Baruffol, M., Tang, Z., Ma, K., Schmid, B., *et al.* (2016). Tree diversity enhances stand carbon storage but not leaf area in a subtropical forest. *PloS One*, 11(12), e0167771.
- Cayuela Delgado, L., y de la Cruz, R. (2022). *Análisis de datos ecológicos en R*, Ediciones Mundi-Prensa.
- Chamagne, J., Tanadini, M., Frank, D., Matula, R., Paine, C. T., Philipson, C. D., *et al.* (2017). Forest diversity promotes individual tree growth in central european forest stands. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 71-79.

- Díaz, M., Sánchez-Mejía, T., y Morán-López, T. (2021). Long-term tree regeneration of fragmented agroforestry systems under varying climatic conditions. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 640143.
- Dovčiak, M., Reich, P. B., y Frelich, L. E. (2003). Seed rain, safe sites, competing vegetation, and soil resources spatially structure white pine regeneration and recruitment. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(10), 1892-1904.
- Fahey, R. T., Alveshire, B. C., Burton, J. I., D'Amato, A. W., Dickinson, Y. L., Keeton, W. S., *et al.* (2018). Shifting conceptions of complexity in forest management and silviculture. *Forest Ecology and Management*, 421, 59-71.
doi:10.1016/j.foreco.2018.01.011
- Field, E., Castagnyrol, B., Gibbs, M., Jactel, H., Barsoum, N., Schönrogge, K., *et al.* (2020). Associational resistance to both insect and pathogen damage in mixed forests is modulated by tree neighbour identity and drought. *Journal of Ecology*, 108(4), 1511-1522.
- Gómez-Aparicio, L., Pérez-Ramos, I. M., Mendoza, I., Matias, L., Quero, J. L., Castro, J., *et al.* (2008). Oak seedling survival and growth along resource gradients in mediterranean forests: Implications for regeneration in current and future environmental scenarios. *Oikos*, 117(11), 1683-1699.
- Gong, C., Tan, Q., Liu, G., y Xu, M. (2022). Impacts of mixed forests on controlling soil erosion in china. *Catena*, 213, 106147. doi:10.1016/j.catena.2022.106147
- Hadley Wickham. (2016). *Ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag New York.
- Hayward, P. M., y Clymo, R. S. (1983). The growth of sphagnum: Experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. *Journal of Ecology*, 71, 845-863.
- Hohenwarter, M. (2002). *GeoGebra-ein softwaresystem für dynamische geometrie und algebra der ebene*. Naturwissenschaftlichen Fakultät der Paris-Lodron-Universität Salzburg, Salzburgo
- Jactel, H., Gritti, E. S., Drössler, L., Forrester, D. I., Mason, W. L., Morin, X., *et al.* (2018). Positive biodiversity-productivity relationships in forests: Climate matters. *Biology Letters*, 14(4), 20170747.

- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., Castagneyrol, B., Gardiner, B., *et al.* (2017). Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), 223-243. doi:10.1007/s40725-017-0064-1
- Kassambara, A., y Mundt, F. (2017). Package ‘factoextra’. *Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses, R package version 1.0.7*, <<https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>>.
- Lawson, S. S., y Michler, C. H. (2014). Afforestation, restoration and regeneration—not all trees are created equal. *Journal of Forestry Research*, 25, 3-20.
- Lê, S., Josse, J., y Husson, F. (2008). FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25, 1-18. doi:10.18637/jss.v025.i01
- Leverkus, A. B., Castro, J., Puerta-Piñero, C., y Benayas, J. R. (2013). Suitability of the management of habitat complexity, acorn burial depth, and a chemical repellent for post-fire reforestation of oaks. *Ecological Engineering*, 53, 15-22.
- Llenderal-Mendoza, J., Gugger, P. F., Oyama, K., Uribe-Salas, D., y González-Rodríguez, A. (2017). Climatic determinants of acorn size and germination percentage of quercus rugosa (fagaceae) along a latitudinal gradient in mexico. *Botanical Sciences*, 95(1), 37-45.
- López-Serrano, F. R., Rubio, E., Dadi, T., Moya, D., Andrés-Abellán, M., García-Morote, F. A., *et al.* (2016). Influences of recovery from wildfire and thinning on soil respiration of a mediterranean mixed forest. *The Science of the Total Environment*, 573, 1217-1231. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.03.242
- Luis González Menéndez and J. C. Gutiérrez-Marco and Ángel Martín-Serrano García and Luis Roberto Rodríguez Fernández and Francisco de Borja Nozal Martín and Isabel Rábano Gutiérrez del Arroyo and M. Pilar Carral González and Rafael Pablo Lozano Fernández and Ramón Jiménez Martínez and Silvia Menéndez Carrasco. (2017). *Parque nacional de cabañeros: Guía geológica CSIC - Instituto Geológico y Minero de España (IGME); Organismo Autónomo Parques Nacionales (España)*.
- Madsen, P., y Hahn, K. (2008). Natural regeneration in a beech-dominated forest managed by close-to-nature principles—a gap cutting based experiment. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(7), 1716-1729.
- Messier, C., Bauhus, J., Sousa-Silva, R., Auge, H., Baeten, L., Barsoum, N., *et al.* (2022). For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests! *Conservation Letters*, 15(1), e12829.

- Messier, C., Doucet, R., Ruel, J., Claveau, Y., Kelly, C., y Lechowicz, M. J. (1999). Functional ecology of advance regeneration in relation to light in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(6), 812-823.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. 2021, un año muy cálido y seco. Retrieved 8/07/, 2023, from <https://www.miteco.gob.es/eu/prensa/ultimas-noticias/2021-un-a%C3%B1o-muy-c%C3%A1lido-y-seco/tcm:35-535105>
- Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. 2022 continúa la tendencia y se posiciona como el año más cálido en España desde que hay registros cono barra herramientas . Retrieved 8/07/, 2023, from <https://www.miteco.gob.es/ca/prensa/ultimas-noticias/2022-contin%C3%B1a-la-tendencia-y-se-posiciona-como-el-a%C3%B1o-m%C3%A1s-c%C3%A1lido-en-Espa%C3%B1a-desde-que-hay-registros-/tcm:34-552267>
- Morin, X., Fahse, L., De Mazancourt, C., Scherer-Lorenzen, M., y Bugmann, H. (2014). Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics. *Ecology Letters*, 17(12), 1526-1535.
- Munyekenye, F. B., Mwangi, E. M., y Gichuki, N. N. (2008). Bird species richness and abundance in different forest types at Kakamega forest, western Kenya. *Ostrich-Journal of African Ornithology*, 79(1), 37-42.
- Muscolo, A., Bagnato, S., Sidari, M., y Mercurio, R. (2014). A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research*, 25, 725-736.
- Navarro, F. B., Romero-Freire, A., Del Castillo, T., Foronda, A., Jiménez, M. N., Ripoll, M. A., et al. (2013). Effects of thinning on litterfall were found after years in a Pinus halepensis afforestation area at tree and stand levels. *Forest Ecology and Management*, 289, 354-362.
- Nichols, J. D., Bristow, M., y Vanclay, J. K. (2006). Mixed-species plantations: Prospects and challenges. *Forest Ecology and Management*, 233(2-3), 383-390.
- Ohno, Y., y Ishida, A. (1997). Differences in bird species diversities between a natural mixed forest and a coniferous plantation. *Journal of Forest Research*, 2(3), 153-158.
- Osem, Y., Zangy, E., Bney-Moshe, E., Moshe, Y., Karni, N., y Nisan, Y. (2009). The potential of transforming simple structured pine plantations into mixed Mediterranean forests through natural regeneration along a rainfall gradient. *Forest Ecology and Management*, 259(1), 14-23.

- Paoli, L., Benesperi, R., Fačkovcová, Z., Nascimbene, J., Ravera, S., Marchetti, M., *et al.* (2019). Impact of forest management on threatened epiphytic macrolichens: Evidence from a mediterranean mixed oak forest (italy). *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 12(4), 383.
- Paquette, A., Hector, A., Castagneyrol, B., Vanhellefont, M., Koricheva, J., Scherer-Lorenzen, M., *et al.* (2018). A million and more trees for science. *Nature Ecology y Evolution*, 2(5), 763-766.
- Patterson, C. P., Hackworth, Z. J., Lhotka, J. M., y Stringer, J. W. (2022). Light and regeneration patterns following silvicultural gap establishment in quercus dominated stands of the northern cumberland plateau, USA. *Forest Ecology and Management*, 505, 119871.
- Pizarro Gavilán, M., Hernangómez, D., y Fernández-Avilés, G. (2021). Climaemet: Climate AEMET tools. <https://doi.org/10.5281/zenodo.5205573>, <https://hdl.handle.net/10261/250390>
- Quero, J. L., Villar, R., Marañón, T., Zamora, R., y Poorter, L. (2007). Seed-mass effects in four mediterranean quercus species (fagaceae) growing in contrasting light environments. *American Journal of Botany*, 94(11), 1795-1803.
- Ramos-Palacios, C. R., Badano, E. I., Flores, J., Flores-Cano, J. A., y Flores-Flores, J. L. (2014). Distribution patterns of acorns after primary dispersion in a fragmented oak forest and their consequences on predators and dispersers. *European Journal of Forest Research*, 133, 391-404.
- Ross, J., y Sulev, M. (2000). Sources of errors in measurements of PAR. *Agricultural and Forest Meteorology*, 100(2-3), 103-125.
- Smit, C., den Ouden, J., y Díaz, M. (2008). Facilitation of quercus ilex recruitment by shrubs in mediterranean open woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 19(2), 193-200.
- Steel, Z. L., Koontz, M. J., y Safford, H. D. (2018). The changing landscape of wildfire: Burn pattern trends and implications for california's yellow pine and mixed conifer forests. *Landscape Ecology*, 33(7), 1159-1176. doi:10.1007/s10980-018-0665-5
- Tinya, F., Márialigeti, S., Bidló, A., y Ódor, P. (2019a). Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests. *Forest Ecology and Management*, 433, 720-728.
- Tinya, F., Márialigeti, S., Bidló, A., y Ódor, P. (2019b). Environmental drivers of the forest regeneration in temperate mixed forests. *Forest Ecology and Management*, 433, 720-728.

- Tripathi, R. S., y Khan, M. L. (1990). Effects of seed weight and microsite characteristics on germination and seedling fitness in two species of quercus in a subtropical wet hill forest. *Oikos*, 57, 289-296.
- Valladares, F. (2006). La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica. *Ecología*, 20, 11-30.
- Van Der Plas, F., Manning, P., Allan, E., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., *et al.* (2016). Jack-of-all-trades effects drive biodiversity–ecosystem multifunctionality relationships in european forests. *Nature Communications*, 7(1), 11109.
- VanderMolen, M. S., Knapp, S. P., Webster, C. R., Kern, C. C., y Dickinson, Y. L. (2021). Spatial patterning of regeneration failure in experimental canopy gaps 15–24 years post-harvest. *Forest Ecology and Management*, 499, 119577.
- Wang, X., Hua, F., Wang, L., Wilcove, D. S., y Yu, D. W. (2019). The biodiversity benefit of native forests and mixed-species plantations over monoculture plantations. *Diversity and Distributions*, 25(11), 1721-1735.
- Wickham, H., Chang, W., y Wickham, M. H. (2016). Package ‘ggplot2’. *Create Elegant Data Visualisations using the Grammar of Graphics*. Version, 2(1), 1-189.
- Zanatta, F., Vanderpoorten, A., Hedenäs, L., Johansson, V., Patiño, J., Lönnell, N., *et al.* (2018). Under which humidity conditions are moss spores released? A comparison between species with perfect and specialized peristomes. *Ecology and Evolution*, 8(23), 11484-11491.