



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

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

Fomento de la resistencia de pino laricio frente a sequías e incendios mediante la gestión forestal. Evaluación con dendrocronología y modelización

VILÀ-VILARDELL, L.¹, DE CÁCERES, M.², PIQUÉ, M.¹, VALOR, T.^{1,3} y CASALS, P.¹

¹ Joint Research Unit CTFC – AGROTECNIO – CERCA Center, Ctra St. Llorenç de Morunys km 2, 25280 Solsona.

² Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF), 08193 Cerdanyola del Vallès.

³ Departament d'Enginyeria Agroforestal (EAGROF), Universitat de Lleida, Av. Alcalde Rovira Roure 191, 25198 Lleida.

Resumen

Entender cómo la gestión forestal afecta a la resistencia de los bosques a múltiples perturbaciones es esencial para garantizar el cumplimiento de los objetivos silvícolas. Muchas perturbaciones naturales, como sequías e incendios, a menudo suceden a la par y su impacto depende en gran medida de la estructura y composición del bosque, así como de la calidad de estación. En este estudio nos centramos en el efecto que tienen diferentes tipos de tratamientos selvícolas sobre la resistencia a medio plazo del pino laricio (*Pinus nigra*) a episodios de sequía e incendios. En 2015 y 2016 se realizaron claras por lo bajo de distinta intensidad (baja y alta), seguidas de dos tipos de gestión del sotobosque (desbroce y tratamiento mecánico o quema de restos) en tres localidades submediterráneas (Solsonès, Cataluña), resultando en cuatro rodales gestionados y un rodal control por localidad. Las simulaciones de balance hídrico y de comportamiento de un incendio sugieren que la reducción del sotobosque mediante quemados de restos en ambas intensidades de clara es el tratamiento que más resistencia confiere al bosque, mientras que la dendrocronología indica que los pinos dominantes incrementan su producción.

Palabras clave

Comportamiento del fuego, estrés hídrico, medfate, *Pinus nigra*, producción forestal.

1. Introducción

La gestión forestal influye en la respuesta de los bosques a una o varias perturbaciones (THOM ET AL., 2013). En la zona Mediterránea, los episodios de sequía y los incendios son perturbaciones comunes que modifican la composición y estructura de los bosques (KEELEY ET AL., 2012) y, en consecuencia, inciden en la productividad y en los servicios ecosistémicos que éstos proporcionan. La respuesta de un bosque a una perturbación depende del tipo e intensidad de la perturbación, así como de la estructura del bosque, que determina su capacidad de resistencia y resiliencia. La resiliencia del bosque, a su vez, determinará la respuesta a una perturbación posterior (SEIDL ET AL., 2011). Así, dinámica forestal y perturbaciones son dos elementos íntimamente relacionados que se influyen mutuamente.

El aumento de temperatura debido al cambio climático favorece el aumento de la frecuencia e intensidad de sequías e incendios, especialmente en el Mediterráneo (COOK ET AL., 2016; PAUSAS, 2004). Un aumento de temperatura induce un mayor crecimiento de la vegetación, aumentando así la biomasa total y la competencia entre individuos por los recursos. Además, cambios socioeconómicos como el abandono rural contribuyen a aumentar la continuidad de la masa forestal, la carga de combustible y, por consiguiente, la probabilidad de que un incendio se propague con más facilidad o queme con más intensidad (MANTERO ET AL., 2020). Así, la capacidad de los bosques de resistir y responder a las perturbaciones se está reduciendo, especialmente en aquellas localidades donde tanto la recurrencia como la intensidad se están acentuando; este es el caso de los bosques de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* (Dunal) Franco) del noreste de la Península Ibérica (RESCO DE DIOS ET AL., 2021).

La gestión forestal incluye, entre otros objetivos, la adaptación y la mitigación de los efectos de las perturbaciones en los bosques. Las claras promueven el crecimiento y vigor de los árboles ya que eliminan parte de la competencia por los recursos (MITCHELL ET AL., 1983), mientras que la reducción del sotobosque, ya sea mecánicamente o con quemas controladas, normalmente se dirige a la reducción del riesgo de incendio, ya que disminuye la carga de combustible y aumenta la distancia entre el sotobosque y el dosel arbóreo (PIQUÉ & DOMÈNECH, 2018). Además, la gestión del sotobosque también promueve la resistencia de los árboles a episodios de sequía al reducir la competencia por el agua y nutrientes del suelo (KUME ET AL., 2003). Sin embargo, la gestión del dosel y del sotobosque están muy interrelacionados. Por ejemplo, la intensidad de una clara influye en el posterior crecimiento del sotobosque, al aumentar la disponibilidad de luz y reducir la competencia por agua y nutrientes (p. ej. CASALS & RIOS, 2018; RIEGEL ET AL., 1992). Así, es importante conocer bien los efectos de la gestión a nivel de árbol sobre el sotobosque y viceversa, así como entender cómo persisten estos efectos en el tiempo. Los efectos inmediatos de los tratamientos selvícolas en la respuesta de los bosques a sequías e incendios son bien conocidos, sin embargo, como persisten estos efectos a medio o largo plazo sigue siendo sujeto de investigación (VILÀ-CABRERA ET AL., 2018).

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es caracterizar la vulnerabilidad de los bosques de pino laricio a episodios de sequía e incendios cinco años después de tratamientos de clara y de desbroce de sotobosque. Concretamente, mediante simulaciones y dendrocronología queremos determinar el efecto de los tratamientos sobre (i) el estrés hídrico de los pinos dominantes, (ii) el comportamiento del fuego y (iii) el crecimiento de los pinos.

3. Metodología

La zona de estudio se encuentra en tres bosques del Solsonès (Cataluña), dominados por *P. nigra* con algunos individuos de *P. sylvestris* y *Quercus humilis*. En el sotobosque domina *Buxus sempervirens* con *Amelanchier ovalis*, *Viburnum lantana*, *Crataegus monogyna* y regenerado de *Q. humilis*. El clima es submediterráneo, con temperatura media anual de 13.2 °C y 614 mm de precipitación anual.

En sendos rodales, por localidad, se aplicaron en 2015 y 2016 dos intensidades de clara (reducción del 40% y 10 % del área basal), se desbrozó el sotobosque y se trocearon los árboles y arbustos cortados. En una mitad de cada rodal los restos fueron quemados de manera controlada por miembros del GRAF (Bombers de la Generalitat de Catalunya). Así, en cada localidad los rodales resultantes son: clara por lo bajo de alta intensidad más desbroce del sotobosque y restos no quemados (HtNB) o quemados (HtPB), clara por lo bajo de baja intensidad más desbroce de

Tabla 1. Características del rodal y de la vegetación de cada tratamiento por localidad. Datos tomados en el 2020, valores promedio.

Localidad		Llobera					Madronea					Secanella				
Intensidad de clara		Alta			Baja		Alta			Baja		Alta			Baja	
Gestión del sotobosque		Mecánico		Quema	Mecánico		Quema	Mecánico		Quema	Mecánico		Quema	Mecánico		Quema
Tratamiento		Control	HtNB	HtPB	LtNB	LtPB	Control	HtNB	HtPB	LtNB	LtPB	Control	HtNB	HtPB	LtNB	LtPB
Latitud	°	41.9525	41.9519	41.9524	41.9536	41.9526	41.9715	41.9718	41.9715	41.9714	41.9715	41.9392	41.9380	41.9369	41.9359	41.9364
Longitud	°	1.4648	1.4651	1.4657	1.4658	1.4661	1.3519	1.3545	1.3539	1.3527	1.3534	1.4386	1.4349	1.4351	1.4339	1.4347
Altitud	m a.s.l.	816	816	816	816	816	528	528	528	528	528	728	728	728	728	728
Pendiente	%	26	18	21	21	18	31	11	28	15	25	35	13	21	13	22
Orientación	°	325	260	290	335	270	340	340	340	355	350	250	270	275	310	300
Densidad de pies vivos	n ha-1	1560	732	637	1273	1401	1560	446	573	1194	987	1496	748	668	1369	1305
Área basimétrica	m2 ha-1	39.7	28.0	24.5	32.1	40.5	33.3	23.4	21.7	28.4	26.8	30.4	21.8	18.1	33.0	28.9
Altura dominante	m	9.0	11.9	12.3	10.2	10.5	8.9	14.4	11.7	9.1	9.7	8.0	10.2	10.7	9.9	9.3
Altura a primera rama viva	m	5.3	6.7	7.1	5.9	6.1	5.2	8.1	6.9	5.4	5.7	4.7	5.9	6.1	5.8	5.5
Cobertura arbórea	%	89	63	52	85	76	66	50	50	67	64	72	66	42	67	73
Cobertura arbustiva	%	84	37	13	52	16	71	40	65	49	28	76	34	16	22	16
Cobertura herbácea	%	0	25	6	25	0	9	26	14	30	28	13	67	64	24	19
Biomasa arbustiva	Mg ha-1	18.41	4.52	1.28	5.62	1.77	11.09	4.91	8.90	6.06	2.69	13.29	3.42	1.71	2.87	2.69
Altura arbustiva	m	2.56	0.84	0.46	0.52	0.46	0.94	0.81	0.83	0.82	0.65	1.67	0.97	0.86	0.85	0.59
Altura herbácea	m	0.0	0.15	0.15	0.15	0.15	0.14	0.15	0.18	0.15	0.19	0.10	0.24	0.17	0.14	0.14
LAI arbóreo	m2 m-2	2.52	1.44	1.30	1.97	2.14	1.31	0.97	0.77	1.47	1.37	1.30	1.19	1.21	1.16	1.64
LAI arbustivo	m2 m-2	1.62	1.07	0.22	0.74	0.20	1.30	0.95	1.02	0.97	0.42	1.17	0.50	0.29	0.38	0.24
Carga hojarasca + musgo	Mg ha-1	3.95	4.68	4.58	5.91	4.45	6.16	4.80	5.85	5.26	5.29	4.22	2.72	2.79	4.29	3.20
Carga combustible 1h	Mg ha-1	1.41	1.46	0.34	1.12	1.33	0.50	0.90	0.61	0.78	0.46	1.50	1.38	0.18	1.62	1.04
Carga combustible 10h	Mg ha-1	1.58	2.49	0.76	2.03	1.08	0.56	1.63	1.44	1.22	0.80	1.93	3.64	0.93	2.22	2.30
Carga combustible 100h	Mg ha-1	6.65	20.29	4.49	7.19	10.61	1.96	7.72	2.88	6.04	4.74	6.14	21.75	13.49	11.47	12.65

sotobosque y restos no quemados (LtNB) o quemados (LtPB) y rodal sin gestionar (Cont). Durante las quemas, la temperatura ambiental fue de entre 19 y 23°C y la humedad relativa entre 41 y 50%. La temperatura máxima registrada en la superficie del suelo durante las quemas fue de 460°C de promedio, el tiempo de combustión con temperaturas por encima de 60°C fue de 90 minutos y superiores a 120°C de 50 minutos de promedio (PIQUÉ & DOMÈNECH, 2018).

El efecto de los tratamientos pasados 5 años se caracterizó tomando datos de cobertura arbórea, arbustiva y herbácea, y combustible muerto (Tabla 1). Medimos el diámetro normal, la altura total y la altura a la primera rama viva de todos los árboles más gruesos de 7.5 cm en una parcela de 314 m². La cobertura, altura y diámetro de copas de los arbustos y regenerado del sotobosque lo medimos en 20 cuadrados de 1 m² dispuestos regularmente a lo largo de un transecto de 100 m. En estos cuadrados se estimó el índice de área foliar (LAI) del estrato arbóreo y arbustivo utilizando un ceptómetro AccuPAR LP-80. El combustible muerto (1h, 10h y 100h) lo medimos en transectos de 20 m por tratamiento. El peso seco (60°C, 48h) de hojarasca y musgo se obtuvo a partir de una superficie cilíndrica de radio 24.5 cm en 16 puntos por rodal distribuidos de forma regular en una superficie de 16 x 16 m. Analizamos la textura del suelo y la cantidad de materia orgánica por debajo y por encima de los 30 cm en dos puntos de cada rodal por localidad.

Utilizamos el paquete *medfate* (DE CÁCERES ET AL., 2021) para simular el estrés hídrico a nivel de árbol dominante y de rodal y el comportamiento de un posible incendio de superficie y de copas a nivel de rodal. Para simular el balance hídrico se necesitan datos de estructura y composición de la vegetación, propiedades del suelo y una serie de datos climáticos diarios. Utilizamos el mismo suelo en todas las localidades, calculado a partir del promedio de los datos tomados a campo (Tabla 2) Simulamos el estrés hídrico de los 8 años más secos de entre 1990 y 2020, seleccionados como los años con un percentil menor al 25° del índice SPEI (VICENTE-SERRANO ET AL., 2010), que calculamos con datos meteorológicos de la red de estaciones AEMET/SMC interpolados a nuestros rodales mediante el paquete *meteoland* (DE CÁCERES ET AL., 2018). Medfate incorpora y adapta las fórmulas del Fuel Characteristics Classification System (FCCS, Prichard et al. (2013)) para simular el comportamiento del fuego a partir de datos de biomasa, contenido de humedad del combustible y datos meteorológicos. En este caso utilizamos las condiciones meteorológicas de un incendio que quemó en 1998 19.000 hectáreas (de las 27.000 totales) en 12 horas (CCMA, 2018), muy cerca de nuestra zona de estudio (Tabla 3).

Tabla 2. Características del suelo utilizadas para las simulaciones de estrés hídrico. La textura y cantidad de materia orgánica son promedios de campo, el resto de datos son los proporcionados por medfate.

Profundidad	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Materia orgánica (%)	Macroporosidad (%)	Material rocoso (%)
0 - 30 cm	19	29	48	3	20	17
30 - 100 cm	29	29	40	2	7	50
100 - 200 cm	26	44	29	1	4	95

Tabla 3. Condiciones meteorológicas utilizadas para la simulación del comportamiento del fuego.

Pendiente (%)	Viento (km h ⁻¹)	Humedad combustible vivo (%)			Humedad combustible muerto (%)			
		Árboreo	Arbustivo	Herbáceo	Árboreo	Arbustivo	Herbáceo	Leñoso
21	24	105	59	30	8	8	8	8

En la primavera de 2021, se extrajeron testigos radiales de madera de 15 pinos dominantes por rodal de diámetro entre 20 y 35 cm para analizar el crecimiento antes y después de la gestión a partir de técnicas estándar de dendrocronología. De cada pino se extrajeron dos testigos a la altura de 1,3 m con una barrena Pressler de 4,3 mm de diámetro, uno perpendicular a la pendiente y el otro a 120° del primero, en la parte alta de la pendiente. Los testigos se lijaron con 3 tamaños de grano distintos, de mayor a menor tamaño. Posteriormente, se escanearon a una resolución de 600 dpi y se dataron visualmente comparando la posición de anillos característicos presentes en todos los árboles para detectar anillos falsos o perdidos. La datación visual se validó mediante el programa COFECHA (HOLMES, 1983). Finalmente, utilizamos CooRecorder v9.6 (Cybis Elektronik & Data AB, Saltsjöbaden, Suecia) para medir la anchura de los anillos de crecimiento con una precisión de 0.001 mm. En este estudio presentamos los resultados de un análisis preliminar utilizando 5 testigos por rodal de dos localidades. Calculamos el incremento del área basal (IAB) para estandarizar el crecimiento anual eliminando la influencia de la edad del árbol en el crecimiento de los anillos (BIONDI, 1999) mediante el paquete *dp/R* (BUNN, 2008). Calculamos el IAB relativo (IAB_{rel}) para normalizar el crecimiento previo y posterior a los tratamientos, utilizando el IAB promedio del periodo 1990-2014 por árbol como referencia y dividiendo el IAB anual post-tratamiento de cada árbol entre su IAB referencia (VALOR ET AL., 2018).

4. Resultados

Cinco años después, los efectos de los tratamientos seguían siendo manifiestos tanto en el área basimétrica como en la cobertura arbórea, especialmente en los rodales gestionados con alta intensidad de clara, donde la reducción fue más notoria (Fig. 1). El sotobosque no se recuperó a los niveles previos a la gestión; siendo en los rodales quemados donde la carga de combustible se mantuvo ligeramente más baja, con excepción del rodal HtPB de una localidad (Fig. 2), donde el crecimiento del sotobosque fue bastante rápido.

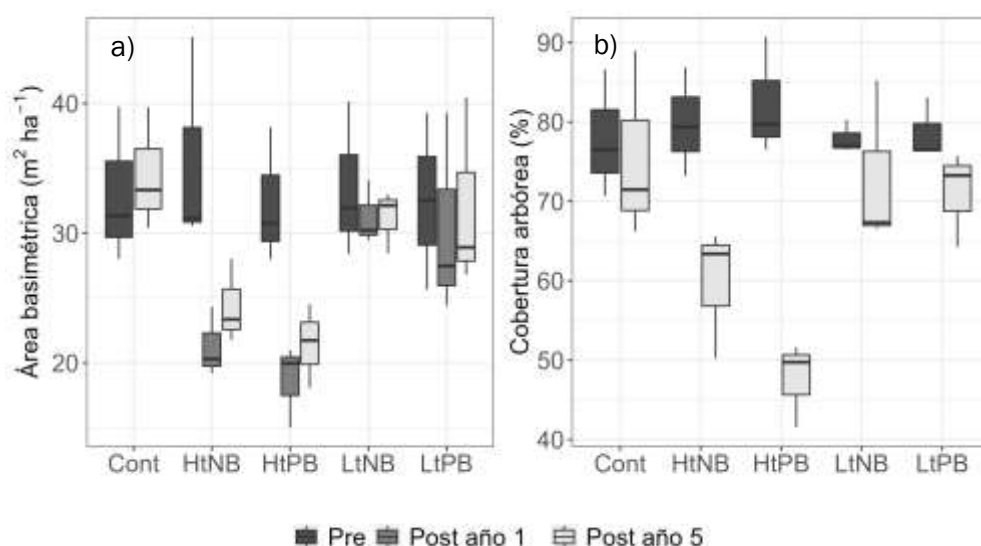


Figura 1. Área basimétrica (a) y cobertura arbórea (b) antes y pasados uno y cinco años de los tratamientos. Cont: control; HtNB: alta intensidad, no quemado; HtPB: alta intensidad, quemado; LtNB: baja intensidad, no quemado; LtPB: baja intensidad, quemado.

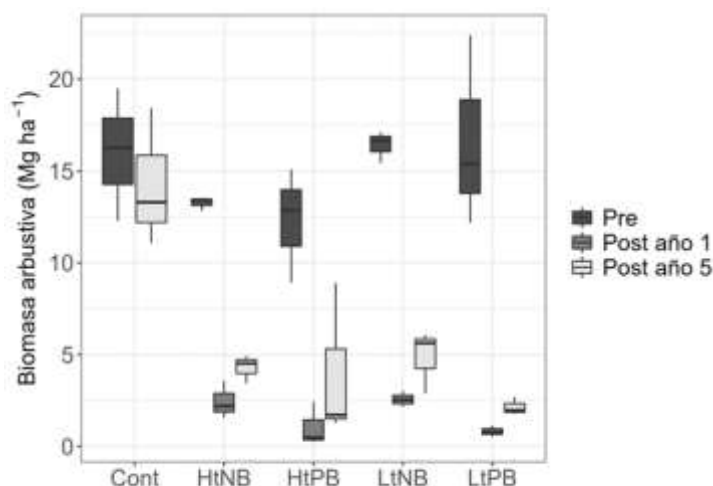


Figura 2. Biomasa arbustiva antes, y pasados uno y cinco años de los tratamientos. Cont: control; HtNB: alta intensidad, no quemado; HtPB: alta intensidad, quemado; LtNB: baja intensidad, no quemado; LtPB: baja intensidad, quemado.

Cinco años después de los tratamientos, la carga de combustible muerto fue similar en todos los tratamientos y en el rodal control, con excepción de la carga de 100h, que fue mayor en el tratamiento HtNB de dos localidades. Tampoco encontramos diferencias en la cantidad de hojarasca y musgo entre tratamientos. En cuanto al LAI, tanto a nivel de copas como de sotobosque encontramos valores más altos en el rodal control que en los tratamientos. Comparando entre tratamientos, el LAI arbóreo era mayor en los rodales de clara de baja intensidad mientras que el LAI del sotobosque era mayor en los rodales desbrozados y no quemados, aunque no divergía excesivamente del LAI de los rodales quemados (Tabla 1).

La simulación del balance hídrico con medfate indica que el estrés hídrico de los pinos dominantes en años secos, representado a partir de la reducción de la conductancia del tallo por cavitación, se mantendrá a niveles significativamente más bajos en los rodales gestionados que en los control. Los efectos a nivel de rodal son parecidos: en todos los tratamientos el potencial hídrico del suelo se mantendrá más elevado que en el control (Fig. 3). Cabe destacar que los árboles de los rodales que fueron quemados, ya sea después de una clara de alta o baja intensidad, presentan un menor estrés hídrico en general.

La simulación del comportamiento del fuego de superficie indica un patrón similar a la del estrés hídrico, ya que en los rodales tratados, la intensidad y propagación del fuego serían menores (Fig. 4). La longitud de llama en los rodales no quemados sería mayor que en sus respectivos pares quemados, aunque esta dualidad no se refleja en la propagación del fuego. El potencial de que un fuego de superficie pase a copas sería más elevado en el rodal control que en cualquier de los rodales tratados. Sin embargo, si el fuego consiguiera pasar a las copas, quemaría con intensidad similar tanto en el control como en los rodales donde el sotobosque no fue quemado.

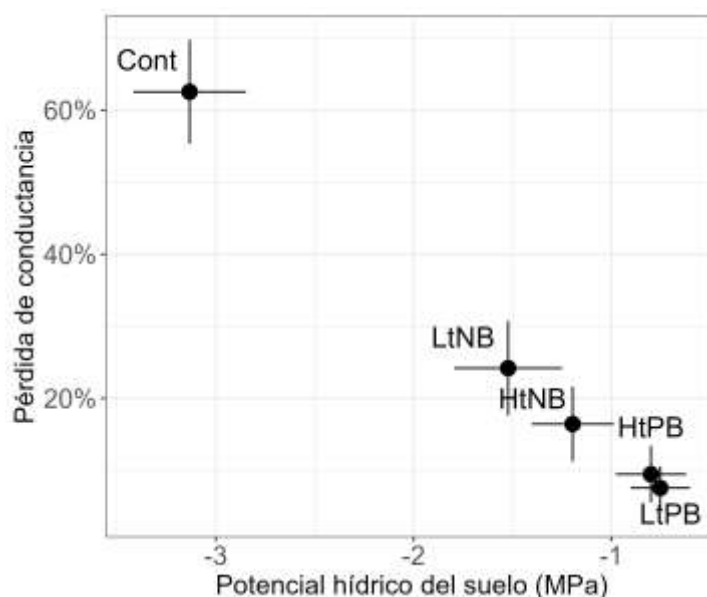


Figura 3. Porcentaje de pérdida de conductancia a nivel de tallo de los árboles dominantes y potencial hídrico del suelo a nivel de rodal por tratamiento. Cont: control; HtNB: alta intensidad, no quemado; HtPB: alta intensidad, quemado; LtNB: baja intensidad, no quemado; LtPB: baja intensidad, quemado.

El análisis dendrocronológico confirmó y perfiló los resultados de las simulaciones, pues los pinos de los rodales de alta intensidad de clara y quema de restos fueron los que más crecieron con diferencia, especialmente a partir de los dos años posteriores a la gestión (Fig. 5). Los pinos del resto de rodales gestionados también incrementaron su crecimiento, pero en menor medida. En claras de baja intensidad, los árboles de los rodales quemados crecieron más que los no quemados. En los rodales control, los árboles siguieron creciendo a un ritmo similar al del periodo de referencia.

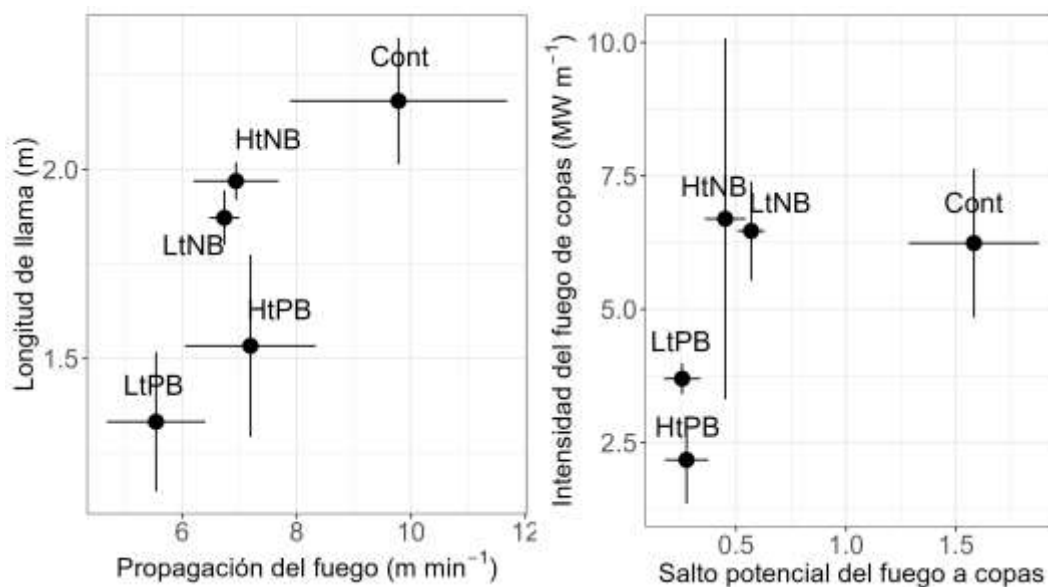


Figura 4. Comportamiento del fuego de superficie (a) y de copas (b) por tratamiento. Cont: control; HtNB: alta intensidad, no quemado; HtPB: alta intensidad, quemado; LtNB: baja intensidad, no quemado; LtPB: baja intensidad, quemado.

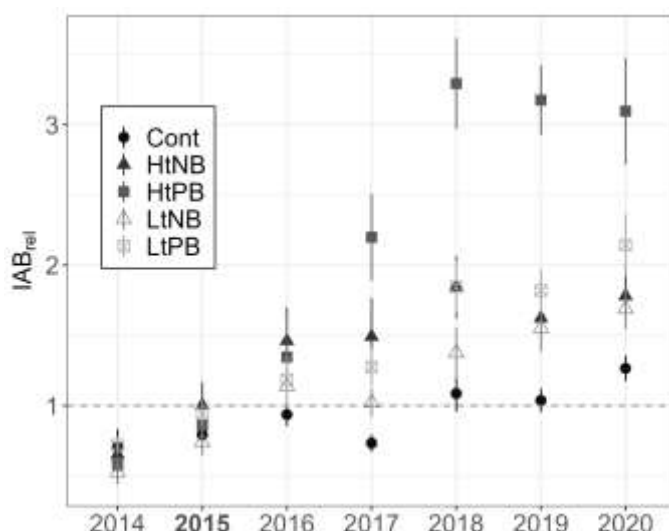


Figura 5. Área basal relativa (IAB_{rel}) por cada tratamiento y año. En negrita, año de los tratamientos; la línea horizontal discontinua representa el IAB referencia: $IAB_{rel} > 1$ indica que el árbol crece más que durante el periodo de referencia (1990-2014). Cont: control; HtNB: alta intensidad, no quemado; HtPB: alta intensidad, quemado; LtNB: baja intensidad, no quemado; LtPB: baja intensidad, quemado.

En general, los rodales gestionados con quema de restos, tanto los de clara de alta intensidad como los de baja intensidad, fueron los que presentaron mayor resistencia a un episodio de sequía o al paso de un incendio (Tabla 4).

Tabla 4. Resistencia del bosque a sequías e incendios cinco años después de los tratamientos mediante simulación. El signo + significa mejora respecto al rodal control.

Intensidad de clara	Alta		Baja	
	Mecánico	Quema	Mecánico	Quema
Sequía	+++	++++	+	++
Incendio	+	++	+	++++

5. Discusión

La reducción del área basal después de una clara mejora el balance hídrico de los árboles remanentes (GIUGGIOLA ET AL., 2013; SOHN ET AL., 2016) y, al aumentar la discontinuidad del dosel, reduce la propagación de un incendio de copas (AGEE & SKINNER, 2005). Las simulaciones y el análisis dendrocronológico confirmaron que tanto la gestión del dosel como del sotobosque aumenta la resistencia de los bosques de pino laricio a episodios de sequía e incendios pasados cinco años. El efecto de la gestión del sotobosque enmascaró el efecto de las claras tanto en la vulnerabilidad a un incendio como al estrés hídrico. Aunque hubo un efecto positivo evidente de las claras respecto al control, mediante las simulaciones no se encontraron diferencias significativas entre rodales de distinta intensidad de clara. Sin embargo, pudimos corroborar que las quemas de restos aumentan la resistencia del bosque en relación a un sotobosque gestionado sólo mecánicamente (Fig. 3, Fig. 4). El análisis dendrocronológico evidenció las diferencias entre claras y confirmó el efecto positivo de la quema de restos sobre los árboles dominantes (VALOR ET AL., 2018), ya que en los rodales quemados el crecimiento post tratamiento fue mayor que en sus respectivos

pares no quemados (Fig. 5). Este mayor crecimiento puede ser debido a una reducción de la competencia por el agua y los nutrientes en los rodales gestionados con quema respecto a los no quemados, puesto que la supervivencia y el vigor del boj, dominante en el sotobosque, fue menor en estos rodales gestionados con fuego (CASALS & RIOS, 2018).

Los pinos de los rodales de alta intensidad triplicaron su crecimiento respecto a los años previos a los tratamientos, indicando un mayor vigor del árbol. No obstante, si el crecimiento del árbol no va a la par con mayor eficiencia del uso del agua (WUE), una intensificación de los episodios de sequía puede comprometer su capacidad de resistencia (MARTÍN-BENITO ET AL., 2009). AMEZTEGUI ET AL. (2017), mediante un modelo de simulación similar al de este estudio, demostraron que las claras disminuyen el estrés hídrico de los árboles hasta pasados 30-40 años, y que esta reducción depende tanto de la intensidad de clara como de las características del sitio. Otros estudios han constatado una reducción en WUE y, en consecuencia, del estrés hídrico después de una clara, pero no han encontrado diferencias entre intensidades de clara (MANRIQUE-ALBA ET AL., 2020; MORENO-GUTIÉRREZ ET AL., 2011); si bien la diferencia entre intensidades en estos trabajos es menor a la del presente estudio. GEBHARDT ET AL. (2014) reportaron que las diferencias en la transpiración entre intensidades de clara un año después de la gestión desaparecían pasados tres años. Atribuyeron este fenómeno al aumento del sotobosque y a una mayor transpiración a nivel de árbol en rodales de clara intensa.

El potencial comportamiento de un incendio ya se estudió en esos mismos rodales inmediatamente después de los tratamientos; los resultados fueron similares a los del presente estudio: un incendio se comportaría de modo más suave en los rodales quemados (Fig.4) (PIQUÉ & DOMÈNECH, 2018). Otros estudios obtuvieron resultados similares: SCHWILK ET AL. (2009) observaron que pasados 3 años de la gestión, la combinación de tratamiento mecánico más quema reducía el riesgo de incendio de copas con mayor intensidad que ambos tratamientos en solitario. KREYE ET AL. (2015) estudiaron *in situ* el efecto a corto plazo de desbrozar el sotobosque en el comportamiento del fuego; observaron como la longitud de llama era mayor en los rodales control debido a la altura del sotobosque, pero la propagación del fuego, aunque menor en los rodales manejados, no era significativamente diferente del control y no se correlacionaba con ninguna característica cuantificada del combustible. Reducir el sotobosque mediante quemas también contribuye a disminuir la intensidad de un incendio de copas a medio plazo (Fig. 4) debido a que las quemas reducen eficientemente la carga de combustible de superficie, este se recupera más lentamente y no contribuye a aumentar la intensidad de un fuego de copas (PRICHARD ET AL., 2013).

Este estudio contribuye al debate sobre la persistencia de los beneficios de la gestión forestal a medio plazo. Pudimos demostrar la importancia de la gestión del sotobosque en combinación con la gestión del arbolado cuando el objetivo es aumentar la resistencia del bosque a varias perturbaciones.

6. Conclusiones

Los beneficios de la gestión forestal tanto en la resistencia a una sequía o a un incendio persisten pasados cinco años. Las simulaciones y la dendrocronología revelaron la importancia de la reducción del sotobosque, y la mayor resistencia que confieren las quemas de restos en comparación a los tratamientos mecánicos frente al estrés hídrico y al paso de un incendio.

7. Agradecimientos

Este estudio no habría sido posible sin el interés del Centre de la Propietat Forestal de Catalunya (CPF, Generalitat de Catalunya), especialmente Teresa Baiges y Teresa Cervera; la dirección forestal de Mario Beltrán (CTFC) y la ejecución de las quemas por el grupo especializado

GRAF de Bombers de la Generalitat de Catalunya, y en especial el interés de Asier Larrañaga. Las localidades estudiadas forman parte de la red de estaciones demostrativas de gestión forestal del CPF y CTFC. Los trabajos se realizaron bajo la supervisión de Mario Beltrán (CTFC) y Noemí Palero (CPF) en el marco de los proyectos Life Demorgest y Life Pinassa (Comisión Europea) y la modelización, en el marco de Life Climark (Comisión Europea) y ForRes (MICIIN, RTI2018-098778-B-I00). Lena Vilà está contratada con una ayuda predoctoral (FPI, PRE2019-089518). Teresa Valor está contratada con una ayuda "Juan de la Cierva-Formación" (FJC2018-036673-I).

8. Bibliografía

AGEE, J. K.; SKINNER, C. N.; 2005. Basic principles of forest fuel reduction treatments. *For. Ecol. Manage.*, 211(1-2), 83-96.

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. *Ecol. Modell.*, 356, 141-150.

BALANDIER, P.; COLLET, C.; MILLER, J. H.; REYNOLDS, P. E.; ZEDAKER, S. M.; 2006. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *For. An Int. J. For. Res.*, 79(1), 3-27.

BIONDI, F.; 1999. Comparing tree-ring chronologies and repeated timber inventories as forest monitoring tools. *Ecol. Appl.*, 9(1), 216-227.

BUNN, A. G.; 2008. A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*, 26(2), 115-124.

CASALS, P.; RIOS, A. I.; 2018. Burning intensity and low light availability reduce resprouting ability and vigor of *Buxus sempervirens* L. after clearing. *Sci. Total Environ.*, 627, 403-416.
CCMA; 2018. *Megaincendis o incendis de sisena generació, una amenaça global*.

COOK, B. I.; ANCHUKAITIS, K. J.; TOUCHAN, R.; MEKO, D. M.; COOK, E. R.; 2016. Spatiotemporal drought variability in the mediterranean over the last 900 years. *J. Geophys. Res.*, 121(5), 2060-2074.

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

DE CÁCERES, M.; MENCUCCINI, M.; MARTIN-STPAUL, N.; LIMOUSIN, J. M.; COLL, L.; POYATOS, R.; CABON, A.; GRANDA, V.; FORNER, A.; VALLADARES, F.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; 2021. Unravelling the effect of species mixing on water use and drought stress in Mediterranean forests: A modelling approach. *Agric. For. Meteorol.*, 296.

GEBHARDT, T.; HAEBERLE, K. H.; MATYSSEK, R.; SCHULZ, C.; AMMER, C.; HÄBERLE, K. H.; MATYSSEK, R.; SCHULZ, C.; AMMER, C.; 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agric. For. Meteorol.*, 197, 235-243.

GIUGGIOLA, A.; BUGMANN, H.; ZINGG, A.; DOBBERTIN, M.; RIGLING, A.; 2013. Reduction of stand

density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *For. Ecol. Manage.*, 310, 827–835.

HOLMES, R. L.; 1983. Computer-Assisted Quality Control in Tree-Ring Dating and Measurement. *Tree-Ring Bull.*, 43, 69–75.

KEELEY, J. E.; BOND, W. J.; BRADSTOCK, R. A.; PAUSAS, J. G.; RUNDEL, P. W.; 2012. *Fire in Mediterranean Ecosystems: Ecology, Evolution and Management*. Cambridge University Press.

KREYE, J. K.; KOBZIAR, L. N.; KREYE, J. K.; KOBZIAR, L. N.; 2015. The effect of mastication on surface fire behaviour, fuels consumption and tree mortality in pine flatwoods of Florida, USA. *Int. J. Wildl. Fire*, 24(4), 573–579.

KUME, A.; SATOMURA, T.; TSUBOI, N.; CHIWA, M.; HANBA, Y. T.; NAKANE, K.; HORIKOSHI, T.; SAKUGAWA, H.; 2003. Effects of understory vegetation on the ecophysiological characteristics of an overstory pine, *Pinus densiflora*. *For. Ecol. Manage.*, 176(1–3), 195–203.

MANRIQUE-ALBA, À.; BEGUERÍA, S.; MOLINA, A. J.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; TOMÀS-BURGUERA, M.; DEL CAMPO, A. D.; COLANGELO, M.; CAMARERO, J. J.; 2020. Long-term thinning effects on tree growth, drought response and water use efficiency at two Aleppo pine plantations in Spain. *Sci. Total Environ.*, 728, 138536.

MANTERO, G.; MORRESI, D.; MARZANO, R.; MOTTA, R.; MLADENOFF, D. J.; GARBARINO, M.; 2020. The influence of land abandonment on forest disturbance regimes: a global review. *Landsc. Ecol.*, 35, 2723–2744.

MARTÍN-BENITO, D.; DEL RÍO, M.; HEINRICH, I.; HELLE, G.; CAÑELLAS, I.; 2009. Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *For. Ecol. Manage.*, 259(5), 967–975.

MITCHELL, R. G.; WARING, R. H.; PITMAN, G. B.; 1983. Thinning Lodgepole Pine Increases Tree Vigor and Resistance to Mountain Pine Beetle. *For. Sci.*, 29(1), 204–211.

MORENO-GUTIÉRREZ, C.; BARBERÁ, G. G.; NICOLÁS, E.; DE LUIS, M.; CASTILLO, V. M.; MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, F.; QUEREJETA, J. I.; 2011. Leaf $\delta^{18}O$ of remaining trees is affected by thinning intensity in a semiarid pine forest. *Plant. Cell Environ.*, 34(6), 1009–1019.

PAUSAS, J. G.; 2004. Changes in fire and climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean Basin). *Clim. Change*, 63, 337–350.

PIQUÉ, M.; DOMÈNECH, R.; 2018. Effectiveness of mechanical thinning and prescribed burning on fire behavior in *Pinus nigra* forests in NE Spain. *Sci. Total Environ.*, 618, 1539–1546.

PRICHARD, S. J.; ANDREU, A.; EAGLE, P.; SWEDIN, K.; SANDBERG, D. V.; OTTMAR, R. D.; EBERHARDT, E.; 2013. Fuel characteristic classification system version 3.0: Technical documentation. *USDA For. Serv. - Gen. Tech. Rep. PNW-GTR*, 887 GTR, 1–79.

RESCO DE DIOS, V.; HEDO, J.; CUNILL CAMPRUBÍ, À.; THAPA, P.; MARTÍNEZ DEL CASTILLO, E.; MARTÍNEZ DE ARAGÓN, J.; BONET, J. A.; BALAGUER-ROMANO, R.; DÍAZ-SIERRA, R.; YEBRA, M.; BOER, M. M.; 2021. Climate change induced declines in fuel moisture may turn currently fire-free Pyrenean mountain forests into fire-prone ecosystems. *Sci. Total Environ.*, 797, 149104.

RIEGEL, G. .; MILLER, F. .; KRUEGER, W. .; 1992. Competition for Resources Between Understory Vegetation and Overstory Pinus Ponderosa in Northeastern Oregon. *Ecol. Appl.*, 2(1), 71–85.
SCHWILK, D. W.; KEELEY, J. E.; KNAPP, E. E.; MCIVER, J.; BAILEY, J. D.; FETTIG, C. J.; FIEDLER, C. E.; HARROD, R. J.; MOGHADDAS, J. J.; OUTCALT, K. W.; SKINNER, C. N.; STEPHENS, S. L.; WALDROP, T. A.; YAUSSY, D. A.; YOUNGBLOOD, A.; 2009. The national Fire and Fire Surrogate study: effects of fuel reduction methods on forest vegetation structure and fuels. *Ecol. Appl.*, 19(2), 285–304.

SEIDL, R.; SCHELHAAS, M. J.; LEXER, M. J.; 2011. Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Glob. Chang. Biol.*, 17(9), 2842–2852.

SOHN, J. A.; SAHA, S.; BAUHUS, J.; 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *For. Ecol. Manage.*, 380, 261–273.

THOM, D.; SEIDL, R.; STEYRER, G.; KREHAN, H.; FORMAYER, H.; 2013. Slow and fast drivers of the natural disturbance regime in Central European forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.*, 307, 293–302.

VALOR, T.; CASALS, P.; ALTIERI, S.; GONZÁLEZ-OLABARRIA, J. R.; PIQUÉ, M.; BATTIPAGLIA, G.; 2018. Disentangling the effects of crown scorch and competition release on the physiological and growth response of Pinus halepensis Mill. using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{18}\text{O}$ isotopes. *For. Ecol. Manage.*, 424(May), 276–287.

VICENTE-SERRANO, S. M.; BEGUERÍA, S.; LÓPEZ-MORENO, J. I.; 2010. A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *J. Clim.*, 23(7), 1696–1718.

VILÀ-CABRERA, A.; COLL, L.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; RETANA, J.; 2018. Forest management for adaptation to climate change in the Mediterranean basin: A synthesis of evidence. *For. Ecol. Manage.*