



8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**



8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya - 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Organiza



Influencia del peso y rotación de claras sobre el crecimiento y la provisión de servicios ecosistémicos en pinares de montaña mediterráneos bajo dos escenarios de cambio climático

SIMON, D-C.¹; AMEZTEGUI, A.^{1,2}

¹ Departamento de Ingeniería Agroforestal. Universitat de Lleida.

² JRU CTFC-Agrotecnio.

Resumen

En este estudio utilizamos un enfoque de modelización para evaluar la dinámica forestal y la provisión de servicios ecosistémicos (setas, madera, almacenamiento de carbono y biodiversidad) en bosques de pino de montaña mediterráneos bajo diferentes regímenes de clara – definidos por el peso y la rotación – y dos escenarios climáticos. Nuestros resultados muestran que el cambio climático disminuirá la producción de servicios bajo las predicciones más severas, pero que el régimen de claras tendrá un mayor peso que el clima. En general, regímenes con pesos débiles y rotaciones altas proporcionan una mayor provisión global de servicios. La producción de setas se vio fuertemente comprometida con pesos fuertes, sobre todo con rotaciones más frecuentes, mientras que el stock de carbono, a pesar de seguir dinámicas diferentes en función del tratamiento, resultó similar al considerar todo el turno. Los tratamientos poco intensivos propiciaron una mayor cantidad de árboles muertos en pie por hectárea, pero de pequeñas dimensiones, no tan beneficiosos desde el punto de vista de la biodiversidad. Por último, la producción de madera se vio beneficiada por tratamientos intensos y frecuentes. Concluimos que nuestro enfoque de modelización proporciona información útil para guiar los esfuerzos de adaptación de la gestión forestal al cambio climático.

Palabras clave

Modelización, escenarios, biodiversidad, setas, madera, gestión forestal adaptativa.

1. Introducción

Aunque la gestión forestal tradicional se ha centrado fundamentalmente en la producción de madera, el bosque mediterráneo se ha caracterizado siempre por su multifuncionalidad. Servicios como el secuestro y fijación de carbono, los productos forestales no madereros, la biodiversidad o la recreación se incluyen entre los Criterios e Indicadores para la Gestión Forestal Sostenible de la Comisión Europea (MCPFE, 2003), y la provisión de servicios ecosistémicos ha ido ganando importancia en la toma de decisiones y la planificación forestal (WOLFSLEHNER et al. 2019). Sin embargo, integrar todos los servicios que los montes prestan en la gestión forestal es un desafío, ya que se deben considerar los diferentes compromisos y sinergias entre ellos (MARCHI et al., 2018; MORÁN-ORDÓÑEZ et al., 2020). Sólo de esta manera se podrán incluir las preferencias de las partes interesadas en el proceso de toma de decisiones (DIAZ-BALTEIRO et al., 2017).

La cuenca Mediterránea se identifica como una de las regiones más sensibles a los efectos del cambio climático (MEDECC, 2020). Los principales modelos regionales predicen incrementos notables de temperatura media anual, con ascensos que a finales de siglo pueden oscilar entre 3 y 8°C en función del escenario de emisiones considerado (IPCC, 2021). Dichos cambios han comenzado ya a producirse, y tanto las subidas en temperatura como sus efectos sobre la salud, dinámica y funcionalidad de los bosques pueden ya percibirse en el conjunto de la cuenca mediterránea (MEDECC, 2020), si bien se espera que se recrudezcan en el futuro, poniendo en riesgo la provisión de servicios (LINDNER et al., 2010; MORÁN-ORDÓÑEZ et al., 2021).

La gestión forestal adaptativa tiene la oportunidad de contribuir a adaptar los bosques a las futuras condiciones climáticas. Algunos trabajos recientes han evaluado cómo diferentes opciones de gestión forestal pueden afectar a la provisión de servicios ecosistémicos (AMEZTEGUI et al. 2017; DÍAZ-YÁÑEZ et al., 2020; MINA et al., 2016; MORÁN-ORDÓÑEZ et al., 2020). Entre las estrategias propuestas para fomentar la adaptación de los bosques, la reducción de la competencia de las masas, es decir, las claras, se consideran una herramienta particularmente útil, ya que reducen los efectos negativos de la escasez hídrica mediante la reducción de la densidad (AMEZTEGUI et al., 2017; FERNÁNDEZ-DE-UÑA et al., 2015). Los efectos de los diversos regímenes de claras sobre la estructura de la masa han sido profusamente estudiados (DEL RÍO et al. 2017), al igual que los efectos de la gestión sobre la provisión de uno o unos pocos servicios ecosistémicos. Sin embargo, apenas se han investigado los efectos de diferentes regímenes completos de claras sobre la dinámica del bosque y la provisión de múltiples servicios de manera conjunta, lo cual resulta necesario para detectar sinergias y compromisos y para poder guiar la toma de decisiones.

2. Objetivos

En este estudio adoptamos una aproximación de modelización para explorar los efectos del peso y la rotación de las claras en la dinámica forestal y la provisión de servicios ecosistémicos (producción de setas, madera y carbono, y hábitat para biodiversidad) en dos masas teóricas de *Pinus nigra* y *Pinus sylvestris*. Implementamos los regímenes de claras utilizando el modelo SORTIE-ND, el cual nos proporcionó información anual sobre la dinámica de las masas (composición y estructura). A continuación, integramos la provisión de servicios a partir de diferentes modelos desarrollados para nuestra área de estudio. Exploramos los efectos del peso y rotación de las claras a lo largo de 100 años, y bajo dos proyecciones climáticas contrastadas – RCP 4.5 y RCP 8.5. Considerando que los gestores forestales no pueden esperar a observar los efectos de sus decisiones a largo plazo, nuestro estudio supone una herramienta muy interesante para evaluar de manera prospectiva las decisiones tomadas hoy sobre el estado de los bosques en el futuro. La integración de la provisión de servicios en la planificación bajo distintos escenarios nos permite generar información valiosa para contribuir a la mitigación y adaptación al cambio climático en los bosques mediterráneos.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

Para este estudio creamos masas teóricas pobladas por *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*, ubicadas en el óptimo bioclimático de su distribución en el Prepirineo y Pirineo catalán. La masa de *Pinus sylvestris*, una especie pionera que encuentra su óptimo a altitudes entre 900 y 1600 metros, se ubicó en una estación con clima mésico (precipitación anual: 860 mm, temperatura media anual: 7.6°C), a 1.400 metros de altitud (BELTRÁN BARBA et al., 2012; PIQUÉ NICOLAU et al., 2011). En el caso de *Pinus nigra*, la masa teórica se ubicó a 530 m de altitud, con una temperatura media de 12.7°C y una precipitación media anual de 650 mm. En ambos casos, dichas condiciones corresponden con sus características medias en el área de estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Características de las parcelas teóricas utilizadas para las simulaciones.

	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pinus nigra</i>
Latitud	42,45	41,88
Temperatura Media anual (°C)	7,6	12,7
Precipitación Anual (mm)	860,6	650,0
Pendiente	40	40

Altitud (m)	1400,4	527,6
-------------	--------	-------

3.2. Escenarios de cambio climático

Los datos climáticos para realizar este análisis se extrajeron a partir de las proyecciones definidas en el 5º Informe de Evaluación del IPCC (2014) para los escenarios RCP 4.5 y 8.5. Bajo el escenario RCP 4.5 se prevén incrementos de 2.3-2.9°C para finales de siglo, mientras que el escenario RCP 8.5 prevé incrementos en la temperatura global de entre 4.1 - 4.8°C (IPCC, 2014). Teniendo en cuenta que los cambios serán muy diferentes en función de la región geográfica considerada, las proyecciones para el periodo 2001-2100 se reescalaron a 1km de resolución, corrigiendo a su vez los sesgos existentes, mediante el paquete de R *meteoland* (DE CÁCERES et al., 2018). De acuerdo con las predicciones regionalizadas y corregidas, la temperatura media se incrementará en ambas localizaciones 1.7°C (un 13%) entre 2021 y 2100 para el escenario RCP 4.5, y 4°C para el RCP 8.5 (IPCC, 2014). En cuanto a las precipitaciones, se pronostican descensos del 24% y 20% en la parcela de *Pinus nigra* para los escenarios RCP4.5 y RCP8.5, respectivamente; y del 2% y 10% para *P. sylvestris* (Figura 1).

3.3. Estructura inicial de la masa y régimen de claras

El punto de partida de las simulaciones se obtuvo de los modelos de gestión ORGEST para *Pinus sylvestris* (PIQUÉ NICOLAU et al., 2011) y *Pinus nigra* (BELTRÁN BARBA et al., 2012). Las simulaciones se iniciaron con una masa de 20 años, momento en que se propone la primera clara según ORGEST. Asimismo, se obtuvieron la densidad y diámetro medio de la masa en el momento inicial en base a dichas recomendaciones de gestión. El diámetro real de cada uno de los pies simulados se obtuvo generando valores según una distribución normal con los siguientes valores: Para *Pinus sylvestris*: N = 2.500 pies/ha, Diámetro medio = 11 cm, desviación estándar del diámetro (sd) = 3 cm. Para *Pinus nigra*, N = 2.100 pies/ha, D = 10 cm, sd = 3 cm.

Los regímenes de claras testados consistieron fundamentalmente en diversas combinaciones de rotación (años transcurridos entre dos claras consecutivas) y peso de la clara, expresado como porcentaje de área basimétrica extraída respecto del área basimétrica antes de la clara. Los pesos considerados se categorizaron como débil (extracción del 15% del área basimétrica), clara moderada (25%) y clara fuerte (35%). Cada uno de estos pesos fue aplicado a cuatro rotaciones diferentes – una clara cada 10, 15, 20 y 25 años – hasta una edad final de 50 o 70 años, dependiendo de la rotación. Por lo tanto, se definieron 13 regímenes de claras diferentes para cada especie, incluyendo un tratamiento de control (no intervención) (Tabla 2). En todos los casos se aplicaron claras por lo bajo, es decir, se eliminaron los pies en orden creciente de menor a mayor diámetro, hasta que se alcanzó el objetivo de porcentaje de área basimétrica a extraer.

Tabla 2. Definición de los 13 regímenes de claras aplicados, en función de la rotación, peso, y edad de aplicación

Rotación (Años entre claras)	Edad de aplicación	Peso (% AB)
Sin claras	-	-
10	20,30,40,50	15
		25
		35
15	20,35,50,65	15
		25
		35
20	20,40,60	15

		25
		35
		15
25	20,45,70	25
		35

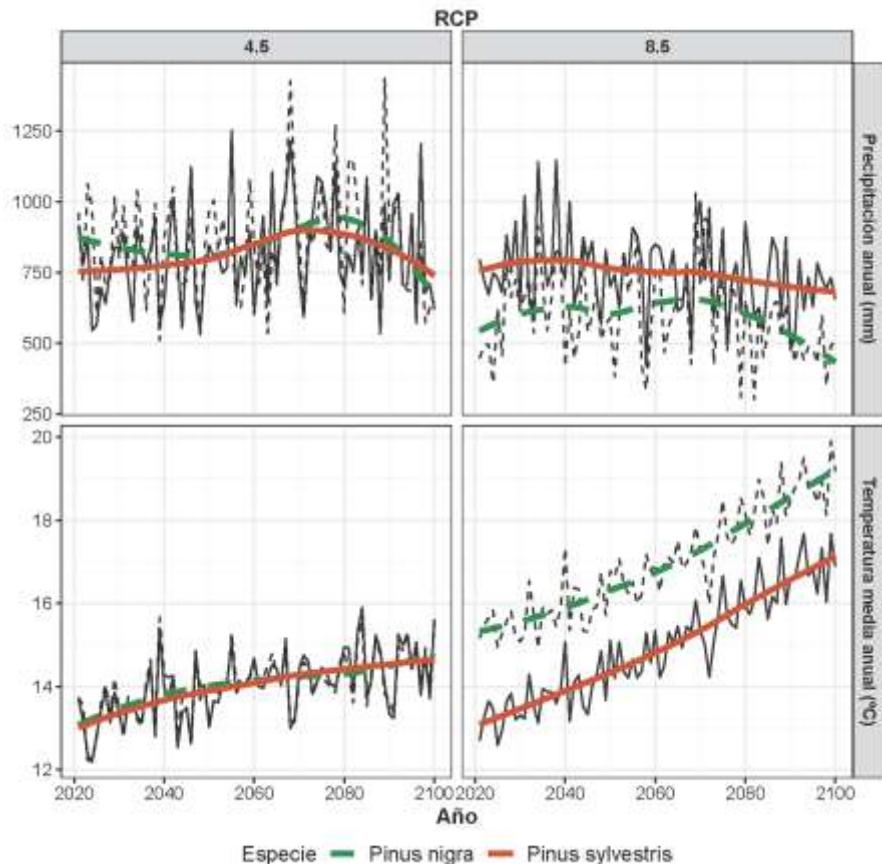


Figura 1. Dinámica de temperaturas y precipitaciones para las dos masas simuladas bajo dos escenarios de emisiones: moderado (RCP 4.5) y severo (RCP 8.5).

3.4. Modelización del régimen de claras y la dinámica de la estructura de las masas

Los regímenes de claras se implementaron mediante SORTIE-ND versión 7.05.07 (<http://www.sortie-nd.org>; CANHAM et al. 2005). SORTIE-ND es un modelo espacialmente explícito y basado en individuos que simula la dinámica forestal, así como los efectos de la gestión forestal y otro tipo de perturbaciones. SORTIE-ND combina una serie de procesos empíricos y mecánisticos para determinar la demografía de cada uno de los árboles de un rodal, incluyendo su crecimiento, reproducción y mortalidad. La dinámica del rodal resulta de la combinación de los procesos que afectan a cada árbol, que son específicos de la especie y espacialmente, ya que cada uno de los árboles tiene una ubicación específica dentro de la parcela (CRISTAL et al., 2019). SORTIE-ND es particularmente apropiado para simular los efectos de las claras en la dinámica forestal, ya que el crecimiento de los árboles depende de su tamaño, el clima, y la cantidad de competición ejercida por sus vecinos (CANHAM et al., 2004), que se estima a partir del Neighborhood Competition Index (NCI). NCI aumenta con el tamaño de los vecinos y disminuye con su distancia al árbol objetivo, de manera que cualquier cambio en la vecindad de un árbol tiene un efecto inmediato en su crecimiento (Ecuación 1).

$$NCI_i = \sum_{j=1}^n \frac{DBH_j^\alpha}{dist_{ij}^\beta} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde DBH_j es el sumatorio de diámetros normales de todos los vecinos de un árbol *i*, dist_{ij} es el sumatorio de distancias entre los vecinos *j* y el árbol objetivo *i*, y α y β son dos parámetros a estimar por el modelo.

Todos los valores necesarios para realizar una simulación en SORTIE-ND se configuran mediante un fichero xml de parámetros, que contiene información sobre la parcela (localización, clima, número de años a simular), la composición y estructura inicial de la masa (distribución diamétrica por especies) y las ecuaciones que determinan la demografía de cada especie. En total se crearon 130 ficheros de parámetros (13 regímenes x 2 escenarios climáticos = 26 x 5 repeticiones = 130). Las repeticiones se realizaron para tener en cuenta la estocasticidad de procesos como la posición espacial de los árboles – que se ubican en la parcela de forma aleatoria – o la mortalidad. Los parámetros necesarios para realizar las simulaciones se obtuvieron de estudios previos en el área de estudio (AMEZTEGUI et al. 2017, MORÁN-ORDÓÑEZ et al. 2020).

3.5. Modelización de servicios ecosistémicos

A partir de las simulaciones anuales de dinámica proporcionadas por SORTIE-ND calculamos la provisión de los siguientes servicios ecosistémicos: (i) producción de setas; (ii) producción de madera; (iii) almacenamiento de carbono; y (iv) conservación de la biodiversidad. La producción de setas se estimó a partir de los modelos desarrollados por BONET et al. (2010), en función de la topografía, la precipitación de otoño, la especie dominante y el área basimétrica. La provisión de madera de cada régimen es el resultante de sumar el volumen total aprovechado en cada una de las claras a lo largo del turno, más el volumen aprovechado mediante las cortas de regeneración al final del turno, que se estableció a los 100 años para todas las masas. Los volúmenes existentes en cada momento se estimaron a partir de la distribución diamétrica y las ecuaciones alométricas proporcionadas por el Inventario Forestal Nacional e implementadas en el Laboratorio Forestal Catalán (<https://laboratoriforestal.creaf.uab.cat>). Esta misma fuente se utilizó para determinar la biomasa contenida en el rodal cada año, que se calculó utilizando ecuaciones alométricas y los factores de conversión de MONTERO et al. (2005). Los valores de biomasa se convirtieron en carbono aplicando un coeficiente de conversión de 0.509 (MONTERO et al., 2005). Por último, la conservación de la biodiversidad se calculó a partir de la abundancia de árboles muertos en pie con un diámetro mayor de 30 cm (CORDONNIER et al., 2014). Los cálculos de postprocesado, así como los análisis pertinentes, se realizaron con R versión 4.1.0.

4. Resultados

4.1. Efectos del régimen de claras en la dinámica de la estructura forestal

Para ambas especies, los regímenes de claras con pesos fuertes (35%) alcanzaron los mayores diámetros al final del turno (Figura 2), mientras las rotaciones más altas resultaron en menores diámetros finales. La extracción del 35% del área basimétrica cada 10 años propició diámetros dos veces superiores a los de la parcela control. Sin embargo, la aplicación de claras fuertes y frecuentes supuso la extracción de más del 100% del crecimiento corriente, lo que resultó en masas con baja área basimétrica (AB) durante todo el periodo analizado, llegando a valores por debajo de 10 m²/ha para *Pinus nigra* y 20 m²/ha para *P. sylvestris*. Al contrario, al aplicar pesos débiles, los valores de AB se recuperaban rápidamente tras cada intervención, llegando a alcanzar los 30 y 40 m²/ha al final del turno. Los mayores valores finales de AB se obtuvieron para la parcela control, si bien los regímenes menos intensos (rotaciones largas, peso bajo) alcanzaron valores similares (Figura 2). Tanto el diámetro medio como el área basimétrica final siempre resultaron

inferiores para el escenario climático más severo, aunque las diferencias fueron mayores para *Pinus nigra* (-20% para el diámetro, -30% para el AB) que para *Pinus sylvestris* (-5% y -10%).

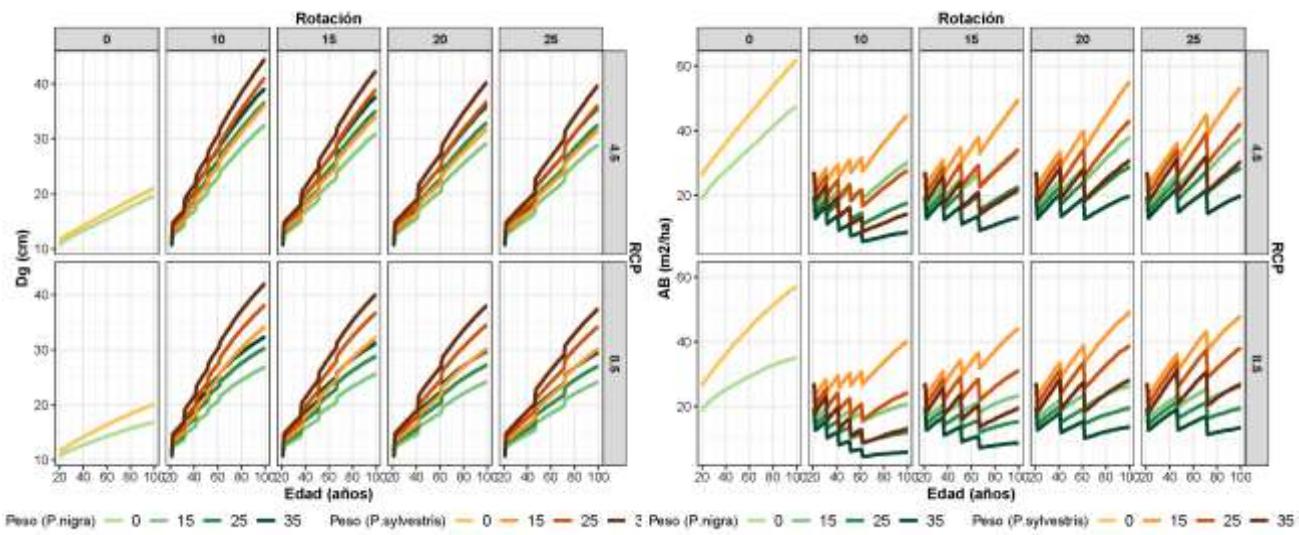


Figura 2. Dinámica del diámetro medio cuadrático (izquierda) y el área basimétrica (derecha) en función del peso de clara, la rotación, el escenario climático, y la especie dominante.

4.2. Efectos del régimen de claras en la provisión de servicios ecosistémicos

4.2.1. Producción de setas

La mayor producción de setas, para ambas especies, se dio para la parcela control (Figura 4). De entre las parcelas aclaradas, las mayores producciones se obtuvieron para rotaciones largas (20 o 25 años), si bien el peso también tuvo un efecto reseñable, con las claras de mayor peso reduciendo la producción de setas. Nuestros resultados también muestran que la parcela de *Pinus sylvestris* produjo sistemáticamente más setas que las de *Pinus nigra*, aunque las diferencias pueden deberse al diferente clima de ambas parcelas más que a diferencias de productividad intrínsecas. Las diferencias en la producción de setas entre ambos escenarios climáticos fueron especialmente grandes en el caso de tratamientos más intensos (rotaciones cortas y pesos fuertes), llegando hasta el 50% para *Pinus nigra* y 30% para *Pinus sylvestris*.

4.2.2. Producción de madera

Los valores totales de producción de madera aumentaron con la rotación y, sobre todo, al reducir el peso, si bien las diferencias entre pesos se redujeron para las rotaciones más largas. En general, las mayores producciones totales se obtuvieron para regímenes con peso débil (15%), que fueron en todas las ocasiones más productivas que las parcelas control (Figura 4). En el caso de *Pinus sylvestris*, las claras de peso moderado también resultaron ligeramente más productivas que las no tratadas, y con rotaciones largas, resultaron prácticamente igual de productivas que las de peso débil. *Pinus nigra*, sin embargo, mostró una menor capacidad de respuesta frente a claras moderadas o fuertes. Igual que en el caso de *Pinus sylvestris*, el tratamiento más productivo consistió en claras de peso débil (15%) aplicadas a intervalos de 15 a 20 años. Sin embargo, la diferencia con las parcelas control no fue tan grande como para el pino albar, y las claras de peso moderado ya resultaron en menor volumen de madera que las no intervenidas (Figura 4). La productividad siempre fue menor en el escenario climático más severo, aunque las diferencias entre escenarios fueron mucho más notables para *Pinus nigra* (30%) que para *Pinus sylvestris* (10 %).

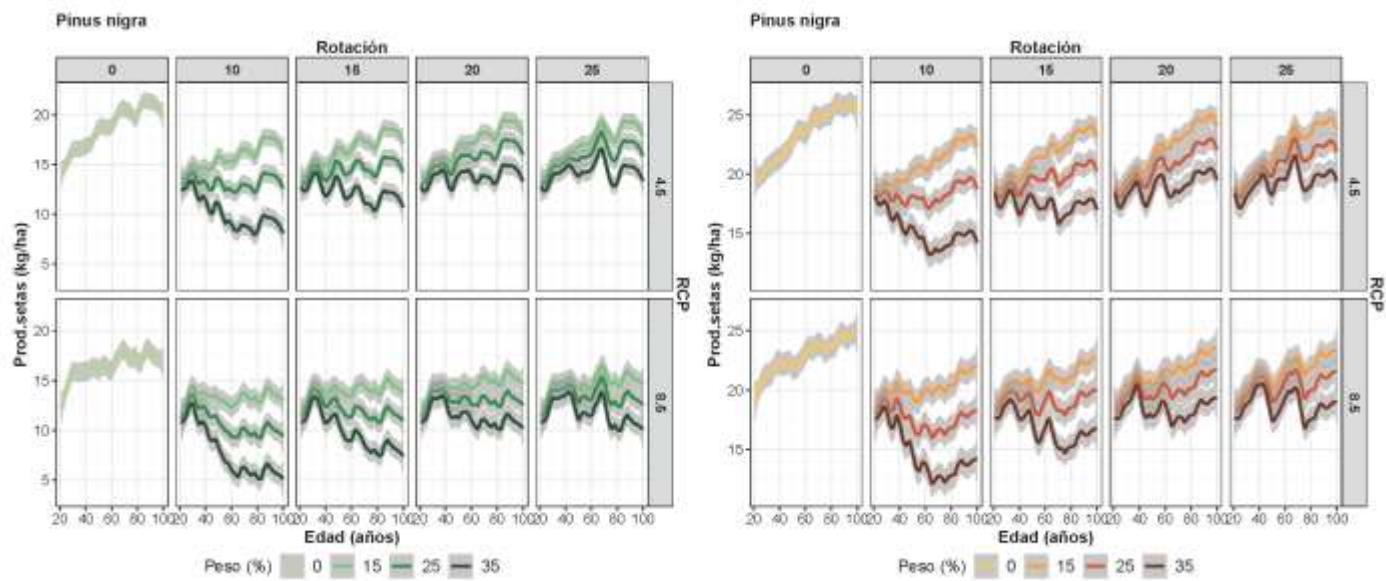


Figura 3. Provisión de setas comestibles de las dos masas estudiadas en función de la rotación y peso de clara y del escenario climático.

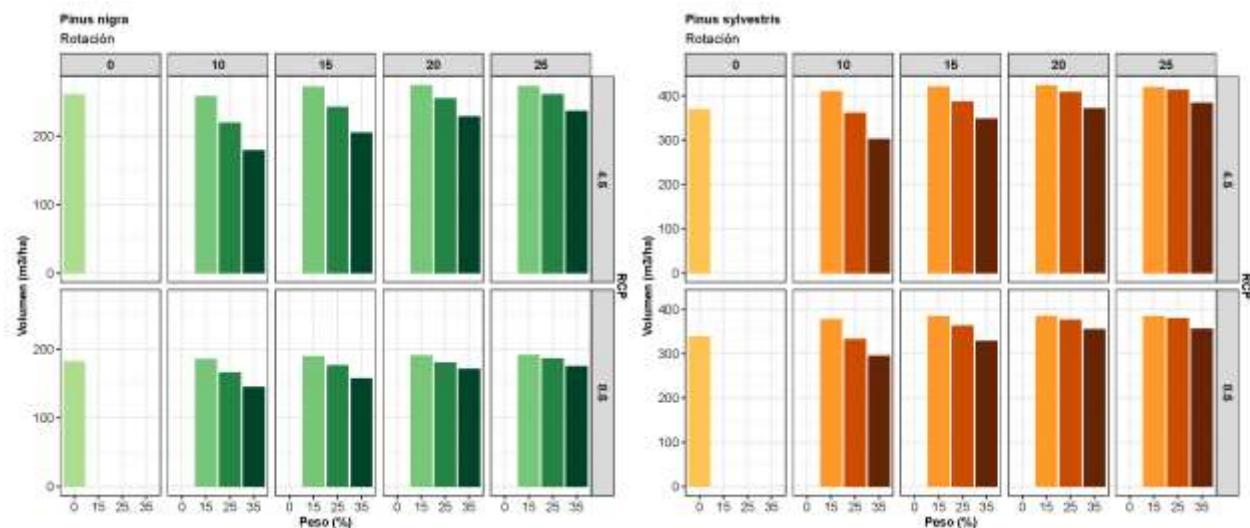


Figura 4. Volumen total de madera extraída a lo largo del turno (incluyendo cortas finales) para las dos masas estudiadas en función de la rotación y peso de clara y del escenario climático.

4.2.3. Almacenamiento de carbono

La mayor cantidad total de carbono se obtuvo para el tratamiento de control (alrededor de 100 T/ha), si bien, aunque el carbono almacenado se redujo después de cada intervención, la cantidad de carbono total fue muy similar para los regímenes con claras de peso débil (Figura 5). Por otro lado, los tratamientos fuertes y frecuentes provocaban un descenso abrupto del carbono almacenado, que no podía recuperarse a partir del crecimiento posterior a la clara. Por tanto, en los casos más extremos el carbono acumulado al final era incluso inferior al disponible tras la primera clara.

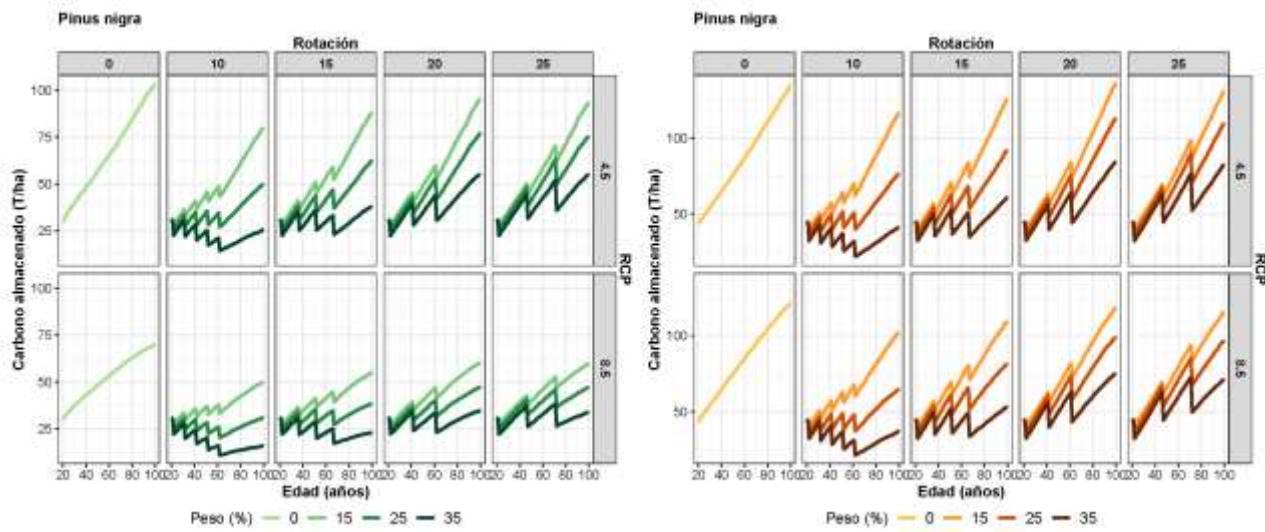


Figura 5. Dinámica del carbono almacenado en las dos masas estudiadas en función de la rotación y peso de clara y del escenario climático.

4.2.4. Hábitat para biodiversidad

Aunque el mayor número de árboles muertos en pie por hectárea se obtuvo para el tratamiento control, estos pies eran generalmente de pequeño tamaño. Considerando solo aquellos pies mayores de 30 cm, los valores más altos se obtuvieron en los tratamientos de peso más fuerte (Figura 6). Sin embargo, la respuesta no fue lineal, ya que a menudo una mayor extracción de madera suponía una menor mortalidad de la masa restante, disminuyendo así la cantidad de árboles muertos en pie. En líneas generales, la disponibilidad de madera muerta de grandes dimensiones disminuyó con la severidad del escenario climático. La razón, sin embargo, no fue un descenso de la mortalidad, sino una disminución del crecimiento, de manera que menos árboles alcanzaron un diámetro superior a los 30 cm.

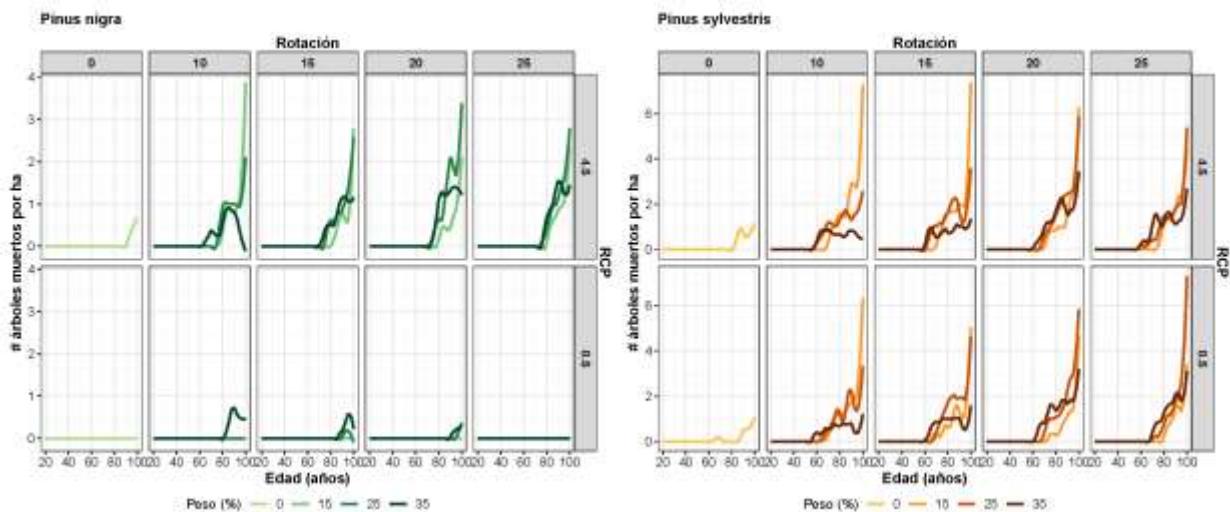


Figura 6. Número de árboles muertos en pie (mayores de 30 cm) por hectárea en las dos masas estudiadas en función de la rotación y peso de clara y del escenario climático.

5. Discusión

Mediante un ejercicio de modelización pudimos comprobar cómo afectan el peso de las claras y la rotación entre claras a la provisión de varios servicios ecosistémicos, lo cual puede ayudar a la toma de decisiones y a la adaptación de las masas de pino al cambio climático. En general, los tratamientos poco intensos – claras débiles y muy espaciadas en el tiempo – proporcionaron una mayor producción de madera y setas, y un mayor almacenamiento de carbono, si bien los mayores diámetros finales se obtuvieron para tratamientos fuertes y frecuentes.

5.1. Efectos del régimen de claras en la dinámica forestal

Uno de los objetivos tradicionales de las claras es cambiar la estructura forestal, de forma que el potencial productivo de la masa se concentre en un número menor de pies, pero de mayor diámetro, y por tanto mayor valor de mercado. En este estudio pudimos observar cómo el modelo utilizado captura el efecto positivo del peso de la clara sobre el crecimiento en diámetro, como se ha comprobado ya en numerosos estudios observacionales (DEL RÍO et al., 2008, 2017; MARCHI et al., 2018). Por otro lado, el efecto de las claras sobre el área basimétrica o volumen no está tan claro, ya que una excesiva disminución de la densidad puede llevar a que el crecimiento de los pies restantes no compense la pérdida de los extraídos – es decir, se extraiga un volumen superior al crecimiento corriente – como hemos podido observar en base a nuestros resultados. AMEZTEGUI et al. (2017) y DEL RÍO et al. (2008) mostraron que las claras de peso débil no disminuyen significativamente el área basimétrica en comparación con parcelas de no-intervención. Además, AMEZTEGUI et al. (2017) mostró que el efecto de los tratamientos desaparecía completamente entre 20 y 30 años después de aplicarlos. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de la recurrencia de las claras, y nuestros resultados muestran que la productividad final de las masas sólo resulta similar a las masas no intervenidas cuando las rotaciones son elevadas. Sin embargo, las bajas densidades finales pueden resultar convenientes cuando el objetivo es la producción de madera de calidad y grandes dimensiones (MONTERO et al., 2001). Sin embargo, hay que tener en cuenta que en nuestro estudio los pesos de clara se mantuvieron constantes durante todo el turno, mientras que MONTERO et al. (2001) recomiendan reducir los pesos en las últimas claras.

5.2. Efectos del régimen de claras en los servicios ecosistémicos

La gestión forestal es un factor clave que puede promover la producción de setas, ya que de todos los factores que influyen en la misma, la estructura es la única que se puede modificar a partir de actuaciones silvícolas. En nuestro estudio, la producción de setas decreció cuando se extraía un alto porcentaje del área basimétrica. DE-MIGUEL et al. (2014) comprobaron que el área basimétrica tiene una influencia significativa en la producción de setas, si bien otros estudios han mostrado mayor dependencia de factores como la edad de la masa o su altura dominante (TOMAO et al., 2017). La mayor cantidad de setas se produjo cuando se simuló un régimen de no intervención. Al contrario de nuestros resultados, DE-MIGUEL et al. (2014) encontraron que mantener la gestión actual de los bosques catalanes provocaría una disminución en la producción del 5%, mientras que, en ausencia de gestión, la producción caería hasta un 11%. Aunque un descenso de la espesura puede suponer mayor cantidad de agua disponible en el suelo, una disminución excesiva puede incrementar las tasas de evaporación, afectando negativamente a la producción de hongos (BONET et al., 2012). También observamos diferencias en la productividad micológica entre los dos rodales estudiados, concordando con otros estudios, que han observado mayores producciones en masas de *Pinus sylvestris* que en *P. nigra* (DE-MIGUEL et al., 2014; MORÁN-ORDÓÑEZ et al., 2020).

Los valores totales de producción de madera se redujeron con la rotación y, sobre todo, con el peso de las intervenciones, si bien las diferencias entre pesos se redujeron para las rotaciones más largas, sugiriendo una interacción entre ambas variables. En general, las mayores producciones totales se obtuvieron para los pesos débiles (15%). El pino albar mostró mayor adaptación a claras fuertes, como muestra el hecho de que las claras de peso moderado resultaron igual o más

productivas que las parcelas control, mientras que para *Pinus nigra* los pesos moderados siempre produjeron menor volumen de madera que las no aclaradas. Los efectos del peso de la clara en la producción de madera son ampliamente conocidos (DEL RÍO et al., 2008, 2017; ZANCHI et al., 2014), mientras que el efecto de la rotación no ha sido tan estudiado. VARMOLA y SALMINEN (2004) mostraron la importancia de las claras tempranas en la optimización de la producción de madera, sobre todo de grandes dimensiones. Nuestros resultados muestran que, si bien las producciones totales pueden ser similares, el mayor tamaño alcanzados por los pies en los tratamientos más intensivos puede llevar a mayores rentas económicas, ya que los árboles de mayores dimensiones suelen implicar destinos más provechosos y menores costes unitarios de extracción (MONTERO et al., 2001). Por otro lado, un crecimiento diametral muy rápido puede llevar a menores densidades de madera, lo cual podría repercutir en su calidad (RUSSO et al., 2019).

Muchos estudios han demostrado que uno de los efectos directos de la gestión forestal es la reducción del stock de carbono in situ en comparación con un régimen de no intervención (por ejemplo, RUIZ-PEINADO et al., 2013, 2016; ZANCHI et al., 2014). Tras la corta, parte del carbono se almacena en diferentes productos con una cierta vida útil, por lo que, si se considera el carbono almacenado en dichos productos, el carbono almacenado por los bosques gestionados resulta mayor (BRAVO-OVIEDO et al., 2015). RUIZ-PEINADO et al. (2016) encontraron que el stock total de carbono – incluyendo el carbono in situ y el carbono ex situ de los árboles eliminados – no era significativamente diferente entre una parcela no aclarada y una con un régimen de claras ligero. En nuestro estudio, el stock total de carbono durante el turno (incluyendo el carbono in situ y el extraído) fue mayor en los regímenes de clara con claras débiles, excepto cuando las claras se aplicaron a rotaciones bajas, de 10 años. Un aspecto relevante de nuestro estudio en este sentido es que, cuando se simuló un régimen de claras con pesos débiles y rotaciones más largas, el nivel de carbono in situ al final del periodo simulado alcanzó el nivel de una parcela sin intervención.

En cuanto a la biodiversidad, encontramos que los regímenes de clara en los que se promovió una mayor densidad de árboles (i.e. pesos más débiles o control), favorecieron mayor presencia de árboles muertos en pie, debido a la mayor mortalidad natural por autoaclareo. Sin embargo, la falta de crecimiento de las parcelas control propició que la mayor parte de árboles muertos en pie fueran de poco tamaño, menos favorables para acoger biodiversidad (BLASER et al., 2013). Faltan estudios que muestren el efecto de las claras sobre la biodiversidad en Europa y especialmente en la región mediterránea. Sin embargo, existen estudios que evalúan el efecto de la gestión forestal en general sobre la biodiversidad (por ejemplo, BLASER et al., 2013; DUNCKER et al., 2012; TOMAO et al., 2020; TORRAS Y SAURA, 2008). Estos estudios han demostrado principalmente que los bosques no gestionados ofrecen un mejor hábitat para la biodiversidad (TORRAS Y SAURA, 2008), o que las prácticas de gestión que requieren intervenciones menos intensivas, pueden ofrecer un buen hábitat para la biodiversidad (DUNCKER et al., 2012; TOMAO et al., 2020). Nuestros resultados también muestran que las masas de *Pinus sylvestris* produjeron más árboles muertos en pie que las de *Pinus nigra*, como corresponde a la mayor pendiente de su recta de autoaclareo y ya observaron TORRAS Y SAURA (2008) utilizando datos del Tercer Inventory Forestal Nacional.

5.3. Impacto del cambio climático en la dinámica forestal y la provisión de servicios

Se prevé que el cambio climático aumente la intensidad y frecuencia de las sequías en el área mediterránea (MEDECC, 2020), lo que tendrá un efecto negativo sobre el crecimiento de los bosques, su mortalidad y provocará cambios en la dinámica de insectos y hongos patógenos (CARNICER et al., 2011), entre otros impactos. La provisión de servicios ecosistémicos también se ve afectada por el cambio climático y en este sentido, MORÁN-ORDÓÑEZ et al. (2020) encontraron que el escenario climático más severo (RCP 8.5) afectaba más a la producción de servicios ecosistémicos en tipos de bosque similares. En los bosques mediterráneos, el efecto negativo de la sequía también se verá acrecentado por las altas densidades de numerosas masas, y las claras

pueden ser una herramienta eficaz para reducir los efectos negativos (FERNÁNDEZ-DE-UÑA et al., 2015), y constituyen la base de la silvicultura de base eco-hidrológica (DEL CAMPO et al. 2017).

En nuestro estudio el efecto del cambio climático se pudo observar en la disminución del crecimiento de los árboles, de la producción de setas y madera, el menor almacenamiento de carbono y el incremento de la mortalidad de los árboles. Estudios anteriores también han demostrado que el cambio climático reducirá el crecimiento de los árboles, especialmente de *Pinus sylvestris*, (AMEZTEGUI et al., 2017; FERNÁNDEZ-DE-UÑA et al., 2015; GRACIA et al., 2002), lo que automáticamente provocará pérdidas de carbono y volumen (ÁLVAREZ et al., 2016). En cuanto a la producción de setas, nuestros resultados han mostrado que el cambio climático producirá un efecto negativo principalmente en la segunda mitad del siglo, a medida que el rodal se acerque al final del turno. KARAVANI et al. (2018) encontraron que la productividad de setas a largo plazo en un rodal de *Pinus pinaster* no se ve afectada por el cambio climático. Sin embargo, en sitios más secos un régimen de claras con intensidad fuerte tendría un efecto negativo en la producción total de setas (HERRERO et al., 2019).

En cuanto a las dos especies que hemos simulado, observamos que *Pinus nigra* se verá más afectado por los cambios climáticos previstos, incluso en el escenario RCP 4.5. Nuestro resultado tiene sentido si se tiene en cuenta que *Pinus nigra* está situado en altitudes más bajas del Pirineo y Prepirineo que *Pinus sylvestris*, donde el clima ya es hoy en día más cálido y seco (PIQUÉ et al., 2014). Sin embargo, si las condiciones climáticas se endurecen aún más (RCP 8.5), *Pinus sylvestris* también sufrirá, como ya se observa en el límite actual de su distribución (DYDERSKI et al., 2018).

5.4. Implicaciones para la gestión

Los pinares mediterráneos proporcionan diferentes bienes y servicios, como productos forestales madereros y no madereros, producción de pastos, prevención de incendios, protección hidrológica, conservación de la biodiversidad, recreo, etc. Sin embargo, no se pueden maximizar todas las funciones en una única masa o rodal, por lo que a través de la gestión es necesario priorizar una función o algunas funciones, garantizando un nivel adecuado del resto de funciones (BELTRÁN BARBA et al., 2012; PIQUÉ NICOLAU et al., 2011). Así, para un bosque de *Pinus sylvestris* de estructura regular y alta calidad de estación, donde el objetivo es producir árboles con diámetros de ~ 50 cm, a un turno de 105-130 años, PIQUÉ NICOLAU et al. (2011) recomiendan un régimen de claras por lo bajo con intensidades moderadas a fuertes a cada 10-20 años. Mientras que para un bosque de *Pinus nigra* de características similares, donde el objetivo es producir árboles con diámetros de ~ 40 cm, a un turno de 85-105 años, BELTRÁN BARBA et al. (2012) recomiendan un régimen de claras por lo bajo con intensidades moderadas cada 10-20 años. En nuestro estudio hemos demostrado que un rodal que se aclare cada 10 o 15 años con pesos fuertes puede conducir a los objetivos de diámetro propuestos por PIQUÉ NICOLAU et al. (2011) y BELTRÁN BARBA et al. (2012), pero esto afectaría automáticamente a la provisión de los demás servicios ecosistémicos. Por tanto, sí estamos de acuerdo con MONTERO et al. (2001) en que un régimen de intervención que mantenga una baja densidad sólo se justifica cuando el objetivo final es la madera de gran tamaño y el rodal se encuentra en un sitio altamente productivo. Asimismo, aunque los resultados de nuestras simulaciones han mostrado que un régimen de no intervención proporcionó una mejor producción de setas y carbono in-situ, el volumen total de madera, así como el conjunto de carbono almacenado (in situ y ex situ) y el hábitat para la biodiversidad será menor, reflejando la importancia de la gestión en la provisión equilibrada y eficiente de múltiples servicios de manera conjunta.

6. Conclusiones

Al realizar el presente estudio, encontramos que la elección correcta del régimen de claras, definido por el peso y la rotación, es un factor decisivo en la planificación forestal a largo plazo, ya

que influye significativamente en la producción total de servicios ecosistémicos durante un turno. Nuestro estudio ha mostrado que la producción de hongos, madera y carbono fue mayor en los regímenes con pesos débiles y rotaciones largas. Por otro lado, cuando el objetivo es mantener una baja densidad y producir madera de gran tamaño, un régimen de claras con pesos fuertes y rotaciones más cortas parece ser más adecuado.

El modelo utilizado, a pesar de sus limitaciones, fue capaz de capturar adecuadamente los efectos del régimen de claras en las características del bosque, coincidiendo nuestros resultados con los obtenidos anteriormente en estudios observacionales en campo. Por lo tanto, concluimos que nuestro enfoque de modelización es una herramienta útil y eficiente para responder a preguntas que de otro modo requerirían estudios a largo plazo, y que puede proporcionar información útil para guiar los esfuerzos de gestión para adaptar la gestión forestal a los desafíos del cambio climático.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el MSc European Forestry (Erasmus Mundus) y por la Agencia Estatal de Investigación a través del proyecto UMBRALCLIM (PID2019-111781RB-I00). Los autores desean agradecer a Lluís Coll por sus útiles aportaciones durante la realización del estudio

8. Bibliografía

- AMEZTEGUI, A., CABON, A., DE CÁCERES, M., & COLL, L. 2017. Managing stand density to enhance the adaptability of Scots pine stands to climate change: A modelling approach. *Ecological Modelling*, 356, 141–150.
- BELTRÁN BARBA, M., VERICAT GRAU, P., PIQUÉ NICOLAU, M., & CERVERA ZARAGOZA, T. 2012. Models de gestió per als boscos de pinassa.
- BLASER, S., PRATI, D., SENN-IRLET, B., & FISCHER, M. 2013. Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management*, 304, 42–48.
- BONET, J. A., DE-MIGUEL, S., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., PUKKALA, T., & PALAHÍ, M. 2012. Immediate effect of thinning on the yield of *Lactarius* group *deliciosus* in *Pinus pinaster* forests in Northeastern Spain. *Forest Ecology and Management*, 265, 211–217.
- BONET, J. A., PALAHÍ, M., COLINAS, C., PUKKALA, T., FISCHER, C. R., MIINA, J., & MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. 2010. Modelling the production and species richness of wild mushrooms in pine forests of the Central Pyrenees in northeastern Spain. *Canadian Journal of Forest Research*, 40(2), 347–356. <https://doi.org/10.1139/X09-198>
- BRAVO-OVIEDO, A., RUIZ-PEINADO, R., MODREGO, P., ALONSO, R., & MONTERO, G. 2015. Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris* L. *Forest Ecology and Management*, 357, 259–267.
- DEL CAMPO, A.D, GONZÁLEZ-SANCHIS, M., LIDÓN, A., GARCÍA-PRATS, A., LULL, C., BAUTISTA, I., RUÍZ-PÉREZ, G., FRANCÉS, F., KŘEČEK, J., HAIGH, M., HOFER, T., KUBIN, E., PROMPER, C., 2017. Ecohydrological-Based Forest Management in Semi-arid Climate, in: *Ecosystem Services of Headwater Catchments*. Springer International Publishing, Cham, pp. 45–57.

CANHAM, C. D., LEPAGE, P. T., & COATES, K. D. 2004. A neighborhood analysis of canopy tree competition: Effects of shading versus crowding. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(4), 778–787.

CARNICER, J., COLL, M., NINYEROLA, M., PONS, X., SÁNCHEZ, G., & PEÑUELAS, J. 2011. Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(4), 1474–1478.

CORDONNIER, T., BERGER, F., ELKIN, C., LÄMÅS, T., MARTINEZ, M., BUGMANN, H., COURBAUD, B., GOSELIN, F., & VOLK, G. 2014. ARANGE D2.2 - Models and linker functions (indicators) for ecosystem services. 289437.

CRISTAL, I., AMEZTEGUI, A., GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R., & GARCIA-GONZALO, J. 2019. A Decision support tool for assessing the impact of climate change on multiple ecosystem services. *Forests*, 10(5), 1–20.

DE CÁCERES, M. D., MARTIN-STPAUL, N., TURCO, M., CABON, A. & GRANDA, V. 2018. Estimating daily meteorological data and downscaling climate models over landscapes. *Environ Modell Softw* 108, 186–196.

DE-MIGUEL, S., BONET, J. A., PUUKALA, T., & MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J. 2014. Impact of forest management intensity on landscape-level mushroom productivity: A regional model-based scenario analysis. *Forest Ecology and Management*, 330, 218–227.

DEL RÍO, M. DEL, CALAMA, R., CAÑELLAS, I., ROIG, S., & MONTERO, G. 2008. Thinning intensity and growth response in SW-European Scots pine stands. *Annals of Forest Science*, 65(3), 308–308.

DEL RÍO, M., BRAVO-OVIEDO, A., PRETZSCH, H., LÖF, M., & RUIZ-PEINADO, R. 2017. A review of thinning effects on Scots pine stands: From growth and yield to new challenges under global change. *Forest Systems*, 26(2).

DUNCKER, P. S., RAULUND-RASMUSSEN, K., GUNDERSEN, P., KATZENSTEINER, K., DE JONG, J., RAVN, H. P., SMITH, M., ECKMÜLLNER, O., & SPIECKER, H. 2012. How forest management affects ecosystem services, including timber production and economic return: Synergies and trade-offs. *Ecology and Society*, 17(4).

DYDERSKI, M. K., PAŽ, S., FRELICH, L. E., & JAGODZIŃSKI, A. M. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biología*, 24(3), 1150–1163.

FERNÁNDEZ-DE-UÑA, L., CAÑELLAS, I., & GEA-IZQUIERDO, G. 2015. Stand competition determines how different tree species will cope with a warming climate. *PLoS ONE*, 10(3), 1–18.

GRACIA, C. A., SA, A., & SABATE, S. 2002. Likely effects of climate change on growth of *Quercus ilex*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris* and *Fagus sylvatica* forests in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management*, 162, 23–37.

HERRERO, C., BERRAONDO, I., BRAVO, F., PANDO, V., ORDÓÑEZ, C., OLAIZOLA, J., MARTÍN-PINTO, P., & DE RUEDA, J. A. O. 2019. Predicting mushroom productivity from long-term field-data series in mediterranean *Pinus pinaster* ait. forests in the context of climate change. *Forests*, 10(3), 1–18.

IPCC. 2014. Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In O. Edenhofer, R. Pichs- Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, & J. C. Minx (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC. 2021. Summary for Policymakers. In: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In V. Masson-Delmotte, A. P. Zhai, S. L. Pirani, C. Connors, S. Péan, N. Berger, Y. Caud, L. Chen, M. Goldfarb, M. I. Gomis, K. Huang, E. Leitzell, J. B. R. Lonnoy, T. K. Matthews, T. Maycock, O. Waterfield, R. Yelekçi, & Y. and B. Zhou (Eds.), Cambridge University Press.

KARAVANI, A., DE CÁCERES, M., MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J., BONET, J. A., & DE-MIGUEL, S. 2018. Effect of climatic and soil moisture conditions on mushroom productivity and related ecosystem services in Mediterranean pine stands facing climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248(February 2017), 432–440.

LINDNER, M., MAROSCHEK, M., NETHERER, S., KREMER, A., BARBATI, A., GARCIA-GONZALO, J., SEIDL, R., DELZON, S., CORONA, P., KOLSTRÖM, M., LEXER, M. J., & MARCHETTI, M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 698–709.

MARCHI, M., PALETTO, A., CANTIANI, P., BIANCHETTO, E., & DE MEO, I. 2018. Comparing thinning system effects on ecosystem services provision in artificial black pine (*Pinus nigra* J. F. Arnold) Forests. *Forests*, 9(4), 1–16.

MEDECC. 2020. Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin – Current Situation and Risks for the Future. First Mediterranean Assessment Report (W. Cramer, J. Guiot, & K. Marini (eds.)). Union for the Mediterranean, Plan Bleu, UNEP/MAP, Marseille, France.

MONTERO, G., CAÑELLAS, I., ORTEGA, C., & DEL RIO, M. 2001. Results from a thinning experiment in a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) natural regeneration stand in the Sistema Ibérico Mountain Range (Spain). *Forest Ecology and Management*, 145(1–2), 151–161. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00582-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00582-X)

MONTERO, G., RUIZ-PEINADO, R., MUÑOZ, M., 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles, Monografías INIA: Serie Forestal. Instituto Nacional de Investigación y Técnica Agraria y Alimentaria, Madrid.

MORÁN-ORDÓÑEZ, A., AMEZTEGUI, A., DE CÁCERES, M., DE-MIGUEL, S., LEFÈVRE, F., BROTONS, L., & COLL, L. 2020. Future trade-offs and synergies among ecosystem services

in Mediterranean forests under global change scenarios. *Ecosystem Services*, 45(July), 101174. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101174>

MORÁN-ORDÓÑEZ, A., RAMSAUER, J., COLL, L., BROTONS, L., & AMEZTEGUI, A. 2021. Ecosystem services provision by Mediterranean forests will be compromised above 2°C warming. In *Global Change Biology* (Vol. 27, Issue 18, pp. 4210–4222).

PIQUÉ NICOLAU, M., BELTRÁN BARBA, M., & VERICAT GRAU, P. 2011. Models de gestió per als boscos de pi roig Producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. Generalitat de Catalunya. Departament d'Agricultura Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Centre de La Propietat Forestal, 178.

RUIZ-PEINADO, R., BRAVO-OVIEDO, A., LÓPEZ-SENEPLEDA, E., MONTERO, G., & RÍO, M. 2013. Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *European Journal of Forest Research*, 132(2), 253–262.

RUIZ-PEINADO, R., BRAVO-OVIEDO, A., MONTERO, G., & DEL RÍO, M. 2016. 'Carbon stocks in a Scots pine afforestation under different thinning intensities management.' *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21(7), 1059–1072.

TOMAO, A., ANTONIO BONET, J., CASTAÑO, C., & DE-MIGUEL, S. 2020. How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi. *Forest Ecology and Management*, 457, 117678.

TORRAS, O., & SAURA, S. 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management*, 255(8–9), 3322–3330.

VARMOLA, M., & SALMINEN, H. 2004. Timing and intensity of precommercial thinning in *Pinus sylvestris* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(2), 142–151.

WOLFSLEHNER, B., PROKOFIEVA, I., MAVSAR, R. (editors). 2019. Non-wood forest products in Europe: Seeing the forest around the trees. What Science Can Tell Us 10. European Forest Institute.

ZANCHI, G., BELYAZID, S., AKSELSSON, C., & YU, L. 2014. Modelling the effects of management intensification on multiple forest services: A Swedish case study. *Ecological Modelling*, 284, 48–59.