



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1886

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Evolución entre 2012 y 2021 de la regeneración natural de pino resinero (*Pinus pinaster* Aiton) en un área incendiada de la Sierra Alpujata (Ojén y Coín, Málaga)

GUZMÁN ÁLVAREZ, JOSÉ RAMÓN¹, TOLEDO ZAPATA, GUILLERMO², ORTIZ TERUEL, VALENTÍN², VENEGAS TRONCOSO, JAVIER³

1 Dirección General de Política Forestal y Biodiversidad, Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente. Junta de Andalucía

2 Delegación Territorial de Málaga, Consejería de Sostenibilidad y Medio Ambiente. Junta de Andalucía

3 Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía, Sevilla

Palabras clave: Restauración forestal, Restauración post-incendio, Madera muerta, Actuaciones selvícolas

Resumen

Este estudio continúa uno anterior que presentaba los resultados iniciales (2013 y 2014) del seguimiento de la regeneración en parcelas de muestreo localizadas en rodales donde se habían realizado diferentes tipos de manejo de la madera quemada en la superficie afectada por incendio de la Sierra Alpujata de Coín-Ojén (agosto de 2012), habiéndose evaluado la densidad de regeneración y otras variables de interés para el proceso restaurador como la altura dominante, la cobertura y la facilidad o dificultad para la gestión.

Los resultados de la medición de noviembre de 2021 muestran la estabilidad de la regeneración en el área donde se extrajo totalmente la madera quemada mediante cable acoplado a retroexcavadora (1,08 plantas/m² en 2014 vs. 0,71 plantas/m² en 2021), donde la extracción total se realizó con pala acoplada a bulldozer (0,35 plantas/m² vs. 0,33 plantas/m²) y donde se apearon los fustes y se dejaron orientados sobre el terreno, sin extracción de la madera (0,73 plantas/m² vs. 0,58 plantas/m²). En el testigo (madera en pie), la densidad en 2021 fue de 9,29 plantas/m² frente a 26,42 plantas/m² en 2014. Estos resultados son discutidos en relación con la situación actual del área quemada, su previsible evolución y las opciones de gestión.

1.- Introducción

Los incendios forestales constituyen una severa amenaza para la continuidad de la vegetación en la región mediterránea. En las últimas décadas se está poniendo de manifiesto el agravamiento de este riesgo debido a la mayor intensidad de los eventos y su mayor recurrencia (MORENO et al., 2015). Esta tendencia se está poniendo de manifiesto de manera ostensible en las serranías litorales del Sur de España: en concreto, en Sierra Bermeja, en la provincia de Málaga, se ha estimado una recurrencia de 14,5 años (VEGA HIDALGO, 1999).

Aunque la vegetación mediterránea está adaptada al fuego, este nivel de severidad y ocurrencia supone desafíos adicionales para los ecosistemas (MARCOS Y GÓMEZ ZOTANO, 2021). Por otro lado, hay que tener en consideración que el origen y desarrollo de la vegetación actual de los entornos mediterráneos está dominado por la intervención humana, tanto en su vertiente de sustitución de los ecosistemas



forestales por otros usos como el agrícola, el residencial o las comunicaciones como por la degradación debido al sobre uso o, en su faceta alternativa, los esfuerzos de reconstrucción de la vegetación para cumplir los diferentes objetivos identificados para el terreno forestal a lo largo del tiempo (GUZMÁN ÁLVAREZ, 2021).

Estos episodios de reconstrucción tienen en las repoblaciones forestales uno de sus principales exponentes. Dentro del contexto de un paradigma en continua evolución, mediante la actuación repobladora se ha tratado de revertir situaciones adversas derivadas de la pérdida de la cubierta vegetal, ya sea el aumento del riesgo de erosión y de avenidas, la pérdida de bienes con interés para su aprovechamiento, la mejora de hábitat para la flora y la fauna o el embellecimiento del paisaje, entre otros fines. La actuación repobladora llevada a cabo durante el siglo XX (PEMÁN et al., 2017) cambió los paisajes de España, si bien ha generado opiniones encontradas.

Más allá del debate, estas repoblaciones suponen un desafío actual para la gestión puesto que exigen cuidados culturales para garantizar su pervivencia. Planteado este desafío en la actualidad bajo el paradigma de la gestión adaptativa (que no deja de ser una reinterpretación de los postulados y enfoques históricos de la selvicultura), se han de aportar respuestas a la normal evolución de los árboles artificialmente implantados en un entorno con mayor incertidumbre climática y una mayor exposición a riesgos como los incendios forestales, el desequilibrio de agentes patógenos o disruptivos eventos meteorológicos como sequías, vendavales o heladas. En el momento de producirse estos últimos, los retos cambian, puesto que hay que hacerse cargo de un ecosistema forestal de base artificial al que muchas veces no se ha dado tiempo a evolucionar hacia formaciones con un funcionamiento ecológico más natural y que ha cambiado de fase al haber muerto todos o una parte importante de sus componentes.

Qué hacer con estos paisajes truncados constituye uno de los principales retos de la actuación forestal, además de ser un motivo de preocupación por otras disciplinas como la ecología, la hidrología o los enfoques de protección civil y ordenación del territorio. Las decisiones técnicas que se adopten deben responder a una multiplicidad de preguntas, de evaluaciones de riesgo y de análisis de prospectiva futura y han de ser confrontadas con criterios de oportunidad como la disponibilidad económica para realizar la actuación. Muy a menudo, estas decisiones técnicas no quedan reflejadas en soportes que permitan su evaluación, viendo mermada su potencialidad de convertirse en una herramienta para el aprendizaje futuro. Por todo ello, la recopilación de esta denominada como “literatura” técnica o gris se convierte en esta época de incertidumbre en una práctica cada vez más aconsejable (CASTRO et al., 2009; RODRÍGUEZ MARTÍNEZ et al., 2013).

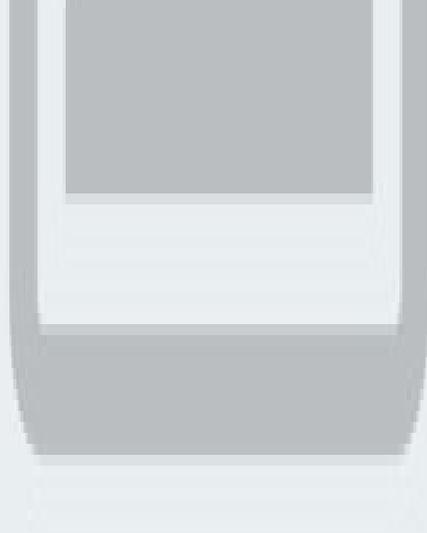
En este trabajo se expone el resultado del contraste de los efectos sobre la regeneración de pino resinero (*Pinus pinaster* Aiton) de distintas alternativas de gestión post-incendio que se plantearon a raíz del que dio comienzo el 30 de agosto de 2012 en el paraje de Barranco Blanco (Coín), afectando a una superficie de 8.224 ha (con una superficie forestal de 7.175,3 ha) de la Sierra de Alpujata comprendida en los términos municipales de Alhaurín el Grande, Coín, Marbella, Mijas, Monda y Ojén (**Figuras 1 y 2**).

Figura 1.- Localización del incendio de Coín-Ojén (agosto de 2012)



Figura 2.- Aspecto general del área incendiada (septiembre de 2012)







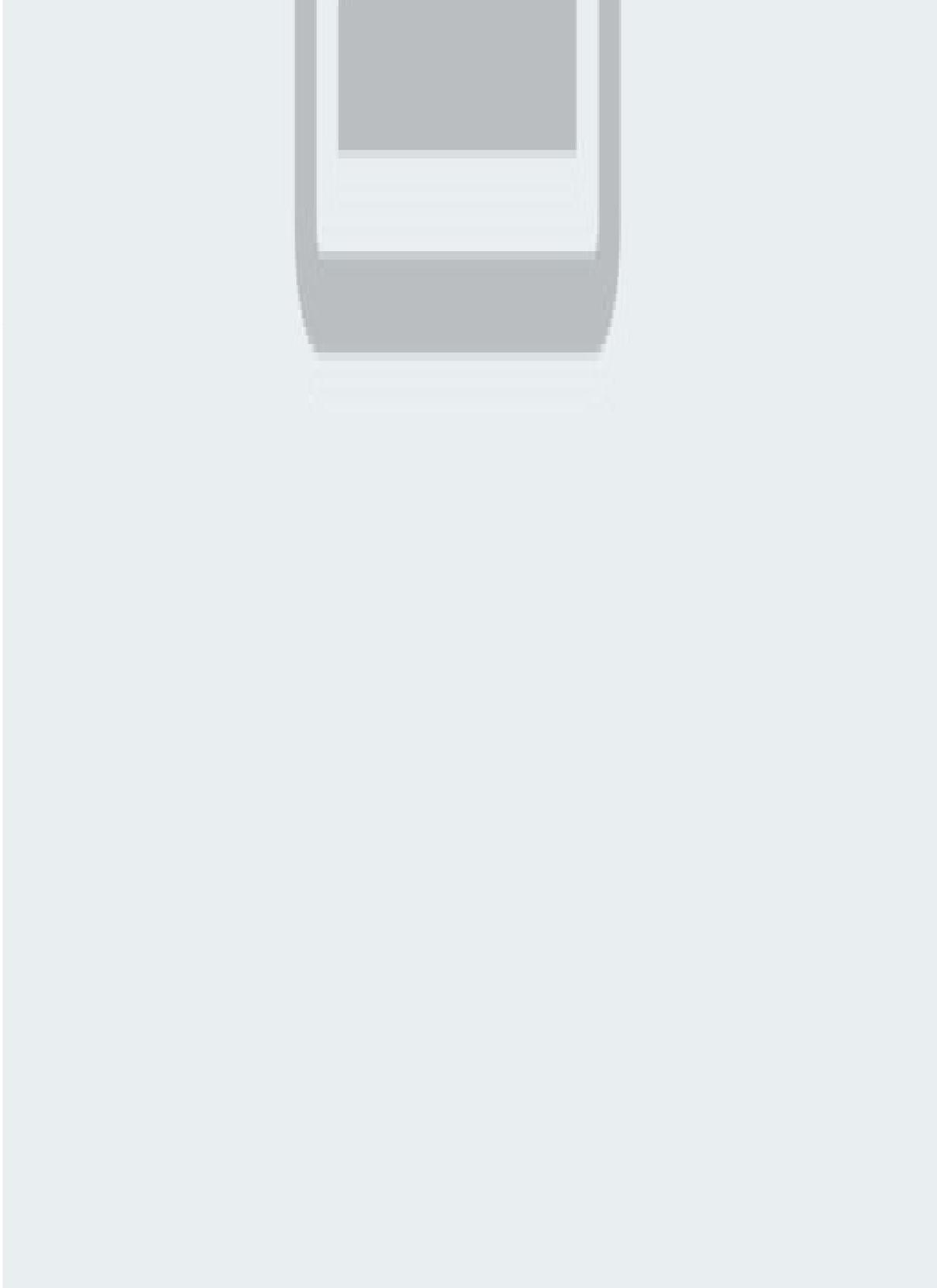




Figura 5.- Parcela control (árboles en pie)



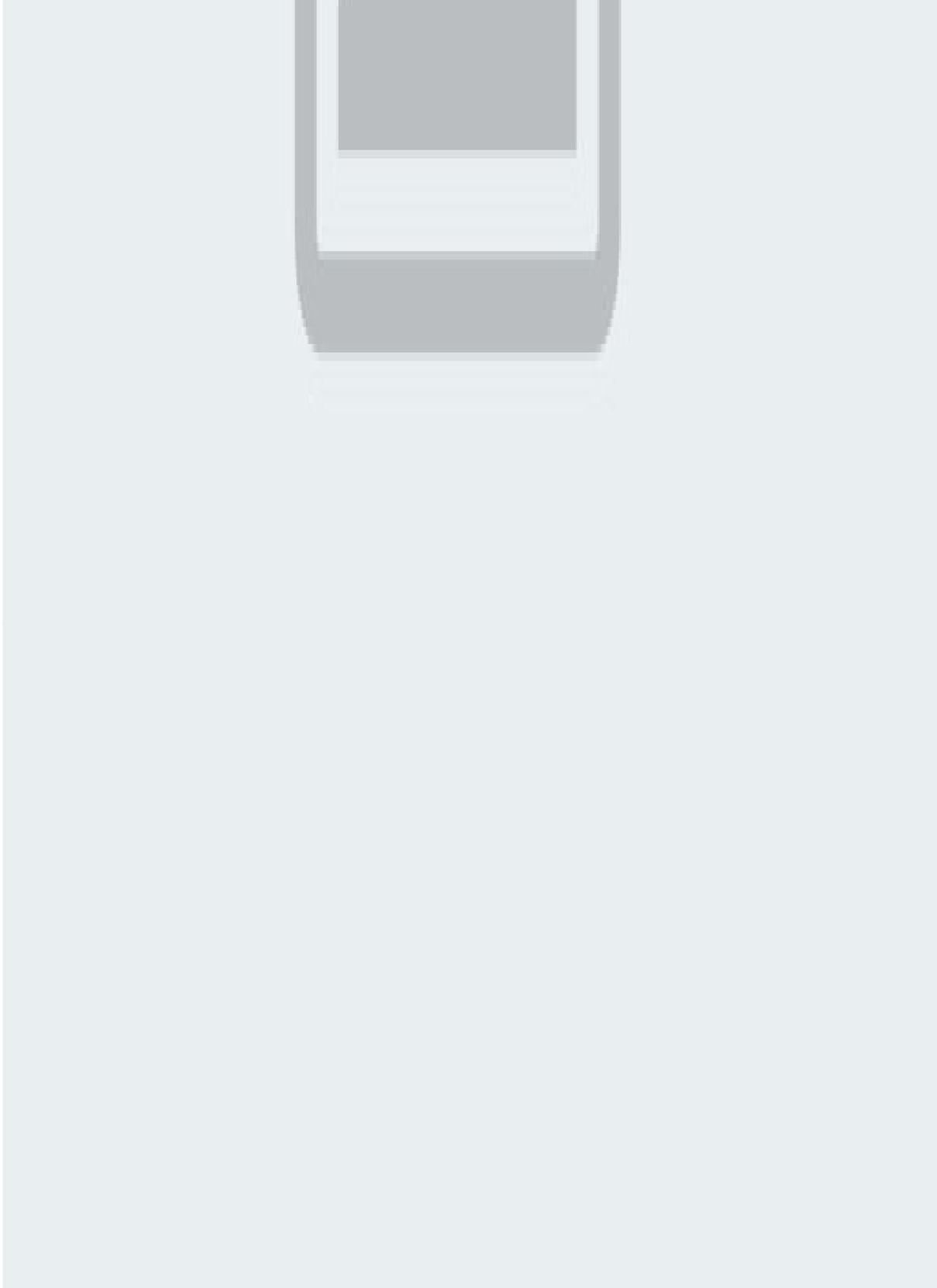




Figura 7.- Emplazamiento de las parcelas de seguimiento, detalle (naranja: tratamiento con cable acoplado a retroexcavadora; azul: tratamiento con pala acoplada a bulldozer; verde: control, árboles en pie; entrama de color sólido, parcelas medidas en la medición de 2021).



En cada unidad de muestro se midió la densidad de regeneración (número de brinzales de pino resinero); altura de plántula de pino (se marcó uno de los pinos en cada unidad de muestreo y se midió la altura; en caso de que no hubiera ningún pino en el interior del marco, se midió el más próximo); cobertura herbácea (% según medición aproximada de visu); número de individuos de encinas, enebros u otras especies propias de etapas avanzadas de la evolución vegetal; otras

observaciones de interés, principalmente la presencia de rocosidad.

En el trabajo de 2017 se presentaron los trabajos de las primeras tres mediciones: junio de 2013; diciembre 2013; noviembre 2014 (GUZMÁN ÁLVAREZ et al, 2017). La cuarta medición, correspondiente a este trabajo, se realizó entre el 10 y el 12 de noviembre de 2021. Solamente se realizó la medición en una de las réplicas por tratamiento: réplica 1 de pala (UTM 337748, 4049245), cable (UTM 337677, 4049349) y fustes orientados (UTM 337702, 4049390), y réplica 2 de árboles en pie (UTM 337546, 4049461), midiéndose solamente las 6 localizaciones de plataforma de la terraza debido a la dificultad de relocalizar las unidades de muestreo de las localizaciones en el talud de las terrazas).

3.- Resultados

El estudio previo (GUZMÁN ÁLVAREZ *et al.*, 2017) puso de manifiesto que en la primera medición (junio 2013) todavía no se había producido estrés estival, con diferencias notables en la densidad de plántulas entre los tres tratamientos medidos: 2,09 plántulas/m² (20.900 plántulas/ha) en la extracción con pala, 12,31 plántulas/m² (123.100 plántulas/ha) en la extracción con cable y 60,08 plántulas/m² (600.800 plántulas/ha) en las parcelas en las que la madera quemada permaneció en pie. Los máximos de densidad de regeneración inicial correspondieron a las parcelas de árboles en pie: en el 26,4% de las unidades de muestreo hubo más de 100 plántulas/m² (equivalente a 1.000.000 plántulas/ha. También se puso de manifiesto que en los tratamientos de extracción con cable y extracción por pala se manifestó una patente variabilidad en la germinación: en las parcelas de árboles en pie prácticamente todas las unidades de muestreo tuvieron plántulas (99%), en tanto que en el tratamiento con cable en 24 unidades de muestreo no hubo germinación de pinos (16,67%) y en el caso del tratamiento con pala ascendieron a 43 (29,9%).

En las mediciones realizadas hasta 2014 se apreció una sensible disminución de las plántulas de pino establecidas, alcanzándose valores (media de las tres réplicas) de 0,65 plántulas/m² en la extracción con pala, 1,14 plántulas/m² en la extracción con cable, 9,38 plántulas/m² en las parcelas en las que la madera quemada se dejó en pie y 0,70 plántulas/m² en el tratamiento de no extracción con fustes orientados.

Aunque la medición de 2021 no es directamente comparable con estos valores, puesto que solo se ha medido una de las réplicas por tratamiento, si se comparan solamente los valores de la réplica en la que se han tomado los datos, la tendencia en el establecimiento de pinos continúa siendo decreciente (**Figuras 8 y 9**), de modo que se obtienen como valores representativos 0,33 plántulas/m² en la extracción con pala, 0,71 plántulas/m² en la extracción con cable, 9,29 plántulas/m² en las parcelas en las que la madera quemada se dejó en pie y 0,58 plántulas/m² en el tratamiento de no extracción con fustes orientados.

Figura 8. Evolución del número de pinos en las réplicas de tratamientos a las que se les ha hecho el seguimiento 2013-2021 (media de unidades de muestreo en réplica 1 de pala, cable y fustes orientados, y réplica 2 de árboles en pie)

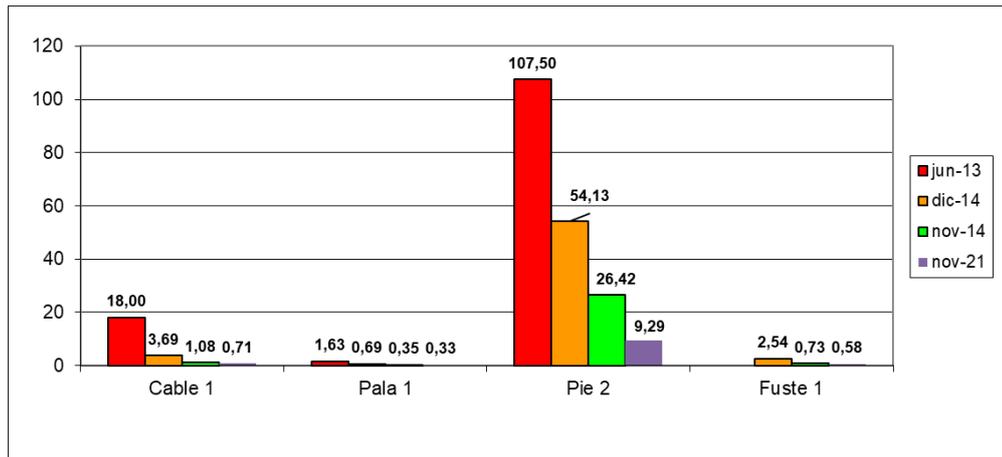
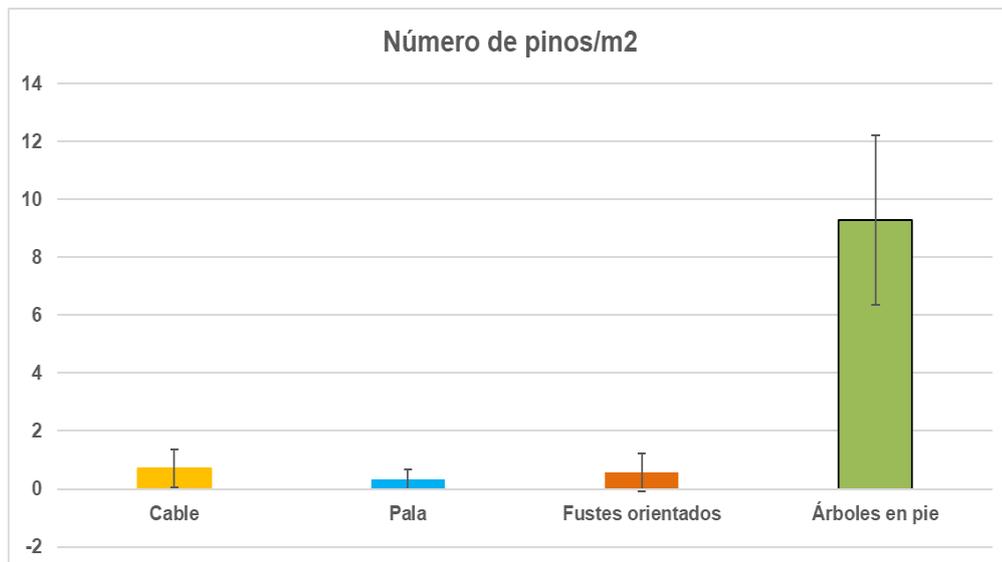


Figura 9. Número de pinos en las réplicas de tratamientos a las que se les ha hecho el seguimiento en 2021 (medias de 6 unidades de muestreo, réplica 1 de pala, cable y fustes orientados, y réplica 2 de árboles en pie)



El desarrollo del arbolado en 2021 (**Tabla 1**) resulta diferente en las parcelas sometidas a tratamiento tras el incendio en relación con la parcela control, con una diferencia en altura de los pinos de hasta 41,75 cm y diferencias significativas en el diámetro de los árboles (**Figuras 10 y 11**).

Tabla 1. Número de pinos/m², altura (m), diámetro a 50 cm de altura y cobertura de pinar en cada unidad de muestreo (medias y desviación estándar para cada tratamientos, 4 terrazas y 6 unidades de muestreo de 1 m² en cada terraza, medición de 2021).

Nº pinos/m ²	Altura (m)	Diámetro (cm)	Cobertura pinos (%)					
Cable	0,71	(0,65)	154,17	(26,36)	8,50	(2,60)	24,58	(38,78)
Pala	0,33	(0,36)	171,04	(28,53)	10,46	(2,98)	25,0	(38,64)
Fustes orientados	0,58	(0,66)	163,54	(32,55)	11,17	(3,13)	19,17	(36,23)
Árboles en pie	9,29	(2,9)	129,29	(26,94)	4,96	(1,90)	76,46	(19,17)

Figura 10. Altura de los pinos en las réplicas de tratamientos a las que se les ha hecho el seguimiento en 2021 (medias de 6 unidades de muestreo, réplica 1 de pala, cable y fustes orientados, y réplica 2 de árboles en pie)

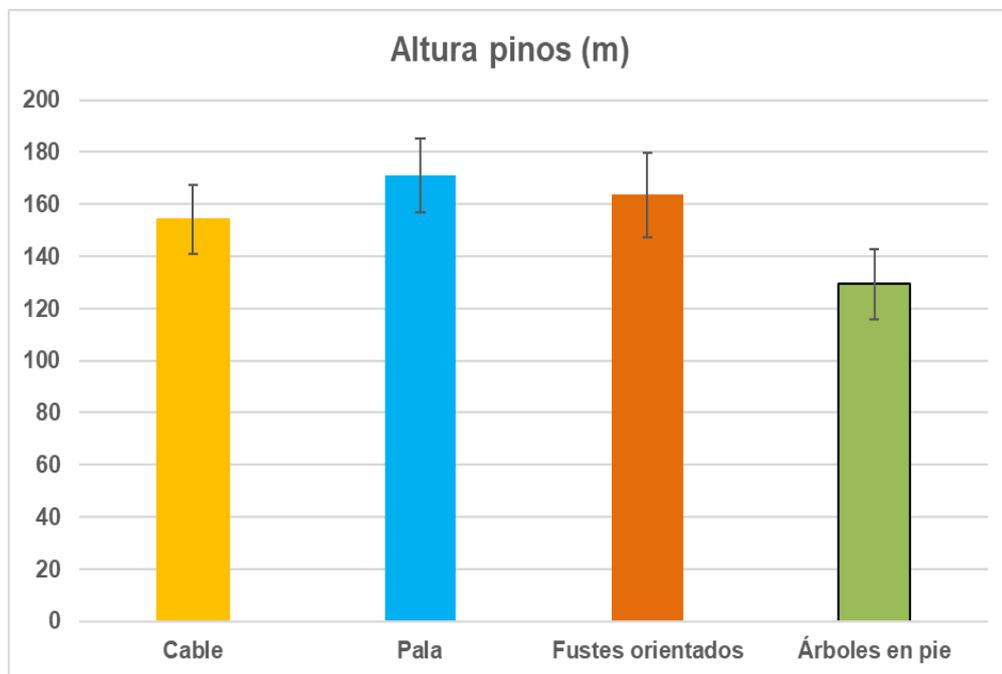
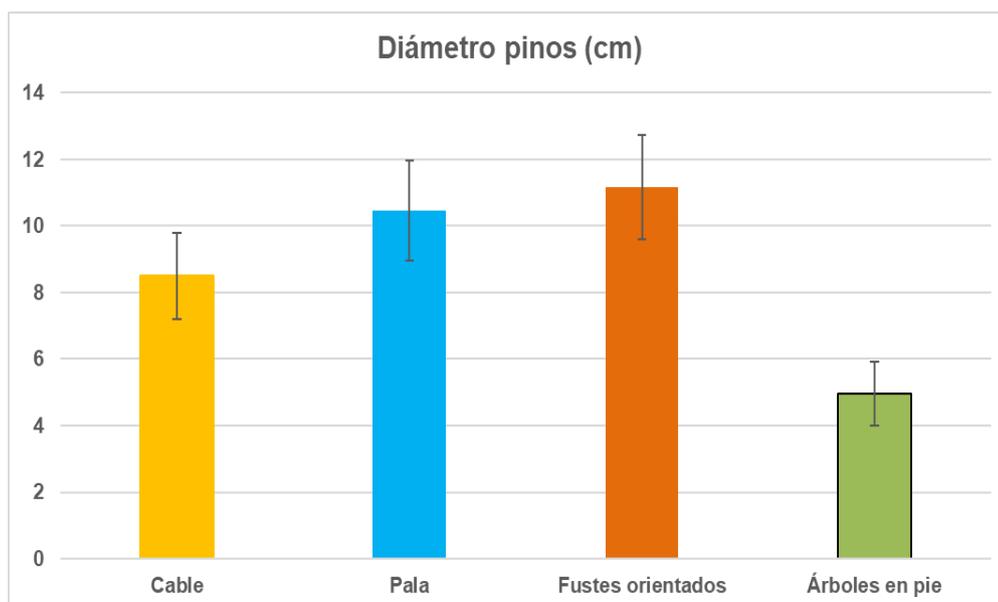


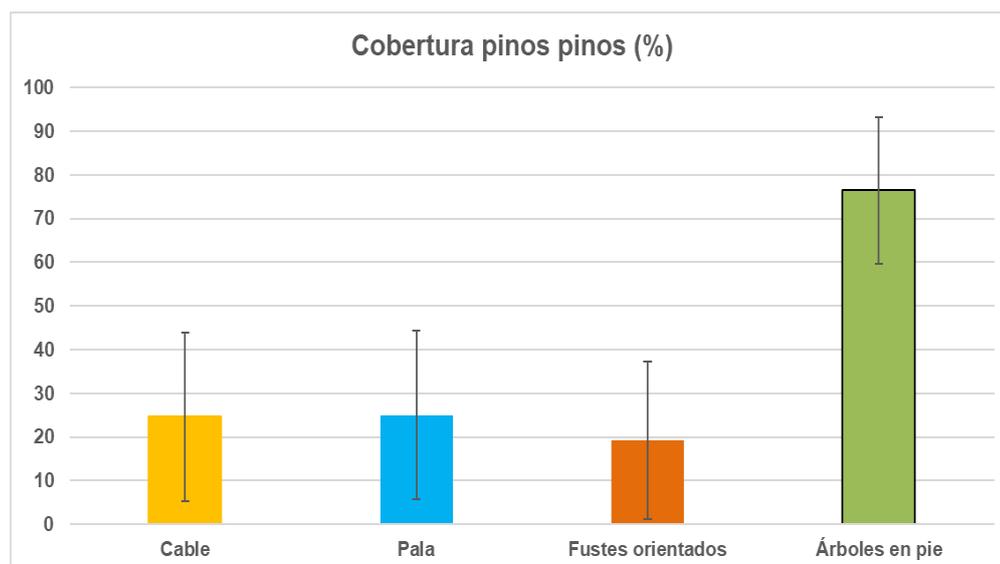
Figura 11. Diámetro de pinos en las réplicas de tratamientos a las que se les ha hecho el seguimiento en 2021 (medias de 6 unidades de muestreo, réplica 1 de pala, cable y fustes orientados, y réplica 2 de árboles en pie)



En todas las parcelas existe una abundante regeneración natural de matas primocolonizadoras (*Cistus salviifolius* L., *C. monspeliensis* L., *C. salviifolius* L., *Ulex baeticus* Boiss.subsp. *baeticus*). La presencia de otras especies arbustivas propias de etapas más avanzadas del ecosistema es residual, vinculada aparentemente al rebrote de pies existentes con anterioridad al incendio (*Juniperus oxycedrus* L., *Quercus cocifera*, L., *Phillyrea angustifolia* L.).

La cobertura de copa de pino alcanza el 100% en 14 de las 24 unidades de muestreo del tratamiento de árboles en pie (**Figura 12**). Esto da lugar a que en la parcela control (árboles en pie) las condiciones de transitabilidad sean muy malas, estando impedido el movimiento debido a la gran cantidad de ramaje y troncos.

Figura 12. Cobertura de pinos en las réplicas de tratamientos a las que se les ha hecho el seguimiento en 2021 (medias de 6 unidades de muestreo, réplica 1 de pala, cable y fustes orientados, y réplica 2 de árboles en pie).



4.- Discusión y conclusiones

El pinar de pino resinero quemado en el incendio de 2012 de la Sierra Alpujata procedía de los trabajos de repoblación llevados a cabo durante la segunda mitad del siglo XX. La repoblación estableció con éxito una cubierta vegetal que pudiera cumplir los fines que durante los tres primeros cuartos del siglo XX se establecían para los sistemas forestales. El contexto de la época estaba marcado por el fomento del papel protector de los montes (PEMÁN y serrada, 2017; PEMÁN y PEMÁN, 2017), tal y como recogió la Ley de 24 de junio de 1908, que facultaba a la intervención mediante repoblación en terrenos que situados en las cabeceras de las cuencas hidrográficas, que pudieran cumplir el objetivo de regular eficazmente las consecuencias de las inundaciones, o que fuera estimados útiles para evitar desprendimientos de tierras o rocas, formación de dunas, para afianzar el suelo, para proteger canalizaciones o vías de comunicación o el abastecimiento de agua para las poblaciones. Para cumplir este cometido, se fue desarrollando un contexto teórico-práctico con disposiciones e instrumentos como la Ley de 10 de marzo de 1941, que creó el Patrimonio Forestal del Estado, la creación de la Divisiones Hidrológico-Forestales y la propuesta teórica y planificadora del Plan de Repoblación de Luis Ceballos.

Este monte protector tuvo como protagonista en la Sierra de Alpujata al pino resinero. Desde el punto de vista del debate científico, no obstante, la especie ha atravesado una etapa en la que su carácter de vegetación característica de etapas maduras sobre el sustrato peridotítico propio del macizo de Sierra Bermeja ha sido puesta en entredicho (Rivas Martínez, 1987), reduciéndose su papel al de etapa de sustitución de las hipotéticas formaciones de *Quercus* potenciales o a especie introducida históricamente por el ser humano (RIVAS MARTÍNEZ, 1987; VALLE, 2003). Sin embargo, otros autores han destacado la singularidad y el carácter autóctono de los pinares de pino negral o resinero sobre los sustratos dolomíticos y serpentínícolos (BLANCO et al., 1996; PÉREZ LATORRE, 1999; RUIZ DE LA TORRE, 2006). Los trabajos basados en dataciones de restos fósiles (polen, restos de madera) también han puesto de manifiesto la presencia paleohistórica de *Pinus pinaster* Aiton en el conjunto de Sierra Bermeja, reafirmando su consideración como formaciones boscosas autóctonas de carácter climácico (OLMEDIO-COBO et al., 2019, 2021).



Los componentes de la singular flora serpentícola característica de las serranías pertenecientes al macizo ultramáfico de Sierra Bermeja (PÉREZ LATORRE et al., 2013; GAVIRA et al. 2016; ROMERO et al., 2016), se recuperan, por lo general, tras un incendio gracias a sus estrategias de regeneración vegetativa, tal y como han puesto de manifiesto otros trabajos (HIDALGO TRIANA y PÉREZ LATORRE, 2019, 2021).

En este estudio se muestra la respuesta del pino resinero al incendio comparando el efecto derivado de diferentes alternativas de manejo de la madera quemada, una decisión de manejo sujeta a controversia puesto que intervienen diferentes factores en su valoración: forestales, ecológicos, socioeconómicos y psicosociales (BAUTISTA et al., 2004; CASTRO et al., 2010, 2015, 2016; FERNÁNDEZ et al., 2008; LINDENMAYER et al., 2008; LEVERKUS et al., 2012).

Pinus pinaster es una especie serotina que, con frecuencia, manifiesta una buena capacidad de regeneración tras un incendio (FERRANDIS al., 2001; GUZMÁN ÁLVAREZ et al., 2005; MADRIGAL et al., 2005, 2006, 2011). El enfoque seguido en este trabajo ha sido evaluar los efectos del tipo de tratamiento post-incendio, como se ha hecho en trabajos previos, si bien los resultados presentan una gran componente local (GUZMÁN et al., 2005; MADRIGAL et al., 2009; VEGA et al., 2005, 2009).

En el caso de estudio, se detecta una diferencia apreciable de plántulas establecidas nueve años después del incendio en la parcela control (árboles en pie -9,29 plántulas/m²-) en comparación con los tratamientos selvícolas ensayados (retirada de toda la madera quemada con pala -0,33 plántulas/m²-, retirada con cable -0,71 plántulas/m²- y apeo y disposición en el suelo de los fustes -0,58 plántulas/m²-), que supera un orden de magnitud. Esta ganancia para la regeneración se ha de contrastar, no obstante, con los retos que supone para la gestión futura la parcela en la que no se extrajo la madera, puesto que la acumulación de restos de los árboles tumbados (fenómeno que ocurre paulatinamente a partir de los dos años del incendio hasta, aproximadamente, los cinco años posteriores) entraña graves dificultades para el manejo puesto que impide gravemente el tránsito por el área en regeneración, además de constituir una gran acumulación de materia leñosa que incrementa, según los modelos de combustible, el riesgo de incendios.

Es evidente que esta dificultad y mayor riesgo debe ser temporal puesto que la materia leñosa sufrirá procesos de descomposición. Sin embargo, es manifiesto que la tasa de descomposición resulta muy lenta, quedando impedida cualquier acción de gestión al menos en las primeras décadas tras el incendio. Este problema se agrava en las áreas más secas y cálidas, es decir, en las áreas más expuestas al riesgo de incendio forestal.

Por otra parte, en este balance de pros y contras que hay que analizar a la hora de plantear el diseño de la intervención post-incendio, también hay que introducir la variable económica: el tratamiento con pala de bulldozer, por ejemplo, resulta más económico, si bien hay que evaluar su aplicabilidad según las condiciones locales (riesgo de pérdidas de suelo, efectos sobre la capacidad de rebrote de cepa o raíz, etc.). Otro factor que hay que tener en consideración es la oportunidad de la intervención: en general, este tipo de tratamientos post-incendio con elevada remoción del suelo pueden favorecer la nascencia de los pinos de carácter serotino, pero siempre que la actuación se desarrolle en los meses inmediatamente posteriores al incendio, aprovechando la probable abundancia de semilla sobre el

suelo.

Esta cuestión, que podemos denominar “reorganizar el ecosistema forestal tras el incendio” (Figuras 13, 14 y 15), apenas es tomada en consideración en los estudios críticos sobre la estrategia de actuación tras el incendio y, en concreto, las decisiones a adoptar sobre la madera muerta. Consideramos, sin embargo, que se trata de un factor de primer orden habida cuenta de que se parte, como en este caso, de repoblaciones protectoras que podemos entender como ecosistemas artificiales en evolución. La madera muerta derivada de un incendio supone en estos casos un extra de materia orgánica en unas condiciones de partida de un ecosistema en construcción que, con frecuencia, aún no ha tenido tiempo de incorporar patrones de naturalidad y que hubiera requerido de la guía humana para orientar su futuro de acuerdo con los objetivos fijados. El incendio frustra los posibles escenarios futuros y reconfigura el sistema a una situación ecológica de partida, pero con una herencia (legado) derivada de la intervención artificial. Bajo estas condiciones, no parece probable que el sistema quemado se adecúe a patrones ecológicos esperables bajo condiciones de mayor naturalidad. Por el contrario, el incendio trae como consecuencia diferida un alto grado de desorganización interna que tendrá consecuencias sobre la restauración.

Figura 13. Rodal con árboles caídos sin retirar (2015)

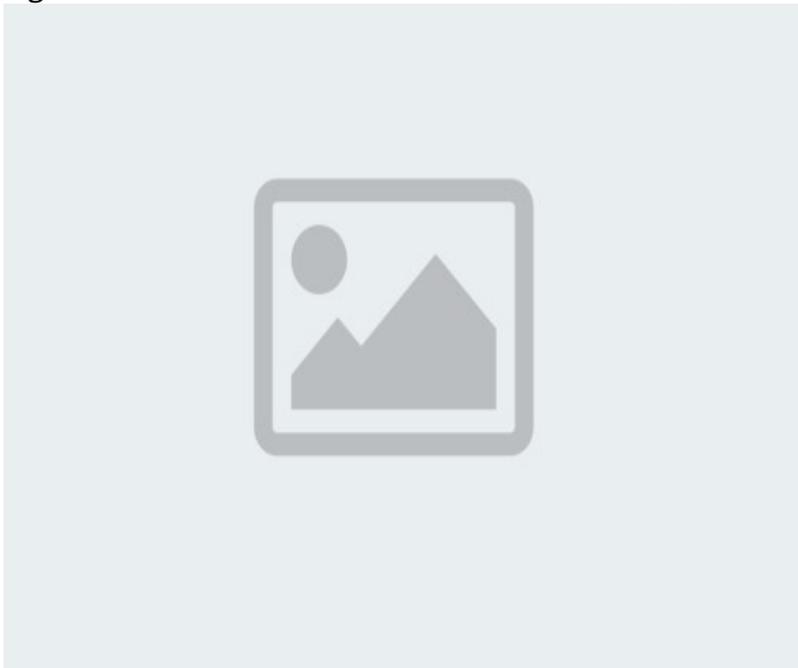


Figura 14. Rodal anterior tras la retirada de la madera muerta (2020)

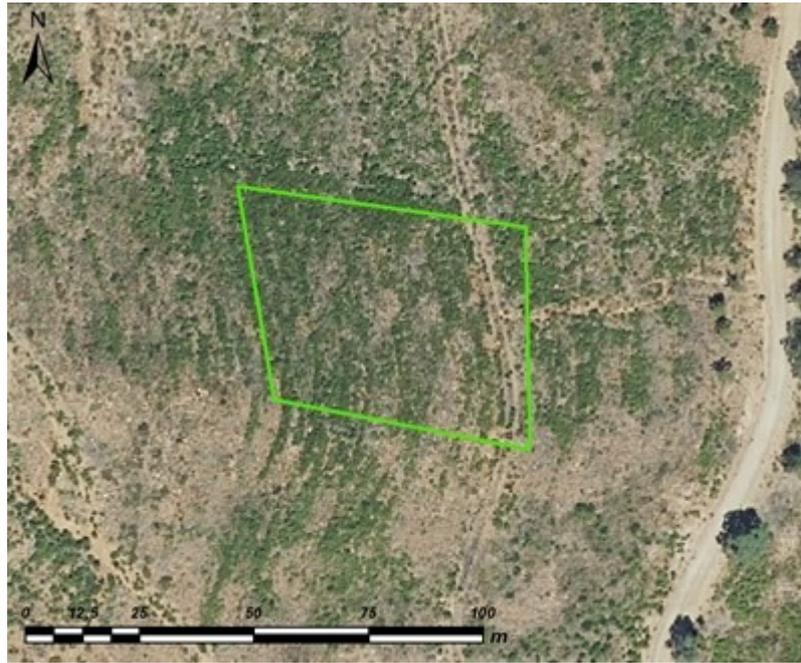


Figura 15. Parcela de muestreo control con árboles en pie, árboles caídos (2014)





hábitat de interés (HIC 9540 Pinares mesomediterráneos de pinos mesogeanos endémicos, RUIZ BENITO et al., 2009). El incendio supuso la ruptura de la evolución de esta formación forestal/bosque/hábitat incipiente, retrocediendo el paisaje a etapas iniciales del proceso de reconstrucción de ecosistemas, pero con el recuerdo tangible y material de la materia orgánica producida durante los años de desarrollo. Al mismo tiempo, sobre la reconstrucción podrá llegar a ser muy determinante el legado previo, tal y como se aprecia en este caso, en donde existe una clara correlación entre colonización de pinos con posterioridad al incendio y la presencia previa de pinar (**Figura 17**).



Figura 17. Evolución del área incendiada a partir de ortofotografías tomadas en 2010 (previamente al incendio), 2012 y 2022.





Todas las actuaciones de gestión post-incendio han permitido el establecimiento de nuevas plantas de pino, que ha demostrado su capacidad de regeneración, si bien con densidades diferenciales. Incluso en el caso más desfavorable, la densidad en 2021, nueve años tras el incendio, supone el establecimiento de 3.300 pinos/ha, una densidad en principio excesiva para una formación adulta equilibrada, lo que obligara a llevar a cabo actuaciones locales futuras de reducción de la densidad. De hecho, ésta es una de las consideraciones principales que se desea poner de manifiesto: la reconfiguración del paisaje forestal tras el incendio a partir de la regeneración natural, si bien depende del tipo de técnica de manejo utilizada, responderá a patrones aleatorios, por lo que la estructura futura no únicamente habrá perdido características en cuanto a su composición, sino que habrá dejado de compartir los atributos de regularidad que definieron su creación.

La irregularidad suele ser un atributo deseable en la reconstitución de ecosistemas naturales, naturalizados o que se recrean a la imagen que de los mismos se tengan. Pero, al mismo tiempo, la irregularidad en estos casos opera de la mano de la impredecibilidad y la incertidumbre sobre los resultados, de modo que constituye una base sobre la que operar en el futuro para decisiones de gestión que guíen el ecosistema hacia el propósito que se defina.

Con los tratamientos probados en este trabajo se logra, por consiguiente, un tasa de regeneración de la especie objetivo y un aumento considerable del patrón de distribución de la misma en el territorio. Poner la atención en el pino resinero como especie objetivo no implica ignorar o desmerecer el resto de los componentes de los ecosistemas en reconstrucción; este estudio, en concreto, no ha abordado el patrón de recuperación de otros componentes de la vegetación, que otros estudios han mostrado que presentan una notable respuesta de regeneración tras el incendio (HIDALGO TRIANA, 2018, 2019, 2021; JURADO DOÑA, 2024).

5.- Bibliografía

BAUTISTA, S.; GIMENO, T.; MAYOR, A. G.; GALLEGO, D. 2004. Los tratamientos de la madera quemada tras los incendios forestales. En: Vallejo J. A., Alloza V. R. (eds.). *La gestión del bosque mediterráneo*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. pp. 547-570.

BLANCO CASTRO, E.; CASADO GONZÁLEZ, M. A.; COSTA TENORIO, M.; ESCRIBANO BOMBÍN, R.; GARCIA ANTÓN, M.; GÉNOVA FUSTER, M.; GÓMEZ MANZANEQUE, A.; GÓMEZ MANZANEQUE, F.; MORENO SAIZ, J. C.; MORLA JUARISTI, C.; REGATO PAJARES, P.; SAINZ OLLERO, H. 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Editorial Planeta, Barcelona.

CASTRO, J.; NAVARRO, R.; GUZMÁN, J. R.; ZAMORA, R.; BAUTISTA, S. 2009. ¿Es conveniente retirar la madera quemada tras un incendio? Una práctica forestal poco estudiada. *Quercus*, 281:34-41.

CASTRO, J.; MARAÑÓN-JIMÉNEZ, S.; SÁNCHEZ MIRANDA, A.; LORITE, J. 2010. Efecto del manejo de la madera quemada sobre la regeneración forestal post-incendio: desarrollo de técnicas blandas de restauración ecológica. En: Ramirez L, Asensio B, editores. *Proyectos de investigación en parques nacionales 2006-2009*. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid. pp. 139-157.

Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España. Madrid, pp. 595-604.

CASTRO, J.; LEVERKUS, A. B.; NAVARRO GÓMEZ-MENOR, J.; GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R. 2016. Qué hacer con los árboles quemados tras un incendio forestal. *Quercus*, 366: 32-38

FERNÁNDEZ, C.; VEGA, J.A.; FONTÚRBEL, M.T.; JIMÉNEZ, E.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P. 2008. Effects of wildfire, salvage logging and slash manipulation on *Pinus pinaster* Ait. recruitment in Orense (NW Spain). *Forest Ecology and Management*, 225: 1294-1304.

FERRANDIS, P.; DE LAS HERAS, J., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J.; HERRANZ, J.M. 2001. Influence of a low- intensity fire on a *Pinus pinaster* Ait. forest seed bank and its consequences on the early stages of plant succession. *Israel Journal of Plant Sciences*, 49 (2): 105-114.

GAVIRA ROMERO, O. N.; HEVILLA-ORDÓÑEZ, S.; CANO-GARCÍA, E. 2016. Aportaciones a la flora de Sierra Alpujata y Sierra Blanca (Coín, Málaga). *Botanica Complutensis*, 40: 75-102

GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R.; NAVARRO CERRILLO, J. R.; CONTRERAS MIRA, I. 2005. Efecto de la retirada de madera sobre la regeneración de pino resinero (*Pinus pinaster*) tras un incendio en la Sierra de Cazorla. En: *IV Congreso Forestal Español*. CD de Ponencias y Comunicaciones. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Zaragoza

GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R. 2021. Los pinares de la Serranía de Ronda: apuntes históricos de unos bosques con mucho significado. En: GÓMEZ ZONATO, J.; OLMEDO COBOS, J. A. (eds.). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Editorial La Serranía, Ronda, Málaga. Pp.: 315-349.

GUZMÁN ÁLVAREZ, J.R., GONZÁLEZ SECO, J., TOLEDO ZAPATA, G., JIMÉNEZ MALDONADO, R., ARTACHO LUQUE, S., LÓPEZ MARTÍNEZ, A.M., MANJARÍN CALVO, Á., MUÑOZ GONZÁLEZ, F., ROMÁN GONZÁLEZ, J., ORTIZ TERUEL, V., LÓPEZ QUINTANILLA, J. B., VÁZQUEZ MORA, A., CATALINA MIMENDI, M. Á. 2017. Seguimiento de la regeneración natural de pino resinero (*Pinus pinaster*) en el área incendiada de Ojén-Coín (provincia de Málaga). Comunicación. *7º Congreso Forestal Español*, Plasencia, Cáceres
<https://7cfe.congresoforestal.es/sites/default/files/comunicaciones/747.pdf>

HIDALGO TRIANA, N. ; PÉREZ LATORRE, A. V. 2018. After Fire Regeneration in a Mediterranean Serpentine Mountain. *Sustainable Forestry*, 1. doi: 10.24294/sf.v1i4.671

HIDALGO TRIANA, H.; PÉREZ-LATORRE, A. V. 2019. Supervivencia al fuego en edafófitos endémicos y amenazados (Sierra Alpujata, Málaga, España). *9º Congreso de Biología de la Conservación de Plantas*, Granada

HIDALGO TRIANA, N.; PÉREZ LATORRE, A. V. 2021. Incendios en los pinares serpentinícolas de la Sierra de Alpujata (Serranía de Ronda): estacionalidad de la respuesta al fuego. En: GÓMEZ ZONATO, J.; OLMEDO COBOS, J. A. (eds.). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Editorial La Serranía, Ronda, Málaga. Pp.: 375-389

JURADO DOÑA, V.; MANZANO ZAMBRANO, J.; PALACIOS GONZÁLEZ, M.;



LÓPEZJURADO, J.; GARCÍA MURILLO, P. 2024. Estudio preliminar de los procesos de regeneración natural tras el incendio de Sierra Bermeja (Málaga) de 2021. *Flora Botanica Extremadurensis*, 18: 27-48

LEVERKUS, A. B.; PUERTA PIÑERO, C.; GUZMÁN ÁLVAREZ, J. R., NAVARRO, J.; CASTRO, J. 2012. Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forests*, 43: 601-613.

LINDENMAYER, D. B.; BURTON, P. J.; FRANKLIN, J. F. 2008. *Salvage logging and its ecological consequences*. Island Press, Washington.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; MARTÍNEZ-HERRANZ, E.; GUIJARRO, M.; DíEZ, C. 2005. Regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait.: modelos descriptivos de los factores influyentes en la densidad inicial y la supervivencia. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 14 (1): 36-51

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M.; DíEZ, C.; VEGA, J.A.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; FONTÚRBEL, T.; CUIÑAS, P. 2006. Situación de la regeneración post-incendio de *Pinus pinaster* Ait. en España. *Montes* 85: 27-34.

MADRIGAL, J.; VEGA, J.A.; HERNANDO, C.; FONTÚRBEL, T.; DíEZ, R.; GUIJARRO, M.; DíEZ, C.; MARINO, E.; PÉREZ, J.R.; FERNÁNDEZ, C.; CARRILLO, A.; OCAÑA, L.; SANTOS, I. 2009. Efecto de la corta a hecho y la edad de la masa en la supervivencia de regenerado de *Pinus pinaster* Ait. tras el gran incendio del Rodenal de Guadalajara. *5º Congreso Forestal Español*. Ávila 21-25 de septiembre de 2009.

MADRIGAL, J.; HERNANDO, C.; GUIJARRO, M. 2011. El papel de la regeneración natural en la restauración tras grandes incendios forestales: el caso del pino negral. *Boletín del CIDEU*, 10: 5-22.

MARTOS MARTÍN, J.; GÓMEZ ZOTANO, J. 2021. Sierra Bermeja y los grandes incendios forestales: una reconstrucción geohistórica (1950-2018). En: GÓMEZ ZONATO, J.; OLMEDO COBOS, J. A. (eds.). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Editorial La Serranía, Ronda, Málaga. Pp.: 392-437

MORENO, J. M.; URBIETA, R.; BEDIA, J.; GUTIÉRREZ, J. M.; VALLEJO, R. 2015. Los incendios forestales en España ante el cambio climático. En: HERRERO, A.; ZAVALA, M. A. (eds.) *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación en España*, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp.: 395-405.

OLMEDO-COBO, J. A.; GÓMEZ ZOTANO, J.; CUNILL ARTIGAS, R.; PARDO MARTÍNEZ, R. 2021. Dinámica ecológica de los pinares resineros en Sierra Bermeja durante el Holoceno Medio. En: GÓMEZ ZONATO, J.; OLMEDO COBOS, J. A. (eds.). *Los bosques de la Serranía de Ronda. Una perspectiva espacio-temporal*. Editorial La Serranía, Ronda, Málaga. Pp.: 351-374

PEMÁN GARCÍA, J.; IRIARTE GOÑI, I.; LARIO LEZA, F. (eds.). 2017. *La restauración forestal en España: 75 años de una ilusión*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.

PEMÁN GARCÍA, J.; SERRADA HIERRO, R. 2017. El Plan General de Repoblación Forestal de España de 1939. En: PEMÁN GARCÍA, J.; IRIARTE GOÑI, I.; LARIO LEZA, F. (eds.). 2017. *La restauración forestal en España: 75 años de una ilusión*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp.: 119- 135.

PEMÁN GARCÍA, J.; PEMÁN RODRÍGUEZ, J. 2017. Las Administraciones repobladoras entre 1940 y 1984. PEMÁN GARCÍA, J.; IRIARTE GOÑI, I.; LARIO LEZA,



F. (eds.). 2017. *La restauración forestal en España: 75 años de una ilusión*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid, pp.: 137-173.

PÉREZ LATORRE, A. V.; GALÁN DE MERA, A.; CABEZUDO, B. 1999. Propuesta de aproximación sintaxonómica sobre las comunidades de gimnospermas de la provincia Bética (España). *Acta Botanica Malacitana*, 24: 257-262

PÉREZ-LATORRE, A. V.; HIDALGO TRIANA, N.; CASIMIRO SORIGUER, F.; CABEZUDO, B. 2013. Flora y vegetación serpentínica ibérica: Sierras de Alpujata y de la Robla (Málaga, España). *Lagascalia*, 33: 43-74.

RIVAS MARTÍNEZ, S. 1987. *Memoria y mapa de las series de vegetación potencial de España (1:400.000)*. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Madrid.

RODRÍGUEZ MARTÍNEZ, N.; BORDAS, P.; PIÑEIRO, J.; GARCÍA DE CASTRO, N.; MARTÍN, P.; MENDEZ, M. 2013. Meta-análisis de los efectos de la retirada de la madera quemada sobre la regeneración de los bosques mediterráneos: un paso hacia una gestión basada en la evidencia. *Ecosistemas*, 22(1):71-76.

ROMERO, O. N.; HEVILLA-ORDÓÑEZ, S.; CANO-GARCÍA, E. 2016. Aportaciones a la flora de Sierra Alpujata y Sierra Blanca (Coín, Málaga). *Botanica Complutensis*, 40: 75-102

RUIZ BENITO, P., ÁLVAREZ URÍA, P., ZAVALA, M., 2009. 9540 Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos. En: VV.AA.: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid.

RUIZ DE LA TORRE, J. 2006. *Flora Mayor*. Organismo autónomo Parques Nacionales, Madrid.

VALLE, F. 2004. *Datos botánicos aplicados a la Gestión del Medio Natural Andaluz III: Modelos de gestión de la vegetación*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.

VEGA HIDALGO, J. A. 1999. Historia del fuego de *P. pinaster* en la cara norte de Sierra Bermeja (Málaga). En: ARAQUE, E. (ed.). *Incendios históricos. Una aproximación multidisciplinar*. Universidad Internacional de Andalucía, Baeza, pp. 279-307

VEGA, J. A.; HERNANDO, C.; MADRIGAL, J.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P.; GUIJARRO, M.; FONTURBEL M. T.; CUIÑAS, P.; MARTÍNEZ, E.; FERNÁNDEZ, C. 2005. Regeneración de *Pinus pinaster* Ait. tras incendios forestales y medidas selvícolas para favorecerla. En: *4º Congreso Forestal Español*. CD de Ponencias y Comunicaciones. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Zaragoza

VEGA, J. A.; MADRIGAL, J.; FONTURBEL, T.; HERNANDO, C.; PÉREZ, J. R. GUIJARRO, M.; FERNÁNDEZ, C. DÍEZ, C.; MARINO, E.; CARRILLO, A.; OCAÑA, L.; SANTOS, I. 2009. Efecto de la severidad del incendio y la corta a hecho del arbolado sobre la supervivencia del regenerado de *Pinus pinaster* Ait. después del gran incendio del Rodenal de Guadalajara. *5º Congreso Forestal Español*. Ávila 21-25 de septiembre de 2009.