

Curso IAAP: Gestión forestal
para la conservación de
hábitats

Zaragoza

7 a 9 de mayo de 2013



Naturalización de replantaciones



Álvaro Hernández Jiménez

INTRODUCCIÓN.

La repoblación forestal realizada en el último siglo y medio ha supuesto la creación de 5 millones de hectáreas arboladas en España. En Aragón ha significado, según interpretación propia de los datos del Mapa Forestal de Aragón (Escudero & Franchés, 2004) la creación de más de 280.000 ha. de masas arboladas, porción nada desdeñable de la superficie arbolada total aragonesa, que se eleva a 1.364.414 ha: un 20,5% de los arbolados aragoneses provienen de repoblación forestal.

La gran mayoría de las superficies repobladas han sido incluidas en Lugares de Importancia Comunitaria, y son susceptibles de evolucionar hacia hábitats de interés comunitario, bien por una mejora de la masa en el caso de las repoblaciones de pino carrasco y de pino rodeno, especies constitutivas de hábitats de interés comunitario, bien por la dinámica de reemplazo por otras especies como encinas, quejigos, rebollos, hayas, acebos u otras.

Aunque se ha puesto en entredicho el papel facilitador de las repoblaciones en climas semiáridos, con precipitaciones anuales menores de 350 mm., y temperatura media anual de 18°C (Maestre et al., 2003, 2004), las repoblaciones pueden desempeñar un papel importante en los trabajos de protección, restauración y conservación de ecosistemas forestales (Spies, 1996; Navarro, 2009), proveen una importante herramienta selvícola para el manejo de la sucesión vegetal y la restauración de ecosistemas compuestos por especies tolerantes a la sombra, que en ausencia de perturbaciones importantes puedan posteriormente autoperpetuarse (Mosseler, 2006), y favorecen el desarrollo tanto de especies de matorral arbustivo (Valle et al., 1996), como de árboles más tolerantes a la sombra (De Simón, 1996). Sin embargo para que la cubierta de la repoblación tenga realmente un efecto mejorador del hábitat es crucial el manejo de la espesura (Gómez-Aparicio, et al., 2010): mientras la masa repoblada se mantenga en la fase de exclusión no propiciará la aparición de otras especies, al igual que cualquier rodal, independientemente de su origen (Oliver&Larson, 1996).



Monte TE-3048. Manzanera. Repoblación por fajas de buey de pino negral ejecutada hacia 1960. Mientras la masa de pino negral se mantenga en la fase de exclusión de fustes impedirá la entrada de cualquier especie bajo su dosel.



M.U.P.TE-25, Noguera de Albarracín. Rodal regular de pino albar proveniente de regeneración natural en un antiguo bancale, de unos 40 años de edad. Su comportamiento dinámico es igual al de la masa repoblada, ya que este no viene dado por el origen de la masa, sino por su estructura y su fase dinámica.

Las masas creadas mediante repoblación son susceptibles de cumplir múltiples funciones, para lo cual se debe atender en primer lugar a su supervivencia y estabilidad. Los tratamientos selvícolas deben asegurar esta estabilidad y llevar a las masas a estados favorables según la función o funciones que se pretendan maximizar. Sin embargo, cualquier tratamiento que se efectúe en las masas debería estar presidido por una máxima: siempre debe producirse, además de los fines buscados, ganancia de diversidad en estructuras, en especies, en diferenciación de nichos, etc., o al menos respetar el planteamiento de que en el ecosistema no se produzcan pérdidas netas (Terradas, 2001).

Las variadas funciones que pueden ofrecer las masas repobladas serán conseguidas o maximizadas por un adecuado régimen de intervención selvícola. En este trabajo únicamente se van considerar los tratamientos cuyo objetivo es el incremento de la diversidad de la masa, y por tanto del ecosistema: dentro de un ecosistema la diversidad de una de sus partes influye en la diversidad de los otros componentes del mismo, de forma que en un bosque es habitual que cuanto más diverso sea el estrato arbóreo más diversas serán las comunidades vegetales y animales que en él habiten, puesto que existe correspondencia entre las distintas taxocenosis en que se puede desglosar un ecosistema (Margalef, 1974).

La ganancia de diversidad debe ser, cada vez con más frecuencia, el objetivo principal de los tratamientos aplicados a las repoblaciones, considerando tanto la diversidad estructural y la diversidad específica, como la diversidad de nichos ofrecidos. Este aumento de diversidad, que se había considerado tradicionalmente positivo desde un punto de vista ecológico, aumentando la resistencia de las masas frente a perturbaciones de toda índole, en la actualidad se contempla también como una de las medidas que ayudan a la vegetación a aumentar su resistencia frente al cambio climático (Regato, 2008) o frente a especies invasoras (Thompson et al., 2009).

Las repoblaciones aragonesas, que se crearon en su mayoría con un claro objetivo de lucha contra la erosión hídrica, salvo casos particulares presentan una baja productividad, ya que en una gran mayoría son masas que vegetan sobre estaciones de suelos pobres y con poca profundidad y con climas continentales, muy fríos y secos, lo que limita seriamente la capacidad de crecimiento. Han supuesto, sin embargo, un importante esfuerzo para la consecución de ecosistemas más maduros, objetivo que debe primar en los tratamientos a realizar, y que en buena parte de las masas ni siquiera ha empezado a materializarse debido a la falta de tratamientos. Estos tratamientos deben ser diferentes en función del estado de la sucesión vegetal, de los procesos que dominen el rodal (tolerancia, inhibición, competencia, facilitación, etc.), de la posible dinámica en función de las restricciones ambientales y el régimen de perturbaciones que le puedan afectar, de los caracteres culturales de las especies que lo formen o puedan entrar a formar parte de él, etc.

El largo plazo necesario para que se produzca el reemplazo de las masas de coníferas por especies más tolerantes a la sombra, que se instalen bajo ellas, se desarrollen y lleguen a dominar los doseles hace que el régimen de perturbaciones sea quizá, el mayor discriminador de la potencialidad de las repoblaciones. En particular el régimen de incendios, la perturbación de mayor intensidad en los ecosistemas aragoneses, va a imponer un gradiente de potencialidad de reemplazo, que es máxima en el caso de repoblaciones de pino negro y pino albar, poco afectadas por incendios, y disminuye drásticamente en repoblaciones de pino negral, pino rodeno y pino carrasco, mucho más afectadas por incendios debido a las condiciones climáticas de las zonas donde se han realizado.

LAS REPOBLACIONES Y SU RELACIÓN CON LOS HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO.

Dentro de los espacios de la Red Natura 2000 la Directiva Hábitats establece que se deberán mantener los hábitats de interés comunitario en un estado de conservación favorable, o sea:

1. Que su área de distribución natural y las superficies del hábitat comprendidas dentro de este área sean estables o estén aumentando.
2. Que la estructura y las funciones específicas necesarias para su mantenimiento a largo plazo existan y puedan seguir existiendo en un futuro previsible.
3. Que el estado de conservación de sus especies características sea favorable.

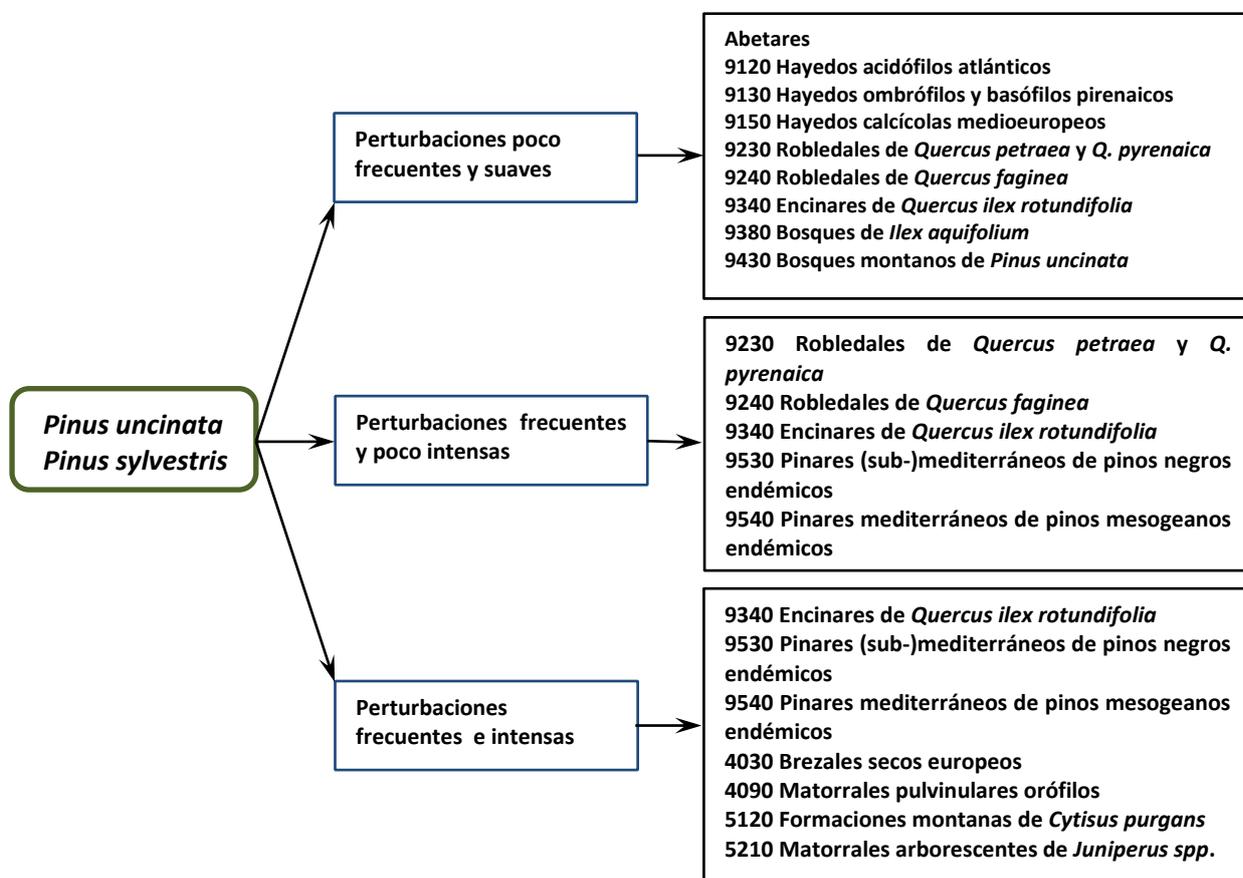
Aunque carecemos de datos sobre superficies repobladas dentro de los espacios designados LIC en Aragón, su presencia es importante, constituyendo incluso en algunos de

estos espacios la mayor parte de la vegetación arbolada. En ellos las repoblaciones forestales pueden tener un importante papel de mejoradoras de las condiciones del hábitat, o incluso de herramienta mediante la cual ganar superficie de los hábitats de interés.

Refiriéndonos únicamente a formaciones que constituyen hábitats de interés comunitario en el caso de las repoblaciones de pino negro (*Pinus uncinata*) y pino albar (*P. sylvestris*) la no aparición de perturbaciones en un largo plazo de tiempo, o bien perturbaciones muy poco intensas (caídas de árboles, roturas por nieve o viento) generarán una dinámica de reemplazo de estas por especies más tolerantes a la sombra como el abeto, el haya, el melojo, el quejigo, el acebo o la encina.

Perturbaciones más frecuentes o intensas excluirían las especies más tolerantes, conduciendo a las masas a masas mixtas con intervención de pinos, melojo, quejigo y encina.

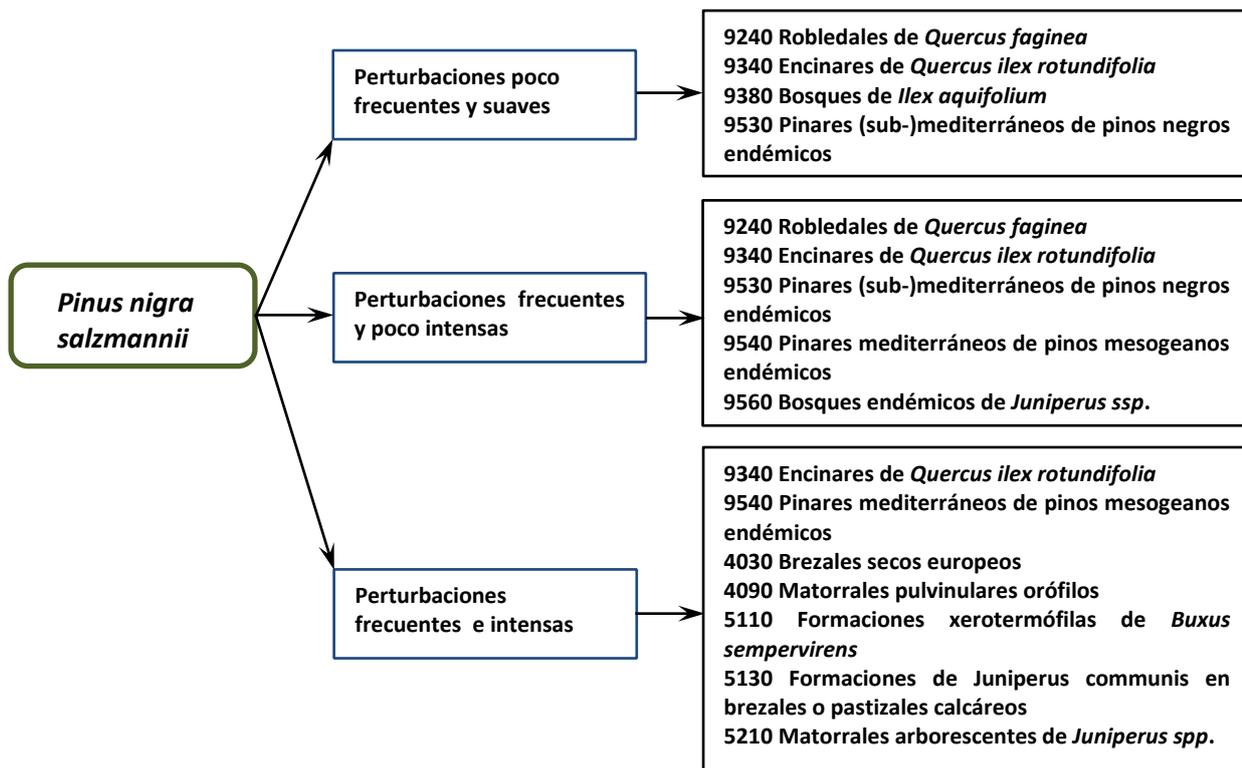
Perturbaciones muy frecuentes, o muy intensas, y particularmente incendios, favorecerían bien la aparición de masas mixtas con encina y enebros, bien la sustitución del arbolado por matorrales, algunos de los cuales constituyen hábitat de interés comunitario, como los brezales, los piornales o los parques de juniperáceas.



En el caso de las repoblaciones de pino negral (*Pinus nigra*) un régimen de perturbaciones débiles y poco frecuentes favorecerá el desarrollo de encinares y quejigares, con aparición de especies como acebo, enebro y sabina albar, si bien la longevidad y alta capacidad competitiva de la especie también puede conducir a perpetuar los pinares.

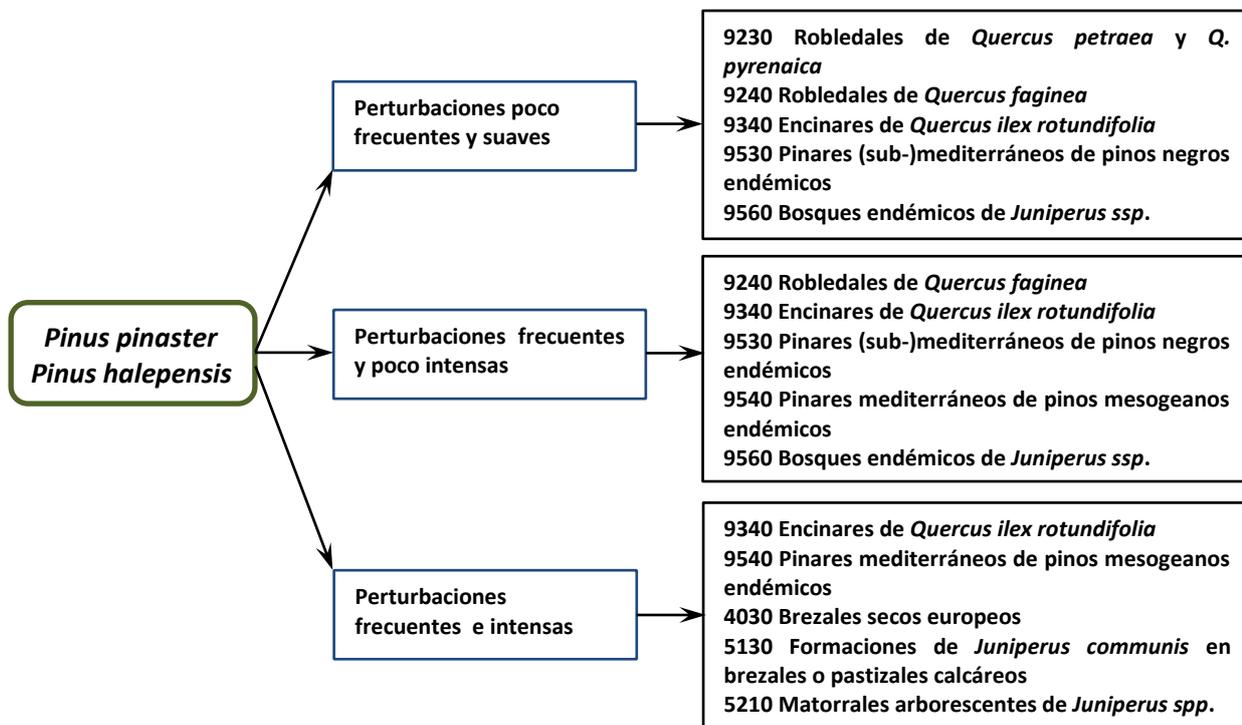
Perturbaciones algo más intensas o frecuentes favorecerán al pinar mixto, con presencia de quejigo y/o encina, y con intervención de especies más heliófilas como el pino carrasco.

Perturbaciones muy intensas, y en especial los incendios de alta intensidad, excluirán por completo al pino negral, dando paso a carrascales, pinares de carrasco, o, las más de las veces, a matorrales con intervención del boj, aliagas, enebros, etc.



En el caso de las repoblaciones de pino rodeno (*Pinus pinaster*) y pino carrasco (*P. halepensis*) las perturbaciones muy intensas conducirán a la perpetuación de pinares de estas especies, con intervención de la encina, brezales, enebrales, etc.

Un régimen de perturbaciones débil llevará a que junto a rodales de pinar, que no podrán ser excluidos por las características de la estación, aparezcan rodales de encinar, quejigar o melojar, así como enebrales y sabinares.





M.U.P Z-251, Tarazona. Subpiso de hayedo bajo repoblación de *Pinus sylvestris* de alrededor de 80 años. A medio plazo el hayedo excluirá al pinar.



Monte TE-3015, Cutanda, Calamocha. Encinar sustituyendo a la repoblación de *Pinus nigra* ssp. *nigra* con escasa densidad debido a su inadecuación a la estación



M.U.P. TE-84, La Zoma. Tras el incendio en julio de 2009 de la repoblación de *Pinus pinaster*, el pinar se autosustituye (foto: octubre de 2012).



Monte TE-3184, Nueros, Calamocha. *Quercus pyrenaica* bajo repoblación de *Pinus sylvestris* y *P. nigra*. El tratamiento busca favorecer al melojo y conseguir una masa mixta.



Monte TE-3060, Ejulve. Regeneración adelantada de sabina albar (*Juniperus thurifera*) bajo repoblación de *Pinus nigra* ssp. *salzmannii* de 53 años. Estado tras ejecución de una clara (fotografía: junio de 2008).



M.U.P. TE-213, Valdelinares. Repoblación de *Pinus uncinata*. La falta de especies intolerantes hará que el pinar comience una dinámica de relevo por regeneración del pino moro en claros.

TRATAMIENTOS PARA EL INCREMENTO DE LA DIVERSIDAD.

Hasta el momento todos los estudios sobre cómo tratar las masas repobladas españolas se centran en el mantenimiento de masas de estructura regular con fracción de cabida cubierta completa. Esta estructura favorece el “equilibrio” de la masa: maximiza el volumen acumulado a lo largo de la vida de la masa, impide la aparición de un subpiso de regenerado, aplazando hasta altas edades la cuestión de cómo conseguir la regeneración del arbolado, y garantiza el buen estado sanitario y el vigor del arbolado (Del Río et al., 2005). La guía técnica para realizar los tratamientos suelen ser tablas de producción, modelos teóricos que muestran la previsible evolución de la masa con la edad en función de su calidad y los tratamientos realizados.

La ejecución de tratamientos dosificadores de la competencia suele consistir en la extracción de pies dominados o comprimidos, secos, moribundos, malformados, bifurcados, etc. dejando una distribución uniforme de árboles de similares características en cuanto a diámetros y alturas. Esta manera de actuar lleva a perpetuar masas de gran homogeneidad, uno de los factores que, junto con la ausencia de estrato arbustivo y herbáceo, más alejan a las repoblaciones de ecosistemas naturales maduros.

En estudios realizados sobre regeneración y diversidad en Sierra Nevada (Granada), en repoblaciones de pino carrasco, pino rodeno, pino negral y pino albar se comprobó que los pinares de repoblación en la montaña mediterránea tienen, de media, menor regeneración y diversidad de plantas vasculares que los bosques naturales de fagáceas. Sin embargo, este efecto general negativo de las repoblaciones no fue constante a escala de paisaje, sino que varió fuertemente dependiendo de las condiciones climáticas, la densidad del rodal, y la distancia a las fuentes de semillas (Gómez-Aparicio et al., 2009):

Las repoblaciones tuvieron de media menor riqueza de especies y menor índice de Shannon que los encinares y los rebollares, aunque este efecto afectó fundamentalmente a las herbáceas y no a las leñosas, que en ocasiones presentan mayor riqueza de especies bajo las repoblaciones.

La diversidad disminuyó al aumentar la densidad de rodal. Este efecto negativo de la densidad se debe presumiblemente a que los doseles muy densos limitan tanto la dispersión (al afectar a la abundancia de dispersantes y el flujo de semillas, como al establecimiento de las especies, debido a competencia por luz y recursos edáficos.

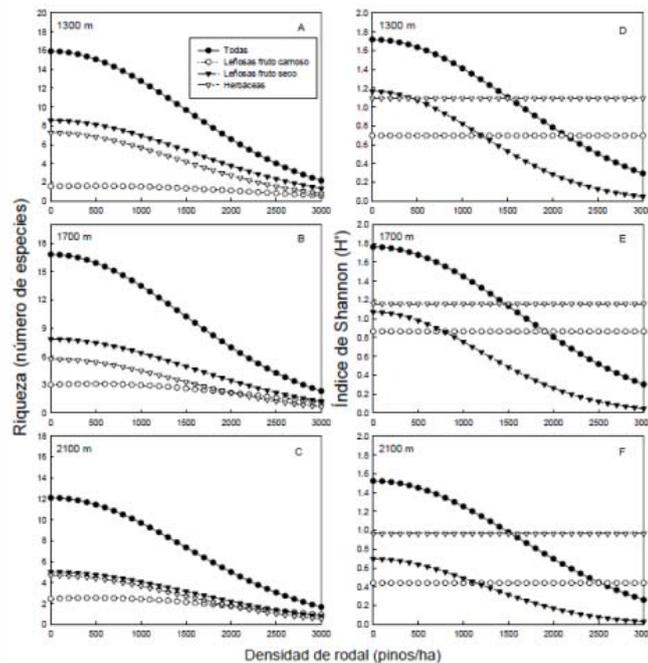
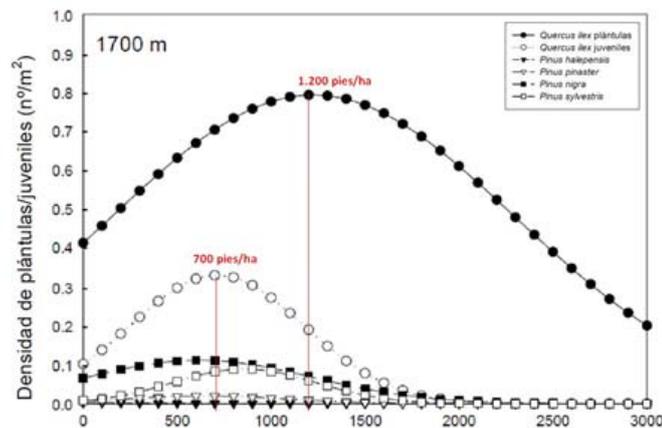


Figura 3. Efecto de la densidad del rodal sobre la riqueza (número de especies) y el índice de Shannon (H') a 3 alturas diferentes (baja, media y alta). La radiación se fijó a 5 GJ/m^2 . Las líneas rectas indican ausencia de efecto de la densidad sobre los valores de H' , y se incluyen únicamente con fines comparativos.

La densidad del rodal tuvo un efecto clave sobre la regeneración. Así, la densidad de plántulas y juveniles alcanzó su máximo en la primera mitad del gradiente de densidad (< 1500 pinos/ha), tendiendo rápidamente a cero por encima de este valor.

Sólo la encina fue capaz de regenerarse en las repoblaciones de alta densidad, gracias a su mayor tolerancia a la sombra. Sin embargo la transición de las plántulas al estadio de juvenil se ve limitada también por las altas densidades, debido a la mayor demanda lumínica que presentan los juveniles en comparación con las plántulas.



Densidad de plántulas y juveniles bajo repoblaciones en Sierra Nevada. La supervivencia de las plantas de encina está condicionada por la densidad de la masa. La máxima densidad de juveniles se alcanza con densidades de la repoblación menores que las necesarias para la máxima presencia de plántulas. A partir de Gómez-Aparicio et al., 2009.

Tratamientos para el aumento de la diversidad específica.

La consecución de masas mixtas mediante el favorecimiento de la regeneración a través de tratamientos de la masa repoblada debe ser el objetivo principal de muchas de nuestras repoblaciones, siempre que la realización de los tratamientos no anule la capacidad de protección hidrológica de las masas. Por otra parte el empeoramiento frente a los incendios que supone el surgimiento del subpiso se ve claramente contrarrestado por la enorme ganancia de resiliencia de la masa mixta frente al incendio o a otros factores de perturbación, siempre que aparezcan especies capaces de rebrotar de cepa o raíz.

En el funcionamiento del ecosistema arbolado el principal motor es el reparto del espacio entre sus componentes, a la postre el reparto de luz, agua y nutrientes entre todos los individuos presentes. En masas arboladas es habitual hablar de espesura, definida como el grado de solidaridad que entre sí presentan los individuos de una masa (Serrada, 2004).

Las diferentes especies reaccionan de un modo particular frente a la espesura, la cual condiciona los recursos disponibles y es responsable de la competencia entre los individuos. De esta manera las especies tolerantes a la sombra encuentran oportunidades de establecerse bajo el dosel de las masas repobladas, oportunidades que no tiene las plantas descendientes de la propia repoblación, normalmente muy exigentes en luz en sus primeras edades. Por tanto la espesura de la masa repoblada va a influir muy significativamente en la composición específica de la misma en edades más avanzadas, y particularmente llegado el momento del relevo del dosel superior por nuevas plantas instaladas.

Especialmente importante se muestra la espesura del dosel de la repoblación para el establecimiento y supervivencia de las plántulas, y el posterior crecimiento de los pies. Las especies avanzadas en la sucesión van a necesitar de la sombra para instalarse, si bien altas densidades de la repoblación pueden conducir a que se produzca la inhibición de otras especies, o bien su nula supervivencia debido al fenómeno de sombra seca. Es por ello que muchas repoblaciones no muestran sotobosque alguno. Un segundo momento fundamental es la liberación de los pies instalados, es decir, su puesta en luz. Todas las especies, aun las

tenidas por muy necesitadas de sombra como el haya, reaccionan favorablemente a un aumento de la disponibilidad de luz, que se traduce en un incremento de su crecimiento (Aranda et al., 2004).



Monte TE-3037, Collados, Calamocha. La ejecución de tratamientos en una repoblación de gran espesura debe permitir la instalación de pies de melojo, cuyas plántulas eran muy escasas y tenían poca probabilidad de supervivencia.



M.U.P. 240, Añón del Moncayo, Zaragoza. El haya (*Fagus sylvatica*) fue liberada de la competencia del monte bajo de melojo (*Quercus pyrenaica*) nueve años antes de la fotografía. Su crecimiento es mucho mayor en el lado a plena luz

Plantaciones de enriquecimiento.

En repoblaciones donde no se han instalado especies tolerantes a la sombra o lo han hecho en muy escaso número una opción de diversificación de la masa, tanto en composición como en estructura es acudir a plantaciones de enriquecimiento.

A la hora de planificar y ejecutar estas actuaciones los dos principales factores que deben tenerse en cuenta son la distancia a fuentes semilleras, que va a determinar el patrón de reclutamiento de plántulas, y por tanto las necesidades de plantación, y la espesura de la masa repoblada, que va a tener influencia en la supervivencia y crecimiento de las plantas introducidas.

Distancia a fuentes semilleras.

En estudios realizados en pinares repoblados de Sierra Nevada (González-Moreno et al., 2009, 2011) se ha comprobado que la regeneración de encina bajo el pinar depende de la distancia a los rodales semilleros (no aparece regeneración a más de 1.500 m. de estos y es máxima en una banda de 250 m.), pero también la diversidad específica total depende de la distancia a los rodales, ya fuesen encinares, matorrales o vegetación de ribera. Igualmente parece desprenderse del estudio que la dispersión de especies bajo la repoblación es mayor desde rodales situados a mayor altitud que ella. La densidad de la masa se relaciona de forma positiva con la aparición de plántulas de encina (que posteriormente no podrán desarrollarse). Sin embargo la diversidad específica es menor en los rodales espesos.

Otro resultado de estos estudios mostró, en oposición a lo que ocurre, por ejemplo en masas tropicales, que la fragmentación de la repoblación tiene como consecuencia un aumento de la diversidad específica, siendo indiferente la regeneración de encina a este parámetro. De esta manera la heterogeneidad aumenta la biodiversidad vegetal y por el contrario cierta homogeneidad potencia el reclutamiento de quercíneas.

Buena parte de la diseminación de los frutos de especies de árboles y arbustos va a depender de la fauna granívora. En lo que se refiere a la dispersión zoócora de semillas, la abundancia de aves granívoras es mayor en aquellas repoblaciones que tienen mayor porcentaje de su perímetro en contacto con rodales que proporcionan fruto, y por tanto la dispersión de semillas en ella es mayor. Aunque estas aves diseminan semillas de iguales

especies que los mamíferos, su importancia es mucho mayor: las aves pueden llegar a diseminar el 95% del total de semillas, frente a un 5% diseminado por mamíferos (Zamora et al., 2010).

Todos los factores mencionados van a influir en la dinámica del rodal de forma que la evolución de la vegetación se va a ver influida en mayor medida por factores no relacionados con la vegetación presente que por posibles cambios autogénicos propiciados por la vegetación. Entre estos últimos destaca la espesura de la masa, y entre los primeros la calidad de estación, la distancia a fuentes semilleras, su localización y forma de dispersión, la herbivoría y la fragmentación de las masas.

A igualdad de otras condiciones bajo doseles densos es esperable una mayor instalación de plántulas de especies tolerantes a la sombra en aquellas zonas con buena calidad y profundidad de suelos, cercanas a rodales de vegetación madura que actúen como exportadores de semillas, lo que debe convertir a estas zonas como prioritarias a la hora de la realización de tratamientos de aceleración de la dinámica vegetal.

La mayor disponibilidad hídrica de las exposiciones de umbría, derivada de la menor radiación incidente, hace que en las umbrías sea también mayor la instalación de plántulas (Bonet et al., 2004), aunque la masa adulta va a competir aquí en condiciones muy favorables, inhibiendo el crecimiento de las plántulas instaladas: no es raro que las solanas, con masas de menor densidad como resultado de marras y de la muerte de pies por las difíciles condiciones estacionales, se vean invadidas de vegetación antes que las umbrías, con repoblaciones más espesas y vigorosas.



Monte TE-3129, Villastar. Dos rodales contiguos: en la solana (izquierda) el pobre desarrollo y la alta mortalidad del pino laricio de Austria han propiciado el establecimiento de romero, enebros, coscoja y encina, mientras que en la umbría (derecha), con mejores condiciones estacionales, la repoblación ha expulsado la vegetación heliófila e impide la regeneración de especies tolerantes.

La lejanía a fuentes semilleras puede hacer necesaria la introducción de estas especies, que no se va a producir de forma natural, mientras que el aumento de fragmentación de la repoblación puede causar un aumento de diversidad específica, al ofrecer más variabilidad de nichos y ecotonos (González-Moreno et al., 2011).

Como norma general se puede aventurar que en aquellas repoblaciones con una distancia superior a 1,5 kilómetros a rodales productores de semilla no se va a producir un reclutamiento significativo de plántulas cuya dispersión dependa de animales granívoros, siendo por tanto necesaria su introducción artificial si se desea su presencia.

Una forma efectiva de conseguir a medio plazo la aparición de especies tolerantes bajo la cubierta de la repoblación es crear núcleos de dispersión mediante la implantación de rodales de especies de fruto (quercíneas, acerollo, serbal, enebros, majuelo, endrino, rosa, etc.) en claros dentro de la repoblación o en sus proximidades, situados preferentemente en zonas altas. Igualmente es importante intentar que las especies empleadas cubran el mayor periodo de fructificación posible, de forma que se maximice la oferta para la fauna granívora.

La aplicación de estas estrategias de nucleación asistida posee el potencial de restablecer a corto plazo áreas degradadas mediante la promoción de doseles heterogéneos con una composición diversa de la comunidad, que a su vez pueden servir para renaturalizar comunidades monoespecíficas hiperdensas y con baja capacidad de resiliencia en la actualidad.

Esta misma técnica puede utilizarse en las repoblaciones de nueva implantación, creando así las fuentes semilleras necesarias para que se produzca la dinámica natural de dispersión y reemplazo.



Monte TE-3006, Lechago, Calamocha. Enriquecimiento de una zona repoblada con pino laricio de Austria mediante plantación de *Pinus pinaster*, *Quercus ilex*, *Sorbus domestica*, *Acer monspessulanum* y siembra de *Quercus faginea* en claros como consecuencia de marras de la repoblación original.



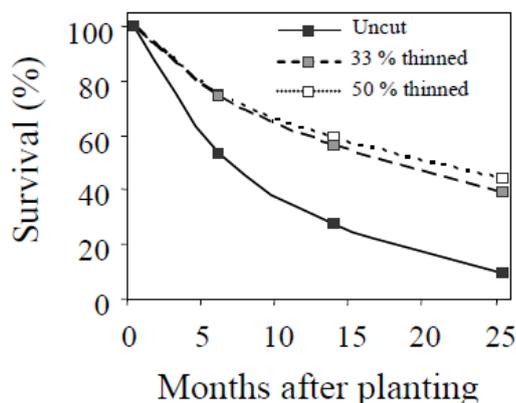
Monte Z-1079, Talamantes. Plantación de enriquecimiento en una zona repoblada con pino rodeno mediante introducción de *Quercus ilex*, *Q. faginea*, *Crataegus monogyna*, *Ilex aquifolium*, *Amelanchier ovalis*, y *Rosa ssp.*

Influencia de la espesura en la supervivencia y crecimiento de plántulas.

La introducción de especies en masas repobladas debe realizarse en masas en un adecuado grado de espesura, siendo conveniente en ocasiones realizar en primer lugar un clareo o clara que aporte el espacio vital necesario para los pies a introducir. Densidades altas generan ambientes excesivamente umbríos, donde la mineralización de la materia orgánica puede hacerse más lenta; además, la intercepción de las precipitaciones por parte de las copas de los árboles y la hojarasca, así como el “drenaje” de agua a la atmósfera por las raíces de los árboles adultos, pueden reducir la disponibilidad de agua en el suelo durante el verano con respecto a zonas que han sido aclaradas, lo que se traduce en un mayor grado de estrés hídrico en los brinzales.

En parcelas experimentales de la Sierra de Filabres (Almería) en las que se plantó *Quercus ilex* bajo masas de *Pinus nigra* var. *nigra* y *Pinus pinaster* el crecimiento de las encinas, y muy especialmente de su altura, fue mejor en zonas en las que se ejecutaron claras bajas fuertes que en zonas donde se hicieron claras bajas débiles o no se hicieron tratamientos, mientras que la supervivencia fue similar en todas las zonas (Álvarez et al., 1996, 1997). Similares resultados se obtuvieron en pinares de carrasco valencianos, en los que las encinas instaladas en zonas sometidas a tratamientos de entresaca y aclareo sucesivo uniforme mostraron mayor crecimiento diametral que las establecidas en las zonas sin tratamiento (Escrig et al., 2005).

Sin embargo también se ha demostrado que la supervivencia también puede estar relacionada con la densidad de la cubierta: así en plantaciones de *Quercus pyrenaica* bajo repoblación de *Pinus sylvestris* en las proximidades del Hayedo de Montejo en Madrid, la supervivencia de los brinzales de *Quercus pyrenaica* fue mayor en los rodales en los que se ejecutaron claras del 33% y el 50% del número de pies (Rodríguez, 2007).



Supervivencia de brinzales de *Quercus Pyrenaica* bajo repoblación de *Pinus sylvestris*. Tomado de Rodríguez, 2007.

De la misma forma en ensayos en Murcia de implantación de matorrales (*Pistacia lentiscus*, *Rhamnus lycioides* y *Chamaerops humilis*) bajo la cubierta de un pinar repoblado de pino carrasco (*Pinus halepensis*) de 50 años de edad y 1.400 pies/ha de densidad en los que se ejecutaron claras con extracción del 33% y el 50% del área basimétrica se comprobó que una clara de mayor intensidad favorece el desarrollo y supervivencia de los plantones (Castillo et al., 2009).

Manejo de la densidad.

La espesura de la masa arbolada va a tener una influencia decisiva en el proceso de instalación y desarrollo de plantas tolerantes a la sombra.

Una forma habitual de medir la espesura es la relación entre el número de pies presentes y su altura o su diámetro. En España fue habitual utilizar la relación entre el número de pies y la altura dominante de la masa, mediante el índice de Hart-Becking. En Norteamérica ha sido muy utilizada la relación entre el número de pies y su diámetro mediante el Índice de *Reineke*, conocido como SDI, acrónimo de *Stand Density Index* o, en español, índice de espesura del rodal. Este índice, aunque antiguo (se formuló en 1933), se ha popularizado en España en los últimos años como base para la propuesta de normas de silvicultura de masas repobladas¹.

Reineke estudió masas regulares de diversas especies norteamericanas en densidad completa encontrando que existía una constancia en la pendiente de la recta:

$$\ln(N) = a + b \cdot \ln(Dg)$$

alcanzando dicha pendiente el valor de -1,605, donde N es la densidad del rodal en número de pies por hectárea y Dg el diámetro medio cuadrático del rodal estudiado, en centímetros. Al deshacer la transformación logarítmica esta recta se convierte en una curva, de manera que las normas de silvicultura obtenidas por este método se traducen en una familia de curvas².

¹ Al igual que ha ocurrido en otros países. En los últimos años se ha renovado el interés por este índice, y aunque nació como una medida de la densidad relativa de masas regulares y monoespecíficas, su uso se ha extendido a masas pluriespecíficas o de estructura irregular (Shaw, 2006). El índice de Reineke no es más que una particularización de la Ley de autoaclareo de Yoda, que relaciona el peso medio con la densidad: a medida que crecen los individuos ha de disminuir la densidad, como resultado de la competencia (Terradas, 2001).

² Diversos autores han estudiado posteriormente la validez del parámetro -1,605. Por ejemplo, para el pino albar en Alemania se encontró una relación de -1,593. Sin embargo, en ausencia de estudios locales se suele admitir el empleo de la hipótesis de Reineke (Pretzsch, 2009). En Teruel, a partir de los datos de 510 parcelas realizadas en el M.U.P. nº 12 "Vega del Tajo", se calculó una recta de Reineke para la masa natural de pino albar con pendiente de -1,464, si bien en una masa tendente a la irregularidad por los tratamientos de huroneo realizados (Careaga, 2003). Para la masa de pino moro (*Pinus uncinata*) de Gúdar (M.U.P. 71 de Gúdar y 213 de Valdelinares) se obtuvo un parámetro de -1,674 a partir de un muestreo de 52 parcelas.

El índice de Reineke se define como la densidad para un diámetro medio cuadrático de 25 cm, es decir³:

$$SDI = N \cdot (25/Dg)^{-1,605}$$

Admitiendo la hipótesis de Reineke, la máxima espesura (SDI_{max}) corresponderá a la recta que teniendo como pendiente -1,605 pase por el punto (N,Dg) de mayor espesura. Aunque esta forma de actuar puede no ser válida en otro tipo de estudios (Bravo et al., 1997), es conceptualmente correcta en este caso al basarse en datos de parcelas en las que no se han efectuado intervenciones, en muchas de las cuales aparece ya mortalidad natural por autoaclareo.

Diversos autores han evaluado posteriormente que el rango óptimo de espesura de una masa se sitúa, de forma general para coníferas, entre el 35% y el 60% del índice de espesura máximo, de forma que por encima del 50-60% comienza la mortalidad natural debida a la competencia, y por debajo del 30-35% los árboles no aprovechan completamente las capacidades de la estación (Dean et al, 1993).

En Aragón son escasas las normas de silvicultura o tablas de producción específicas para las masas arboladas naturales o artificiales, salvo los recientes trabajos sobre diagramas de manejo de densidad de pino carrasco y pino rodeno en el este de España (Valbuena et al., 2008), y sobre diagramas de manejo de masas naturales de la especie en la Depresión del Ebro (Cabanillas et al., 2009; Cabanillas, 2010), lo que hace que su gestión sea función de los conocimientos y la experiencia de cada uno de los gestores. En la provincia de Teruel a lo largo de los últimos quince años se ha recopilado una importante información de parcelas muestreadas con motivo de la redacción de proyectos para la realización de tratamientos selvícolas en masas repobladas. A partir de esta información se han calculado para cada especie principal unas normas de silvicultura basadas en el índice de Reineke. Para ello se han utilizado los datos de 1.110 parcelas de muestreo, realizadas en 33 montes de la provincia. En el caso de masas mixtas únicamente se han utilizado para el cálculo los datos de aquellas parcelas en que más de los dos tercios de los pies pertenecían a la especie correspondiente, por lo que finalmente el número de parcelas utilizadas es de 1.014.

De esta manera se ha obtenido un índice de Reineke de 1.329 pies/ha para el pino albar, 1.273 pies/ha para el pino negral, 1.027 pies/ha para pino rodeno y 871 pies/ha para pino carrasco, en consonancia con la variación de sus temperamentos. Los índices y las curvas obtenidas podrían ser aplicables a todo el Sistema Ibérico aragonés, si bien son escasos los estudios en la provincia de Zaragoza. En la 1ª Revisión del MUP 47 de Purujosa se obtuvo un índice de Reineke para pino negral de 1.216 pies/ha, a partir de los datos de 33 parcelas sin intervenir, muy similar al obtenido en las masas turolenses (González et al., 2009)⁴.

Aunque cuando se trata del objetivo productor de madera es habitual establecer tablas de producción diferenciadas para calidad de estación, en este caso únicamente se ofrece una norma selvícola por especie, que señala el rango del 60 al 35% del SDI máximo encontrado, y ofrece también el valor del 25% del SDI máximo, valor que no se debería rebajar salvo casos particulares y justificados. Además de no ser separados por alturas los diagramas únicamente ofrecen la variación de densidad y no se han calculado otros posibles parámetros como los volúmenes medios a obtener, normales en los diagramas de manejo de densidad utilizados en otros países (Newton, 1997).

³ En la formulación original se define como la densidad para un diámetro de 10 pulgadas, lo que corresponde realmente a 25,4 cm. Sin embargo se suele redondear a 25 cm.

⁴ Estos valores contrastan con los obtenidos en repoblaciones castellanoleonésas, donde el índice de Reineke obtenido para pino rodeno es de 1.629 pies/ha, de 1.445 pies/ha para pino albar, y de 1.621 pies/ha para pino negral (Del Río et al., 2006).

Las tablas de producción clásicas pregonan mayores densidades en las peores calidades: a mayor calidad de la masa o rodal a tratar menor deberá ser la densidad tras el tratamiento, de forma que el crecimiento se acumule en menos árboles, consiguiéndose así mayores diámetros. En nuestra opinión es en estas calidades en las que las densidades deben rebajarse hasta el 35% del SDI máximo, siempre que exista un mínimo de regeneración instalada, puesto que las posibles pérdidas en producto quedan ampliamente superadas por las ganancias en madurez y diversidad del ecosistema.

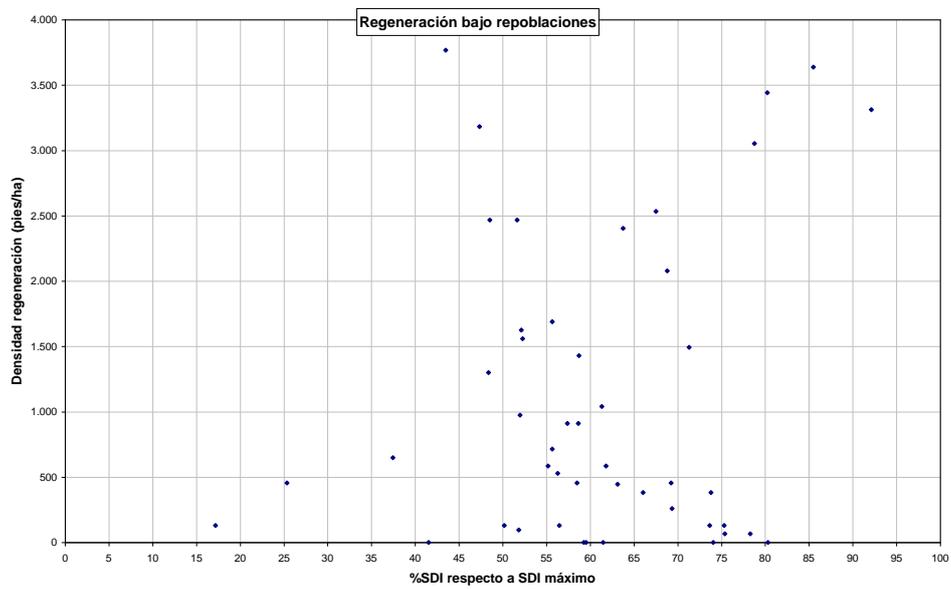
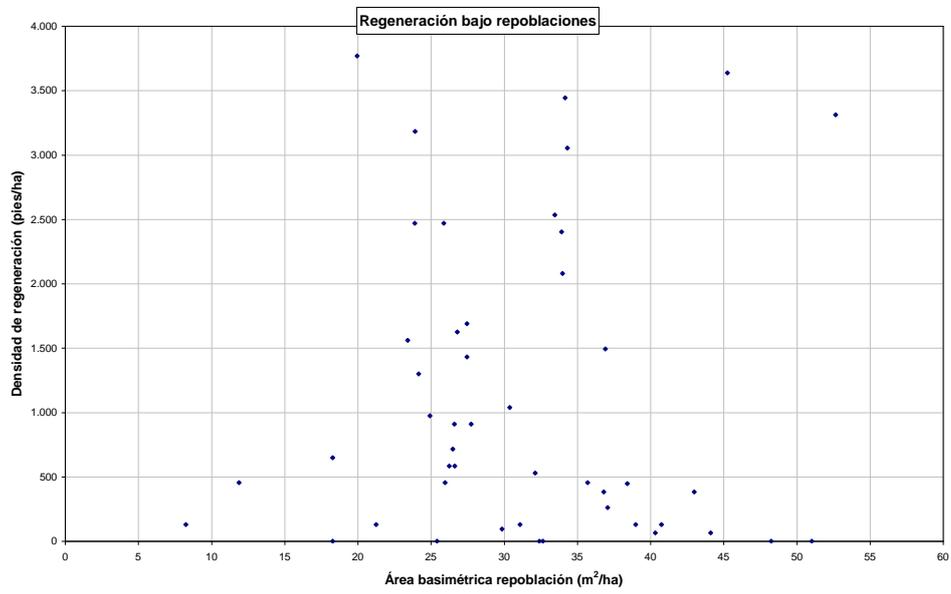
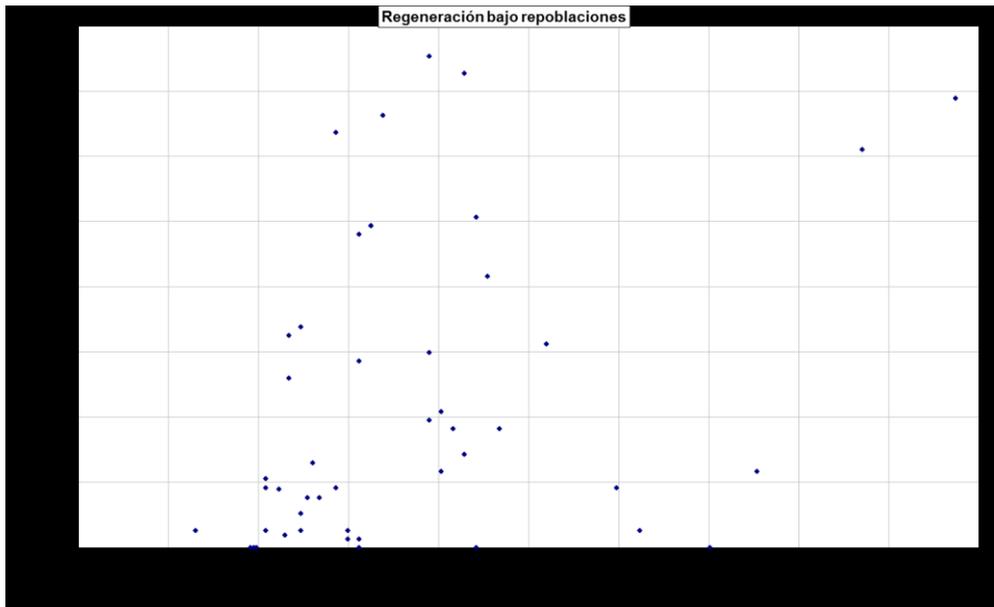
Los índices clásicos de medición de espesura, ya sea el de Reineke u otros, funcionan en masas monoestratas, pero son de difícil aplicación en masas irregulares, y desde luego no fueron contemplados para su uso en masas con subpisos. Es evidente que el manejo del dosel superior influirá en el subpiso de especies regeneradas bajo la cubierta, pero no existen estudios específicos para este fin.

Son escasos los estudios españoles de cómo la espesura del dosel principal y la intervención sobre la misma se refleja en el subpiso de regeneración. Por ello antes de proponer normas de selvicultura se han utilizado los datos obtenidos en 6 montes repoblados turolenses para hacer una serie de reflexiones, que no pueden ir más allá por lo reducido del estudio, ya que únicamente disponemos de datos de 48 parcelas de repoblaciones de pino negral (*Pinus nigra*) o mezclas de este con pino albar (*Pinus sylvestris*) o pino rodeno (*Pinus pinaster*). Las edades de las masas en el momento del muestreo se encontraban entre los 37 y los 56 años.

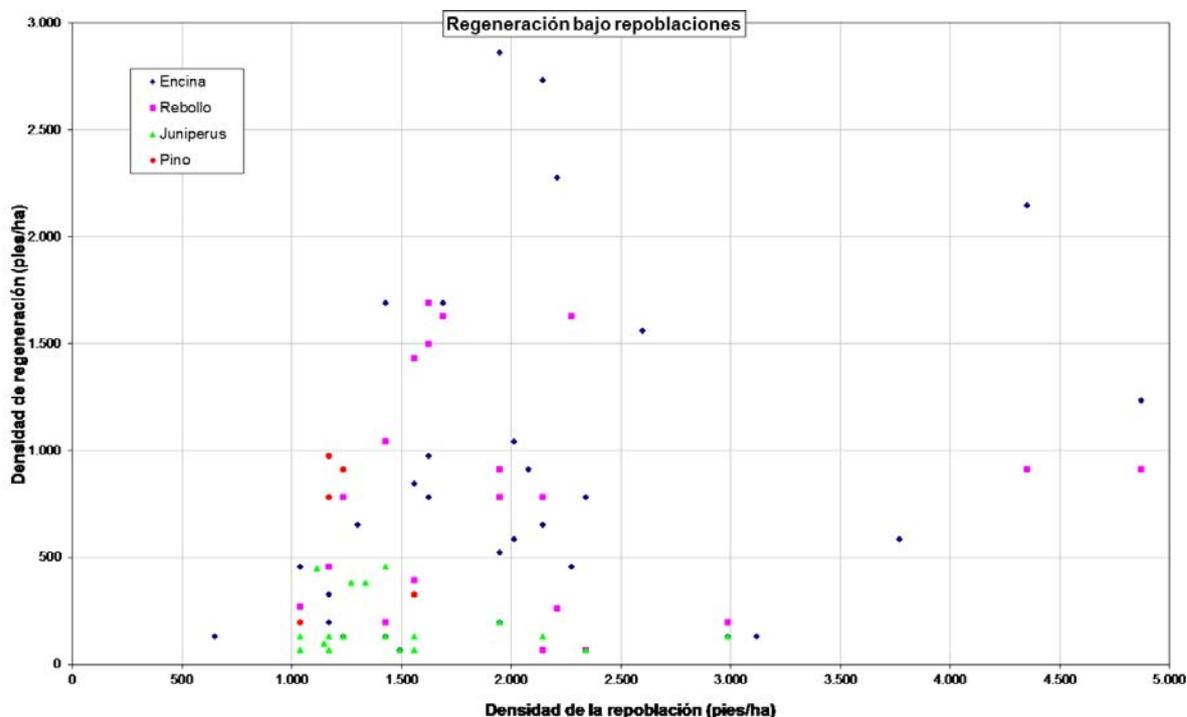
El estado inicial de los seis montes, evaluado a partir de la fotografía aérea del vuelo americano de 1957, era muy similar: superficies totalmente desarboladas, con un intenso uso agrícola (el monte TE-3014 se hallaba en aquel instante recién plantado, siendo visibles en la fotografía aérea las fajas realizadas con los bueyes). Sin embargo sí que aparecen diferencias en cuanto a las distancias a masas más o menos espesas de encinar, rebollar o sabinar. Ambos factores, estado inicial y distancia a fuentes semilleras, deben ser contemplados para poder explicar una parte del estado actual de los subpisos de regeneración. Otro factor no tenido en cuenta es la historia del pastoreo en los montes, así como la densidad de herbívoros silvestres en los mismos. En la actualidad estos factores se han igualado en todos los montes, siendo el pastoreo escaso o nulo, escasísimo el conejo, generalizada la presencia del corzo si bien en densidades bajas, y abundante el jabalí. La predación de semillas y de plantas jóvenes, y el comportamiento de especies granívoras dispersoras son otros factores fundamentales a la hora de explicar la dinámica de la regeneración, y poco conocidos.

A partir de los datos disponibles de los montes turolenses se observa cómo para la aparición de la regeneración parece necesaria la consecución de una espesura cercana a la completa: el mayor número plántulas instaladas se da en general en densidades entre 1.200 y 2.200 pies/ha. En lo que se refiere al área basimétrica los máximos valores de regeneración instalada se encuentran en masas de más de 20 m²/ha, mientras que en relación con el índice de Reineke el máximo de regeneración instalada se encuentra a partir del mencionado límite del 40-45% de la espesura biológica máxima.

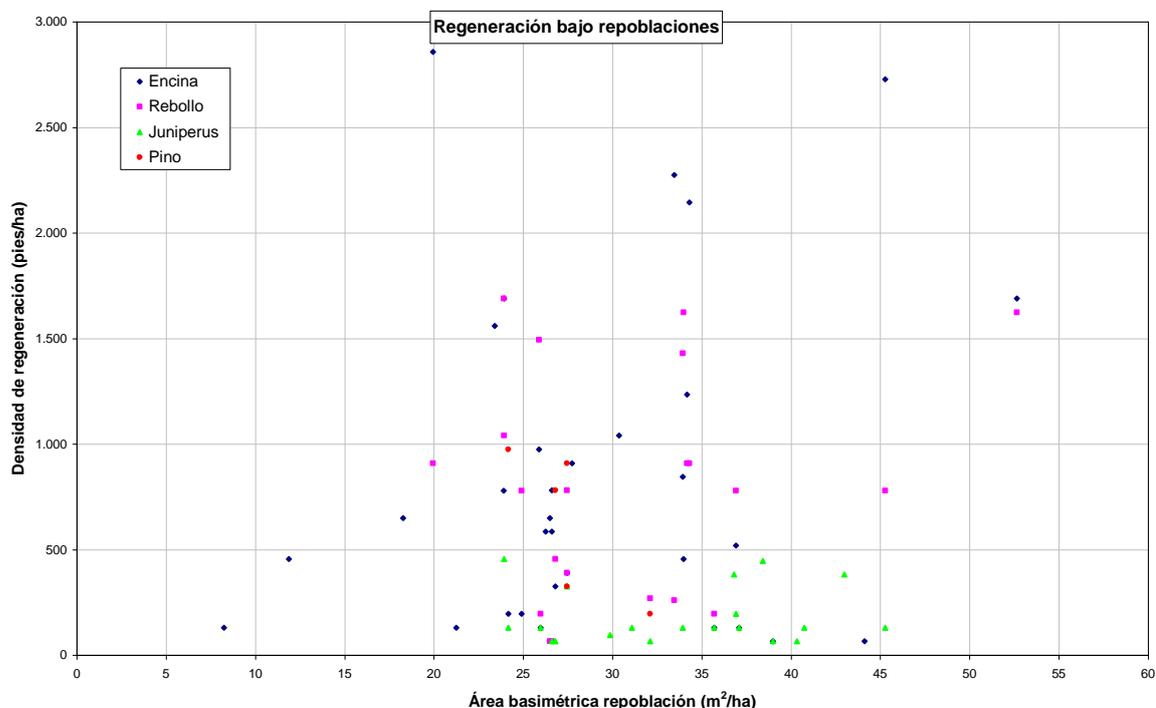
La conclusión primera es clara: las masas excesivamente abiertas no propician la aparición de regenerados de especies no presentes en el dosel arbóreo. La espesura defectiva de la masa suele deberse a la baja calidad de estación, lo que no favorece en ningún caso la instalación de frondosas. Además suelen ser zonas intensamente pastoreadas, al contrario de las masas en espesura completa, desprovistas de cualquier tipo de pasto.



Por otra parte quedan patentes las diferentes estrategias diseminatorias y reproductivas de las especies. Así los pinos, especies muy intolerantes, no aparecen con densidades superiores a 1.600 pies/ha, mientras que la plasticidad de encina y rebollo (*Quercus faginea*) es muy amplia, instalándose en repoblaciones entre 650 y 4.900 pies/ha, siendo máxima en repoblaciones entre 1.300 y 2.200 pies/ha.

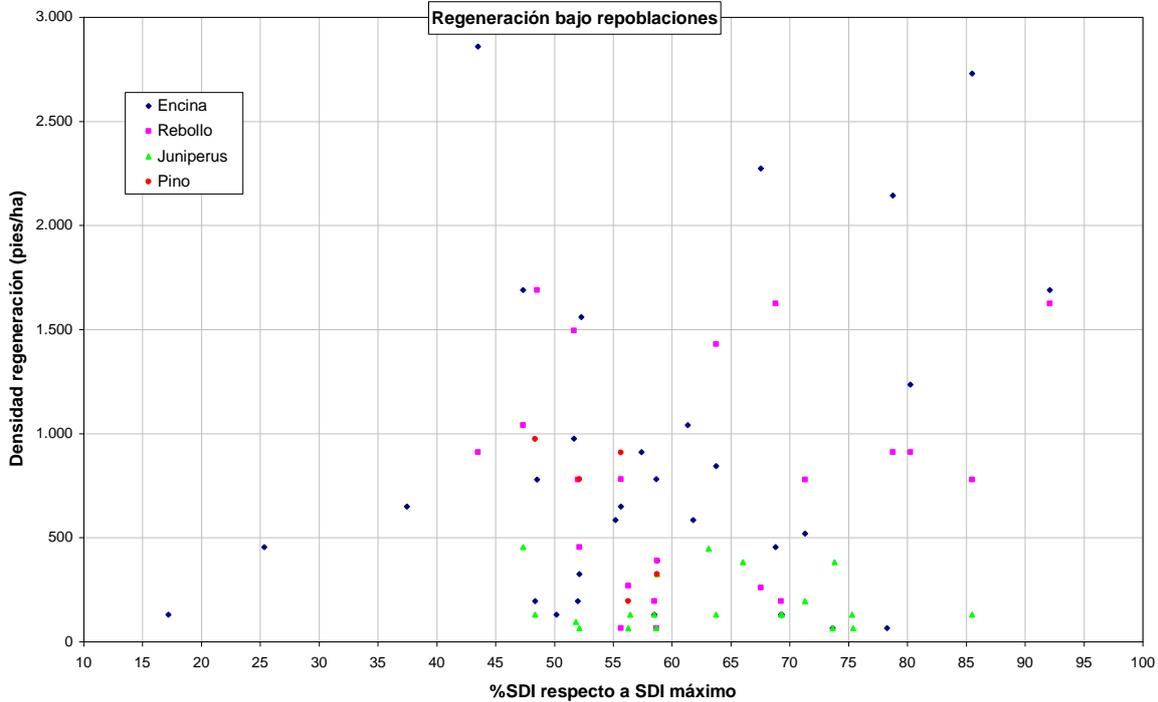


Los pinos no regeneran bajo áreas basimétricas superiores a los 32 m²/ha, mientras que encina y quejigo están presentes en parcelas con hasta 52 m²/ha, con valores máximos en el rango entre 25 y 35 m²/ha.



Refiriéndonos al índice de densidad de Reineke la aparición de regeneración de especies del género *Pinus* exige valores no superiores al 50% de la densidad biológica máxima. *Quercus faginea*, *Juniperus communis* y *Juniperus thurifera* aparecen únicamente en parcelas con

valores del índice superiores al 40% de la densidad biológica máxima. La encina (*Quercus ilex*) demuestra ser la especie más plástica en lo que a requerimientos de espesura del dosel superior se refiere, si bien los valores máximos de densidad se alcanzan también en parcelas con valores del índice de Reineke superiores al 40% de la densidad biológica máxima.



Parece, por tanto, que es conveniente mantener las jóvenes repoblaciones en altos grados de espesura a fin de conseguir la instalación de plántulas de frondosas y/o juniperáceas con una densidad apreciable, tal que permita la evolución hacia masas mixtas. Como valor de referencia puede establecerse el 50% del de la densidad biológica máxima, estableciendo por tanto un intervalo del 50-60% de la densidad biológica máxima como óptimo para la consecución de este subpiso a la par que se mantiene en buen estado vegetativo la masa arbórea.

El siguiente paso hacia la consecución de masas mixtas, una vez instalada una cantidad apreciable de plántulas, es la apertura del dosel arbóreo a fin de liberar espacio y conceder al subpiso la posibilidad de crecer y consolidarse. Este es el punto actual de muchas de las masas repobladas aragonesas. La reducción de densidad debe ser tal que acerque a la repoblación a valores del orden del 35% de su densidad biológica máxima, lo que puede suponer la necesidad de abordar claras fuertes, y el conflicto que esto puede suponer en las masas con función de protección frente a la erosión hídrica es conocida (Serrada, 1999) si bien no ha sido cuantificado.

Se ofrecen a continuación los modelos de manejo de la densidad obtenidos, tanto en forma numérica como gráfica.

Pino negral (*Pinus nigra*)

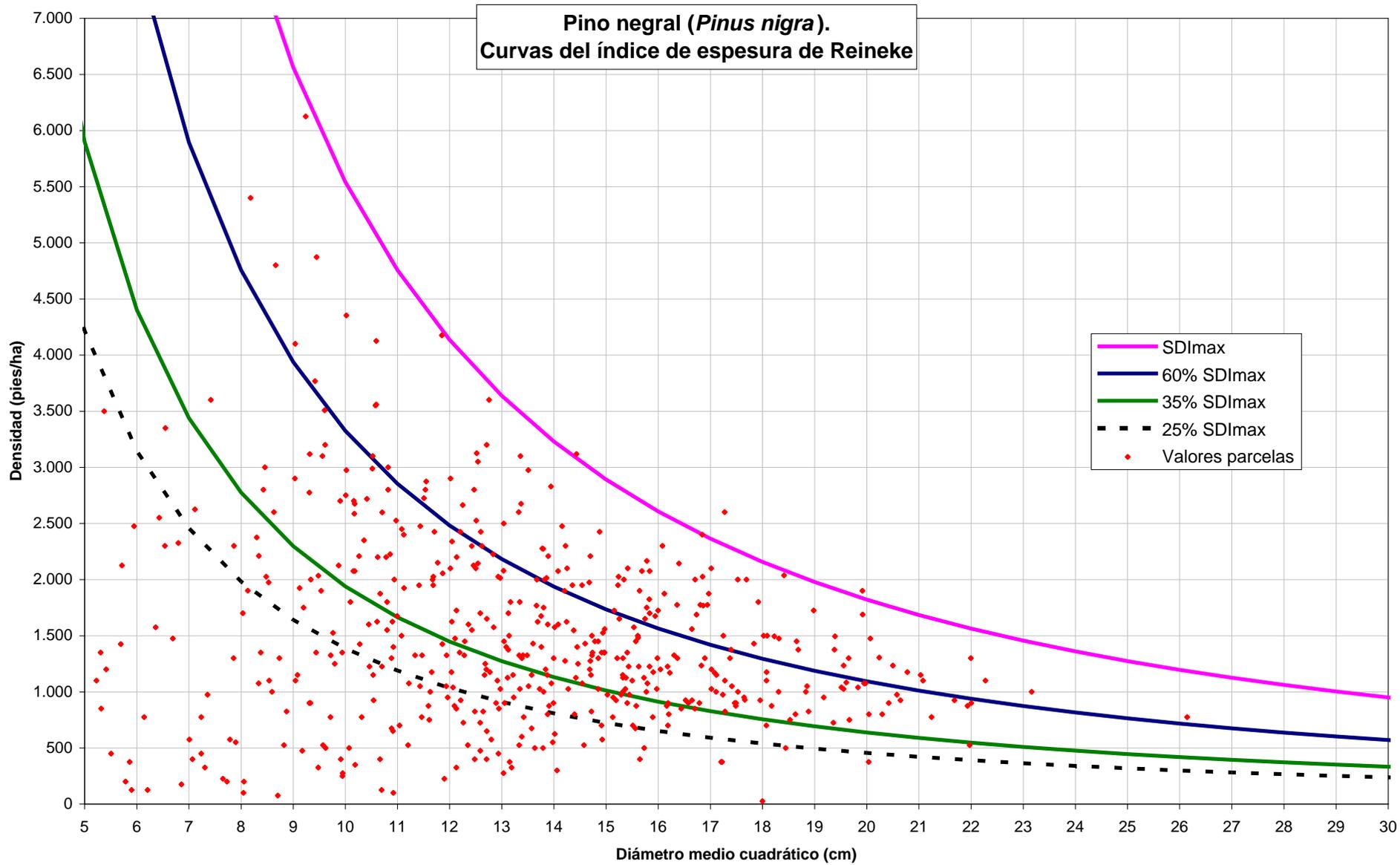
El caso del pino negral no se ha distinguido entre las variedades *nigra* y *salzmannii*, sino que se ha calculado una norma de silvicultura colectiva para la especie. El tratamiento del pino laricio de Austria debe tender hacia el valor del 50-60% del SDI_{max} mientras que no exista regeneración instalada, pasando a valores cercanos al 35% del SDI_{max} para acelerar la incorporación y desarrollo de regeneración adelantada de cupulíferas y juniperáceas, plantas que a medio y largo plazo deben terminar sustituyendo a la forma austriaca en todos aquellos montes donde no está vegetando en condiciones adecuadas.

A partir de los valores de 494 parcelas se ha calculado la recta de Reineke que define la espesura biológica máxima para las repoblaciones turolenses de pino negral:

$$\ln(N) = 12,3158 - 1,605 \cdot \ln(Dg)$$

El índice de Reineke máximo para el pino negral se sitúa en 1.273 pies/ha.

D _g (cm)	SDI _{max}		60% SDI _{max}		35% SDI _{max}		25% SDI _{max}	
	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)
5	16.860	33,10	10.116	19,86	5.901	11,59	4.215	8,28
6	12.582	35,58	7.549	21,35	4.404	12,45	3.146	8,89
7	9.824	37,81	5.895	22,69	3.439	13,23	2.456	9,45
8	7.929	39,86	4.758	23,91	2.775	13,95	1.982	9,96
9	6.563	41,75	3.938	25,05	2.297	14,61	1.641	10,44
10	5.542	43,53	3.325	26,12	1.940	15,24	1.386	10,88
11	4.756	45,20	2.854	27,12	1.665	15,82	1.189	11,30
12	4.136	46,78	2.482	28,07	1.448	16,37	1.034	11,69
13	3.638	48,28	2.183	28,97	1.273	16,90	909	12,07
14	3.230	49,72	1.938	29,83	1.130	17,40	807	12,43
15	2.891	51,09	1.735	30,65	1.012	17,88	723	12,77
16	2.607	52,41	1.564	31,45	912	18,34	652	13,10
17	2.365	53,68	1.419	32,21	828	18,79	591	13,42
18	2.158	54,91	1.295	32,94	755	19,22	539	13,73
19	1.978	56,09	1.187	33,65	692	19,63	495	14,02
20	1.822	57,24	1.093	34,34	638	20,03	455	14,31
21	1.685	58,35	1.011	35,01	590	20,42	421	14,59
22	1.564	59,43	938	35,66	547	20,80	391	14,86
23	1.456	60,49	874	36,29	510	21,17	364	15,12
24	1.360	61,51	816	36,91	476	21,53	340	15,38
25	1.273	62,51	764	37,51	446	21,88	318	15,63
26	1.196	63,49	717	38,09	419	22,22	299	15,87
27	1.126	64,44	675	38,67	394	22,55	281	16,11
28	1.062	65,37	637	39,22	372	22,88	265	16,34
29	1.004	66,29	602	39,77	351	23,20	251	16,57
30	950	67,18	570	40,31	333	23,51	238	16,80
31	902	68,06	541	40,83	316	23,82	225	17,01
32	857	68,92	514	41,35	300	24,12	214	17,23
33	816	69,76	489	41,85	285	24,42	204	17,44
34	777	70,59	466	42,35	272	24,70	194	17,65
35	742	71,40	445	42,84	260	24,99	186	17,85
36	709	72,20	426	43,32	248	25,27	177	18,05
37	679	72,98	407	43,79	238	25,54	170	18,25
38	650	73,76	390	44,25	228	25,81	163	18,44
39	624	74,52	374	44,71	218	26,08	156	18,63
40	599	75,27	359	45,16	210	26,34	150	18,82



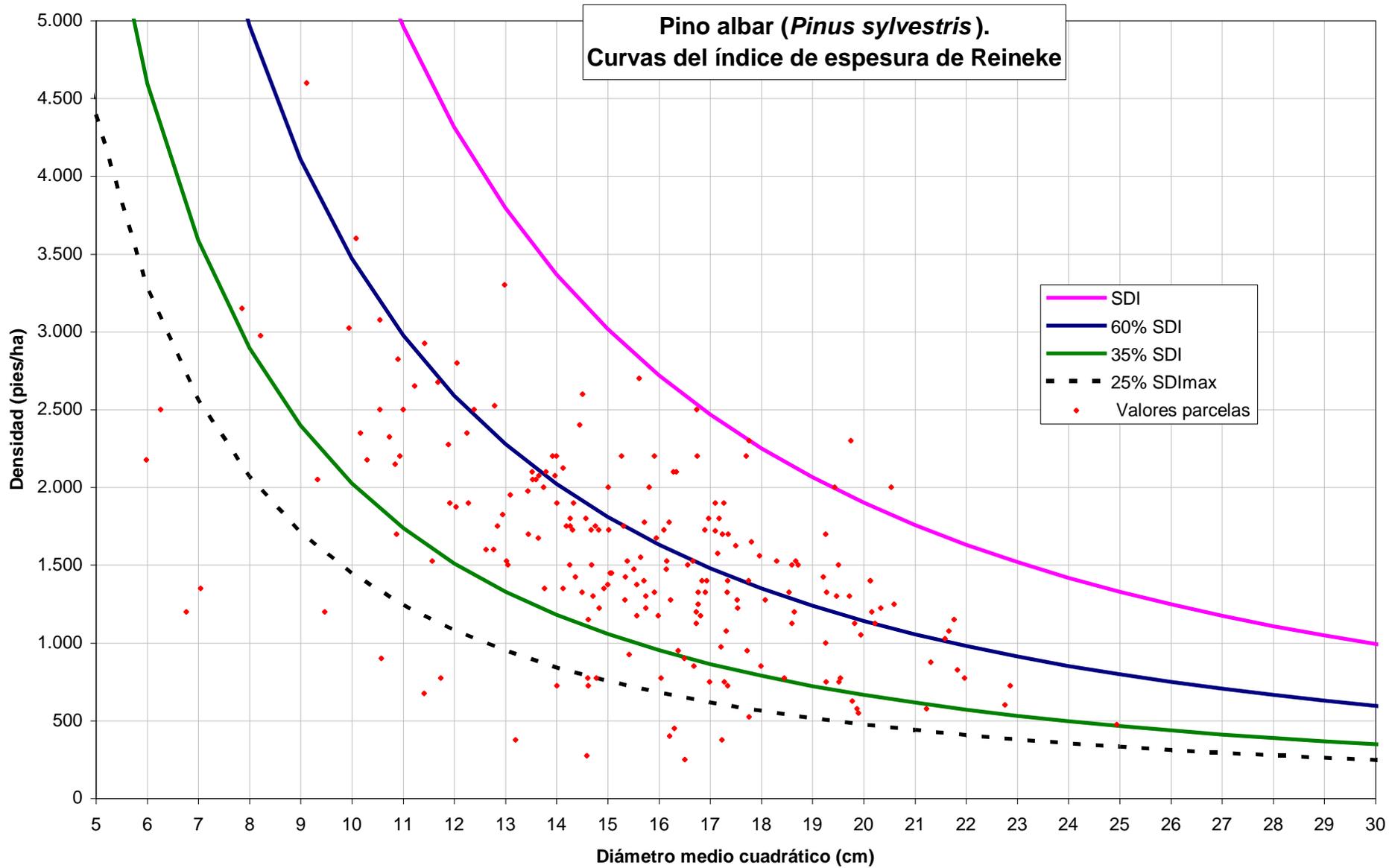
Pino albar (*Pinus sylvestris*)

A partir de los datos de 207 parcelas se ha obtenido la recta de Reineke para repoblaciones de pino albar en Teruel:

$$\ln(N) = 12,3584 - 1,605 \cdot \ln(Dg)$$

El índice de Reineke máximo para el pino albar se sitúa en 1.329 pies/ha.

D _g (cm)	SDI _{max}		60% SDI _{max}		35% SDI _{max}		25% SDI _{max}	
	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)
5	17.593	34,54	10.556	20,73	8.797	12,09	6.158	8,64
6	13.130	37,12	7.878	22,27	6.565	12,99	4.596	9,28
7	10.252	39,46	6.151	23,67	5.126	13,81	3.588	9,86
8	8.274	41,59	4.965	24,96	4.137	14,56	2.896	10,40
9	6.849	43,57	4.110	26,14	3.425	15,25	2.397	10,89
10	5.784	45,42	3.470	27,25	2.892	15,90	2.024	11,36
11	4.963	47,17	2.978	28,30	2.482	16,51	1.737	11,79
12	4.316	48,82	2.590	29,29	2.158	17,09	1.511	12,20
13	3.796	50,38	2.278	30,23	1.898	17,63	1.329	12,60
14	3.370	51,88	2.022	31,13	1.685	18,16	1.180	12,97
15	3.017	53,31	1.810	31,99	1.508	18,66	1.056	13,33
16	2.720	54,69	1.632	32,81	1.360	19,14	952	13,67
17	2.468	56,02	1.481	33,61	1.234	19,61	864	14,00
18	2.252	57,30	1.351	34,38	1.126	20,05	788	14,32
19	2.064	58,53	1.239	35,12	1.032	20,49	723	14,63
20	1.901	59,73	1.141	35,84	951	20,91	665	14,93
21	1.758	60,89	1.055	36,54	879	21,31	615	15,22
22	1.632	62,02	979	37,21	816	21,71	571	15,51
23	1.519	63,12	912	37,87	760	22,09	532	15,78
24	1.419	64,19	851	38,51	709	22,47	497	16,05
25	1.329	65,23	797	39,14	664	22,83	465	16,31
26	1.248	66,25	749	39,75	624	23,19	437	16,56
27	1.175	67,25	705	40,35	587	23,54	411	16,81
28	1.108	68,22	665	40,93	554	23,88	388	17,06
29	1.047	69,17	628	41,50	524	24,21	367	17,29
30	992	70,11	595	42,06	496	24,54	347	17,53
31	941	71,02	565	42,61	470	24,86	329	17,75
32	894	71,92	537	43,15	447	25,17	313	17,98
33	851	72,80	511	43,68	426	25,48	298	18,20
34	811	73,66	487	44,20	406	25,78	284	18,41
35	774	74,51	465	44,70	387	26,08	271	18,63
36	740	75,34	444	45,20	370	26,37	259	18,84
37	708	76,16	425	45,70	354	26,66	248	19,04
38	679	76,97	407	46,18	339	26,94	238	19,24
39	651	77,76	391	46,66	325	27,22	228	19,44
40	625	78,54	375	47,13	313	27,49	219	19,64



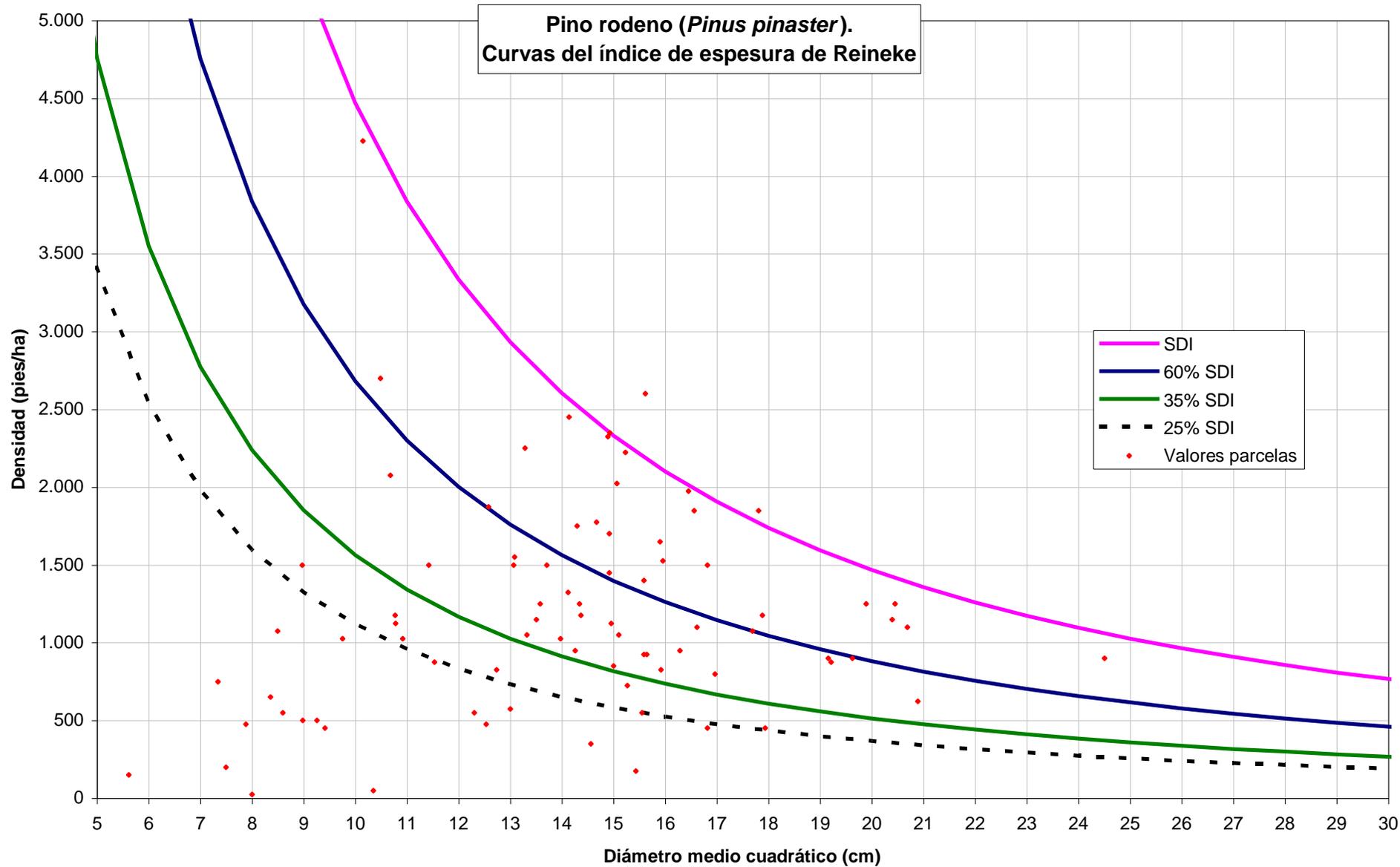
Pino rodeno (*Pinus pinaster*)

A partir de los datos de 82 parcelas se ha obtenido la recta de Reineke para repoblaciones de pino rodeno en Teruel:

$$\ln(N) = 12,1006 - 1,605 \cdot \ln(Dg)$$

El índice de Reineke máximo para el pino rodeno se sitúa en 1.027 pies/ha.

D _g (cm)	SDI _{max}		60% SDI _{max}		35% SDI _{max}		25% SDI _{max}	
	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)
5	13.595	26,69	8.157	16,02	4.758	9,34	3.399	6,67
6	10.146	28,69	6.087	17,21	3.551	10,04	2.536	7,17
7	7.922	30,49	4.753	18,29	2.773	10,67	1.980	7,62
8	6.394	32,14	3.836	19,28	2.238	11,25	1.598	8,03
9	5.292	33,67	3.175	20,20	1.852	11,78	1.323	8,42
10	4.469	35,10	2.681	21,06	1.564	12,28	1.117	8,77
11	3.835	36,45	2.301	21,87	1.342	12,76	959	9,11
12	3.335	37,72	2.001	22,63	1.167	13,20	834	9,43
13	2.933	38,93	1.760	23,36	1.027	13,63	733	9,73
14	2.604	40,09	1.563	24,05	911	14,03	651	10,02
15	2.331	41,20	1.399	24,72	816	14,42	583	10,30
16	2.102	42,26	1.261	25,36	736	14,79	525	10,57
17	1.907	43,28	1.144	25,97	667	15,15	477	10,82
18	1.740	44,27	1.044	26,56	609	15,50	435	11,07
19	1.595	45,23	957	27,14	558	15,83	399	11,31
20	1.469	46,15	881	27,69	514	16,15	367	11,54
21	1.358	47,05	815	28,23	475	16,47	340	11,76
22	1.261	47,93	756	28,76	441	16,77	315	11,98
23	1.174	48,77	704	29,26	411	17,07	293	12,19
24	1.096	49,60	658	29,76	384	17,36	274	12,40
25	1.027	50,41	616	30,24	359	17,64	257	12,60
26	964	51,19	579	30,72	337	17,92	241	12,80
27	908	51,96	545	31,18	318	18,19	227	12,99
28	856	52,71	514	31,63	300	18,45	214	13,18
29	809	53,45	486	32,07	283	18,71	202	13,36
30	766	54,17	460	32,50	268	18,96	192	13,54
31	727	54,88	436	32,93	254	19,21	182	13,72
32	691	55,57	415	33,34	242	19,45	173	13,89
33	658	56,25	395	33,75	230	19,69	164	14,06
34	627	56,92	376	34,15	219	19,92	157	14,23
35	598	57,57	359	34,54	209	20,15	150	14,39
36	572	58,22	343	34,93	200	20,38	143	14,55
37	547	58,85	328	35,31	192	20,60	137	14,71
38	524	59,47	315	35,68	184	20,82	131	14,87
39	503	60,09	302	36,05	176	21,03	126	15,02
40	483	60,69	290	36,41	169	21,24	121	15,17



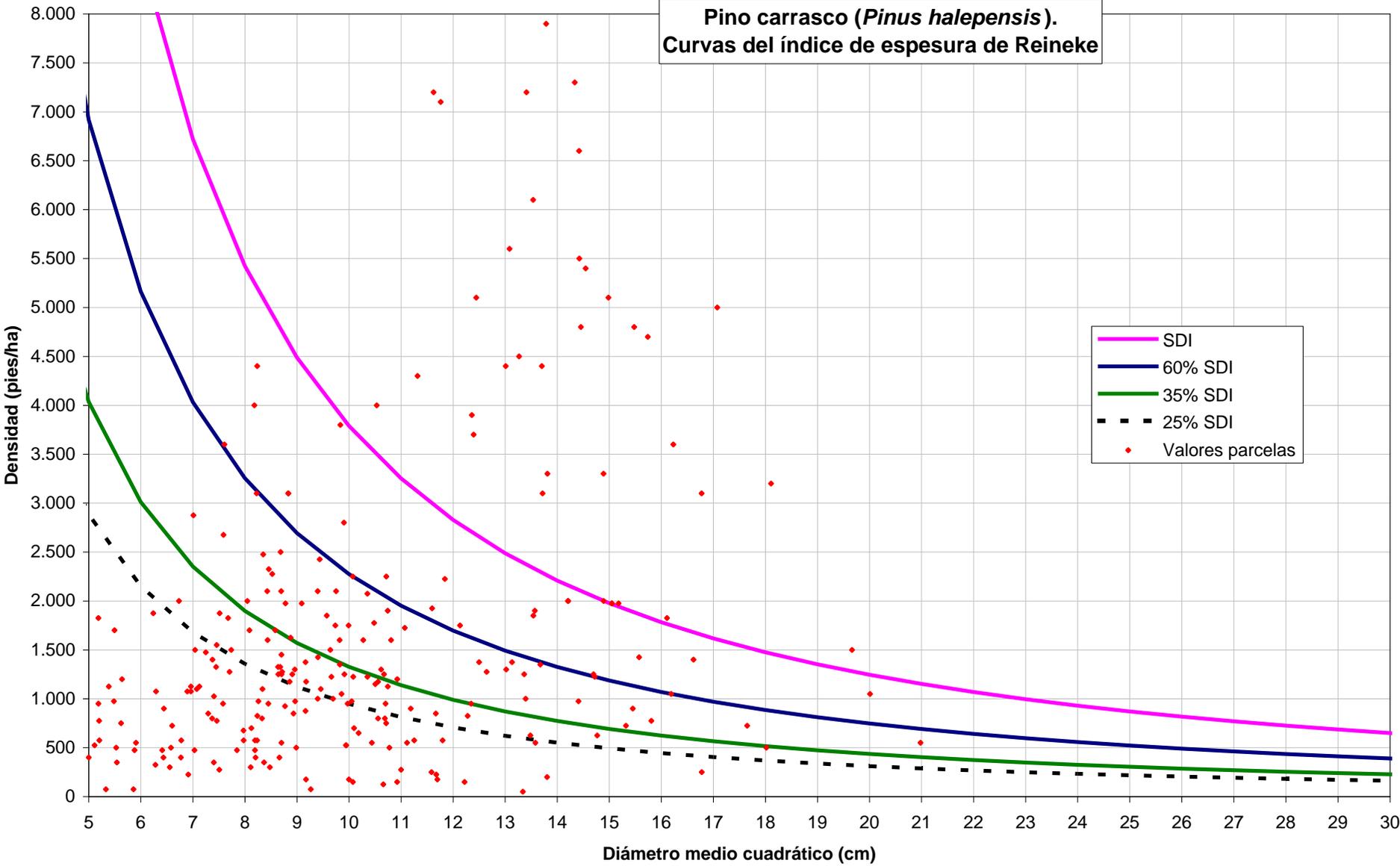
Pino carrasco (*Pinus halepensis*)

A partir de los datos de 226 parcelas se ha obtenido la recta de Reineke para repoblaciones de pino carrasco en Teruel: $\ln(N) = 11,9358 - 1,605 \cdot \ln(Dg)$

El cálculo de esta recta se encuentra muy dificultado por las características de las repoblaciones de esta especie, que se realizaron a altas densidades, de hasta más de 10.000 pies/ha en rodales donde se plantó y se sembró. La parcela de mayor espesura de esta especie mostró 7.900 pies/ha con diámetro medio cuadrático de 13,9 cm., a una edad de 44 años. Por ello para el establecimiento de esta recta nos hemos apoyado en las parcelas de ensayo de claras establecidas en la masa repoblada de pino carrasco del monte "El Cierzo" nº 250 de los de U.P. de Zaragoza, en término municipal de Tarazona. Esta repoblación fue plantada a una densidad del orden de 2.000 pies/ha, y en ella en 1999 se realizaron trabajos selvícolas, estableciendo parcelas de control que fueron nuevamente medidas en 2010.

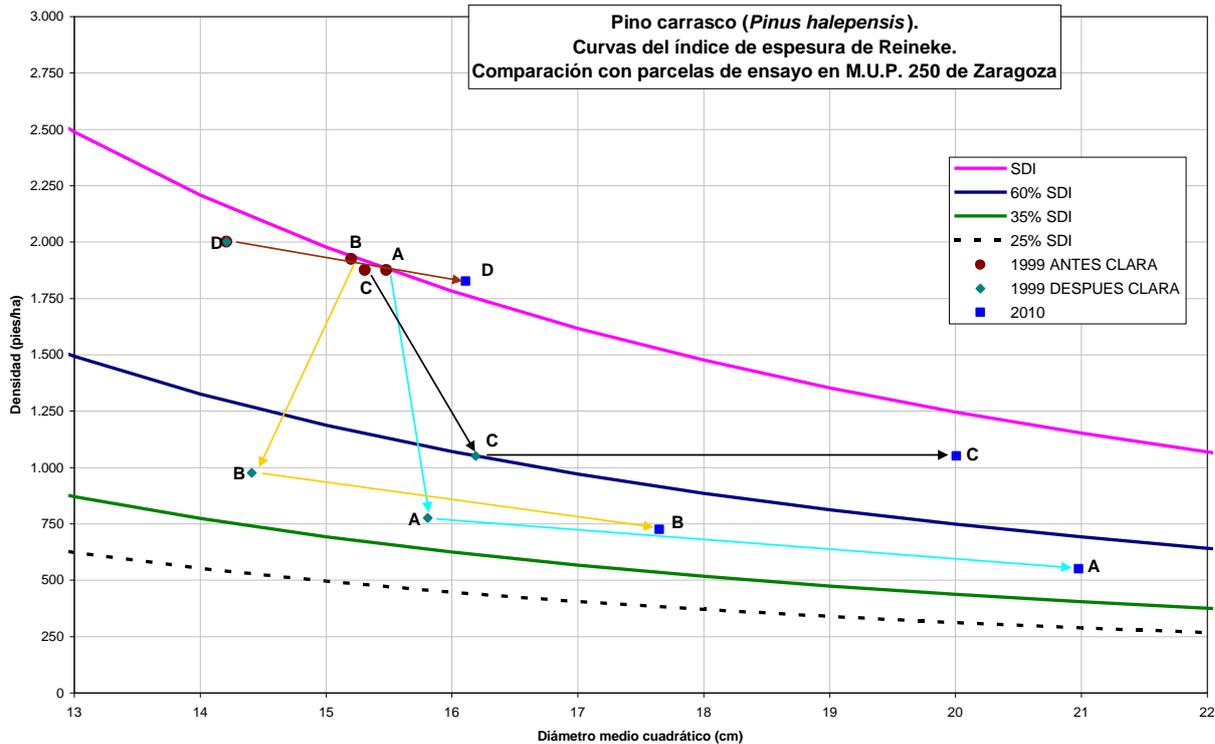
El índice de Reineke máximo para el pino carrasco se sitúa en 871 pies/ha.

D _g (cm)	SDI _{max}		60% SDI _{max}		35% SDI _{max}		25% SDI _{max}	
	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)	N (pies/ha)	G (m ² /ha)
5	11.530	22,64	6.918	13,58	4.035	7,92	2.882	5,66
6	8.605	24,33	5.163	14,60	3.012	8,52	2.151	6,08
7	6.719	25,86	4.031	15,51	2.352	9,05	1.680	6,46
8	5.423	27,26	3.254	16,35	1.898	9,54	1.356	6,81
9	4.489	28,55	2.693	17,13	1.571	9,99	1.122	7,14
10	3.790	29,77	2.274	17,86	1.327	10,42	948	7,44
11	3.253	30,91	1.952	18,55	1.138	10,82	813	7,73
12	2.829	31,99	1.697	19,19	990	11,20	707	8,00
13	2.488	33,02	1.493	19,81	871	11,56	622	8,25
14	2.209	34,00	1.325	20,40	773	11,90	552	8,50
15	1.977	34,94	1.186	20,96	692	12,23	494	8,73
16	1.783	35,84	1.070	21,50	624	12,54	446	8,96
17	1.617	36,71	970	22,03	566	12,85	404	9,18
18	1.476	37,55	885	22,53	516	13,14	369	9,39
19	1.353	38,36	812	23,02	474	13,43	338	9,59
20	1.246	39,14	748	23,49	436	13,70	311	9,79
21	1.152	39,91	691	23,94	403	13,97	288	9,98
22	1.069	40,65	642	24,39	374	14,23	267	10,16
23	996	41,37	597	24,82	348	14,48	249	10,34
24	930	42,07	558	25,24	325	14,72	232	10,52
25	871	42,75	523	25,65	305	14,96	218	10,69
26	818	43,42	491	26,05	286	15,20	204	10,85
27	770	44,07	462	26,44	269	15,42	192	11,02
28	726	44,71	436	26,82	254	15,65	182	11,18
29	686	45,33	412	27,20	240	15,87	172	11,33
30	650	45,94	390	27,57	227	16,08	162	11,49
31	617	46,54	370	27,92	216	16,29	154	11,64
32	586	47,13	352	28,28	205	16,50	147	11,78
33	558	47,71	335	28,62	195	16,70	139	11,93
34	532	48,27	319	28,96	186	16,89	133	12,07
35	507	48,83	304	29,30	178	17,09	127	12,21
36	485	49,37	291	29,62	170	17,28	121	12,34
37	464	49,91	279	29,95	162	17,47	116	12,48
38	445	50,44	267	30,26	156	17,65	111	12,61
39	427	50,96	256	30,58	149	17,84	107	12,74
40	410	51,47	246	30,88	143	18,02	102	12,87



Para ajustar el modelo, excluyendo las parcelas con densidad muy elevada debidas al método de plantación, se utilizaron los datos obtenidos en las parcelas de claras del M.U.P. 250 de Tarazona, que se explican más adelante.

En el gráfico siguiente se puede ver que la curva de densidad máxima propuesta corresponde con el tratamiento D: parcelas control sin intervención en las que se produce mortalidad por autoaclareo; por su parte la curva del 60% de la densidad máxima describe el tratamiento C: clara fuerte por lo bajo, que induce un buen crecimiento, y no conlleva la aparición de regeneración, subpisos ni episodios de derribos.



De esta manera las curvas establecidas explican bien los resultados obtenidos en las parcelas de ensayo, que fueron tratadas en un momento en que se encontraban en el entorno de su densidad biológica máxima, manifestándose ya mortalidad de pies.

En el caso de del tratamiento A la intensidad y la naturaleza de la clara acercaron a la masa al 40% del SDI_{max} , mientras que en el caso del tratamiento B, con una clara de similar intensidad pero naturaleza más alta, el índice alcanzado fue del 45%, con reducción del diámetro medio. En ambos casos la masa reaccionó con un fuerte incremento del diámetro, pero sin ganar espesura, debido a los procesos de mortalidad por derribos de viento iniciados, a parte de la regeneración.

En el caso del tratamiento C se rebajó hasta el 60% del índice de espesura máxima, reaccionando la masa con un fuerte incremento del diámetro medio y de la espesura, que se sitúa ya en el entorno del 85% del índice de espesura máxima, sin que se haya producido mortalidad ni regeneración.

El tratamiento D o ausencia de tratamiento muestra el estancamiento de la masa, que gana diámetro y espesura a un ritmo lento, acorde con la curva teórica establecida.

TRATAMIENTOS PARA EL INCREMENTO DE LA DIVERSIDAD ESTRUCTURAL.

La enorme igualdad no ya en edades sino también en diámetros y alturas que se presenta en una masa repoblada constituye uno de sus mayores problemas, pues además de ofrecer poca diversidad de nichos ecológicos favorece la afección de enfermedades y plagas debido al estancamiento general de la masa y genera un grave problema selvícola como será la necesidad de regenerar grandes superficies de forma simultánea en un futuro cada vez más próximo (Solís, 2003). Todos estos inconvenientes pueden atenuarse mediante la aplicación de tratamientos que irregularicen las masas tanto estructuralmente como en su distribución de edades, algo que únicamente se puede hacer a través de cortas y mediante la consecución de regenerados bien de la especie repoblada bien de otras especies.

Aplicando los tratamientos adecuados es posible conseguir masas de mediana edad, en torno a los 50-70 años, en las que aún sin perder las funciones productoras, se dé inicio a una diversificación estructural, tanto en edades como en diámetros y tamaños del arbolado. Esta diversidad estructural contribuye a un aumento de la biodiversidad, al ofrecer un mayor número de nichos, y tiene la ventaja de ser fácilmente modificable mediante tratamientos (Del Río et al., 2003).

Por otra parte los tratamientos habitualmente aplicados buscan maximizar o al menos favorecer una de las funciones del estrato arbolado, obviando que la intervención tendrá un efecto global en el ecosistema. La apertura del dosel da lugar a modificaciones microclimáticas, es decir cambios en las condiciones abióticas de energía, temperatura, humedad, concentración de CO₂, etc., que van a suponer una modificación en la composición y estructura de la vegetación, en todos los estratos presentes, respuesta que será diferente según el temperamento y las exigencias de las especies presentes. Pero además va a producir cambios a nivel edáfico en la circulación y la cantidad de nutrientes en el suelo, en las tasas de descomposición y mineralización de la materia orgánica, en la actividad microbiana, etc., y a nivel hídrico debido a la diferente disponibilidad hídrica tanto en cantidad como espacialmente al variar la intercepción del dosel superior (López, 1998).

Todos estos cambios tienen influencia en el resto de estratos vegetales, y también, de forma directa o indirecta en la fauna. Así la riqueza de especies vegetales en el sotobosque no depende de las dimensiones de los árboles, aunque sí está correlacionada con la variabilidad en las características del arbolado (Taboada et al., 2008) y por su parte la riqueza de especies en el sotobosque está relacionada con la densidad y riqueza de especies de fauna (Carceller et al., 1993).

Se puede afirmar, por tanto, que el aumento de la diversidad estructural está positivamente correlacionado con la diversidad específica, con la complejidad de la biocenosis. Este patrón generalizado se explica, en primer lugar, porque una mayor diversidad estructural posibilita la existencia de una mayor complejidad microclimática, y por tanto, de microhábitats para la fauna. La existencia de una mayor diversidad de especies vegetales y animales supone, por otro lado, una mayor disponibilidad trófica para un más elevado número de consumidores (Reque, 2005).

Frente a los habituales tratamientos aplicados a las repoblaciones, claras de intensidad moderada que se centran en la extracción del arbolado de menor diámetro y peor conformación y que buscan un reparto homogéneo de los pies, es posible realizar otro tipo de tratamientos cuyo extremo sería la realización de cortas intensas totalmente al azar, tratamiento que a nivel científico ya ha sido probado (Ruiz-Mirazo et al., 2007).

En las masas repobladas es posible también iniciar tratamientos que mejoren el hábitat de cara a grupos faunísticos específicos. Por ejemplo la riqueza y diversidad de aves forestales depende de la estructura del sotobosque, la cobertura de árboles caducifolios acompañantes, la densidad de clases diametrales grandes (> 30 cm), la altura dominante del arbolado y el volumen de madera muerta en pie o en el suelo (Camprodón, 2005). Tratamientos que consigan incrementar el crecimiento de algunos árboles e induzcan mortalidad mejoraran el hábitat de estas aves.

Parcela de experimentación de claras de pino carrasco.

En enero de 1999 se realizaba un tratamiento selvícola en la masa repoblada de pino carrasco (*Pinus halepensis*) del monte de U.P. nº 250 “El Cierzo” de Tarazona, Zaragoza. La repoblación fue realizada en 1955 mediante ahoyado y plantación manual, por lo que la clara, la primera que se hacía, se realizó a los 44 años de edad de la masa.

La masa presentaba una gran homogeneidad, con densidad de 2.000 pies/ha, área basimétrica del orden de 33 m²/ha y un volumen de 125 m³/ha. Además de la masa principal en todas las parcelas aparecía muy diseminada regeneración de sabina (*Juniperus thurifera*) y coscoja (*Quercus coccifera*), así como escasos pies arbustivos de bonetero (*Rhamnus alaternus*) y espino negro (*Rhamnus lycioides*). No aparecía regeneración de pino carrasco y había comenzado la mortalidad de pies por exceso de espesura, cifrada en 75 pies/ha, que afectaba a pies dominados o sumergidos.

Se estableció una parcela de ensayo de tratamientos, con una superficie total de 6.400 m² (80 x 80 m.). Dentro de esta parcela se dispusieron cuatro parcelas de tratamientos diferenciados, cuadradas de 20 m. de lado (400 m² de superficie), rodeadas de una banda de 10 m. de anchura en la que se realizó igual tratamiento que en la parcela, a fin de mitigar el efecto borde. Los árboles de estas parcelas fueron numerados, así como señalado el diámetro normal para facilitar posteriores mediciones.

En las cuatro parcelas establecidas se realizaron los siguientes tratamientos:

- Tratamiento A: consistente en una clara semisistemática (tendente a extraer 2/3 de los pies) y mixta, que extrajo el 59% de los pies y el 57% de área basimétrica. Poda baja (1,8 m.) de la masa restante.
- Tratamiento B: clara selectiva mixta-alta, con extracción del 50% de los pies y del 56% del área basimétrica. Poda baja (1,8 m.) de la masa restante.
- Tratamiento C: clara selectiva baja (tendente a extraer 1/2 de los pies), con extracción del 44% de los pies y del 37% del área basimétrica. Poda baja (1,8 m.) de la masa restante.
- Tratamiento D: parcela testigo sin actuación, salvo retirada de los pies muertos y poda de los restantes.



M.U.P. 250, Tarazona, Zaragoza. Aspecto de la masa desde el exterior de la parcela de experimentación.

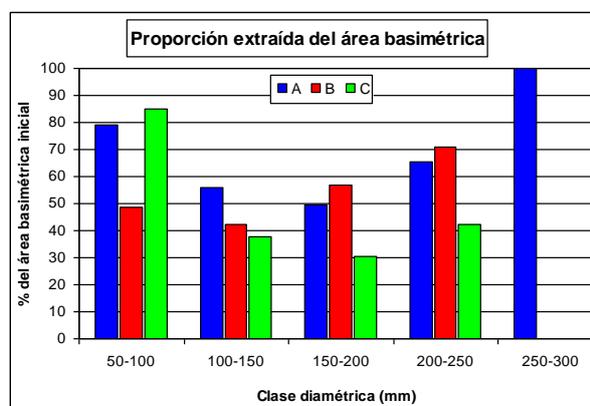
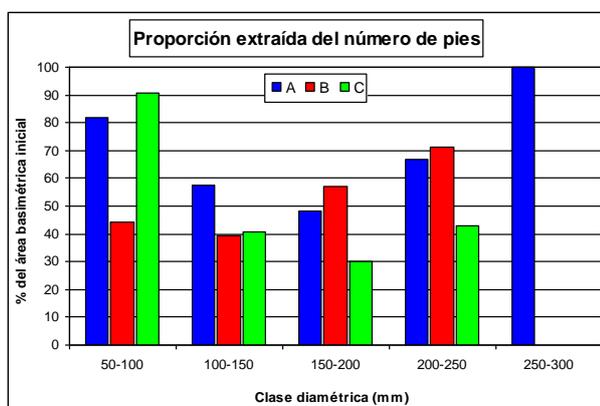
En lo que se refiere a la naturaleza de la clara en el caso del tratamiento A se realizó una clara mixta, con extracción de alrededor del 50% de los pies dominantes y codominantes mientras que el tratamiento B tuvo un carácter más alto llegando a casi el 60% de extracción en estos estratos. El tratamiento C, realizado conforme a la selvicultura que se suele aplicar en las masas aragonesas del Ibérico, consistió en una clara por lo bajo que vino a extraer del orden

del 33% de los pies dominantes y codominantes, el 50% de los pies intermedios y la totalidad de los pies dominados.

Clase sociológica	% de pies extraídos			
	A	B	C	D
Dominante	52	59	36	0
Codominante	55	56	31	0
Intermedio	71	32	54	0
Dominado	100	50	100	0

La diferencia entre los tratamientos A y B se muestra mejor al contemplar las extracciones por clases diamétricas: la naturaleza más alta del tratamiento B se deja sentir en su mayor extracción de existencias de las clases diamétricas superiores y su menor incidencia en las inferiores. Igualmente el tratamiento C muestra su naturaleza por lo bajo al haber incidido en la casi totalidad de la clase diamétrica inferior y con igual peso en el resto de las clases, extrayendo pies bifurcados, dominados, sumergidos, malformados, etc., independientemente de su diámetro.

CD (mm)	% Extraído del número de pies				% Extraído del Área basimétrica			
	A	B	C	D	A	B	C	D
50-100	82	44	91	0	79	49	85	0
100-150	58	39	41	0	56	42	38	0
150-200	48	57	30	0	49	57	31	0
200-250	67	71	43	0	65	71	42	0
250-300	100	-	-	-	100	-	-	-
TOTAL	59	49	44	0	57	55	37	0



Tras los tratamientos realizados la situación de la masa en cada una de las parcelas era la siguiente:

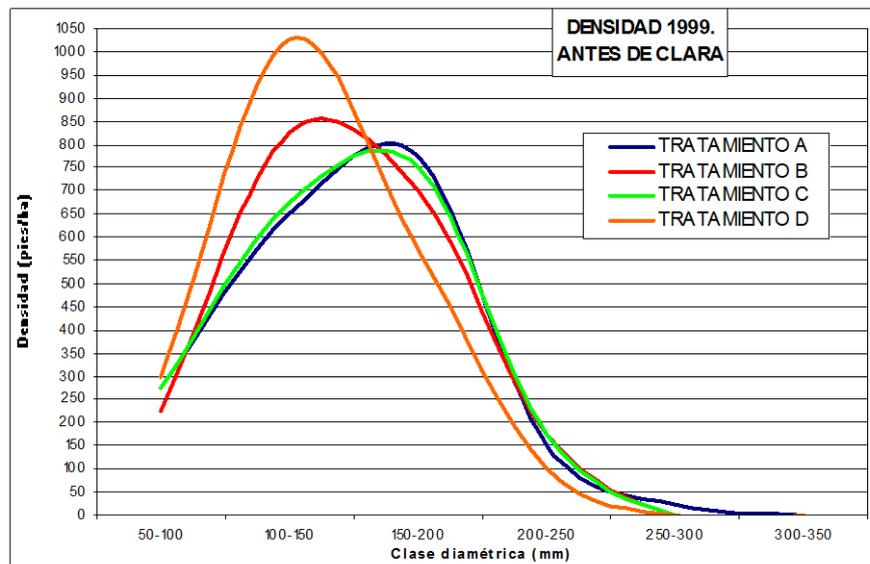
CD (mm)	Densidad (pies/ha)				Área basimétrica (m ² /ha)				Volumen (m ³ /ha)			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
50-100	50	125	25	300	0,32	0,68	0,19	1,66	1,09	2,29	0,65	5,64
100-150	275	500	400	1.025	3,56	5,73	5,38	13,57	12,97	20,67	19,70	49,56
150-200	400	300	525	575	8,94	7,29	12,15	12,42	34,23	28,12	46,63	47,38
200-250	50	50	100	100	2,00	1,76	3,62	3,32	8,05	7,01	14,44	13,14
250-300	0	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
300-350	0	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	775	975	1.050	2.000	14,81	15,46	21,33	30,97	56,34	58,08	81,42	115,72

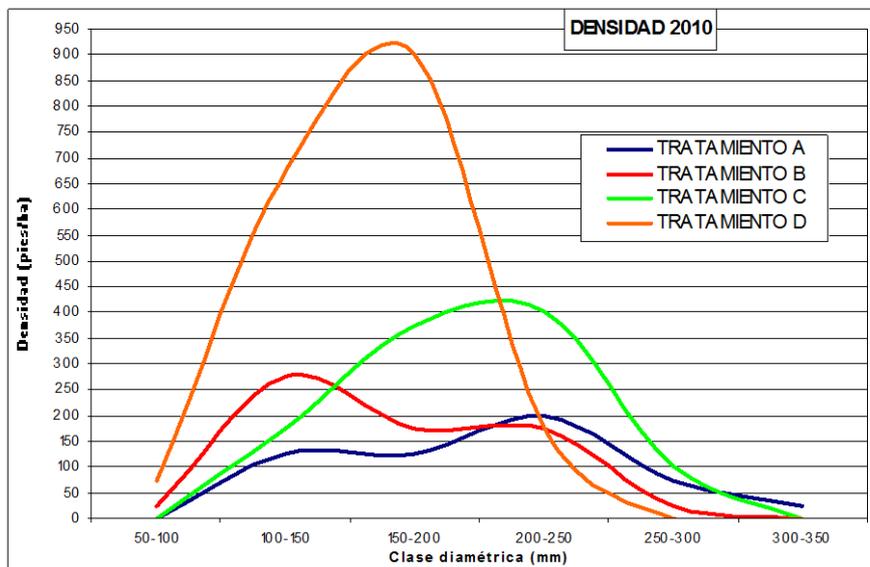
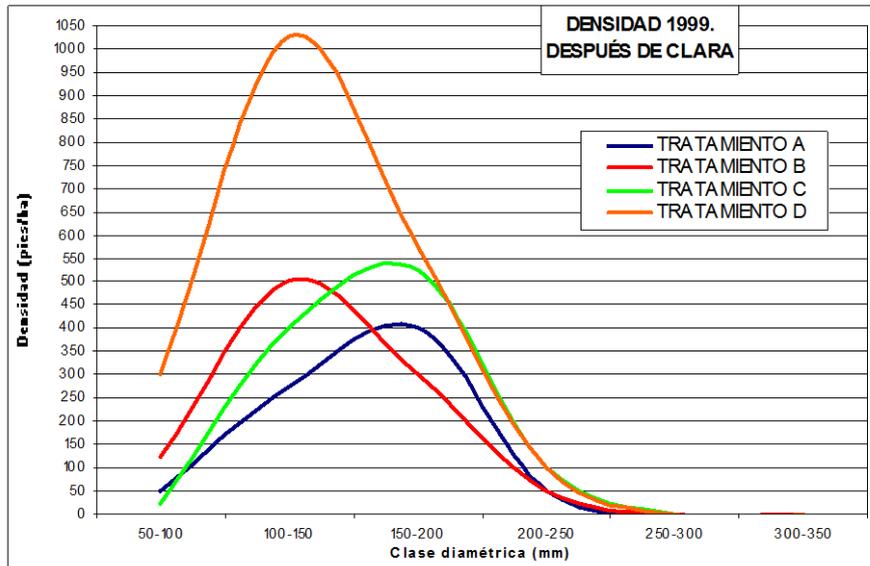
La diferente intensidad y naturaleza de las claras ejecutadas permiten obtener una serie de conclusiones:

1) Las claras fuertes, mixtas o por lo alto irregularizan la masa, induciendo mortalidad y regeneración.

Las claras fuertes, con extracción de más del 50% del área basimétrica propician la aparición de mortalidad por derribos por viento y roturas por nieve, procesos que pueden ser seguidos por ataques de insectos perforadores. Todo ello crea una distribución por golpes, dejando numerosos huecos en la masa, que son inmediatamente ocupados por regenerados de pino carrasco. Por otra parte la madera muerta, ya sea en pie o en el suelo es abundante. Estos efectos parecen potenciarse si la clara se ejecuta por lo alto, al ser menor la espesura y la estabilidad de la masa residual, y quedar más expuesta a derribos.

Este tipo de tratamiento puede ser adecuado cuando no existen objetivos productores ni de protección hidrológica estricta, puesto que con él se consigue una rápida diversificación de las condiciones iniciales de la masa repoblada, ganando en diversidad estructural y propiciando la irregularización tanto en diámetros como en edades. Así el coeficiente de variación de los diámetros normales en la parcela testigo es del 22,9%, con diámetro máximo de 23,8 cm., mientras que en el caso del tratamiento A el coeficiente de variación es del 25,8% con diámetro máximo de 31,4 cm., y en el del tratamiento B el coeficiente de variación se eleva al 28,7% con diámetro máximo de 25,3 cm. Por el contrario el tratamiento C supone una regularización de la distribución diamétrica, pues su coeficiente de variación es del 21,9% y su diámetro máximo de 26,8 cm.



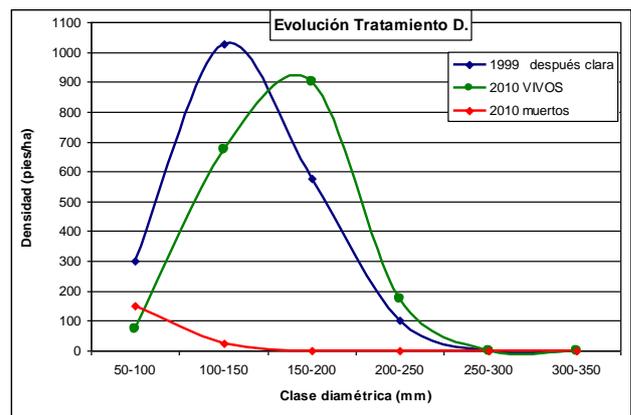
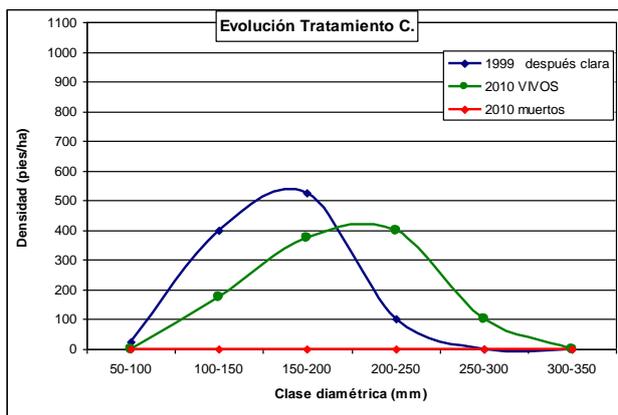
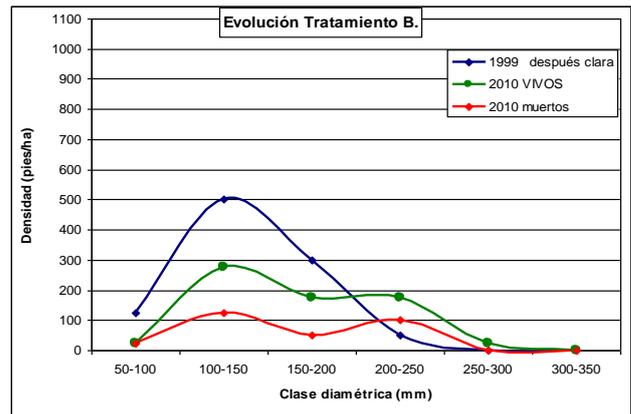
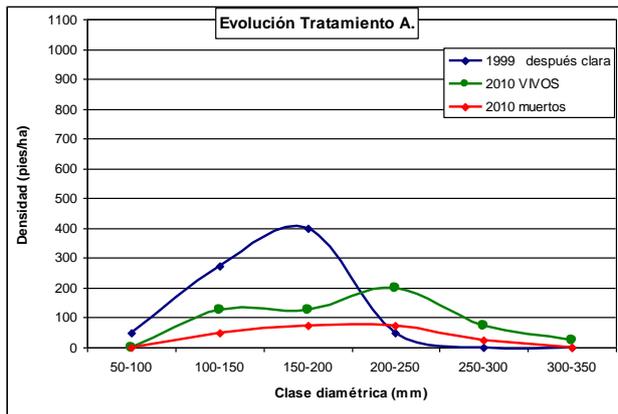


Puede ser una alternativa a la ejecución de cortas a hecho por bosquetes como forma de regenerar la masa, sobre todo en zonas que necesiten el mantenimiento de una cierta cubierta. Áreas basimétricas tras la clara del orden de 15 m²/ha han propiciado la regeneración de la masa, ayudada por la puesta en luz extra que supone la mortalidad de pies. La regeneración es más abundante y de mayor tamaño en el caso del tratamiento B: claras fuertes y selectivas mixtas-altas. Parece ponerse de manifiesto que desde este punto de vista son mejores las aperturas fuertes de fracción de cabida cubierta, y no tanto de densidad.

En cuanto a la madera muerta las claras fuertes han dado lugar a unas existencias de la misma del orden de 28 m³/ha, perteneciendo la mayor parte del volumen a pies de entre 15 y 30 cm. de diámetro, mientras que en la parcela testigo el volumen de madera muerta (por competencia pues no se han producido derribos) es de 3 m³/ha en pies de diámetro menor de 15 cm. En el tratamiento C no se ha producido mortalidad. En el inventario únicamente se ha separado madera en pie, en el suelo y perteneciente a árboles tronchados (su base, hasta 1,5 a 2,5 m. permanece en pie): sin embargo estas categorías presentan una diferenciación ecológica clara: la actuación de los pícidos se centra en los árboles o trozas en pie, mientras que la madera en el suelo se ve más afectada por hongos descomponedores.

C.D.	Tratamiento A				Tratamiento B			
	En pie	En el suelo	Tronchados	TOTAL	En pie	En el suelo	Tronchados	TOTAL
5-10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54	0,00	0,54
10-15	1,31	0,00	1,51	2,83	1,51	1,25	2,88	5,65
15-20	0,00	2,37	4,81	7,18	5,52	0,00	0,00	5,52
20-25	0,00	10,79	0,00	10,79	8,50	8,16	0,00	16,66
25-30	7,22	0,00	0,00	7,22	0,00	0,00	0,00	0,00
30-35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	8,53	13,16	6,33	28,02	15,54	9,95	2,88	28,37

C.D.	Tratamiento C				Tratamiento D			
	En pie	En el suelo	Tronchados	TOTAL	En pie	En el suelo	Tronchados	TOTAL
5-10	0,00	0,00	0,00	0,00	1,60	0,52	0,00	2,12
10-15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,81	0,00	0,81
15-20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20-25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25-30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30-35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
TOTAL	0,00	0,00	0,00	0,00	1,60	1,32	0,00	2,92



2) Las claras selectivas moderadas por lo bajo mantienen masas regulares productivas y no propician el desarrollo de matorral o subpisos.

Las claras moderadas ejecutadas selectivamente por lo bajo, que extraen del orden del 50% de los pies y del 33% del área basimétrica, tratamiento habitual en las repoblaciones aragonesas de esta edad, permiten un perfecto estado sanitario de la masa, sin que en la

misma se produzca mortalidad, y además maximizar la producción. La evolución del crecimiento medio anual muestra cómo el tratamiento C supuso un incremento de dicho crecimiento tras la actuación, de forma que en la actualidad casi ha vuelto a alcanzar el nivel de existencias de la parcela testigo y cómo el tratamiento B se sitúa en el extremo opuesto, con una reacción muy pobre del crecimiento, impedida por el bajo número de pies y la extracción de los pies de mayores dimensiones.

El crecimiento medio anual antes de la clara se cifraba entre 2,6 y 3,0 m³/ha y año. Tras la clara⁵ se pone de manifiesto el estancamiento del crecimiento en la parcela sin actuación, que se ha reducido a 2,5 m³/ha y año, la disminución del crecimiento en los tratamientos de más intensidad, y la reacción positiva en el caso del tratamiento C, que ha pasado a presentar un crecimiento medio anual de 3,1 m³/ha y año, un 8,2% superior al que tenía antes de la actuación.

PERÍODO	Tratamiento A	Tratamiento B	Tratamiento C	Tratamiento D
1955-1999	2,970	2,955	2,906	2,630
1955-2010	2,684	2,598	3,144	2,522

En lo que se refiere al crecimiento corriente anual en el período 1999 a 2010, evaluador de qué ha supuesto la actuación en cuanto al crecimiento de la masa residual se observa claramente la fuerte reacción del tratamiento C, que en estos últimos 11 años ha crecido a un ritmo de 4,1 m³/ha y año, y cómo los tratamientos A y B, especialmente este último, no alcanzan el crecimiento de la parcela testigo, que ha sido del orden del 50% inferior al del tratamiento C. Desde un punto de vista productor exclusivo el tratamiento B supone arruinar las posibilidades productivas de la masa, mientras que el tratamiento A se acerca más a la consecución de una fuerte extracción puntual y una moderada pérdida de crecimiento.

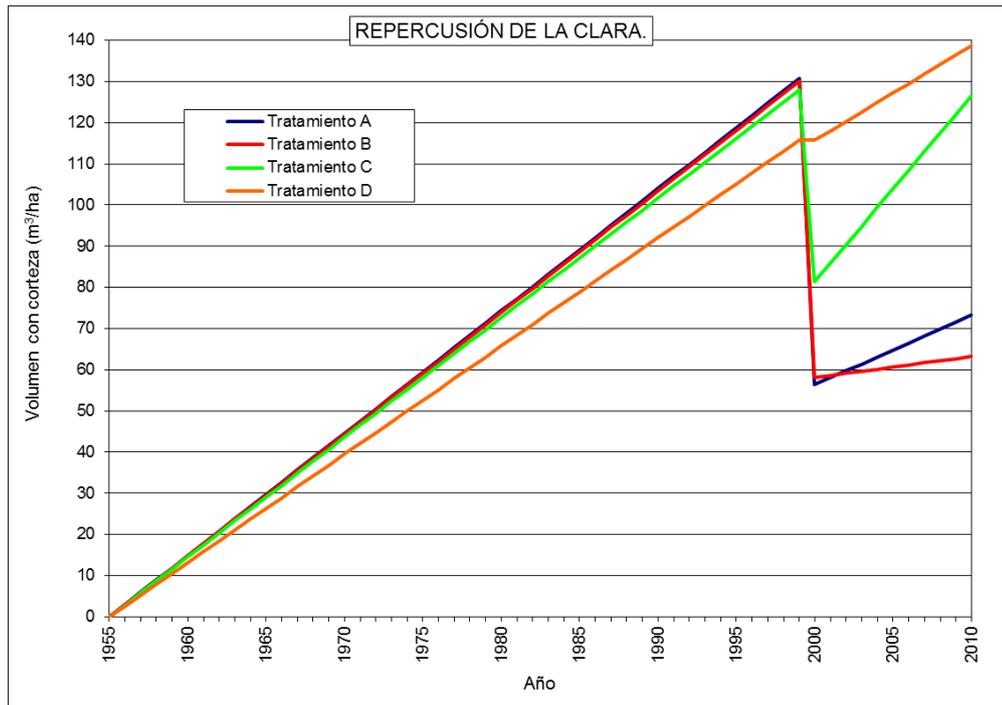
PERÍODO	Tratamiento A	Tratamiento B	Tratamiento C	Tratamiento D
1999-2010	1,54	0,46	4,10	2,09

Como resultado de este comportamiento del crecimiento la productividad de la masa, evaluada como las existencias en 2010 de pies vivos más el volumen extraído en 1999 se ve fuertemente favorecida por el tratamiento C, ya que supera en casi un 25% a la de la parcela testigo. Por ello este tipo de tratamiento además de ser el más favorable en lo que producción de madera se refiere, también maximiza otras funciones como la captura de carbono por parte de la masa.

	Tratamiento A	Tratamiento B	Tratamiento C	Tratamiento D
Extraído 1999 (m ³)	74,34	71,93	46,43	0,00
Existencias 2010 (m ³)	73,29	70,97	126,50	138,72
TOTAL (m³)	147,62	142,90	172,93	138,72
% respecto a tratam. D	106,4	103,0	124,7	

Gráficamente se observan las principales características de la repercusión de las claras ejecutadas en el crecimiento: las parcelas A, B y C tenían un nivel de existencias muy similar en 1999, siendo algo menor el de la parcela D. Las claras supusieron una extracción similar en el caso de las parcelas A y B, reaccionando mucho peor la parcela A, y no consiguiendo tampoco la parcela B un crecimiento comparable al de las parcelas C y D. La parcela C, con una intervención más moderada ha experimentado un fuerte incremento en su ritmo de crecimiento, habiendo ya casi igualado el nivel de existencias de la parcela testigo.

⁵ El crecimiento medio anual en 2010 se calcula como la suma del volumen actual y el volumen extraído dividida por el número de años desde la plantación.



3) Hasta la edad de 45 años es factible intervenir en masas sin tratamientos previos con extracciones muy fuertes en cuanto a número de pies. El factor limitante para que se produzcan daños o no, y se obtenga una determinada reacción en cuanto a crecimiento es el área basimétrica extraída, y por tanto la naturaleza de la clara. Parecen posibles extracciones muy fuertes en cuanto a número de pies siempre que se realicen estrictamente por lo bajo, o bien extracciones del orden del 50% de los pies siempre que no afectan a más del 50% del estrato intermedio ni del 30% del estrato dominante y codominante.

SELVICULTURA ECOLÓGICA EN REPOBLACIONES.

Los tratamientos diseñados y aplicados hasta la actualidad en las repoblaciones aragonesas tienen como objetivo rebajar la competencia intraespecífica entre el arbolado, de forma que no se produzca mortalidad por autoaclareo y se consigan crecimientos óptimos en los pies que permanecen tras la intervención. Esto se consigue fundamentalmente concediendo espacio a las copas para desarrollar mayor área foliar así como a las raíces para ocupar zonas antes exploradas por las raíces de otros árboles, pero sin crear las condiciones para la instalación de otras especies; y por otra parte favoreciendo a los mejores pies de la masa, sin permitir la continuidad de pies de pequeño tamaño, bifurcados, ramosos, etc.

Sin embargo cuando el objetivo productor no es el principal, no parece lógico aplicar tratamientos pensados para una selvicultura productiva. En otros países existen propuestas de selvicultura ecológica, aplicables aun a masas productoras, que se basan en principios a cumplir a lo largo de la vida de un rodal (Franklin et al., 2007; Kohm et al, 1997):

1.- **Retención estructural**, que se traduce en el mantenimiento del legado biológico en las cortas de regeneración o, en el caso de las repoblaciones el respeto de dicho legado en el momento de la implantación, así como a la hora de ejecutar tratamientos en la masa. Dentro de este legado debe mantenerse representación de árboles adultos sanos y decadentes, madera muerta en pie y en el suelo, etc. Este legado, que será imposible reponer si se elimina, enriquecerá la diversidad y oferta de hábitats del nuevo rodal.



Monte Te-3068, Palomar de Arroyos. Repoblación con pino albar (*Pinus sylvestris*) mediante plantación manual en fajas de buey, efectuada entre 1953 y 1967. Masa regular con gran homogeneidad de diámetros y alturas, y sin presencia de estrato arbustivo ni herbáceo. El rodal natural de pino albar y acebo, legado de épocas anteriores, dota de diversidad a la masa repoblada.



M.U.P. Z-18, Villarroya de la Sierra. Retención de madera muerta durante la ejecución de tratamientos.

2.- **Incorporación de los procesos naturales de desarrollo de un rodal**, incluso perturbaciones a pequeña escala, en los tratamientos intermedios. Se trata, por tanto, de ejecutar tratamientos que favorezcan la heterogeneidad tanto estructural como de composición de la masa. Para ello los tratamientos deben tender al favorecimiento de la heterogeneidad horizontal mediante la aplicación de clareos y claras de densidad variable a lo largo del rodal, dejando incluso golpes sin tratar, y el favorecimiento de la heterogeneidad vertical mediante la formación de claros de diferentes tamaños, que induzcan la aparición de regeneración y matorral.

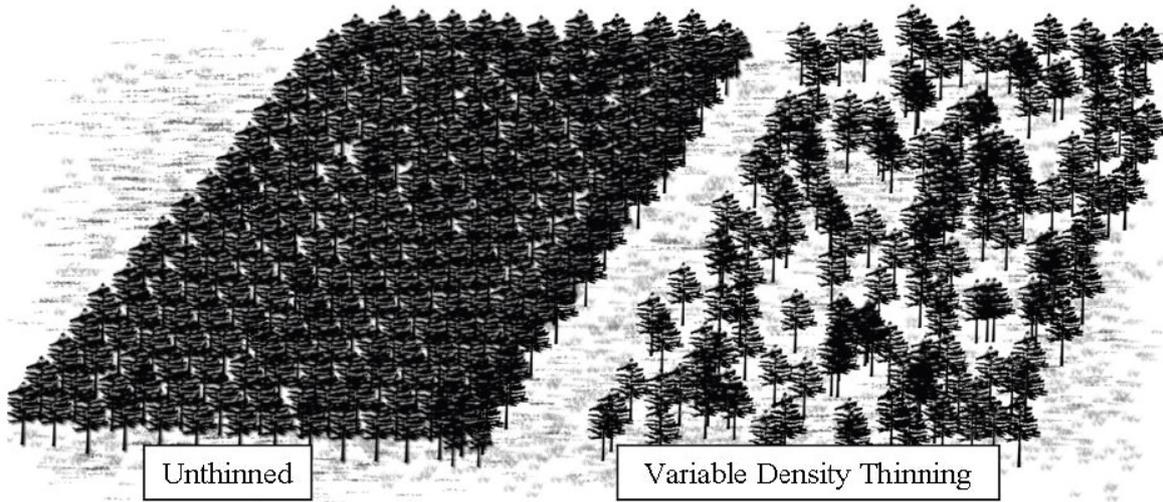


Figure 29.—Stylized representation of variable density thinning: (a) unthinned stand; (b) thinned stand displaying horizontal variation in stand density including gaps, skips (unthinned areas), and lightly thinned matrix.

Representación esquemática de claras de densidad variable. Tomado de Franklin et al., 2007.



M.U.P. 250, Tarazona, Zaragoza. Repoblación de pino carrasco (*Pinus halepensis*) en la que se efectuaron claras por lo alto, extrayendo el 49% de los pies y el 55% del área basimétrica. 11 años después se ha producido diversificación de diámetros, ha aparecido masa regenerada, y existe madera muerta como consecuencia de derribos por viento.



M.U.P. 250, Tarazona, Zaragoza. Parcela contigua a la anterior en la que se efectuaron claras por lo bajo extrayendo el 44% de los pies y el 37% del área basimétrica. Gran regularidad estructural de la masa, en la que no ha habido mortalidad ni regeneración.



M.U.P. 228, Escorihuela. Tras la realización de una clara mixta mecanizada permanecen en pie árboles de diferentes diámetros, bifurcados, con fustes torcidos, etc., así como rodales de diferentes densidades, contribuyendo a la diversidad estructural de la masa.

3.- Adopción de periodos de recuperación adecuados tras las intervenciones, y especialmente de turnos que permitan el desarrollo de estructuras complejas. Para ello no solo deben tenerse en cuenta criterios financieros o de máxima producción en especie, sino principalmente la consecución de aceptables niveles de diversidad estructural, diversidad específica y heterogeneidad interna del rodal.

Los claros y claras ejecutados en España suelen estar organizados dentro de un esquema de ordenación de masa regular, guiado por un modelo al que llegar a largo plazo: el monte normal. En España existen también propuestas de gestión forestal sostenible en las que se propugna abandonar los modelos de “monte normal” que han guiado la ordenación de los montes españoles, pasando a estudiar “Condiciones de Referencia” de nuestras masas, definidas estas como el rango de variabilidad natural en la composición, funcionamiento y estructura de un ecosistema forestal sin alteración humana (Tiscar, 2009). Aplicadas a la gestión forestal, las condiciones de referencia permiten evaluar el grado de divergencia entre la gestión forestal aplicada y la teóricamente ideal para el mantenimiento de la biodiversidad, constituyen un modelo para aprovechar los bosques de forma sostenible, y son adecuadas para guiar la restauración ecológica desde la situación de los bosques explotados, o de las repoblaciones forestales, a bosques con el mayor grado de naturalidad posible.

4.- Restauración estructural: tratamientos selvícolas tendentes a acelerar la consecución de una mayor complejidad estructural en rodales en estadios iniciales e intermedios de desarrollo, a través, por ejemplo, de:

- El incremento de árboles gruesos, favoreciendo el crecimiento de ciertos árboles.
- La liberación de pies del subpiso, normalmente de especies más tolerantes a la sombra.
- La consecución artificial de elementos estructurales como la madera muerta en pie o en el suelo.

Las intervenciones de dosificación de la competencia del estrato arbóreo pueden dar paso también a la aparición de estratos arbustivos y subarbustivos en aquellas masas donde ha finalizado la fase de expulsión del matorral heliófilo. La biomasa del sotobosque está inversamente relacionada con la densidad del dosel (Valladares, 2006) y la aparición de un estrato arbustivo contribuye a aumentar la diversidad de la masa (Escrig et al., 2005). De esta manera las repoblaciones pueden ser gestionadas para la consecución o mejora del hábitat de especies de flora no perteneciente al estrato arbóreo o especies de fauna que tienen sus áreas de alimentación, reproducción o cría en estas masas, con lo que las intervenciones deberán ser diseñadas para la consecución de estos objetivos.

La presencia y diversidad del estrato arbustivo puede tener también una influencia positiva en la sanidad de la masa arbolada, al permitir una mayor presencia y abundancia de aves insectívoras (Lorente et al., 1995). Las masas de densidades medias son las que presentan una mayor riqueza y diversidad de aves (Camprodón, 2000). Mediante el incremento de diversidad también es posible atender al aumento de la resiliencia de las masas frente a perturbaciones como el fuego, bien mediante introducción de especies, bien mediante la ejecución de tratamientos para su establecimiento y consolidación. Sin embargo estos tratamientos están todavía muy poco desarrollados y experimentados (Maestre et al., 2004).



Monte TE-3064, Libros. Repoblación de pino carrasco (*Pinus halepensis*) efectuada entre 1954 y 1956 mediante plantación en hoyos manuales y fajas de buey. A los 55 años de edad las zonas sin intervenir no tienen sotobosque, existiendo un elevado número de pies sumergidos muertos por la intensa competencia (autoaclareo).

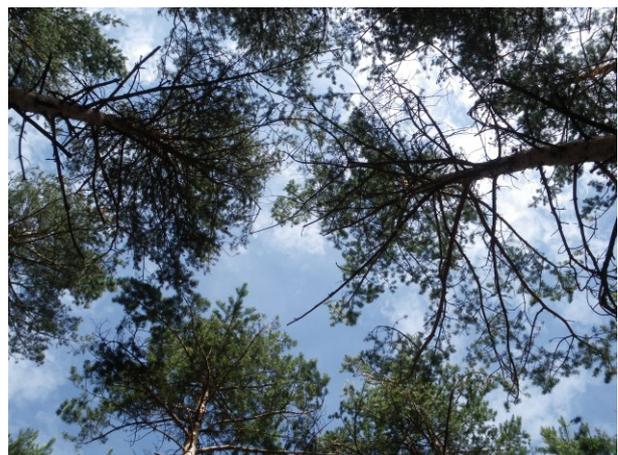


Monte TE-3064, Libros. Zona aclarada seis años antes de la fotografía (no se corresponde con la de la fotografía anterior). Se ha desarrollado un abundante estrato arbustivo compuesto por coscoja (*Quercus coccifera*), romero (*Rosmarinus officinalis*), sabinas negra (*Juniperus phoenicea*) y espinos negro (*Rhamnus lycioides*).

Los tratamientos de dosificación de competencia son en definitiva actuaciones que modificarán la luz y los nutrientes disponibles, tanto para el arbolado que permanezca como para las plantas que estén instaladas en el sotobosque, pero también crearán las condiciones para la instalación de nuevos componentes en el ecosistema.



Monte TE-3037, Collados, Calamocha. A nivel del suelo el tratamiento ha supuesto el espaciado de los árboles, quedando espacio libre para el desarrollo de las raíces. En la fotografía se ve el desembosque y trituración de los restos.



En el dosel se han abierto huecos que serán rápidamente ocupados por nuevas ramas y hojas, aumentando la capacidad fotosintetizadora, y por tanto el crecimiento.

MEDIDAS PRÁCTICAS DE NATURALIZACIÓN DE REPOBLACIONES.

La naturalización de las repoblaciones dentro de los espacios de la Red Natura 2000 pasa por realizar en primer lugar una planificación en la que se asignen objetivos en función de la potencialidad de la repoblación para facilitar la consecución de un hábitat de interés comunitario, pudiéndose presentar los siguientes casos:

1. Repoblaciones de alta edad (≈ 100 años) con subpiso consolidado de especies constitutivas de hábitats: el objetivo a medio plazo podría ser el cambio de especie, y los tratamientos a realizar podrían enfocarse a la consecución de ese objetivo. Es un caso que se puede presentar en el Pirineo y en algunos montes ibéricos (Moncayo).
2. Repoblaciones de edad media o alta con subpiso incipiente de especies constitutivas de hábitats: el objetivo a largo plazo podría ser también la consecución de hábitats de interés comunitario, si bien los tratamientos deberán buscar en primer lugar la consecución de un subpiso desarrollado.
3. Repoblaciones de mediana edad (50-70 años) con regeneración incipiente o sin regeneración. Es difícil establecer un objetivo a largo plazo, haciéndose necesarios tratamientos que diversifiquen la masa y permitan la obtención en un primer momento de masas mixtas.
4. Repoblaciones cuyas especies principales constituyen hábitats de interés comunitario (pino carrasco, pino negral, pino rodeno): el objetivo puede variar entre la obtención de masas mixtas con otros hábitats y la regeneración del propio pinar, en función de las características estacionales.

Para la consecución de la mejora de la diversidad estructural y de diversidad específica se pueden proponer las siguientes actuaciones, aplicables a todas las repoblaciones aragonesas:

1. Adopción de plazos lo más largos posibles en todas las decisiones dasocráticas.

Las edades de madurez o turnos se tomarán a la vista de la vitalidad de las masas, descartando turnos financieros, y superando en todo lo que sea posible los turnos de máxima renta en especie, intentando que se acerquen lo más posible a la edad de longevidad de las especies.

La rotación de las claras deberá ser también lo más amplia posible, lo que conduce bien a actuaciones poco intensas, bien a realizar pocas actuaciones con mayor peso.

2. Tratamientos de dosificación de la competencia.

Se ejecutarán buscando enriquecer tanto la diversidad estructural como la específica. Para ello se debe:

- Respetar pies muertos o senescentes, así como pies con alto potencial ecológico (viejos, con portes en candelabro, etc.).
- Respetar todos los pies de especies secundarias.
- Aplicar diferente intensidad de corta a lo largo del rodal, incluyendo un gradiente que contemple desde la creación de rasos hasta el mantenimiento de zonas sin aclarar. A modo de recomendación la superficie final debería distribuirse en al menos un 10% de la superficie sin aclarar, un 10% en claros de tamaño en función de los temperamentos de las especies objetivo, y un 80% de la superficie aclarada con diferentes intensidades (estos valores pueden incrementarse hasta una proporción 20-20-60).
- Aplicar diferente naturaleza de corta a lo largo del rodal: la aplicación de claras altas buscará favorecer perturbaciones naturales posteriores y dinámicas de instalación de matorral y subpisos.

3. Tratamientos de diversificación del dosel y la estructura.

Cuando exista regeneración adelantada o subpisos ya más desarrollados de especies más umbrófilas que las formadoras del dosel se realizarán tratamientos de liberación de los pies de las mismas.

La liberación debe ser proporcional al tamaño de la regeneración. En el caso de regeneración adelantada se buscará la puesta en luz gradual, mientras que en pies cuya altura sea del orden de 1/3 a 1/2 de la del dosel superior, se procederá a la liberación total de sus competidores, de forma que se acelere su acceso al dosel y se favorezca la producción de fruto.

El incremento de árboles gruesos pasa por la selección de árboles generalmente dominantes y la liberación de espacio vegetativo en su entorno. Este tratamiento puede realizarse de forma única o bien en combinación con otras cortas de mejora. Es un tratamiento que también tiene un efecto positivo en la producción de madera.

El número de pies a favorecer por hectárea no será mayor de 100-150 y al menos en 50 de ellos, posibles candidatos a su reserva en las cortas finales, no se realizarán podas en altura.

Cuando no exista madera muerta en la masa y se juzgue necesaria su presencia se puede proceder a:

- Respetar rodales sin intervención, en los que se produzca la muerte de pies por competencia.
- Desvitalizar árboles, que en general se escogerán abarcando el mayor rango diamétrico posible, con el fin de que se produzca su muerte en pie. Este tratamiento puede combinarse con el anterior, de forma que la liberación de espacio en el entorno de árboles que se quieren favorecer se produzca como consecuencia de la muerte de estos pies.
- De igual forma, para la consecución de madera muerta en el suelo es posible acudir al apeo de pies que se dejarán in situ.
- Realizar claras altas y fuertes en bosquetes o pequeños rodales, de forma que posteriormente se produzcan en estas zonas derribos de viento y roturas por nieve, y se propicie tanto la aparición de madera muerta como de regeneración.

El número máximo de árboles a desvitalizar y apeaar será tal que no supongan un volumen superior a un entorno del 5% de las existencias del rodal. La época de realización será preferentemente el comienzo del otoño, con el fin de que transcurra el máximo tiempo posible antes del vuelo de insectos capaces de crear plagas el año siguiente.

4. Plantaciones o siembras de enriquecimiento.

Se ejecutarán en aquellas zonas donde se estime que el proceso natural de reclutamiento va a ser muy lento o no va a producirse, en general a una distancia mayor de 250 m. de las fuentes semilleras.

Las especies a emplear deberán ser características de los hábitats potenciales, suponiendo bien un refuerzo poblacional, bien una reintroducción.

Puede ser necesaria la realización de claras con anterioridad a la introducción, que en general serán moderadas o fuertes y por lo bajo.

En zonas donde no existen fuentes semilleras puede ser interesante su creación mediante siembra o plantación de estas especies en rodales puros. Se debe intentar que estos rodales tengan la mayor longitud de contacto posible con la masa repoblada y que se sitúen por encima de la misma.

BIBLIOGRAFÍA.

- ÁLVAREZ, L., MARTÍNEZ, E., ALEJANO, R., DE SIMÓN, E., MADRIGAL, A., 1996. *Estudio para la implantación de Quercus ilex bajo la cubierta de pinar*. En: Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 3: 83-87 (1996).
- ÁLVAREZ, L., ALEJANO, R., MADRIGAL, A., MARTÍNEZ, E., RAPP, I., 1997. *Influencia de los tratamientos selvícolas destinados a optimizar el desarrollo de Quercus ilex ssp. ballota bajo la cubierta de pinares de repoblación*. En: F. Puertas y M. Rivas (eds.), Actas del I Congreso Forestal Hispano-Luso y del II Congreso Forestal Español-IRATI 97, 4: 33-37. Gráficas Pamplona. Pamplona.
- ARANDA, I., GIL, L., PARDOS, J. A., 2004. *Improvement of growth conditions and gas exchange of Fagus sylvatica L. seedlings planted below a recently thinned Pinus sylvestris L. stand*. Trees 162: 153-164.
- BONET, F. J., CHIROSA, M., 2004. *Naturalización de pinares en la Sierra de Huétor*. Revista Medio Ambiente, nº 46, primavera 2004. Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente.
- BRAVO, F., MONTERO, G., DEL RIO, M., 1997. *Índices de densidad de las masas forestales*. Ecología, nº 11, pp. 177-187.
- CABANILLAS, A. M., 2010. *Bases para la gestión de masas naturales de Pinus halepensis Mill. en el Valle del Ebro*. Tesis Doctoral. ETSIM, Universidad Politécnica de Madrid.
- CAMPRODÓN, J., 2000. *Proyecto para la elaboración de una guía técnica para la conservación de la diversidad biológica en ecosistemas forestales catalanes*. En: Actas del Congreso de Ordenación y Gestión Sostenible de Montes. Tomo II: 589-603. Santiago de Compostela.
- CARCELLER, F., ARRIBAS, O., 1993. *Directrices de gestión de las masas forestales para el mantenimiento de la biodiversidad faunística. El caso del Moncayo (Zaragoza)*. En: F.J. Silva-Pando y G. Vega Alonso (eds.), Actas del Congreso Forestal Español-Lourizán 93, 4: 27-33. Grapol. Vigo.
- CASTILLO, V. M., BARBERA, G. G., QUEREJETA, J. I., MÁRTINEZ, M. A., MÁRTINEZ-FERNANDEZ, F., 2009. *Diversificación de masas repobladas de pino carrasco mediante claras e introducción de sotobosque*. En: S.E.C.F.-Junta de Castilla-León (eds.), Actas 5º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- DE SIMÓN, E., 1996. *Restauración de encinares. Modelos y técnicas de restauración. Masas mixtas*. En: Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 3: 93-107 (1996).
- DEAN, T. J., BALDWIN, V. C., 1993. *Using a Density-Management Diagram to Develop Thinning Schedules for Loblolly Pine Plantations*. Research Paper SO-275. USDA, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- DEL RÍO, M., MONTES, F., CAÑELLAS, I., MONTERO, G., 2003. *Revisión: índices de diversidad estructural en masas forestales*. Invest. Agrar.: Sis. Recur. For. (2003) 12 (1), 159-176.
- DEL RÍO, M., RUÍZ-PEINADO, R., LÓPEZ, E., 2005. *Modelo selvícola para repoblaciones de las principales especies del género Pinus*. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), Libro de Resúmenes, Conferencias y Ponencias. 4º Congreso Forestal Español: 1: 255. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza.
- ESCRIG, A., PÉREZ, R., CAMARERO, E., ESTRUCH, V., GALIANA, F., 2005. *Evolución de la estructura y diversidad de la vegetación en un tratamiento selvícola experimental sobre pinar de carrasco en Tuéjar y Chelva (Valencia)*. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), Libro de Resúmenes, Conferencias y Ponencias. 4º Congreso Forestal Español: 1: 246. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza.
- ESCUDERO, O., FRANCHÉS, M. J., 2004. *Memoria de Síntesis del Mapa Forestal de Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie: difusión, nº 11.
- FRANKLIN, J. F., MITCHELL, R. J., PALIK, B. J., 2007. *Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry*. Gen. Tech. Rep. NRS-19. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 44 p.
- GARCÍA-MARTÍ, X., FERRER, P. P., 2013. *La creación de núcleos de dispersión y reclamo como modelo de restauración ecológica forestal*. En: MARTÍNEZ-RUIZ, C., LARIO, F. J., FERNÁNDEZ-SANTOS, B. (eds.), 2013. *Avances en la restauración de sistemas forestales. Técnicas de implantación*. SECF-AEET, Madrid, España.
- GÓMEZ-APARICIO, L., ZAVALA, M. A., BONET, F. J., ZAMORA, R., 2010. *Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients*. Ecological Applications, 19(8), 2009, pp. 2124-2141.
- GONZÁLEZ-MORENO, P., QUERO, J. L., BONET, F.J., POORTER, L., ZAMORA, R., 2011. *El papel de la estructura espacial de la vegetación en la naturalización de pinares de repoblación en Sierra Nevada (Granada-Almería)*. En: S.E.C.F.-Junta de Castilla-León (eds.), Actas 5º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- GONZÁLEZ-MORENO, P., QUERO, J. L., POORTER, L., BONET, F.J., ZAMORA, R., 2011. *Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations?* Basic and Applied Ecology 12 (2011), pp. 251–259.
- KOHN, A., FRANKLIN, J. (eds), 1997. *Creating a forestry for the 21st Century*. Island Press, Washington. 475 pp.

- LÓPEZ, M., 1998. *Algunos aspectos ecológicos a considerar en la ordenación de repoblaciones artificiales*. En: II Reunión sobre Ordenación de Montes. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 6: 21-40 (1998).
- LORENTE, L., GONZÁLEZ CANO, J. M., 1995. *Las aves insectívoras de los pinares de repoblación de la provincia de Teruel*. Revista Surcos, Diciembre 1995. Departamento de Agricultura y Medio Ambiente, Gobierno de Aragón.
- MAESTRE, F. T., CORTINA, J., BAUTISTA, S., BELLOT, J., 2003. *Does Pinus halepensis facilitate the establishment of shrubs in Mediterranean semi-arid afforestation?* Forest Ecology and Management, 176 (2003), pp 147-160.
- MAESTRE, F. T., CORTINA, J., 2004. *Are Pinus halepensis plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas?* Forest Ecology and Management, 198 (2004), pp. 303-317.
- MARGALEF, R., 1974. *Ecología*. Décima reimpresión, Ediciones Omega, 2005.
- MOSELER, A., 2006. *Recovery of Native Biodiversity under Forest Plantations*. Forest Health and Biodiversity News, Volume 10 No. 1 - Spring 2006.
- NAVARRO, R. M., SALMORAL, G., GUZMÁN, J.R., LOPEZ, J.L., 2009. *Estudios de la vegetación aplicados a la naturalización de pinares en el monte "Pinar de Yunquera" (Málaga)*. En: S.E.C.F.-Junta de Castilla-León (eds.), Actas 5º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- NEWTON, P. F., 1997. *Stand density management diagrams: Review of their development and utility in stand-level management planning*. Forest Ecology and Management 98 (1997): 251-265.
- OLIVER, C. D., LARSON, B. C., 1996. *Forest stand dynamics. Update edition*. John Wiley and Sons, Inc.
- PRETZSCH, H., 2009. *Forest dynamics, growth and yield*. Springer.
- REGATO, P., 2008. *Adaptación al Cambio Global. Los Bosques Mediterráneos*. Málaga, España: UICN Centro de Cooperación del Mediterráneo. ii+254 pp.
- REQUE, J., 2005. *Biodiversidad forestal: su escala y medición*. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), Libro de Resúmenes, Conferencias y Ponencias. 4º Congreso Forestal Español: 1: 227. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza.
- RODRIGUEZ, J., 2007. *Influencia de la luz y la sequía estival en la respuesta funcional de brinzales de Quercus petraea (Matt.) Liebl. y Quercus pirenaica Willd.: implicaciones para la regeneración*. Tesis Doctoral, UPM, ETSIM.
- RUIZ-MIRAZO, J., CARDOSO, J. A., VARELA, E., RAMOS, M. E., ROBLES, A. B., GONZÁLEZ REBOLLAR, J. L., 2007. *Los claros en áreas cortafuegos: una herramienta para incrementar la biodiversidad*. En: Wildfire 2007. 4ª Conferencia Internacional sobre incendios forestales. Sevilla.
- SERRADA HIERRO, R., 2004. *Apuntes de selvicultura*. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal, Universidad Politécnica de Madrid.
- SHAW, J.D., 2006. *Reineke's Stand Density Index: Where are we and where do we go from here?* Proceedings: Society of American Foresters 2005 National Convention. October 19-23, 2005, Ft. Worth, TX. [published on CD-ROM]: Society of American Foresters, Bethesda, MD.
- SERRADA, R., 1999. *Aspectos selvícolas de las claras*. En: *Curso de claras de repoblaciones*. Diputación General de Aragón, Departamento de Agricultura y Medio Ambiente.
- SOLÍS, A., 2003. *Planteamientos sobre la regeneración en pinares de repoblación que alcanzan la edad de turno*. En: Actas de la III Reunión sobre Regeneración Natural-IV Reunión sobre Ordenación de Montes. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 15: 49-57 (2003).
- SPIES, T. A., FRANKLIN, J. F., 1996. *The diversity and maintenance of old-growth forests*. En: SZARO, R.C. and JOHNSTON, W. C. (eds.), 1996. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press. New York
- TABOADA, A., TARREGA, R., CALVO, L., MARCOS, E., MARCOS, J. A., SALGADO, J. M., 2008. *Importancia de la variabilidad estructural de ecosistemas forestales en la diversidad específica*. En: Actas de la II Reunión sobre Suelos Forestales. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, 25: 413-418 (2008).
- TERRADAS i SERRA, JAUME, 2001. *Ecología de la vegetación. De la ecofisiología de las plantas a la dinámica de comunidades y paisajes*. Editorial Omega, Barcelona.
- THOMPSON, I., MACKEY, B., McNULTY, S., MOSELER, A., 2009. *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43, 67 pages.
- TISCAR, P. A., 2009. *Condiciones de Referencia preliminares para la gestión forestal sostenible de las masas de Pinus nigra en el macizo Cazorla-Segura*. En: S.E.C.F.-Junta de Castilla-León (eds.), Actas 5º Congreso Forestal Español. CD-Rom. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Pontevedra.
- VALBUENA, P., DEL PESO, C., BRAVO, F., 2008. *Stand Density Management Diagrams for two Mediterranean pine species in Eastern Spain*. Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales Vol.17 (2), 2008: pp. 97-104.
- VALLADARES, F., 2006. *La disponibilidad de luz bajo el dosel de los bosques y matorrales ibéricos estimada mediante fotografía hemisférica*. Ecología 20: 11-30.

ZAMORA, R., HÓDAR, J. A., MATÍAS, L., MENDOZA, I., 2010. *Positive adjacency effects mediated by seed disperser birds in pine plantations*. *Ecological Applications*, 20(4), 2010, pp. 1053-1060.

Índice

Introducción.....	1
Las repoblaciones y su relación con los hábitats de interés comunitario.....	2
Tratamientos para el incremento de la diversidad.	6
Tratamientos para el incremento de la diversidad estructural.	26
Selvicultura ecológica en repoblaciones.....	34
Medidas prácticas de naturalización de repoblaciones.	38
Bibliografía.	40