

8.2.6. PINARES DE *PINUS SYLVESTRIS*

MIREN DEL RÍO GAZTELURRUTIA; ANDRÉS BRAVO OVIEDO; JUAN JOSÉ ROBLEDO ARNUNCIO

DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA

Tomando un criterio biogeográfico y geobotánico según COSTA et al. (2005), y ciñéndonos a Castilla y León, la mayor parte de los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) se engloban dentro de la clasificación de pinares mediterráneos, tanto en el sistema Central como en el sistema Ibérico. Cabe destacar la presencia de un tipo de pinar eurosiberiano en el sur de la cordillera Cantábrica, fundamentalmente en las localidades de Puebla de Lillo (León) y Velilla del río Carrión (Palencia). Por otro lado, los pinares mediterráneos del sistema Central se pueden dividir en pinares mesófilos, en cotas bajas y medias en enclaves con suelos profundos, y xerófilos, sobre suelos pobres a lo largo de un amplio rango altitudinal (pinares orófilos a partir de 1.500 m) y preferentemente orientación sur, pudiéndose considerar los pinares en orientaciones norte como xero-mesófilos. Dentro de los pinares del sistema Ibérico se pueden diferenciar aquellos sobre sustratos básicos en el norte de Burgos y los ácidos sobre areniscas.

Los pinares de silvestre forman con frecuencia masas mixtas con otras especies forestales tanto en los límites altitudinales, donde se dan zonas de ecotono entre distintas comunidades, como en otras áreas donde las condiciones ambientales locales (suelo, orografía, etc.) favorecen la mezcla de especies (ORTEGA-BLANCO et al., 2017). En el límite inferior de su rango altitudinal se mezcla con otras especies propias de pisos inferiores, como el

rebollo (sistemas Ibérico y Central) y el pino negral (principalmente en el sistema Ibérico). No obstante, también existen pinares de silvestre en mezcla con otras especies, fundamentalmente con el haya en vertientes meridionales del sistema Ibérico y en Alto Valle del Ebro, y más puntualmente con pino salgareño o pudio (río Lobos), roble albar o quejigo. Una mezcla que requiere cierta atención por su singularidad, son los pinares de montaña del sistema Ibérico donde el pino silvestre se mezcla con la población relicta de pino negro (*Pinus uncinata*).

Los pinares de repoblación de esta especie son frecuentes en Castilla y León y deben tratarse como una tipología propia, ya que presentan características y problemáticas diferenciadas de los pinares naturales frente al cambio climático. Una gran parte de estas repoblaciones se realizaron a partir de la segunda mitad del siglo pasado, por lo que presentan edades entre jóvenes e intermedias, aunque existen algunas repoblaciones de edades avanzadas y más naturalizadas. Una parte importante de las repoblaciones de la región que incluyen pino silvestre se realizaron con mezcla de pinos, principalmente pino silvestre, pino laricio y pino negral. Por otro lado, parte de las repoblaciones se realizaron en zonas ocupadas previamente por distintas especies de *Quercus*, conformado actualmente masas mixtas, especialmente con rebollo, aunque también con quejigo y roble albar.

La presencia de pino silvestre en Castilla y León se ha documentado hasta 12.000 años atrás mediante los registros fósiles encontrados en turberas en el norte de la comunidad y yacimientos del sistema Central y sur del Ibérico (FRANCO MÚGICA et al., 2007). Si bien, se considera a esta especie como un relictos terciario en la península, que ha permanecido a lo largo de los sucesivos periodos glaciares del Cuaternario. Actualmente, los pinares naturales de pino silvestre de Castilla y León se distribuyen principalmente en los sistemas montañosos Ibérico y Central, entre los 1.000 y 2.000 m de altitud, donde se dan las condiciones térmicas adecuadas para los requerimientos de esta especie, asociada a climas fríos en la península ibérica. Casi en conexión con las masas más septentrionales del Ibérico norte se sitúan las masas naturales del alto Ebro en la provincia de Burgos, con cerca de 9.500 ha en altitudes bajas para la especie (700-1.000m) (GONZÁLEZ-MOLINA, 2006). Por último, destacar las dos poblaciones naturales relictas ya mencionadas en la vertiente sur de la cordillera Cantábrica, Puebla de Lillo y Velilla del río Carrión, los rodales relictos de la meseta norte, dispersos

entre los municipios de Cuéllar, Lastras de Cuéllar, Hontalbilla, Frumales y Coca (Segovia), así como el pinar de Hoyocasero (Ávila) en el sistema Central. En cuanto a cabida, los pinares de pino silvestre ocupan 347.588 ha¹ en toda la comunidad.

El pino silvestre es una especie capaz de soportar escasas precipitaciones, aunque requiere un mínimo de lluvias en verano. BRAVO-OVIEDO & MONTERO (2008) indican un rango de precipitaciones de 600 a 1.200 mm, con un mínimo de 100 mm en el verano, aunque COSTA et al. (2005) elevan esta cifra a 200 mm. El régimen térmico de la especie se caracteriza por temperaturas medias de 6 a 12 °C, con medias del mes más cálido de 15 a 20°C y del mes más frío de -1 a 3 °C, soportando bien las heladas. Habita sobre suelos calizos y silíceos, fundamentalmente

1 Teselas con *Pinus sylvestris* como especie principal. Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/biodiversidad/mfe.aspx>



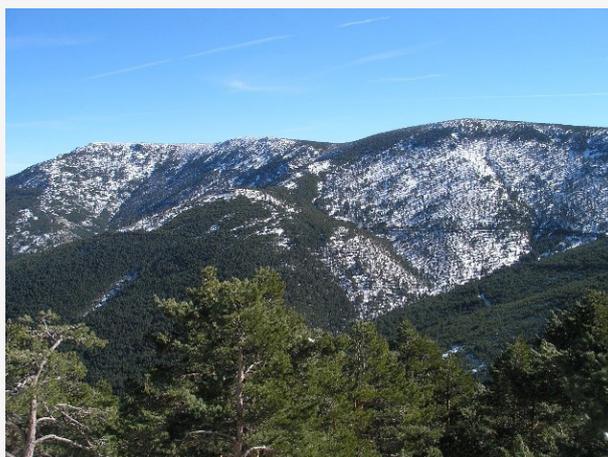
Pinar de silvestre con subpiso de rebollo en Duruelo (Soria). Foto de DEL RÍO, M.



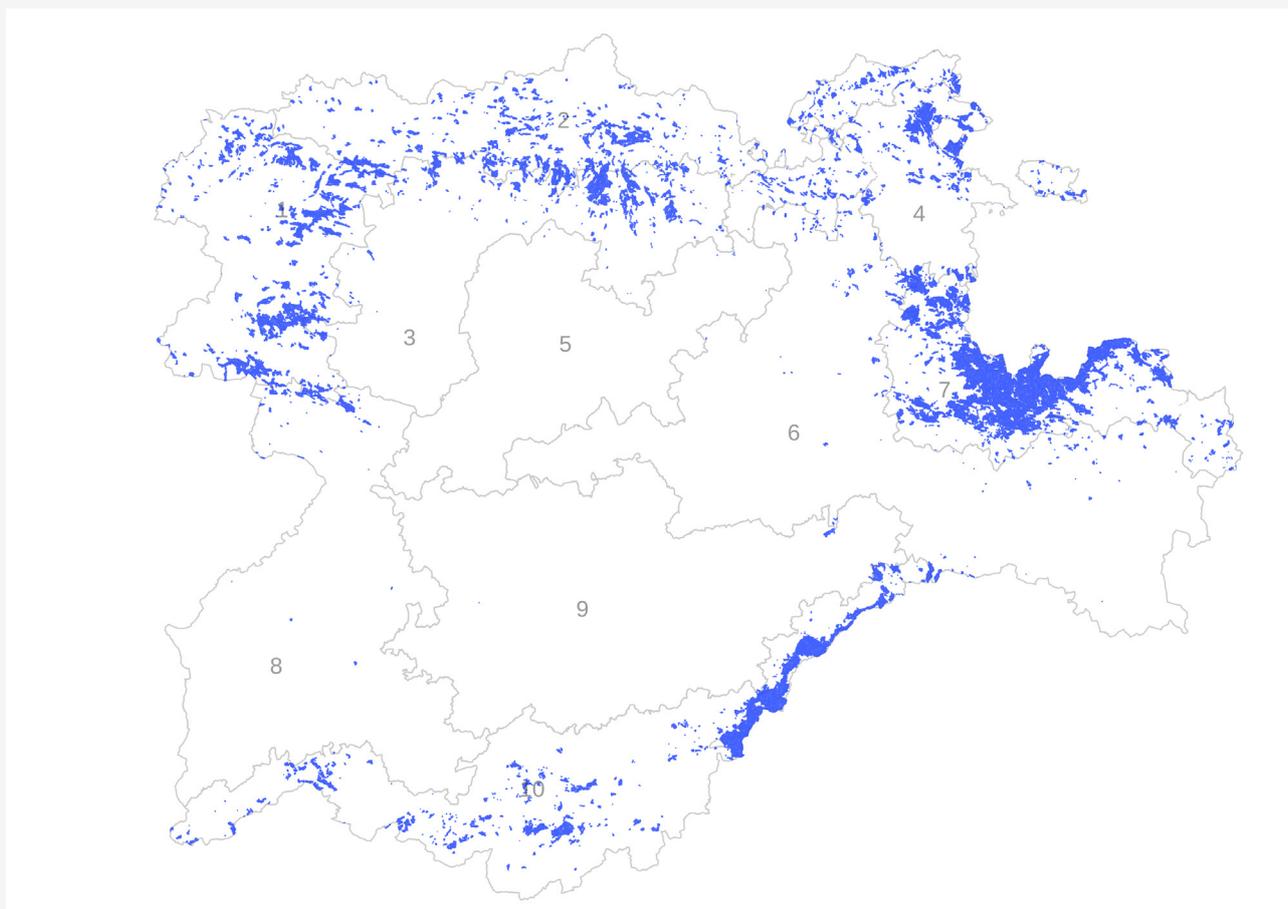
Pinar de silvestre con enclaves en mezcla con haya en la sierra de la Demanda (Burgos). Foto de DEL RÍO, M.



Pinar mixto de silvestre y pino negral en el límite altitudinal inferior de la especie sistema Ibérico. Foto de RUIZ-PEINADO, R.



Pinares de silvestre en la vertiente norte del sistema Central con áreas en fase de regeneración en Navafría (Segovia). Foto de DEL RÍO, M.



Mapa de distribución de masas forestales con Pinus sylvestris como especie principal según comarcas en el ámbito de Castilla y León (1. Bierzo-Sanabria; 2. Montaña Cantábrica; 3. Páramos silíceos y ribera; 4. Burgos norte; 5. Tierra de campos; 6. Páramos calizos y Soria; 7. Sistema Ibérico; 8. Oeste; 9. Tierra de pinares; 10. Sistema Central). Fuente: Mapa Forestal Español de máxima actualidad © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

VULNERABILIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO, IMPACTOS OBSERVADOS Y PREVISTOS.

Dados los requerimientos ecológicos de la especie, el factor de cambio climático con mayor potencial de impacto en la especie es el aumento de los periodos e intensidad de las sequías, seguido por el aumento de la temperatura, aunque ambos factores están correlacionados. El pino silvestre posee una gran plasticidad ecológica, lo que le confiere un gran potencial de adaptación dentro de su área de distribución en Castilla y León asociada a sistemas montañosos. No obstante, aunque es una especie con cierta tolerancia a la sequía, necesita ambientes relativamente húmedos y cierta cantidad de precipitaciones estivales, pudiendo sufrir impactos negativos durante sequías extremas. Un régimen con estrés hídrico estival severo puede conllevar una reducción importante del crecimiento de la especie, incluso un aumento de la mortalidad, así como dificultad para conseguir el establecimiento de la regeneración. La susceptibilidad del pino silvestre a infestaciones por muérdago en árboles desarrollados aumenta notablemente la sensibilidad de la especie a la sequía.

Los pinares de pino silvestre situados en el límite altitudinal inferior de su distribución natural actual, y particularmente en zonas más expuestas a sequías, como solanas, suelos poco profundos y pedregosos, etc. en los sistemas Ibérico y Central, son los más expuestos a sufrir impactos negativos por un aumento de la aridez. Así mismo, algunas repoblaciones situadas más al límite de la marginalidad de la especie pueden verse afectadas por un aumento de la aridez. Se considera especialmente vulnerable la población relicta de la meseta castellana, especialmente ante un posible escenario de disminución del nivel de la capa freática de la que dependen para su supervivencia y regeneración (GORDO et al., 2012; GRACIA et al., 2005).

El crecimiento radial del pino silvestre en la región depende en gran medida de las precipitaciones durante el periodo de crecimiento, estando en cotas bajas más condicionado por la precipitación de primavera y en altitudes elevadas por la precipitación de principios de verano y la temperatura invernal (BOGINO et al., 2009; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2015). Estas diferencias están ligadas a la variación

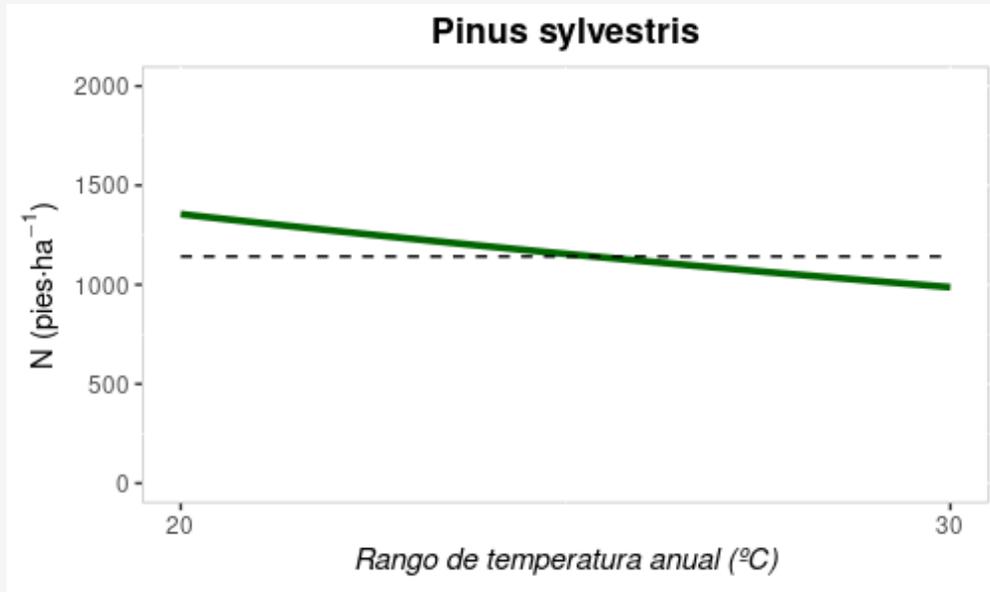
de temperatura con la altitud, todo ello sugiriendo un efecto negativo de la sequía estival. En las cotas más bajas de su distribución natural y en estaciones secas con poca disponibilidad hídrica durante el verano, es previsible un aumento de daños por sequías extremas con una reducción del crecimiento y procesos de decaimiento, ambos impactos ya presentes en algunas localidades de Castilla y León (GEA-IZQUIERDO et al., 2014), así como en otras regiones de su distribución ibérica (CAMARERO et al., 2015; MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2012a). En este sentido, parece que se dan fenómenos de retroalimentación entre la pérdida foliar y los niveles de reservas de carbono que conllevan el decaimiento y muerte final del árbol con sequías recurrentes (VILÀ-CABRERA et al., 2015). Estos fenómenos de decaimiento se ven incrementados a su vez por la presencia de agentes bióticos como el muérdago (GALIANO et al., 2010; SANGÜESA-BARREDA et al., 2015), que ocasionan un impacto aún mayor de la sequía. Cabe mencionar la creciente problemática con las infestaciones por muérdago, con abundantes pinares de silvestre afectados por este hemiparásito en las sierras de Urbión y Cebollera (Soria).

Estos daños en el límite inferior altitudinal de la especie pueden ser importantes en las zonas de ecotono con otras especies, principalmente masas mixtas con rebollo o pino negral más adaptadas a la sequía (FERNÁNDEZ DE UÑA et al., 2017; RIOFRÍO 2018), donde la competitividad de la especie se puede ver reducida con condiciones más áridas. Hay que tener presente que en parte de las cotas más bajas de la distribución actual del pino silvestre en los sistemas Ibérico y Central la especie ha sido favorecida por la gestión, por lo que se prevé un mayor impacto negativo en estas áreas.

Estudios sobre la máxima densidad de la masa, o máxima capacidad de carga de la especie, demuestran la influencia de las condiciones climáticas en la misma, con menores densidades en estaciones con un rango de temperaturas anuales amplio (ver figura) y con un índice de aridez mayor (AGUIRRE et al., 2018; RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2020). La figura muestra cómo evoluciona la máxima densidad

de la masa (línea de autoaclareo o valor de densidad máximo para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, SDImax) según cambia el rango de temperaturas en la estación. El área entre esta línea y la línea horizontal, que representa el SDImax medio a lo largo del gradiente climático, puede ser interpretado como un

proxy de la vulnerabilidad de la máxima capacidad de carga de la especie ante distintas condiciones climáticas. En el caso del pino silvestre, el área entre las curvas sugiere que es una especie con sensibilidad a cambios en el rango de temperaturas, que puede ser vulnerable ante rangos muy amplios.



Influencia climática de la máxima capacidad de carga (expresada como el Índice de Densidad Máxima de la Masa, SDImax) para Pinus sylvestris. La línea continua (verde) representa la estimación del SDImax utilizando el modelo climático-dependiente de mejor ajuste para la especie (rango de temperatura anual (°C)). La línea horizontal discontinua (negra) representa el valor de referencia de SDImax, valor calculado sin variables climáticas. Gráfico adaptado de RODRÍGUEZ DE PRADO et al. (2020).

Los impactos ya observados en el crecimiento de la especie, junto con la influencia del clima en la máxima densidad de la masa, suponen que ante los nuevos escenarios de cambio climático se espera una disminución de la productividad de los pinares de esta especie, que será especialmente importante en las estaciones más continentales y secas.

Además del efecto sobre el crecimiento y mortalidad del arbolado adulto, el cambio climático también puede afectar seriamente al regenerado de pino silvestre, ya que la sequía estival y las elevadas temperaturas son un factor limitante para el establecimiento de la regeneración (CALAMA et al., 2017). Estos problemas serán mayores en el límite inferior altitudinal y orientaciones de solana, donde las sequías estivales son más intensas. De este modo, ya se han detectado cambios en el óptimo altitudinal de abundancia de regenerado establecido, siendo estos cambios superiores a 100 m por encima al óptimo altitudinal del arbolado adulto (BENAVIDES et al., 2013). Aunque el cuello de botella suele ser el establecimiento del regenerado, condiciones climáticas

adversas también pueden condicionar otras fases del proceso de regeneración (CALAMA et al., 2017). La producción de semilla muestra un óptimo en altitudes intermedias dentro de la distribución de la especie y su variación inter-anual está relacionada con las precipitaciones de la primavera dos años antes de su maduración (CALAMA et al., 2015). Este patrón indica que con una reducción significativa de la precipitación podrían producirse problemas en la cantidad de semillas en las cotas más bajas. Igualmente, el cambio climático puede modificar los patrones de germinación, con mayores problemas con sequías intensas. En las cotas superiores, donde actualmente la germinación presenta mayores problemas (BARBEITO et al., 2009), el cambio climático podría tener un efecto positivo, en línea con el cambio altitudinal observado por BENAVIDES et al. (2013).

Por lo tanto, en los sistemas montañosos (Ibérico y Central) caben esperar cambios en los límites altitudinales de la especie como consecuencia de un incremento de las temperaturas. En el límite inferior

puede haber procesos de sustitución por otras especies, en concordancia con los procesos de decaimiento y reducción de la competitividad ya mencionados. En las cotas superiores se esperan impactos positivos con procesos de colonización y/o densificación. El aumento de las temperaturas invernales puede ocasionar un aumento de la productividad en aquellas zonas donde no hay limitación de recursos hídricos, especialmente en las cotas más elevadas (MARQUÉS et al., 2018).

El incremento de la temperatura conlleva un aumento de los daños por procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*) como consecuencia del aumento de la temperatura invernal y reducción de las heladas, que favorece la expansión de la plaga. Del mismo modo, las mayores temperaturas pueden favorecer la expansión de los daños por escoltidos, fundamentalmente *Tomicus piniperda* o *Ips sexdentatus*, hacia cotas más elevadas o incrementar el número de generaciones por año (MARTÍN GIL & MARTÍN HERNÁNDEZ, 2021). En el caso de *Tomicus minor* o *Ips acuminatus*, el aumento de la temperatura podría reducir su hábitat disponible. Una mayor incidencia de *Tomicus piniperda* podría incrementar su papel como vector de transmisión de hongos, tal y como sucede en otras especies de pinos (BEZOS et al., 2015). Un desplazamiento del hábitat de los escoltidos hacia zonas donde el pinar encuentra su óptimo climático puede generar un aumento de ataques en zonas donde hasta ahora no se vienen observando (JAIME et al., 2022), aumentando la probabilidad de ataque con la recurrencia de sequías (JAIME et al., 2019).

Los cambios previstos con un incremento de las temperaturas y mayor frecuencia e intensidad de sequías extremas, así como olas de calor, hacen prever un mayor riesgo de incendios forestales, que pueden afectar también a los pinares de pino silvestre en su distribución en Castilla y León. Estos cambios se esperan con mayor intensidad en las cotas bajas o en zonas al límite de la aridez de la distribución actual de la especie, por lo que el riesgo de incendios de gran intensidad también se eleva en estas localizaciones en comparación con altitudes más elevadas, orientaciones de umbría y suelos más frescos (VILÀ-CABRERA et al., 2015). Tras un posible incendio que dañe el arbolado adulto, puede haber problemas de regeneración de la especie, ya que no es una especie adaptada al fuego.

Finalmente, los nuevos escenarios climáticos con mayores temperaturas y sequías más severas

pueden afectar a otras funciones y servicios ecosistémicos de los pinares de pino silvestre. En pinares relativamente abiertos y exposiciones de solana se puede producir una reducción de la descomposición de hojarasca por desecación (BLANCO et al., 2011). Los cambios en el régimen de precipitaciones y temperatura también pueden modificar la producción micológica, recurso de gran importancia en muchas comarcas con dominio de esta formación forestal. En general, la disminución de las precipitaciones puede reducir la producción micológica. Por ejemplo, la producción de *Boletus edulis* y *Lactarius deliciosus* aumenta con la temperatura media y precipitación otoñal (MARTÍNEZ-PEÑA et al., 2012).

Otro factor de cambio climático que puede afectar a los pinares de silvestre son los vendavales, que ocasionan daños por derribos. El cambio climático puede conllevar un aumento de la frecuencia de fuertes vientos, como se ha observado en las últimas décadas en Europa (GARDINER et al., 2013). El pino silvestre es una especie susceptible de daños por fuertes vendavales y nevadas, con una resistencia mecánica intermedia (PELTOLA et al., 1993). Así, los pinares de pino silvestre situados en zonas más expuestas a vientos (p. ej. collados o laderas con pendiente elevada en valles siguiendo la dirección de los vientos dominantes, o zonas de barlovento de vientos dominantes), y/o en suelos poco profundos con tendencia a encharcamiento que reducen la estabilidad son las zonas con mayor vulnerabilidad de daños por viento. Factores que influyen en la vulnerabilidad de los pinares de pino silvestre incluyen variables de estructura como la densidad (altas densidades generan menor velocidad del viento, pero los árboles tienen mayor coeficiente de esbeltez y son más vulnerables tras la aplicación de claras), la altura del arbolado, y en menor medida la dimensión de la copa y perfil del fuste (conicidad) (GARDINER et al., 2013). Aunque la incidencia de vendavales en el sur de Europa no parece aumentar en la proyección climática (EEA, 2017), se ha observado un aumento generalizado de la vulnerabilidad de los bosques a los vendavales (FORZIERI et al., 2021), incluidos los pinares de la especie en la región (por ejemplo, daños en la provincia de Soria). No obstante, la generación de vientos locales fuertes asociados a otros riesgos extremos, como nevadas, lluvias intensas o fuegos, indica que los pinares de silvestre con alta densidad, alto valor de esbeltez y expuestos a vientos de forma directa o indirecta estarían comprometidos.

ESTRATEGIAS DE ADAPTACIÓN Y MEDIDAS SELVÍCOLAS RECOMENDADAS

La amplitud ecológica de la especie y su distribución en la región sugieren que la formación no se vea en riesgo, aunque serán necesarias medidas de gestión para la adaptación de estos pinares al cambio climático. Especial atención requieren los

pinares de silvestre xéricos del sistema Central, los pinares situados en el límite inferior altitudinal donde la especie se presenta en ecotono con otras especies que pasarán a ser más competitivas y los enclaves relictos.

Fomentar la regeneración

La fase de regeneración es un momento clave para la adaptación de los sistemas forestales al cambio climático. La regeneración natural promovida a través de tratamientos selvícolas, además de reducir la vulnerabilidad asociada a edades maduras y de garantizar una masa rejuvenecida, permite acelerar la adaptación genética a los cambios ambientales seleccionando aquellos individuos que han mostrado una mejor respuesta al cambio (ver siguiente estrategia).

En aquellos pinares más susceptibles a sufrir daños por sequías extremas y procesos de decaimiento, la reducción del turno puede ser recomendable para evitar procesos de decaimiento más severos que pongan en peligro la capacidad de regeneración natural futura, ya que tanto la edad como el tamaño del árbol se han constatado como factores que aumentan la propensión a daños extremos (MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2012b; MERLIN et al., 2015). Esta medida debe ser especialmente valorada en aquellas zonas donde ya se estén observando procesos de decaimiento en los que actúan sinérgicamente factores bióticos y abióticos que ponen en riesgo la persistencia del arbolado adulto.

Los métodos de regeneración más comunes en los pinares de silvestre son el aclareo sucesivo uniforme y la corta a hecho en dos tiempos, aunque este último método está perdiendo relevancia. En las zonas más expuestas a sequías extremas y altas temperaturas, las cortas deben ser por aclareo sucesivo en sus distintas versiones, de manera que ofrezcan suficiente protección en los primeros años hasta el establecimiento del regenerado (CALAMA et

al., 2017). Así mismo, y como se verá más adelante, las cortas de regeneración más graduales y en superficies menores contribuyen a la consecución de otras estrategias de adaptación: por una parte conllevan una mayor heterogeneidad estructural de la masa establecida, lo que reducirá el riesgo futuro de daños por sequías extremas y vendavales; y por otra, su aplicación paulatina en espacio y tiempo contribuye a diversificar la composición específica, ya que generan una mayor variabilidad de nichos donde pueden regenerar distintas especies (DE FRUTOS et al., 2022). Por lo tanto, para conseguir una mayor resiliencia de la nueva masa se recomiendan cortas por aclareo sucesivo, especialmente por bosquetes, o bien entresaca por bosquetes, así como cortas a hecho por bosquetes pequeños.

El periodo de regeneración en los pinares de silvestre se sitúa con frecuencia en torno a los 20 años, periodo lo suficientemente extenso, en general, para que se den las circunstancias necesarias para que se consiga la regeneración (año de buena producción de semilla, ausencia de sequía estival) (CALAMA et al., 2017). Sin embargo, estas circunstancias son cada vez menos frecuentes en las solanas y sitios más xéricos, incluido el límite altitudinal inferior, y cabe esperar que el cambio climático agudice esta limitación en la regeneración natural. La selección de métodos de ordenación más flexibles que posibiliten la extensión del periodo de regeneración se ofrece como una buena alternativa. Además, un periodo de regeneración más extenso fomentará a su vez estructuras más irregulares.

La vegetación competidora (herbáceas y matorral) es otro de los condicionantes de la regeneración natural del pino silvestre (MONTERO et al., 2008). En estaciones con menores recursos hídricos y más expuestas a sequías y temperaturas elevadas es recomendable controlar la vegetación herbácea para conseguir el establecimiento del regenerado (BENAVIDES et al., 2013). Con respecto al matorral, aunque puede dificultar la regeneración natural por competencia y aumentar el riesgo de incendios, también puede ejercer un efecto facilitador reduciendo el estrés estival cuando las temperaturas son

elevadas y protegiendo del ramoneo (BENAVIDES et al., 2013), por lo que requiere una gestión más cuidadosa adaptada a la situación local.

Con frecuencia, el principal limitante de la regeneración natural es el ramoneo, especialmente por parte de la fauna silvestre. Por lo tanto, cuando la regeneración natural sea clave para la adaptación, como en pinares en riesgo elevado de decaimiento, será necesario tomar medidas como el acotado para garantizar el éxito de la regeneración.

Fomentar la evolución adaptativa

Desde el punto de vista de la evolución biológica, la adaptación de las masas de pino silvestre al clima futuro dependerá de que sus individuos continúen expresando fenotipos que les permitan establecerse, sobrevivir y reproducirse bajo las nuevas presiones selectivas resultantes del incremento de la temperatura, de la sequía y del periodo de crecimiento, así como de las nuevas interacciones con especies competidoras, plagas y patógenos. La adecuación fenotípica de las poblaciones a las nuevas presiones selectivas vendrá determinada por el resultado de la acción conjunta de la evolución genética, la plasticidad fenotípica y la migración demográfica (AITKEN et al., 2008; DAVIS et al., 2005). La gestión orientada a la evolución adaptativa de las masas forestales pasa por mantener o promover las condiciones para que estos tres procesos naturales continúen desarrollándose de la manera más efectiva posible.

Los modelos teóricos predicen una mayor velocidad de evolución genética adaptativa y, por tanto, un menor riesgo de extinción poblacional; a mayor tamaño poblacional, mayor diversidad genética, mayor fecundidad y menor tiempo generacional (AITKEN et al., 2008; ALBERTO et al., 2013; KUPARINEN et al., 2010). La ordenación y selvicultura de las masas de pino silvestre de la región pueden orientarse de acuerdo con estas hipótesis, especialmente en lo que se refiere al periodo de regeneración, en el que se produce la mayor parte de la mortalidad selectiva.

Sería recomendable no alargar o incluso reducir los turnos de las masas de la especie en la región, de modo que se acelere el relevo generacional (KUPARINEN et al., 2010). Independientemente del

turno, el establecimiento gradual de la regeneración a lo largo de periodos de regeneración más largos podría ayudar a incrementar la diversidad fenotípica de las nuevas cohortes, además de las ventajas mencionadas en las secciones anteriores. Se ha observado variación fenotípica significativa entre plántulas procedentes de cosechas de semilla de años sucesivos recogidas de los mismos árboles madre, lo cual podría deberse a la variación interanual tanto en la composición genética de la nube polínica como en las condiciones ambientales en que maduran las sucesivas cosechas, afectando estas últimas tanto al tamaño de las semillas como a procesos epigenéticos que influyen en el posterior fenotipo de las plántulas (BORGMAN et al., 2014). Por otra parte, la variación climática interanual favorece una selección natural fluctuante durante la fase de establecimiento de las plántulas, la cual tiende a incrementar la diversidad genética y fenotípica de la siguiente generación (PETIT & HAMPE, 2006).

La reducción progresiva de la densidad durante el periodo de regeneración, mediante por ejemplo aclareo sucesivo, podría ayudar a incrementar de manera equilibrada el número efectivo de madres y padres y por tanto la diversidad genética del regenerado. La mayor densidad inicial evitaría una reducción temprana excesiva de los pies semilleros que pudiera comprometer la diversidad genética de origen materno del regenerado, mientras que el incremento del aislamiento espacial de los pies semilleros en años sucesivos podría aumentar el flujo polínico a larga distancia y por tanto la diversidad gamética masculina (DUMINIL et al., 2016; ROBLEDO-ARNUNCIO & GIL, 2005).

Por otra parte, favorecer la heterogeneidad estructural de la masa durante el periodo de regeneración, tanto en el espacio como en el tiempo, tendería también a incrementar la varianza microambiental a la que están expuestas las semillas y las plántulas, favoreciendo a su vez el aumento de la varianza fenotípica vía plasticidad y la genética vía selección divergente (RICHARDSON et al., 2014). La variación estructural espacial puede verse especialmente potenciada mediante un aclareo sucesivo por bosquetes de tamaño variable (BRANG et al., 2014), mientras que la temporal se conseguiría mediante la reducción progresiva de la densidad durante las cortas de regeneración.

Dado el escaso conocimiento sobre las posibles correlaciones entre caracteres fenotípicos de interés económico y adaptativo en la especie (p.e. crecimiento frente a tolerancia a la sequía o a las enfermedades), y la evidencia de que en otras especies de pino presentan una correlación negativa (SANTOS-DEL-BLANCO et al., 2015), no sería aconsejable desde el punto de vista del mantenimiento del potencial evolutivo realizar una selección artificial intensa de los pies durante los claros y las cortas de regeneración. Se ha señalado además la conveniencia de no seleccionar los pies de más edad como semilleros para evitar aumentar el tiempo generacional (KUPARINEN et al., 2010).

En el caso específico de poblaciones prioritarias para la conservación debido a su reducido tamaño o a la escasez de regeneración, podrían considerarse actuaciones de regeneración o migración asistida encaminadas a reducir el riesgo de extinción poblacional y pérdida de recursos genéticos, preferiblemente utilizando semilla o planta de origen local. Por ejemplo, se podría acotar y reforzar la regeneración con semilla local en los relictos de los arenales segovianos, así como favorecer su expansión a zonas próximas con condiciones microclimáticas adecuadas (zonas activas de descarga de acuíferos).

Más generalmente, los procesos de adaptación genética y plasticidad fenotípica mencionados estarán acompañados e interaccionarán con la dinámica migratoria natural. Debe tenerse presente que las oscilaciones climáticas Holocenas, además de influir en la variación genética adaptativa observada en la actualidad, han estado acompañadas de importantes variaciones periódicas en el rango de distribución latitudinal y altitudinal del pino silvestre y otras especies forestales (CHEDDADI et al., 2006; DAVIS et al., 2005), y que ante el actual cambio climático la gestión podrá favorecer los procesos naturales de migración adaptativa hacia zonas más favorables, pero difícilmente conseguirá evitar su regresión o desaparición de otras. En este sentido, sería razonable favorecer la migración altitudinal ascendente de la especie donde sea posible, sin impedir o potenciando la sustitución natural de la misma en los límites altitudinales inferiores (ver estrategia específica). En cuanto a posibles medidas de migración asistida a mayor escala, trasladando por ejemplo material forestal de reproducción entre regiones de procedencia bajo la hipótesis de que el material alóctono pudiera estar mejor pre-adaptado que el autóctono al futuro ambiente local (AITKEN & WHITLOCK, 2013), señalar que su aplicación en la región no sería fácil de justificar en este momento, dado que los patrones de adaptación local del pino silvestre ibérico en la proximidad de su límite meridional de distribución son más complejos que los simples gradientes latitudinales habitualmente utilizados en este contexto en poblaciones más septentrionales de la especie (NOTIVOL et al., 2020), dada además la insuficiente caracterización de la variación micro-ambiental en los modelos predictivos de adaptación y distribución de la especie (MARGALEF-MARRASE et al., 2022) y, más generalmente, dado el riesgo de estas medidas cuando no se cuenta con conocimiento suficiente sobre la multitud de factores que pueden determinar su éxito o fracaso (WILLIAMS & DUMROESE, 2013).

Favorecer la diversidad de especies

Antes de iniciar actuaciones para diversificar los pinares conviene tener claro el objetivo de esta diversificación y los costes de oportunidad en que se podrían estar incurriendo, sobre todo al principio de la transformación a una masa mixta. Aunque la diversificación de especies es una estrategia adecuada para la adaptación al cambio climático, cuando la vulnerabilidad de los pinares de silvestre es baja y estos cumplen adecuadamente los objetivos establecidos en su gestión, no se justifica una diversificación general. No obstante, cuando se observen dinámicas naturales que llevan a masas mixtas, se recomienda apoyar esta diversificación natural.

En relación con la productividad, el aumento de la diversidad específica arbórea rara vez conlleva una disminución en la producción a nivel de masa (PRETZSCH & FORRESTER, 2017) y la adición de una sola especie más a masas monoespecíficas de pino silvestre mejora significativamente el nivel y la estabilidad de la productividad a largo plazo (DEL RÍO et al., 2022a). Estos resultados se basan en datos de masas a lo largo de Europa, pero incluyen masas mixtas de pino silvestre con haya y roble albar en Castilla y León (DEL RÍO et al., 2022b). Las masas mixtas aprovechan mejor los recursos en general, si las especies son complementarias y son más densas que las correspondientes puras (PRETZSCH & BIBER, 2016), sin que ello implique un incremento del riesgo de afectación por plagas, aunque podría incrementar la propagación de incendios por una mayor continuidad del combustible, si bien en función de las especies que participen en la mezcla la intensidad del fuego podría ser menor en una masa mixta (DELLA ROCCA et al., 2018). Asimismo, si la mezcla incluye especies con diferentes estrategias de regeneración, la recuperación post-incendio será, en general, más rápida (SERRADA et al., 2008). Debido a que el pino silvestre no es una especie bien adaptada al fuego, se deben potenciar mezclas con especies más adaptadas a esta perturbación en las localidades con mayor riesgo de incendios.

En general, las masas mixtas son más resistentes a perturbaciones bióticas y abióticas (JACTEL et al., 2017), incluidas las sequías extremas (PARDOS et al., 2021). Los mecanismos que conllevan a originar resistencias por asociación de especies son la dilución, la reducción de presencia y apariencia del hospedante y el aumento de los enemigos naturales (JACTEL et al., 2017), aunque dependiendo de si el agente es específico de la especie o general y de la composición de especies se pueden dar también

casos de susceptibilidad por asociación (JACTEL et al., 2021).

Entre las medidas selvícolas a adoptar para favorecer la diversidad de especies arbóreas se incluyen los tratamientos de regeneración que gradúen las cortas y amplíen el periodo de regeneración para favorecer a especies de distintas tolerancias y las claras por lo alto que liberen ejemplares de especies secundarias. En cuanto a las cortas de regeneración, se propone favorecer masas semirregulares con aplicación de aclareo sucesivo uniforme (ASU) por bosquetes o el más flexible aclareo sucesivo irregular (ASI) (BRAVO-OVIEDO et al., 2022). Este último método puede considerarse como una mezcla entre el ASU por bosquetes, con o sin reservas, y la entresaca por bosquetes. La diferencia estriba en que, mientras que en la entresaca por bosquetes cada bosqueque es independiente y depende de la estructura final, en el ASI, el bosqueque inicial indica el lugar donde se ha de actuar en la siguiente intervención, mediante la expansión del mismo, al igual que en el ASU por bosquetes. Sin embargo, no se aplican cortas propias del ASU en el bosqueque inicial o en su expansión, sino que se harán cortas a hecho con o sin reserva y plantación de especies deseadas a falta de árboles semilleros. La frecuencia de bosquetes por hectárea y el periodo entre cortas vendrán determinados por la tasa de mortalidad natural en la zona de estudio. A falta de valores para la zona se tomarán los encontrados en la literatura, con valores mínimos anuales (en número de pies/ha) de 0,5% (BRAVO-OVIEDO et al., 2006) y un máximo de 1,6% anual (DEL RÍO & MONTERO, 2001). Parece razonable tomar un valor de 1% anual de mortalidad (CARTER et al., 2017). Asumiendo un turno de transformación de 100 años, las cortas deberán representar aproximadamente un 20% en cabida cada 10 años con cinco intervenciones cada 10 años (cortas durante 50 años + 50 años de no intervención) en bosquetes medios y grandes, y un 10% en bosquetes pequeños con diez intervenciones cada 10 años. Este tipo de transformación puede ser especialmente relevante para diversificar las repoblaciones tanto en composición específica como estructuralmente.

En cuanto a las claras, son la herramienta principal para controlar la composición específica a lo largo del turno. Especialmente cuando la presencia de otras especies sea reducida, se aplicarán claras por lo alto que favorezcan estos individuos, y así garantizar su supervivencia. Para fijar la intensidad

de la intervención en torno a los árboles seleccionados, se puede considerar la distinta superficie que necesita cada especie para extender sus copas (PRETZSCH et al., 2021).

En el caso de una mayor presencia de otras especies se regulará la composición específica para que sea equilibrada, ya que en determinadas situaciones la mayor competitividad de otras especies, por ejemplo, el haya en estaciones húmedas, puede llevar a la desaparición del pino silvestre a medio plazo (PRETZSCH et al., 2015). Para el control de la composición específica, es necesario considerar la distinta capacidad de carga de las especies (AGUIRRE et al., 2018; CONDÉS et al., 2017; RODRÍGUEZ DE PRADO et al., 2020), ya que una mezcla 50:50 en área ocupada puede suponer distinta proporción en número de pies. Al diseñar

las claras, se deben considerar los distintos requerimientos de las especies para obtener las proporciones deseadas (PRETZSCH & DEL RÍO, 2020).

En repoblaciones de pino silvestre con presencia de subpiso de otras especies, frecuentemente *Quercus pyrenaica*, las claras deben servir igualmente para controlar la composición específica y promover masas mixtas. A su vez, la aplicación de claras fuertes permitirá reducir el impacto de sequías extremas en ambas especies, así como el riesgo de incendios (ALDEA, 2018).

En la siguiente sección se ofrece información más detallada para el fomento de las mezclas más frecuentes de pino silvestre con otras especies en el límite altitudinal inferior de la distribución de la especie en la región.

Facilitar la transición de especies en pinares de *Pinus sylvestris* en su límite altitudinal inferior

En los pinares de pino silvestre situados en el límite altitudinal inferior de su distribución actual, donde la especie aparece en masas mixtas (ecotono) con *Quercus pyrenaica* o *Pinus pinaster*, así como en pinares monoespecíficos cercanos a la zona de ecotono, se debe favorecer y promover las masas mixtas. Se trata de mantener y ampliar en la medida de lo posible las zonas de ecotono. En las zonas más expuestas a sequías como solanas, suelos poco profundos y pedregosos, etc. donde el pino silvestre muestre síntomas de decaimiento importantes, se debe promover la transición natural de especies.

Una situación óptima la podríamos encontrar en las masas mixtas de pino silvestre y pino negral, pino silvestre y rebollo, así como en las masas formadas por las tres especies (puntualmente quejigo y sabina). Como ya se ha indicado en la sección anterior, la mezcla de al menos dos especies mejora la resiliencia de la masa forestal frente a perturbaciones bióticas y abióticas ligadas al cambio climático, debido tanto al distinto grado de vulnerabilidad de las especies como a procesos de complementariedad, facilitación y otros mecanismos que aumentan la resistencia en masas mixtas.

Se fomentarán mezclas pie a pie o por grupos pequeños que permitan mayores beneficios de la mezcla de especies y una cobertura del terreno en caso de decaimiento y mortalidad del pino silvestre. En zonas con abundante mortalidad y severos

síntomas de decaimiento del pino silvestre se promoverá la transición hacia masas con mayor dominancia de otras especies (pino negral o rebollo). El control de la composición de especies se realizará en las intervenciones de las distintas fases del desarrollo de las masas, desde los clareos hasta las cortas de regeneración.

Mediante la realización de clareos y claras en latizales y fustales de pino silvestre mezclado con *Pinus pinaster* se podrá controlar la composición y favorecer la mezcla. El peso de las claras debe ser de moderado a fuerte en función de la densidad de la masa. Se puede considerar un rango del 50-60% de la máxima densidad SDI_{max} como densidad objetivo, ya que se ha observado cierta complementariedad en el dosel de copas en mezclas de estas dos especies (CATTANEO et al., 2020; RIOFRÍO et al., 2017), lo que permite mantener mayores espesuras que en condiciones monoespecíficas. Se fomentarán mezclas con mayor dominancia (en área basimétrica) de pino silvestre (75-25%) en la zona superior del ecotono y mayor dominancia de pino negral (25-75%) hacia zonas bajas que permitan modificaciones futuras de la composición. Se favorecerán los individuos más dominantes de pino negral y las mezclas pie a pie. En las cortas se mantendrá la presencia de otras especies como rebollo, sabina, etc.

La realización de claras mejorará la vitalidad de los pies de pino silvestre que queden tras la clara, a

la vez que servirá para el control de la composición específica. Se consideran más adecuadas claras moderadas que mantengan cierta cobertura del suelo para evitar una desecación del suelo que pueda ralentizar la descomposición de la hojarasca (BLANCO et al., 2011). Por otra parte, la complementariedad observada en el dosel de copas en esta mezcla permite mantener mayores espesuras que en condiciones monoespecíficas. La presencia de pies vecinos de pino negral con mayor altura que los pinos silvestres puede reducir la presencia de muérdago (VAN HALDER et al., 2019) y por lo tanto evitar sinergias negativas entre este hemiparásito y el estrés hídrico. A su vez, el crecimiento del pino negral se ve favorecido cuando parte de sus competidores son pinos silvestres de menor tamaño (RIOFRÍO et al., 2019). Cuanto menor sea la altitud y haya más evidencias de decaimiento de pino silvestre, mayor debe ser el porcentaje de pino negral en la mezcla, favoreciendo en cierta medida la transición natural de una especie a otra. En estas mezclas se ha observado que el pino negral presenta una mejor resiliencia a eventos de sequía extrema (RIOFRÍO, 2018). Sin embargo, siempre es preferible mantener cierto grado de mezcla, ya que puede haber otras perturbaciones que pongan en riesgo la persistencia del pino negral, por ejemplo, a causa del nematodo del pino u otros agentes bióticos que afecten mayormente a esta especie.

De manera similar, mediante claros y claras con control de la composición específica en latizales y fustales de pino silvestre mezclados con *Quercus pyrenaica* se puede favorecer la transición de especies en aquellas zonas con mayor vulnerabilidad frente al cambio climático. Las claras serán fuertes (35-50% de la máxima densidad SDImax) fomentando mezclas con mayor dominancia en área basimétrica de pino silvestre (80%-20%) en la zona superior del ecotono y proporciones más equilibradas en la zona inferior (50%-50%). El objetivo es favorecer la presencia de individuos de rebollo en toda la superficie, promoviendo el crecimiento de los pies más vigorosos, por lo que se requiere adaptar las claras sobre rebollo al tipo de estructura del mismo y evitar la continuidad vertical que aumente el riesgo de incendios. Las claras fuertes favorecen un menor impacto de las sequías extremas tanto en pino silvestre como en rebollo (FERNÁNDEZ DE UÑA et al., 2015, 2016; MORENO-FERNÁNDEZ et al., 2021). Se consideran más adecuadas claras fuertes (SERRADA et al., 2021), siempre que la presencia de rebollo (frecuentemente formando subpiso) cubra la superficie para evitar una desecación del suelo que pueda ralentizar la descomposición de la hojarasca, aunque la hojarasca del rebollo generalmente presenta una mayor tasa de descomposición (BRAVO-OVIEDO et al., 2017). La realización de

claras fuertes en masas mixtas de pino silvestre y rebollo favorece el crecimiento en diámetro de las dos especies, incluso puede aumentar el crecimiento del área basimétrica de la masa correspondiente al rebollo, reduciendo la pérdida de producción asociada a claras fuertes en masas de pino silvestre (DEL RÍO et al., 2017). A su vez, en varios estudios se ha observado complementariedad entre estas dos especies (MUÑOZ-GALVEZ et al., 2021), aumentando la productividad por área ocupada del pino silvestre (DEL RÍO & STERBA, 2009). Esta complementariedad permite no perder mucha producción de madera de pino silvestre cuando la proporción de rebollo no es muy elevada, mientras que favorece la resiliencia ante distintas perturbaciones ligadas al cambio climático como incendios, plagas, etc. Este tipo de estructura puede ser lo más adecuado cuando el vigor de pino silvestre no está por ahora comprometido. En las zonas donde el pino presenta problemas se favorecerá una mayor proporción de rebollo. No obstante, las actuaciones concretas sobre esta especie dependerán de su estructura y, en su caso, nivel de degradación (BRAVO et al., 2008). Cuando se regula la proporción de especies en esta mezcla, hay que considerar que la capacidad de ocupación de la estación máxima o área basimétrica máxima es mayor en el pino silvestre que en el rebollo (DEL RÍO & STERBA, 2009). Esto significa que proporciones de pino-rebollo del 50-50% en área ocupada (considerando la máxima capacidad de ocupación de la especie) implican una proporción en área basimétrica mayor de pino y menor de rebollo. Es decir, se pueden mantener menores proporciones de rebollo en área basimétrica sin poner en riesgo el grado de mezcla.

Como ya se ha adelantado, la fase de regeneración es clave para controlar la composición específica y fomentar la transición natural entre especies, por lo que es necesario adaptar las cortas de regeneración. Si bien para mantener las masas de pino silvestre en las altitudes más bajas de su distribución, así como en solanas o estaciones más secas, son necesarias cortas de regeneración graduales que protejan el regenerado en sus primeros años hasta que esté ya establecido, para favorecer la presencia de pino negral serán necesarias cortas más intensas. Es decir, en las zonas en mezcla con pino negral se deberá regular la intensidad del aclareo sucesivo de modo que haya suficiente luz para el establecimiento de regenerado de esta especie, o bien optar por cortas a hecho en dos tiempos o por bosquetes donde se quiera favorecer la transición a esta especie (MONTERO et al., 2008; RODRÍGUEZ-SOALLEIRO et al., 2008).

En el caso de la mezcla de pino silvestre con rebollo, las cortas de regeneración se verán condicionadas por el estado del rebollo, ya que con

frecuencia son masas en monte bajo con poca producción de bellota. En estas situaciones, previamente a las cortas de regeneración es recomendable hacer un resalveo para favorecer los mejores pies de rebollo y fomentar la producción de bellota. Con el fin de favorecer una composición mixta del regenerado y, en caso de ser necesario, un cambio

de especie, se proponen cortas graduales como el aclareo sucesivo uniforme. Las cortas a hecho por bosquetes pueden ser una buena alternativa para crear un gradiente de luz adecuado que favorezca el establecimiento de las dos especies (DE FRUTOS et al., 2022).

Controlar la densidad de la masa y la diversidad estructural para reducir el estrés hídrico

La reducción de la densidad mediante claras se ha identificado como una estrategia para disminuir el impacto de sequías extremas en masas pino silvestre, fundamentalmente mejorando la recuperación del crecimiento tras la sequía, aunque la eficiencia en el uso del agua del árbol apenas cambia (FERNÁNDEZ DE UÑA et al., 2017; SOHN et al., 2016a). Las claras mejoran el crecimiento de los individuos que quedan en pie al reducir la competencia tanto aérea como radical. Tras la realización de una clara puede aumentar el agua disponible en el suelo al reducirse la interceptación y el consumo de agua por transpiración, aunque los efectos sobre la masa residual varían en función de la estación y las claras aplicadas.

En términos de crecimiento, la respuesta de un árbol a la clara depende de la edad, el tipo e intensidad de la clara, por lo que el efecto de la clara en la respuesta a sequías también depende de estos factores (SOHN et al., 2016a). Las claras en pinares de silvestre apenas reducen, e incluso pueden aumentar, el impacto negativo de sequías extremas en el crecimiento correspondiente al año de la sequía, aunque mejoran la recuperación del crecimiento en los años posteriores, de manera más fuerte según aumenta el peso de la clara (SOHN et al., 2016b). Este patrón de menor resistencia a corto plazo puede ser debido a la mayor evapotranspiración tras la clara, mientras el efecto en la recuperación en los años posteriores puede ser debido a la mayor disponibilidad de agua en el suelo. En general, todos los estudios en pino silvestre sugieren que una menor competencia mitiga el impacto de las sequías en el crecimiento en diámetro (FERNÁNDEZ-DE-UÑA et al., 2015; SÁNCHEZ-SALGUERO et al., 2015).

No obstante, hay que considerar que las claras fuertes pueden tener efectos negativos en otros aspectos como la descomposición o la estabilidad frente a viento. En sitios más áridos y en exposiciones de solana, se consideran más adecuadas las claras moderadas que mantengan cierta cobertura del suelo para evitar una desecación que pueda ralentizar la descomposición de la hojarasca (BLANCO et al., 2011).

Además de la densidad, otro factor de masa que afecta a la respuesta a sequías extremas es la diversidad estructural. La composición específica, aspecto ya indicado anteriormente, y la diversidad de tamaños tienen especial relevancia en la respuesta a la sequía. La respuesta del árbol individual a la sequía depende de su posición social. En general, según aumenta la clase social del árbol, el impacto de sequías extremas en su crecimiento es mayor (PRETZSCH et al., 2022), respuesta también observada en algunos estudios en pino silvestre (MARTÍNEZ-VILALTA et al., 2012b; MERLIN et al., 2015). Este patrón de respuesta implica que en los años más desfavorables el impacto de la sequía a nivel de masa se mitiga en masas más estructuradas con presencia abundante de clases de tamaño bajas (PRETZSCH et al., 2022). Por lo tanto, las masas con estructura de tamaños más irregulares serán más resistentes a años secos. Para fomentar una mayor diversidad de tamaños se proponen métodos de regeneración graduales en el tiempo que se adapten bien a la especie (aclareo sucesivo) y claras por lo alto con selección de árboles de porvenir (JONES et al., 2019).

Adecuar la estructura de las masas para aumentar su resistencia frente a vendavales

Las medidas selvícolas deberán mantener masas con coeficiente de esbeltez inferior a 80% mediante la aplicación de un régimen de claras débil y temprano que permita una respuesta temprana a las mismas, aumentando la resistencia del arbolado a la acción mecánica del viento. Se recomienda conducir la masa hacia una estructura semirregular a irregular en zonas altas y diversificación de especies que disminuyan la velocidad del viento.

Para el caso de los pinares identificados como vulnerables (collados o en zonas de barlovento de vientos dominantes) se recomienda la aplicación de claras por lo bajo tempranas, seleccionando pies bien conformados para aumentar su coeficiente de esbeltez que, en el caso de pino silvestre se recomienda entre 70-90% (DEL RÍO et al., 2017) dependiendo de los factores estacionales. En zonas con presencia de otras especies se mantiene la composición mixta y cierto grado de irregularidad.

En masas en estado de monte bravo es necesario realizar claros selectivos tempranos, ya que cualquier desequilibrio en la relación altura-diámetro en este estado es difícilmente corregible con claras posteriores en la fase de latizal (CREMER, 1982, en RUEL, 1995). Los árboles expuestos a la acción tras una clara tienen un mayor riesgo de derribo por la falta de protección del arbolado circundante al aumentar la velocidad del viento. Las claras por lo bajo ofrecen una mayor protección al centrar las cortas en individuos dominados o con peor conformación (DUPERAT et al., 2022). En relación a la intensidad de la clara, esta podrá ser mayor si se han realizado claros previos y los árboles que llegan al estado de latizal presentan un coeficiente de esbeltez adecuado. En caso de no haberse realizado estos claros no se recomiendan las claras fuertes (DEL RÍO et al., 2017).

El desarrollo de raíces pivotantes está correlacionado con la resistencia frente a la acción del viento (GARDINER, 2021), por lo que se recomienda

fomentar las preparaciones del suelo que favorezcan el desarrollo de raíces pivotantes en la planificación de nuevas repoblaciones de pino silvestre en zonas sensibles a la acción de los vientos

En masas monoespecíficas se recomienda la realización de claros que favorezcan el enraizamiento y la forma de los fustes en los pies. También claras tempranas, frecuentes, por lo bajo y débiles, favoreciendo árboles que presenten buena relación altura-diámetro, respetando la presencia de otras especies como el pino negral, rebollo, haya, etc.

Otra medida a aplicar es la realización de claros y claras para el control de la composición específica en latizales y fustales de pino silvestre mezclado con haya y pino negral, así como claras moderadas (entre el 35 y 60% de la máxima densidad SDImax). Aunque los estudios sobre el papel de la composición específica en la resistencia a daños por viento no son abundantes, ciertas características de las masas mixtas favorecen que el riesgo de derribos sea menor. Por un lado, las masas mixtas tienen una mayor densidad de arbolado (PRETZSCH & BIBER, 2016), disminuyendo la velocidad del viento. Las masas mixtas de pino silvestre y negral presentan una mayor heterogeneidad en la estructura vertical, y la relación altura/diámetro tiende a ser mayor (RIOFRÍO et al., 2017). En cuanto al desarrollo de las copas en masas mixtas, en la mezcla de pino silvestre y haya se observa un mayor despliegue horizontal de la copa en hayas y una menor altura del máximo ancho de copa (BARBEITO et al., 2017), lo que disminuiría su centro de gravedad y aumentaría su estabilidad. Asimismo, en la mezcla de pino negral y silvestre se ha observado también cierta complementariedad de copas con mayor densidad (CATTANEO et al., 2020; RIOFRÍO et al., 2017), lo que podría aumentar el coeficiente de rugosidad y disminuir la velocidad del viento.

Controlar plagas y enfermedades para mejorar el estado de vitalidad de las masas

Más allá de las medidas específicas para el control de las distintas plagas y enfermedades, la realización de cortas sanitarias que disminuyan la propagación de hemiparásitos, plagas y enfermedades, facilitará el mantenimiento de los pinares de silvestre con un buen estado sanitario. Así mismo, promover ciertas estructuras de masa puede reducir el impacto de algunas perturbaciones bióticas.

Las masas monoespecíficas y con mayor densidad son más vulnerables al incrementar la probabilidad de encontrar un hospedante adecuado para el desarrollo de las larvas de escolítidos (RAFFA et al., 2016). Las masas mixtas presentan con frecuencia un menor grado de infestación que las puras por presentar una menor densidad de hospedantes adecuados, una mayor dificultad para la plaga de encontrar dicho hospedante, y cierta limitación de las condiciones para un correcto desarrollo de los insectos por modificación del microclima debido a estructuras más heterogéneas (FIELD et al., 2020). Entre las medidas de adaptación propuestas para disminuir la vulnerabilidad de pinares de silvestre a ataques de escolítidos se incluye la diversificación de masas monoespecíficas, así como el aumento de la heterogeneidad vertical y horizontal mediante claras que favorezcan otras especies o plantación en tramos de regeneración. En cualquier caso, las medidas preventivas como la eliminación de restos antes del verano y la instalación de cebos deben considerarse también como prácticas adaptativas, siempre compatibilizando con otras medidas como el mantenimiento de cierta cantidad de madera muerta que genera hábitats de gran valor.

Las medidas referentes a la estructura de la masa para reducir la vulnerabilidad de los pinares de silvestre a daños por procesionaria son similares. Es decir, fomentar una mayor heterogeneidad y una diversificación con especies no vulnerables a la plaga, que reduzca la concentración y apariencia de los hospedantes además de aumentar las probabilidades de presencia de depredadores y parasitoides (HÓDAR, 2015).

Con respecto a las infestaciones por muérdago, la presencia de pies vecinos de pino negral con mayor altura que el pino silvestre puede reducir la presencia de muérdago (VAN HALDER et al., 2019) y por lo tanto evitar sinergias negativas entre este hemiparásito y el estrés hídrico. En general, la infestación es mayor en árboles de gran tamaño (MATULA et al., 2015; VAN HALDER et al., 2019), mientras que el efecto de la densidad de la masa en el porcentaje de árboles infestados no es tan claro, aunque con frecuencia se observan mayores incidencias con menores densidades (MATULA et al., 2015), por lo que las claras pueden favorecer una mayor propagación. Es importante considerar que los árboles debilitados con mayor grado de defoliación presentan mayores tasas de infestación (LORENC & VÉLE, 2022), aspecto que refleja la sinergia entre sequía y afectación por muérdago, lo que dificulta la elección de la densidad más adecuada para evitar este tipo de daños. Los mayores daños en árboles dominantes y en la parte superior de las copas, sugieren que estructuras más irregularizadas pueden reducir las tasas de infestación.

PROPUESTA DE ENCLAVES O ZONAS DE ANÁLISIS POR COMARCAS EN CASTILLA Y LEÓN

Las zonas de seguimiento por comarcas podrían ser:

- i. Pinares relictos de Puebla de Lillo y Velilla del Río Carrión (comarca 2), Hoyocasero (comarca 10) y Lastras de Cuéllar (comarca 9)
- ii. Pinares mediterráneos del sistema Central: Valsain y Navafría (comarca 10)
- iii. Pinares mediterráneos del sistema Ibérico Meridional: Covalada y Pinar Grande (comarca 7)
- iv. Pinares mediterráneos del sistema Ibérico Septentrional: Alto Valle del Ebro (comarca 2), San Zadornil (comarca 4)

REFERENCIAS

- AGUIRRE, A., DEL RÍO, M., & CONDÉS, S. 2018. INTRA- AND INTER-SPECIFIC VARIATION OF THE MAXIMUM SIZE-DENSITY RELATIONSHIP ALONG AN ARIDITY GRADIENT IN IBERIAN PINEWOODS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 41, 90-100. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2018.01.017](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.017)
- AITKEN, S. N., & WHITLOCK, M. C. 2013. ASSISTED GENE FLOW TO FACILITATE LOCAL ADAPTATION TO CLIMATE CHANGE. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS*, 44, 367–388. [HTTPS://DOI.ORG/10.1146/ANNUREV-ECOLSYS-110512-135747](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135747)
- AITKEN, S. N., YEAMAN, S., HOLLIDAY, J. A., WANG, T., & CURTIS-MCLANE, S. 2008. ADAPTATION, MIGRATION OR EXTIRPATION: CLIMATE CHANGE OUTCOMES FOR TREE POPULATIONS. *EVOLUTIONARY APPLICATIONS*, 1, 95–111. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/J.1752-4571.2007.00013.X](https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x)
- ALBERTO, F. J., AITKEN, S. N., ALÍA, R., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C., HÄNNINEN, H., KREMER, A., LEFÈVRE, F., LENORMAND, T., YEAMAN, S., WHETTEN, R., & SAVOLAINEN, O. 2013. POTENTIAL FOR EVOLUTIONARY RESPONSES TO CLIMATE CHANGE – EVIDENCE FROM TREE POPULATIONS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 19, 1645–1661. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/GCB.12181](https://doi.org/10.1111/gcb.12181)
- ALDEA, J. (2018). TREE GROWTH DYNAMIC AND THINNING RESPONSE IN MEDITERRANEAN PINE-OAK FOREST STANDS. TESIS DOCTORAL. DOCTORADO EN CONSERVACIÓN Y USO SOSTENIBLE DE SISTEMAS FORESTALES. UNIVERSIDAD DE VALLADOLID. [HTTPS://DOI.ORG/10.35376/10324/30209](https://doi.org/10.35376/10324/30209)
- BARBEITO, I., DASSOT, M., BAYER, D., COLLET, C., DRÖSSLER, L., LÖF, M., DEL RIO, M., RUIZ-PEINADO, R., FORRESTER, D. I., BRAVO-OVIEDO, A., & PRETZSCH, H. 2017. TERRESTRIAL LASER SCANNING REVEALS DIFFERENCES IN CROWN STRUCTURE OF FAGUS SYLVATICA IN MIXED VS. PURE EUROPEAN FORESTS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 405, 381–390. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2017.09.043](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.043)
- BENAVIDES, R., RABASA, S. G., GRANDA, E., ESCUDERO, A., HÓDAR, J. A., MARTÍNEZ-VILALTA, J., ..., & VALLADARES, F. 2013. DIRECT AND INDIRECT EFFECTS OF CLIMATE ON DEMOGRAPHY AND EARLY GROWTH OF *PINUS SYLVESTRIS* AT THE REAR EDGE: CHANGING ROLES OF BIOTIC AND ABIOTIC FACTORS. *PLoS ONE*, 8(3), e59824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0059824](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059824)
- BEZOS, D., MARTÍNEZ-ÁLVAREZ, P., DIEZ, J. J., & FERNÁNDEZ, M. M. 2015. THE PINE SHOOT BEETLE *TOMICUS PINIPERDA* AS A PLAUSIBLE VECTOR OF *FUSARIUM CIRCINATUM* IN NORTHERN SPAIN. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 72(8), 1079-1088. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S13595-015-0515-4](https://doi.org/10.1007/s13595-015-0515-4)

- BLANCO, J. A., IMBERT, J. B., & CASTILLO, F. J. 2011. THINNING AFFECTS *PINUS SYLVESTRIS* NEEDLE DECOMPOSITION RATES AND CHEMISTRY DIFFERENTLY DEPENDING ON SITE CONDITIONS. *BIOGEOCHEMISTRY*, 106(3), 397–414. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10533-010-9518-2](https://doi.org/10.1007/s10533-010-9518-2)
- BOGINO, S., FERNÁNDEZ NIETO, M. J., & BRAVO, F. 2009. CLIMATE EFFECT ON RADIAL GROWTH OF *PINUS SYLVESTRIS* AT ITS SOUTHERN AND WESTERN DISTRIBUTION LIMITS. *SILVA FENNICA*, 43(4), 609-623.
- BORGMAN, E. M., SCHOETTLE, A. W., & ANGERT, A. L. 2014. USING AMONG-YEAR VARIATION TO ASSESS MATERNAL EFFECTS IN *PINUS ARISTATA* AND *PINUS FLEXILIS*. *BOTANY*, 92, 805–814. [HTTPS://DOI.ORG/10.1139/CJB-2014-0085](https://doi.org/10.1139/cjb-2014-0085)
- BRANG, P., SPATHELF, P., LARSEN, J. B., BAUHUS, J., BONC INA, A., CHAUVIN, C., DROSSLER, L., GARCIA-GUEMES, C., HEIRI, C., KERR, G., LEXER, M. J., MASON, B., MOHREN, F., MUHLETHALER, U., NOCENTINI, S., & SVOBODA, M. 2014. SUITABILITY OF CLOSE-TO-NATURE SILVICULTURE FOR ADAPTING TEMPERATE EUROPEAN FORESTS TO CLIMATE CHANGE. *FORESTRY*, 87, 492–503. [HTTPS://DOI.ORG/10.1093/FORESTRY/CPU018](https://doi.org/10.1093/forestry/cpu018)
- BRAVO, F. 2008. SELVICULTURA Y CAMBIO CLIMÁTICO. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID. 981-1003 PP.
- BRAVO, J.A., ROIG, S., SERRADA, R. 2008. SELVICULTURA EN MONTES BAJOS Y MEDIOS DE ENCINA (*QUERCUS ILEX* L.), REBOLLO (*Q. PYRENAICA* WILLD.) Y QUEJIGO (*Q. FAGINEA* LAM.): TRATAMIENTOS TRADICIONALES, SITUACIÓN ACTUAL Y PRINCIPALES ALTERNATIVAS. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID. 657-745 PP.
- BRAVO-OVIEDO, A., & MONTERO, G. 2008. CARACTERES CULTURALES DE LAS ESPECIES FORESTALES. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID.
- BRAVO-OVIEDO, A., STERBA, H., DEL RÍO, M., & BRAVO, F. 2006. COMPETITION-INDUCED MORTALITY FOR MEDITERRANEAN *PINUS PINASTER* AIT. AND *P. SYLVESTRIS* L. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 222(1–3), 88–98. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2005.10.016](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.016)
- BRAVO-OVIEDO, A., RUIZ-PEINADO, R., ONRUBIA, R., & DEL RÍO, M. 2017. THINNING ALTERS THE EARLY-DECOMPOSITION RATE AND NUTRIENT IMMobilization-RELEASE PATTERN OF FOLIAR LITTER IN MEDITERRANEAN OAK-PINE MIXED STANDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 391, 309-320. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2017.02.032](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.032)
- BRAVO-OVIEDO, A., CONCEPCIÓN, E. D., ORDÓÑEZ, C., & BRAVO, F. 2022. EL ACLAREO SUCESIVO IRREGULAR COMO OPCIÓN PARA LA DIVERSIFICACIÓN DE PINARES MONOESPECÍFICOS EN EL SUROESTE DE EUROPA. *ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL*. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/ES/CONTENT/EL-ACLAREO-SUCESIVO-IRREGULAR-COMO-OPCION-PARA-LA-DIVERSIFICACION-DE-PINARES-MONOESPECIFICOS](https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/el-aclareo-sucesivo-irregular-como-opcion-para-la-diversificacion-de-pinares-monoespecificos)
- CALAMA, R., MANSO, R., BARBEITO, I., CAÑELLAS, I., & PARDOS, M., 2015. IS NATURAL REGENERATION A BOTTLENECK IN THE PERFORMANCE OF *PINUS SYLVESTRIS* MOUNTAIN FORESTS? MOUNTAIN FOREST MANAGEMENT IN A CHANGING WORLD, SMOKOVCE, 6-9 JULY.
- CALAMA, R., MANSO, R., LUCAS-BORJA, M. E., ESPELTA, J. M., PIQUÉ, M., BRAVO, F., DEL PESO, C., & PARDOS, M. 2017. NATURAL REGENERATION IN IBERIAN PINES: A REVIEW OF DYNAMIC PROCESSES AND PROPOSALS FOR MANAGEMENT. *FOREST SYSTEMS*, 26(2), eR02S. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2017262-11255](https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255)
- CAMARERO, J. J., GAZOL, A., SANGÜESA-BARRERA, G., OLIVA, J., & VICENTE-SERRANO, S. M. 2015. TO DIE OR NOT TO DIE: EARLY WARNINGS OF TREE DIEBACK IN RESPONSE TO A SEVERE DROUGHT. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 103(1), 44-57. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.12295](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12295)
- CARTER, D. R., SEYMOUR, R. S., FRAVER, S., & WEISKITTEL, A. 2017. RESERVE TREE MORTALITY IN TWO EXPANDING-GAP SILVICULTURAL SYSTEMS 20 YEARS AFTER ESTABLISHMENT IN THE ACADIAN FOREST OF MAINE, USA. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 389,149–157. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.12.031](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.031)
- CATTANEO, N., SCHNEIDER, R., BRAVO, F., & BRAVO-OVIEDO, A. 2020. INTER-SPECIFIC COMPETITION OF TREE CONGENERS INDUCES CHANGES IN CROWN ARCHITECTURE IN MEDITERRANEAN PINE MIXTURES. *FOREST ECOLOGY & MANAGEMENT*, 476, 118471. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2020.118471](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118471)
- CHEDDADI, R., VENDRAMIN, G. G., LITT, T., FRANCOIS, L., KAGEYAMA, M., LORENTZ, S., LAURENT, J., DE BEAULIEU, J. L., SADORI, L., JOST, A., & LUNT, D. 2006. IMPRINTS OF GLACIAL REFUGIA IN THE MODERN GENETIC DIVERSITY OF *PINUS SYLVESTRIS*. *GLOBAL ECOLOGY AND BIOGEOGRAPHY*, 15, 271–282. [HTTPS://ONLINELIBRARY.WILEY.COM/DOI/EPDF/10.1111/J.1466-8238.2006.00226.X](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1466-8238.2006.00226.x)

- CONDÉS, S., VALLET, P., BIELAK, K., BRAVO-OVIEDO, A., COLL, L., DUCEY, M. J., PACH, M., PRETZSCH, H., STERBA, H., VAYREDA, J., & DEL RÍO, M. 2017. CLIMATE INFLUENCES ON THE MAXIMUM SIZE-DENSITY RELATIONSHIP IN SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) AND EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) STANDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 385, 295–307. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.10.059](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.059)
- COSTA, M., MORLA, C., & SAINZ, H. 2005. LOS BOSQUES IBÉRICOS. UNA INTERPRETACIÓN GEBOTÁNICA. EDITORIAL PLANETA 597 PP. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/PARQUES-NACIONALES-OAPN/PUBLICACIONES/ECOLOGIA_12_31_TCM30-100634.PDF](https://www.miteco.gob.es/es/parques-nacionales-oapn/publicaciones/ecologia_12_31_tcm30-100634.pdf)
- CREMER, K. W., BOROUGH, C. J., MCKINNELL, F. H., & CARTER, P. R. 1982. EFFECTS OF STOCKING AND THINNING ON WIND DAMAGE IN PLANTATIONS. *NEW ZEALAND JOURNAL OF FORESTRY SCIENCE*, 12(2), 244–268.
- DAVIS, M. B., SHAW, R. G., & ETTERTSON, J. R. 2005. EVOLUTIONARY RESPONSES TO CHANGING CLIMATE. *ECOLOGY*, 86, 1704–1714. [HTTPS://DOI.ORG/10.1890/03-0788](https://doi.org/10.1890/03-0788)
- DE FRUTOS, S., BRAVO FERNÁNDEZ, J. A., ROIG, S., IBÁÑEZ, R., DÍAZ FELGUERAS, P., RUIZ DE CASTAÑEDA, J., RUIZ-PEINADO, R., & DEL RÍO, M. 2022. CORTAS A HECHO POR BOSQUETES PEQUEÑOS SOBRE REOBLACIONES PROTECTORAS DE *PINUS PINASTER* AIT.: LECCIONES APRENDIDAS A CORTO PLAZO. ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/ES/CONTENT/CORTAS-HECHO-POR-BOSQUETES-PEQUENOS-SOBRE-REOBLACIONES-PROTECTORAS-DE-PINUS-PINASTER-AIT](https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/cortas-hecho-por-bosquetes-pequenos-sobre-reoblaciones-protectoras-de-pinus-pinaster-ait)
- DEL RÍO, M., & STERBA, H. 2009. COMPARING VOLUME GROWTH IN PURE AND MIXED STANDS OF *PINUS SYLVESTRIS* AND *QUERCUS PYRENAICA*. *ANNALS OF FOREST SCIENCE*, 66(5), 1-11. [HTTPS://DOI.ORG/10.1051/FOREST/2009035](https://doi.org/10.1051/forest/2009035)
- DEL RÍO, M., BRAVO-OVIEDO, A., PRETZSCH, H., LÖF, M., & RUIZ-PEINADO, R. 2017. A REVIEW OF THINNING EFFECTS ON SCOTS PINE STANDS: FROM GROWTH AND YIELD TO NEW CHALLENGES UNDER GLOBAL CHANGE. *FOREST SYSTEMS*, 26(2), eR03S. [HTTPS://DOI.ORG/10.5424/FS/2017262-11325](https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11325)
- DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., RUIZ-PEINADO, R., JACTEL, H., COLL, L., LÖF, M., ALDEA, J., AMMER, C., AVDAGIĆ, A., BARBEITO, I., BIELAK, K., BRAVO, F., BRAZAITIS, G., CERNÝ, J., COLLET, C., CONDÉS, S., DRÖSSLER, L., FABRIKA, M., HEYM, M., ..., & BRAVO-OVIEDO, A. 2022A. EMERGING STABILITY OF FOREST PRODUCTIVITY BY MIXING TWO SPECIES BUFFERS TEMPERATURE DESTABILIZING EFFECT. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 00, 1–12. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2664.14267](https://doi.org/10.1111/1365-2664.14267)
- DEL RÍO, M., RUIZ-PEINADO, R., PRETZSCH, H., LÖF, M., ALDEA, J., BRAVO, F., CALAMA, R., COLL, L., ORDÓÑEZ, C., PARDOS, M., & BRAVO-OVIEDO, A. 2022B. TRANSECTOS EUROPEOS DE MASAS MIXTAS Y PURAS: TRIPLETES EN ESPAÑA Y PRINCIPALES RESULTADOS. ACTAS DEL 8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. [HTTPS://8CFE.CONGRESOFORESTAL.ES/ES/CONTENT/TRANSECTOS-EUROPEOS-DE-MASAS-MIXTAS-Y-PURAS-TRIPLETES-EN-ESPANA-Y-PRINCIPALES-RESULTADOS](https://8cfe.congresoforestal.es/es/content/transectos-europeos-de-masas-mixtas-y-puras-tripletes-en-espana-y-principales-resultados)
- DELLA ROCCA, G., DANTI, R., HERNANDO, C., GUIJARRO, M., & MADRIGAL, J. 2018. FLAMMABILITY OF TWO MEDITERRANEAN MIXED FORESTS: STUDY OF THE NON-ADDITIVE EFFECT OF FUEL MIXTURES IN LABORATORY. *FRONTIERS IN PLANT SCIENCE*, 9, 825. [HTTPS://DOI.ORG/10.3389/FPLS.2018.00825](https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00825)
- DUMINIL, J., DAÏNOU, K., KAVIRIRI, D. K., GILLET, P., LOO, J., DOUCET, J. L., & HARDY, O. J. 2016. RELATIONSHIPS BETWEEN POPULATION DENSITY, FINE-SCALE GENETIC STRUCTURE, MATING SYSTEM AND POLLEN DISPERSAL IN A TIMBER TREE FROM AFRICAN RAINFORESTS. *HEREDITY*, 116, 295–303. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/HDY.2015.101](https://doi.org/10.1038/hdy.2015.101)
- DUPERAT, M., GARDINER, B., & RUEL, J. C. 2022. EFFECTS OF A SELECTIVE THINNING ON WIND LOADING IN A NATURALLY REGENERATED BALSAM FIR STAND. *FOREST ECOLOGY & MANAGEMENT*, 505, 119878. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.119878](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119878)
- EEA. 2017. CLIMATE CHANGE, IMPACTS AND VULNERABILITY IN EUROPE 2016. AN INDICATOR-BASED REPORT. 424 PP. BRUSELAS. [HTTPS://WWW.EEA.EUROPA.EU/PUBLICATIONS/CLIMATE-CHANGE-IMPACTS-AND-VULNERABILITY-2016/AT_DOWNLOAD/FILE](https://www.eea.europa.eu/publications/climate-change-impacts-and-vulnerability-2016/at_download/file)
- FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2015. STAND COMPETITION DETERMINES HOW DIFFERENT TREE SPECIES WILL COPE WITH A WARMING CLIMATE. *PLOS ONE*, 10(3), e0122255. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0122255](https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122255)
- FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., MCDOWELL, N. G., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2016. DISENTANGLING THE EFFECT OF COMPETITION, CO₂ AND CLIMATE ON INTRINSIC WATER-USE EFFICIENCY AND TREE GROWTH. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 104(3), 678-690. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.12544](https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2745.12544)
- FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., ROSSI, S., ARANDA, I., FONTI, P., GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, B. D., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2017. XYLEM AND LEAF FUNCTIONAL ADJUSTMENTS TO DROUGHT IN *PINUS SYLVESTRIS* AND *QUERCUS PYRENAICA* AT THEIR ELEVATIONAL BOUNDARY. *FRONTIERS IN PLANT SCIENCE*, 8, 1200. [HTTPS://DOI.ORG/10.3389/FPLS.2017.01200](https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01200)

- FIELD, E., CASTAGNEYROL, B., GIBBS, M., JACTEL, H., BARSOUM, N., SCHÖNROGGE, K. & HECTOR, A. 2020. ASSOCIATIONAL RESISTANCE TO BOTH INSECT AND PATH-OGEN DAMAGE IN MIXED FORESTS IS MODULATED BY TREE NEIGHBOUR IDENTITY AND DROUGHT. *JOURNAL OF ECOLOGY*, 108(4), 1511–1522. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/1365-2745.13397](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13397)
- FORZIERI, G., GIRARDELLO, M., CECCHERINI, G., SPINONI, J., FEYEN, L., HARTMANN, H., BECK, P. S. A., CAMPS-VALLS, G., CHIRICI, G., MAURI, A. & CESCATTI, A. 2021. EMERGENT VULNERABILITY TO CLIMATE-DRIVEN DISTURBANCES IN EUROPEAN FORESTS. *NATURE COMMUNICATIONS*, 12(1), 1–12. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/s41467-021-21399-7](https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7)
- FRANCO MÚGICA, F., GARCÍA ANTÓN, M., MALDONADO RUIZ, J., MORLA JAURISTI, C. & SAINZ OLLEROL, H. 2001. THE HOLOCENE HISTORY OF PINUS FORESTS IN THE SPANISH NORTHERN MESETA. *THE HOLOCENE*, 11(3), 343–358. [HTTPS://DOI.ORG/10.1191/095968301669474913](https://doi.org/10.1191/095968301669474913)
- GALIANO, L., MARTÍNEZ-VILALTA, J., & LLORET, F. 2010. DROUGHT-INDUCED MULTIFACTOR DECLINE OF SCOTS PINE IN THE PYRENEES AND POTENTIAL VEGETATION CHANGE BY THE EXPANSION OF CO-OCCURRING OAK SPECIES. *ECOSYSTEMS*, 13(7), 978–991. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/s10021-010-9368-8](https://doi.org/10.1007/s10021-010-9368-8)
- GARDINER, B. 2021. WIND DAMAGE TO FORESTS AND TREES: A REVIEW WITH AN EMPHASIS ON PLANTED AND MANAGED FORESTS. *JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 26(4), 248–266. [HTTPS://DOI.ORG/10.1080/13416979.2021.1940665](https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665)
- DROUGHT INDUCED DECLINE COULD PORTEND WIDESPREAD PINE MORTALITY AT THE XERIC ECOTONE IN MANAGED MEDITERRANEAN PINE-OAK WOODLANDS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 320, 70–82. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2014.02.025](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.025)
- GONZALEZ-MOLINA, J. M. 2006. MANUAL DE GESTIÓN DE LOS HÁBITATS DE PINO SILVESTRE EN CASTILLA Y LEÓN. JUNTA DE CASTILLA Y LEÓN, CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, VALLADOLID. [HTTPS://MEDIOAMBIENTE.JCYL.ES/WEB/JCYL/MEDIOAMBIENTE/ES/PLANTILLA100DETALLE/1284827598811/PUBLICACION/1284851129768/REDACCION](https://medioambiente.jcyl.es/web/jcyl/medioambiente/es/plantilla100detalle/1284827598811/publicacion/1284851129768/redaccion)
- GORDO, J., MONTERO, G., & GIL, L. 2012. LA PROBLEMÁTICA DE LA REGENERACIÓN NATURAL DE LOS PINARES EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA. EN: LA REGENERACIÓN NATURAL DE LOS PINARES EN LOS ARENALES DE LA MESETA CASTELLANA. INSTITUTO UNIVERSITARIO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE (UNIVERSIDAD DE VALLADOLID-INIA). VALLADOLID. 254 PP. [HTTPS://WWW.PFCYL.ES/SITES/DEFAULT/FILES/BIBLIOTECA/DOCUMENTOS/REGENERACION_PINARES.PDF](https://www.pfcyl.es/sites/default/files/biblioteca/documentos/regeneracion_pinares.pdf)
- GRACIA, C., GIL, L., & MONTERO, G. 2005. EVALUACIÓN DEL IMPACTO CLIMÁTICO SOBRE EL SECTOR FORESTAL. EN: EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LOS IMPACTOS EN ESPAÑA POR EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO. MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. MADRID. 399–435. [HTTPS://WWW.MITECO.GOB.ES/ES/CAMBIO-CLIMATICO/TEMAS/IMPACTOS-VULNERABILIDAD-Y-ADAPTACION/PLAN-NACIONAL-ADAPTACION-CAMBIO-CLIMATICO/EVALUACION-PRELIMINAR-DE-LOS-IMPACTOS-EN-ESPANA-DEL-CAMBIO-CLIMATICO/EVAL_IMPACTOS.ASPX](https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/plan-nacional-adaptacion-cambio-climatico/evaluacion-preliminar-de-los-impactos-en-espana-del-cambio-climatico/eval_impactos.aspx)
- HÓDAR, J. A. 2015. INCIDENCIA DE LA PROCESIONARIA DEL PINO COMO CONSECUENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO: PREVISIONES Y POSIBLES SOLUCIONES. EN: LOS BOSQUES Y LA BIODIVERSIDAD FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: IMPACTOS, VULNERABILIDAD Y ADAPTACIÓN EN ESPAÑA. MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE, MADRID. 295–302. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana](https://www.researchgate.net/publication/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana)
- JACTEL, H., BAUHUS, J., BOBERG, J., BONAL, D., CASTAGNEYROL, B., GARDINER, B., GONZALEZ-OLABARRIA, J. R., KORICHEVA, J., MEURISSE, N., & BROCKERHOFF, E. G. 2017. TREE DIVERSITY DRIVES FOREST STAND RESISTANCE TO NATURAL DISTURBANCES. *CURRENT FORESTRY REPORTS*, 3(3), 223–243. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S40725-017-0064-1](https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1)
- JACTEL, H., MOREIRA, X., & CASTAGNEYROL, B. 2021. TREE DIVERSITY AND FOREST RESISTANCE TO INSECT PESTS: PATTERNS, MECHANISMS, AND PROSPECTS. *ANNUAL REVIEW OF ENTOMOLOGY*, 66, 277–296. [HTTPS://DOI.ORG/10.1146/ANNUREV-ENTO-041720-075234](https://doi.org/10.1146/annurev-ento-041720-075234)
- JAIME, L., BATLLORI, E., MARGALEF-MARRASE, J., PÉREZ NAVARRO, M. Á., & LLORET, F. 2019. SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) MORTALITY IS EXPLAINED BY THE CLIMATIC SUITABILITY OF BOTH HOST TREE AND BARK BEETLE POPULATIONS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 448, 119–129. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.05.070](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.070)
- JAIME, L., BATLLORI, E., FERRETTI, M., & LLORET, F. 2022. CLIMATIC AND STAND DRIVERS OF FOREST RESISTANCE TO RECENT BARK BEETLE DISTURBANCE IN EUROPEAN CONIFEROUS FORESTS. *GLOBAL CHANGE BIOLOGY*, 28(8), 2830–2841. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/GCB.16106](https://doi.org/10.1111/GCB.16106)
- JONES, S. M., BOTTERO, A., KASTENDICK, D. N., & PALIK, B. J. 2019. MANAGING RED PINE STAND STRUCTURE TO MITIGATE DROUGHT IMPACTS. *DENDROCHRONOLOGIA*, 57, 125623. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.DENDRO.2019.125623](https://doi.org/10.1016/j.dendro.2019.125623)

- KUPARINEN, A., SAVOLAINEN, O., & SCHURR, F. M. 2010. MORTALITY CAN PROMOTE EVOLUTIONARY ADAPTATION OF FOREST TREES TO CLIMATE CHANGE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT* 259, 1003–1008. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2009.12.006](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.006)
- LORENC, L., & VÉLE, A. 2022. CHARACTERISTICS OF PINUS SYLVESTRIS STANDS INFECTED BY VISCUM ALBUM SUBSP. AUSTRIACUM. *AUSTRIAN JOURNAL OF FOREST SCIENCE*, 31–50. [HTTPS://WWW.FORESTSCIENCE.AT/ARTIKEL/2022/01/CHARACTERISTICS-OF-PINUS-SYLVESTRIS-STANDS-INFECTED-BY-VISCUM-AL.HTML](https://www.forestscience.at/artikel/2022/01/characteristics-of-pinus-sylvestris-stands-infected-by-viscum-al.html)
- MARGALEF-MARRASE, J., BAGARIA, G., & LLORET, F. 2022. CANOPY SELF-REPLACEMENT IN PINUS SYLVESTRIS REAR-EDGE POPULATIONS FOLLOWING DROUGHT-INDUCED DIE-OFF AND MORTALITY. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 521, 120427. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2022.120427](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120427)
- MARQUÉS, L., MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., ZAVALA, M. A., CAMARERO, J. J., & HARTIG, F. 2018. LAST-CENTURY FOREST PRODUCTIVITY IN A MANAGED DRY-EDGE SCOTS PINE POPULATION: THE TWO SIDES OF CLIMATE WARMING. *ECOLOGICAL APPLICATIONS*, 28(1), 95–105. [HTTPS://DOI.ORG/10.1002/EAP.1631](https://doi.org/10.1002/EAP.1631)
- MARTIN GIL, A., & MARTÍN HERNÁNDEZ, A. B. 2021. GUÍA DE GESTIÓN INTEGRADA DE PLAGAS. CONÍFERAS. EDITA MAPA. 209 PP. [HTTPS://WWW.MAPA.GOB.ES/ES/AGRICULTURA/TEMAS/SANIDAD-VEGETAL/CONIFERAS_WEB_METADATOS_PROTEGIDA_TCM30-582459.PDF](https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/coniferas_web_metadatos_protegida_tcm30-582459.pdf)
- MARTÍNEZ-PEÑA, F., DE-MIGUEL, S., PUKKALA, T., BONET, J. A., ORTEGA-MARTÍNEZ, P., ALDEA, J., & MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. 2012. YIELD MODELS FOR ECTO-MYCORRHIZAL MUSHROOMS IN PINUS SYLVESTRIS FORESTS WITH SPECIAL FOCUS ON BOLETUS EDULIS AND LACTARIUS GROUP DELICIOSUS. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 282, 63–69. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2012.06.034](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.034)
- MARTÍNEZ-VILALTA, J., AGUADÉ, D., BANQUÉ, M., BARBA, J., CURIEL YUSTE, J., GALIANO, D., GARCIA, N., GÓMEZ, M., HERES, A. M., LÓPEZ, B. C., LLORET, F., POYATOS, R., RETANA, J., SUS, O., VAYREDA, J., & VILÀ-CABRERA, A. 2012A. LAS POBLACIONES IBÉRICAS DE PINO ALBAR ANTE EL CAMBIO CLIMÁTICO: CON LA MUERTE EN LOS TALONES. *ECOSISTEMAS*, 21(3), 15-21. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2012.21-3.03](https://doi.org/10.7818/ECOS.2012.21-3.03)
- MARTÍNEZ-VILALTA, J., LÓPEZ, B. C., LOEPFE, L., & LLORET, F. 2012B. STAND- AND TREE-LEVEL DETERMINANTS OF THE DROUGHT RESPONSE OF SCOTS PINE RADIAL GROWTH. *OECOLOGIA*, 168(3), 877–888. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S00442-011-2132-8](https://doi.org/10.1007/S00442-011-2132-8)
- MATULA, R., SVÁTEK, M., PÁLKOVÁ, M., VOLAŘÍK, D., & VRŠKA, T. 2015. MISTLE-TOE INFECTION IN AN OAK FOREST IS INFLUENCED BY COMPETITION AND HOST SIZE. *PLOS ONE*, 10(5), e0127055. [HTTPS://DOI.ORG/10.1371/JOURNAL.PONE.0127055](https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0127055)
- MERLÍN, M., PEROT, T., PERRET, S., KORBOULEWSKY, N., & VALLET, P. 2015. EFFECTS OF STAND COMPOSITION AND TREE SIZE ON RESISTANCE AND RESILIENCE TO DROUGHT IN SESSILE OAK AND SCOTS PINE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 339, 22–33. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2014.11.032](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.032)
- MONTERO, G., DEL RÍO, M., ROIG, S., & ROJO, A. 2008. SELVICULTURA DE PINUS SYLVESTRIS L. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA & FUCOVASA, MADRID. 503-534 PP. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/PINUS-SYLVESTRISOK.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/pinus-sylvestrisok.pdf)
- MORENO-FERNÁNDEZ, D., ALDEA, J., GEA-IZQUIERDO, G., CAÑELLAS, I., & MARTÍN-BENITO, D. 2021. INFLUENCE OF CLIMATE AND THINNING ON QUERCUS PYRENAICA WILLD. COPPICES GROWTH DYNAMICS. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 140(1), 187-197. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-020-01322-3](https://doi.org/10.1007/s10342-020-01322-3)
- MUÑOZ-GÁLVEZ, F. J., HERRERO, A., PÉREZ-CORONA, M. E., & ANDIVIA, E. 2021. ARE PINE-OAK MIXED STANDS IN MEDITERRANEAN MOUNTAINS MORE RESILIENT TO DROUGHT THAN THEIR MONOSPECIFIC COUNTERPARTS? *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 484, 118955. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2021.118955](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118955)
- NOTIVOL, E., SANTOS-DEL-BLANCO, L., CHAMBEL, R., CLIMENT, J., & ALÍA, R. 2020. SEED SOURCING STRATEGIES CONSIDERING CLIMATE CHANGE FORECASTS: A PRACTICAL TEST IN SCOTS PINE. *FORESTS*, 11, 1222. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/F11111222](https://doi.org/10.3390/F11111222)
- ORTEGA-BLANCO, O., GARCÍA-GÜEMES, C., MATA-GUTIÉRREZ, C., & SÁNCHEZ-DIEGO, F.J. 2017. LAS MASAS MIXTAS COMO HERRAMIENTA DE LA GESTIÓN ADAPTATIVA EN EL SUR DE LA PROVINCIA DE BURGOS. ACTAS DEL 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL, PLASENCIA. [HTTP://SECFORRESTALES.ORG/PUBLICACIONES/INDEX.PHP/CONGRESOS_FORESTALES/ARTICLE/VIEW/19424](http://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/19424)

- PARDOS, M., DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., JACTEL, H., BIELAK, K., BRAVO, F., BRAZAITIS, G., DEFOSSEZ, E., ENGEL, M., GODVOD, K., JACOBS, K., JANSONE, L., JANSONS, A., MORIN, X., NOTHDURFT, A., ORETI, L., PONETTE, Q., PACH, M., RIOFRÍO, J., ..., & CALAMA, R. 2021. THE GREATER RESILIENCE OF MIXED FORESTS TO DROUGHT MAINLY DEPENDS ON THEIR COMPOSITION: ANALYSIS ALONG A CLIMATE GRADIENT ACROSS EUROPE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 481, 118687. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2020.118687](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118687)
- PELTOLA, H., & KELLOMAKI, S. 1993. A MECHANISTIC MODEL FOR CALCULATING WINDTHROW AND STEM BREAKAGE OF SCOTS PINES AT STAND EDGE. *SILVA FENNICA*, 27(2), 99–111. [HTTPS://DOI.ORG/HTTPS://DOI.ORG/10.14214/SF.A15665](https://doi.org/https://doi.org/10.14214/sf.a15665)
- PETIT, R. J., & HAMPE, A. 2006. SOME EVOLUTIONARY CONSEQUENCES OF BEING A TREE. *ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY, EVOLUTION, AND SYSTEMATICS*, 37, 187–214. [HTTPS://DOI.ORG/10.1146/ANNUREV.ECOLSYS.37.091305.110215](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110215)
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., AMMER, C., AVDAGIC, A., BARBEITO, I., BIELAK, K., BRAZAITIS, G., COLL, L., DIRNBERGER, G., DRÖSSLER, L., FABRIKA, M., FORRESTER, D. I., GODVOD, K., HEYM, M., HURT, V., KURYLYAK, V., LÖF, M., LOMBARDI, F., MATOVIĆ, B., ..., & BRAVO-OVIEDO, A. 2015. GROWTH AND YIELD OF MIXED VERSUS PURE STANDS OF SCOTS PINE (*PINUS SYLVESTRIS* L.) AND EUROPEAN BEECH (*FAGUS SYLVATICA* L.) ANALYSED ALONG A PRODUCTIVITY GRADIENT THROUGH EUROPE. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 134(5), 927–947. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-015-0900-4](https://doi.org/10.1007/s10342-015-0900-4)
- PRETZSCH, H., & FORRESTER, D. I. 2017. STAND DYNAMICS OF MIXED-SPECIES STANDS COMPARED WITH MONOCULTURES. EN: *MIXED-SPECIES FORESTS. ECOLOGY AND MANAGEMENT*. SPRINGER, BERLIN, 653 PP. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/978-3-662-54553-9](https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9)
- PRETZSCH, H., & BIBER, P. 2016. TREE SPECIES MIXING CAN INCREASE MAXIMUM STAND DENSITY. *CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 46(10), 1179–1193. [HTTPS://DOI.ORG/10.1139/CJFR-2015-0413](https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0413)
- PRETZSCH, H., & DEL RÍO, M. 2020. DENSITY REGULATION OF MIXED AND MONO-SPECIFIC FOREST STANDS AS A CONTINUUM: A NEW CONCEPT BASED ON SPECIES-SPECIFIC COEFFICIENTS FOR DENSITY EQUIVALENCE AND DENSITY MODIFICATION. *FORESTRY: AN INTERNATIONAL JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 93(1), 1–15. [HTTPS://DOI.ORG/10.1093/FORESTRY/CPZ069](https://doi.org/10.1093/forestry/cpz069)
- PRETZSCH, H., POSCHENRIEDER, W., UHL, E., BRAZAITIS, G., MAKRIKIENE, E., & CALAMA, R. 2021. SILVICULTURAL PRESCRIPTIONS FOR MIXED-SPECIES FOREST STANDS. A EUROPEAN REVIEW AND PERSPECTIVE. *EUROPEAN JOURNAL OF FORESTRY RESEARCH*, 140, 1267–1294. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-021-01388-7](https://doi.org/10.1007/s10342-021-01388-7)
- PRETZSCH, H., DEL RÍO, M., GROTE, R., KLEMMT, H. J., ORDÓÑEZ, C., & BRAVO, F. 2022. TRACING DROUGHT EFFECTS FROM THE TREE TO THE STAND GROWTH IN TEMPERATE AND MEDITERRANEAN FORESTS: INSIGHTS AND CONSEQUENCES FOR FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT. *EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH*, 141(4), 727–751. [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S10342-022-01451-X](https://doi.org/10.1007/s10342-022-01451-x)
- RAFFA, K. F., ANDERSSON, M. N., & SCHLYTER, F., 2016. HOST SELECTION BY BARK BEETLES: PLAYING THE ODDS IN A HIGH-STAKES GAME. *ADVANCES IN INSECT PHYSIOLOGY*, 50, 1-74. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/BS.AIP.2016.02.001](https://doi.org/10.1016/bs.aip.2016.02.001)
- RICHARDSON, J. L., URBAN, M. C., BOLNICK, D. I., & SKELLY, D. K. 2014. MICROGEOGRAPHIC ADAPTATION AND THE SPATIAL SCALE OF EVOLUTION. *TRENDS IN ECOLOGY AND EVOLUTION*, 29, 165–176. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.TREE.2014.01.002](https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.01.002)
- RIOFRÍO, J. G. (2018). MIXED STANDS GROWTH DYNAMICS OF SCOTS PINE AND MARITIME PINE: SPECIES COMPLEMENTARITY RELATIONSHIPS AND GROWTH EFFECTS. TESIS DOCTORAL. DOCTORADO EN CONSERVACIÓN Y USO SOSTENIBLE DE SISTEMAS FORESTALES, UNIVERSIDAD DE VALLADOLID. [HTTPS://DOI.ORG/10.35376/10324/33116](https://doi.org/10.35376/10324/33116)
- RIOFRÍO, J., DEL RÍO, M., MAGUIRE, D. A., & BRAVO, F. 2019. SPECIES MIXING EFFECTS ON HEIGHT-DIAMETER AND BASAL AREA INCREMENT MODELS FOR SCOTS PINE AND MARITIME PINE. *FORESTS*, 10(3), 249. [HTTPS://DOI.ORG/10.3390/F10030249](https://doi.org/10.3390/f10030249)
- RIOFRÍO, J., DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., & BRAVO, F. 2017. CHANGES IN STRUCTURAL HETEROGENEITY AND STAND PRODUCTIVITY BY MIXING SCOTS PINE AND MARITIME PINE. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 405, 219-228. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2017.09.036](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.036)
- ROBLEDO-ARNUNCIO, J. J., & GIL, L. 2005. PATTERNS OF POLLEN DISPERSAL IN A SMALL POPULATION OF *PINUS SYLVESTRIS* L. REVEALED BY TOTAL-EXCLUSION PATERNITY ANALYSIS. *HEREDITY*, 94, 13–22. [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/SJ.HDY.6800542](https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6800542)
- BRAVO, F., & DE AZA, C. H. 2020. POTENTIAL CLIMATIC INFLUENCE ON MAXIMUM STAND CARRYING CAPACITY FOR 15 MEDITERRANEAN CONIFEROUS AND BROAD-LEAF SPECIES. *FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT*, 460, 117824. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117824](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117824)

- RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R., SERRADA, R., RODRIGUEZ, J. R., SERRADA, R., LUCAS, J. A., ALEJANO, R., DEL RÍO, M., TORRES, E., & CANTERO, A. 2008. SELVICULTURA DE *PINUS PINASTER* AIT. SUBS. MESOGEENSIS FIESCHI & GAUSSEN. EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA, MADRID, 399-430 PP. [HTTPS://GREGORIOMONTERO.FILES.WORDPRESS.COM/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FIORESTALES-COMPENDIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF](https://gregoriomontero.files.wordpress.com/2016/09/2008-CARACTERES_CULTURALES_ESPECIES_FIORESTALES-COMPENDIO-DE-SEVICULTURA-APLICADA-EN-ESPAC3B1A.PDF)
- RUEL, J. C. 1995. UNDERSTANDING WINDTHROW: SILVICULTURAL IMPLICATIONS. THE FORESTRY CHRONICLE, 71(4), 434–445. [HTTPS://DOI.ORG/10.5558/TFC71434-4](https://doi.org/10.5558/TFC71434-4)
- SÁNCHEZ-SALGUERO, R., CAMARERO, J. J., HEVIA, A., MADRIGAL-GONZÁLEZ, J., LINARES, J. C., BALLESTEROS-CANOVAS, J. A., SÁNCHEZ-MIRANDA, A., AL-FARO-SÁNCHEZ, R., SANGÜESA-BARREDA, G., GALVÁN, J. D., GUTIÉRREZ, E., GÉNOVA, M., & RIGLING, A. 2015. WHAT DRIVES GROWTH OF SCOTS PINE IN CONTINENTAL MEDITERRANEAN CLIMATES: DROUGHT, LOW TEMPERATURES OR BOTH? AGRICULTURAL AND FOREST METEOROLOGY, 206, 151–162. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.AGRFORMET.2015.03.004](https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2015.03.004)
- SANGÜESA-BARREDA, G., CAMARERO, J. J., LINARES, J. C., HERNÁNDEZ, R., OLIVA, J., GAZOL, A., ..., & DE LA RIVA, J. 2015. PAPEL DE LOS FACTORES BIÓTICOS Y LAS SEQUÍAS EN EL DECAIMIENTO DEL BOSQUE: APORTACIONES DESDE LA DENDROECOLOGÍA. ECOSISTEMAS, 24(2), 15-23. [HTTPS://DOI.ORG/10.7818/ECOS.2015.24-2.03](https://doi.org/10.7818/ECOS.2015.24-2.03)
- SANTOS-DEL-BLANCO, L., ALÍA, R., GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. C., SAMPEDRO, L., LARIO, F., & CLIMENT, J. 2015. CORRELATED GENETIC EFFECTS ON REPRODUCTION DEFINE A DOMESTICATION SYNDROME IN A FOREST TREE. EVOLUTIONARY APPLICATIONS, 8, 403–410. [HTTPS://DOI.ORG/10.1111/EVA.12252](https://doi.org/10.1111/EVA.12252)
- SERRADA, R., AROCA, M. J., & ROIG, S. 2008. SELVICULTURA PREVENTIVA DE INCENDIOS, EN: COMPENDIO DE SELVICULTURA APLICADA EN ESPAÑA. INIA – MINISTERIO DE EDUCACIÓN Y CIENCIA. ISBN 978-84-7498-521-4
- SERRADA, R., GÓMEZ, V., CACO, C., PLAZA, F. J., & AROCA, P. 2021. MONTE LOS COMUNES EN RIAZA-SEPULVEDA: EN BUENA COMPAÑÍA. FORESTA, 79, 16-19. [HTTPS://WWW.FORESTALES.NET/CANALES/FICHA.ASPX?IdMENU=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=44742D8C-DE-DC-4191-9A17-C2D44235260E&IDIOMA=ES-ES](https://www.forestales.net/canales/ficha.aspx?IdMENU=B6947309-987F-4BFF-808D-4E7E974CCAF8&COD=44742D8C-DE-DC-4191-9A17-C2D44235260E&IDIOMA=ES-ES)
- SOHN, J. A., SAHA, S., & BAUHUS, J. 2016A. POTENTIAL OF FOREST THINNING TO MITIGATE DROUGHT STRESS: A META-ANALYSIS. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 380, 261-273. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2016.07.046](https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2016.07.046)
- SOHN, J. A., HARTIG, F., KOHLER, M., HUSS, J., & BAUHUS, J. 2016B. HEAVY AND FREQUENT THINNING PROMOTES DROUGHT ADAPTATION IN *PINUS SYLVESTRIS* FORESTS. ECOLOGICAL APPLICATIONS, 26(7), 2190-2205. [HTTPS://DOI.ORG/10.1002/EAP.1373](https://doi.org/10.1002/EAP.1373)
- VAN HALDER, I., CASTAGNEYROL, B., ORDÓÑEZ, C., BRAVO, F., DEL RÍO, M., PERROT, L., & JACTEL, H. 2019. TREE DIVERSITY REDUCES PINE INFESTATION BY MISTLETOE. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT, 449, 117470. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/J.FORECO.2019.117470](https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2019.117470)
- VILÀ-CABRERA, A., GALIANO, L., & MATÍNEZ-VILALTA, J. 2015. Vulnerabilidad de los bosques ibéricos de pino albar ante el cambio climático. En: Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 283-293. [HTTPS://WWW.RESEARCHGATE.NET/PUBLICATION/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana](https://www.researchgate.net/publication/286930877_Los_Bosques_y_la_Biodiversidad_frente_al_Cambio_Climatico_Impactos_Vulnerabilidad_y_Adaptacion_en_Espana)
- WILLIAMS, M. I., & DUMROESE, R. K. 2013. Preparing for climate change: Forestry and assisted migration. Journal of Forestry, 111, 287–297. [HTTPS://DOI.ORG/10.5849/JOF.13-016](https://doi.org/10.5849/jof.13-016)