



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

Estudio de la susceptibilidad de *Pinus pinea* ante plagas de perforadores en escenario post-incendio

SÁNCHEZ-OSORIO, I.¹, LÓPEZ-PANTOJA, G.¹, DÍAZ GONZÁLEZ, M.¹

¹ Dpto. de Ciencias Agroforestales, Universidad de Huelva.

Resumen

La Universidad de Huelva participa en el proyecto CILIFO (Centro Ibérico para la Investigación y Lucha contra Incendios Forestales. POCTEP Algarve-Alentejo-Andalucía). Uno de sus objetivos es “Mejorar la capacidad de respuesta ante los incendios forestales de las administraciones y autoridades implicadas en la lucha contra los mismos...”.

Profundizar en el conocimiento de la susceptibilidad de la vegetación al fuego y al estrés post incendio aportaría información valiosa de cara a dicho cometido, en particular, respecto a masas forestales dominadas por el género *Pinus*, que resultan sometidas con frecuencia a la acción de los incendios. Se presenta en este trabajo un informe preliminar de trabajos realizados durante el año 2020 para el estudio comparado de la evolución de rodales experimentales de *Pinus pinea* afectados por incendio en 2019 y otros aledaños no afectados, en relación a la determinación de especies presentes (escolítidos y entomofauna xilófaga) y estimación de nivel poblacional de las especies más relevantes. Se pretende, además, testar las hipótesis de que tanto la instalación de repelentes de escolítidos como el tratamiento de los árboles mediante endoterapia disminuirán el grado de colonización.

Palabras clave

Tomicus destruens, *Ips sexdentatus*, *Orthotomicus erosus*, xilófagos, CILIFO, Huelva.

1. Introducción

El Centro Ibérico para la Investigación y Lucha contra Incendios Forestales (CILIFO) es un proyecto estratégico y estructurante del POCTEP Algarve-Alentejo-Andalucía, dentro del programa Interreg desarrollado entre los años 2019 y 2022. Está comandado por la Junta de Andalucía como beneficiario principal, que lo calificó de estratégico para esta región, otorgándole un carácter prioritario. Dentro de la línea de investigación 3 del proyecto CILIFO, *Adaptaciones al fuego y estrés post incendio*, se analizan los efectos sobre el medio de los incendios forestales (impacto sobre las diferentes formaciones vegetales afectadas, y aumento derivado de la incidencia de enfermedades y plagas forestales). En particular, la sublínea 3.2, relativa al estudio de la incidencia de plagas, se centra en el análisis de la susceptibilidad del género *Pinus* ante plagas de perforadores (Scolytidae), en escenarios post-incendio.

La dinámica natural tras un incendio forestal suele propiciar, en general, la recuperación de la vegetación natural de tipo matorral y pastizal en períodos de 3 o 4 años (PÉREZ 2018, CASTELLANO et al. 2004); la recuperación del arbolado, sin embargo, requiere de períodos de entre 7 y 25 años según se trate de los géneros *Pinus* o *Quercus*. Los bosques de pino piñonero tienen una importante representación en la provincia de Huelva. En general estos pinares se gestionan como bosques multifuncionales y presentan gran importancia socio-económica y medioambiental (MONTERO et al. 2008). Esta especie típica de los sistemas forestales mediterráneos muestra una gran capacidad adaptativa (VERGARECHEA 2017) y, de acuerdo con los datos existentes, parece tener una mayor resistencia al fuego que otras especies mediterráneas del género (CATRY et al. 2010). Sin embargo, es difícil predecir o estimar el porcentaje de mortalidad de los árboles parcialmente afectados por el fuego. Varios modelos propuestos para estimar la mortalidad tras incendio en coníferas utilizan

variables como el porcentaje de copa quemada (VEGA et al. 2009, RIGOLOT 2004, SIEG et al. 2006), la altura de tronco quemada, el espesor de corteza carbonizada, el diámetro basal afectado o la proporción de cambium muerto (BEVERLY y MARTELL 2003). Pero no hay ningún modelo que considere el nivel poblacional de los insectos potencialmente peligrosos antes del incendio (en adelante a este concepto se le llamará población basal), como variable determinante en la estimación de la supervivencia del arbolado parcialmente quemado. Estimar este factor con cierta precisión es muy importante a la hora de adoptar medidas de gestión y para planificar la restauración tras la ocurrencia del incendio.

Las formaciones forestales acogen a una infinidad de comunidades faunísticas y, consecuentemente, las relaciones que se establecen entre unas y otras son múltiples y muy diversas. De especial interés para este estudio son las relaciones que se establecen entre insectos que pueden poner en peligro la persistencia del arbolado y el estado de vigor de las formaciones vegetales en las que se desarrollan. En este sentido, los escolítidos son el grupo de insectos perforadores que mayores problemas puede generar en el arbolado parcialmente afectado por un incendio, puesto que la debilidad del arbolado facilita su ciclo reproductivo (LÓPEZ et al. 2007, GALLEGO 2013). Cuando el arbolado goza de buenas condiciones ambientales el papel de este grupo de insectos es muy importante, puesto que al incidir en los árboles más debilitados favorecen la renovación de las masas generando un equilibrio ecológico básico para el buen funcionamiento del monte. Sin embargo, cuando las condiciones del medio ofrecen mucha cantidad de material colonizable por los insectos perforadores, las poblaciones se disparan y es frecuente que se produzcan situaciones de plaga, difíciles de manejar. Además de la muerte del arbolado infectado, este aumento poblacional pone en peligro al arbolado sano puesto que el riesgo de ser infectados en el futuro es muy alto (DAJOZ 2001). Las zonas arboladas situadas en los bordes de un incendio reúnen las características antes expuestas, lo que las hace especialmente vulnerables a la colonización y proliferación de insectos perforadores.

Así, la persistencia de árboles en el interior de zonas afectadas por incendio o en su perímetro, aparentemente sanos pero sometidos a un gran estrés, los convierte en emisores de señales de alerta que son captadas por las poblaciones de escolítidos, *“las cuales se dirigen a dichos árboles para colonizarlos y los convierten a su vez en fuente de infestación del entorno”* (SÁNCHEZ et al. 2007). Los escolítidos (fundamentalmente los géneros *Tomicus*, *Ips* y *Orthotomicus*) son los agentes más importantes causantes de mortandad directa en los pinares mediterráneos (ROMANYK y CADAHÍA 2001). La repercusión de estos perforadores en los pinares andaluces es bien conocida; como ejemplo, el debilitamiento producido por las escasas precipitaciones registradas durante el quinquenio 1990-95 originó el aumento de la incidencia de dichos insectos, provocando graves daños en algunas comarcas (CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE 1997).

La evaluación de los riesgos reales de aparición de plagas obliga, pues, a adoptar decisiones de gestión sobre indicios que no siempre son bien entendidas. En este contexto, dichas decisiones pueden enfocarse bajo un planteamiento tendente a la conservación del arbolado superviviente al incendio, o bajo un enfoque de prevención del riesgo de plagas (GRAYSON et al. 2017). Como sugiere GIL (2009): *“Todas las políticas forestales y todos sus sistemas asociados tienen cabida [...] Lo que sí tendremos que decidir es dónde, en qué proporción, cómo y por qué optamos por cada una de ellas. Como los presupuestos son escasos es necesario priorizar...”*. Para estudiar los principales agentes causantes y el alcance de los daños asociados a la acción de escolítidos, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía comenzó a desarrollar en 1997, de acuerdo con el Reglamento 208/1997 de la Ley Forestal de Andalucía (artículo 86) y bajo los presupuestos del Control Integrado de Plagas, el Plan de lucha Integrada contra los Perforadores de Coníferas. Esta es una herramienta que nos parece esencial en la defensa de nuestros montes frente a este tipo de plagas (CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO 2016)

2. Objetivos

El objetivo general de este trabajo es estudiar la susceptibilidad de *P. pinea* ante el riesgo de colonización por insectos perforadores en situaciones post-incendio. Para la consecución de este objetivo general, se abordan los siguientes objetivos parciales: determinar el grado de afección del arbolado en las parcelas afectadas por el fuego; determinar la presencia y abundancia de los escolítidos de mayor agresividad potencial (*Tomicus destruens* y *Orthotomicus erosus*); estimar la presencia de insectos xilófagos oportunistas.

3. Metodología

3.1. Área de estudio

La elección del área de estudio estuvo condicionada por los incendios que tuvieron lugar en 2019, un año antes del inicio de los trabajos de campo del proyecto CILIFO, en pinares extensos. Los incendios ocurridos ese año fueron pocos y de poca extensión, solamente uno afectó a una superficie significativa, el del 1 de junio de 2019 en los montes de UP El Cobujón y Baldío de Beas (Fuente de la Corcha, Beas, Huelva), en el que se vieron afectadas un total de 1.580,54 ha, de las cuales 145,12 ha eran “Monte arbolado denso de coníferas”. El perímetro del incendio dividió el monte en dos zonas claramente diferenciadas: masas de pinar afectadas por el fuego y masas de pinar intactas, circunstancia que permitió definir dos zonas de muestreo:

- *Zona no quemada*, cuyo arbolado tiene toda la copa operativa.
- *Zona parcialmente quemada*, con arbolado al que le queda menos del 20% de copa operativa.

Durante el año 2020 tuvo lugar el incendio de Almonaster la Real en Huelva, que fue uno de los más grandes de España, afectando a 12.101 hectáreas. Con el fin de comparar resultados con los obtenidos en Fuente de la Corcha, se establecieron también parcelas de muestreo en el área afectada por este incendio (ocho en zona no quemada y ocho en zona parcialmente quemada).

3.2. Diseño de las parcelas

En cada una de las dos zonas de Fuente de la Corcha se diseñaron tres tipos de tratamientos:

- T1. Control: no se aplica tratamiento alguno a la parcela de muestreo.
- T2. Tratamiento con endoterapia. Se ha utilizado ENDOplant© (ENDOTerapia VegetalTM), un sistema de inyección en tronco a presión que permite introducir el insecticida directamente en la savia. El producto empleado ha sido ACETAMIPRID al 20%, insecticida sistémico utilizado para eliminar los perforadores escolítidos mediante inyecciones al tronco. La materia activa ACETAMIPRID actúa básicamente por ingestión y en menor escala por contacto. Es rápidamente translocada, constituyendo un reservorio de sustancia activa que permite un control duradero, evitando el lavado por la lluvia y la degradación por la luz solar. Para preparar la mezcla, se ha empleado el mezclador “ENDOpant mixable©”, a razón de 10 gramos de ACETAMIPRID por cada 1 litro de mezclador. Se realizó una inyección en tronco cada 30 cm de diámetro, a unos 20 cm de altura en tronco desde el suelo. Este tratamiento se aplicó el 16 de marzo de 2021.
- T3. Tratamiento con repelente. En cuatro árboles situados en las cuatro orientaciones principales se instalaron en tronco, a una altura de 2 m, difusores de repelente de *Tomicus destruens* de 120 días de duración (Sanidad Agrícola Econex, S.L., El Siscar, Murcia).

Se replantearon 4 repeticiones de cada tratamiento en cada una de las áreas de muestreo, completando un total de 24 parcelas (12 en la zona no quemada y 12 en la zona parcialmente

quemada). Para su localización en campo se superpuso en la ortofoto una malla cuadrada de 200 m de lado, los puntos de intersección definieron el centro de las parcelas.

Desde el centro de cada parcela se seleccionaron todos los árboles incluidos en un círculo de 25 m de radio, obteniéndose entre 20 y 40 árboles por parcela. Los árboles se caracterizaron midiendo el diámetro normal, altura total, distancia al centro de la parcela y se georreferenciaron. En las parcelas en zona parcialmente quemada se midió, además, la altura de tronco quemado y el porcentaje de copa quemada.

En el incendio de Almonaster la Real se replantearon parcelas de estudio y se realizaron cuatro repeticiones de los tratamientos 1 y 3 (tanto en zona no quemada como en zona parcialmente quemada), siguiendo la misma metodología que en Fuente de la Corcha.

3.3. Muestreos

Para la captura de insectos se instaló una trampa tipo “Crosstrap mini con colector seco”. La trampa desplegada mide 33 cm de diámetro por 100 cm de altura y tanto las láminas como el embudo y el colector están tratados con un producto deslizante. Las trampas se instalaron colgadas de una cuerda entre dos árboles, quedando la base del bote colector a una altura de 1,5 m del suelo, y se cebaron con difusores de caïromonas para la captura de *T. destruens* con una duración en campo de 60 días (Sanidad Agrícola Econex, S.L.). Se instalaron entre los meses de octubre a marzo, coincidiendo con la época de puesta e imago reproductivo. Para la captura de *O. erosus* se utilizaron difusores de feromonas de agregación de 60 días de duración, que se instalaron entre los meses de abril a noviembre, coincidiendo con la época de puesta e imago reproductivo. Ambos cebos se compraron a Sanidad Agrícola Econex, S.L. La frecuencia de revisión de las trampas fue quincenal al inicio y fin de los periodos reproductivos, dado el menor número de capturas, y semanal en el resto del periodo de muestreo.

3.4. Procesado de muestras en laboratorio

Para el análisis de las muestras obtenidas en campo se separaron de forma manual las distintas especies encontradas en cada muestra. Una vez identificadas se procedió a registrar su abundancia. Aquellas especies que presentaron un número manejable, fueron contadas de forma manual, pero esta forma de cuantificar individuos no es viable cuando se capturan en grandes cantidades. En el caso de *O. erosus* y *T. destruens*, la cantidad de insectos capturados se estimó por peso. Para ello se pesaron 10 muestras de 100 insectos cada una y se realizó la media de las 10 mediciones. Conociendo el peso de 100 individuos calculamos la cantidad de insectos capturados pesando la muestra traída de campo y haciendo la correlación correspondiente.

4. Resultados

La caracterización de las parcelas estudiadas se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de daños por fuego en *Pinus pinea*, en el incendio forestal de Fuente de la Corcha de 2019.

	Zona parcialmente quemada		Zona no quemada	
	Media \pm DE	Rango (min-max)	Media \pm DE	Rango (min-max)
Altura (m)	7,01 \pm 1,99	3 - 13,6	6,44 \pm 1,15	3,5 – 10,3
Diámetro (cm)	22,91 \pm 4,36	14 - 38	22,14 \pm 3,77	13,5 - 35
% copa quemada	70,59 \pm 22,16	0 - 95	0	0
Altura tronco quemado (m)	1,90 \pm 0,94	0,2 - 6	0	0

Analizando los resultados obtenidos en las capturas de *O. erosus* en la campaña de 2020, un año después del incendio, con las obtenidas en 2021, se puede observar que éstas han disminuido en todas las parcelas (Figura 1). Otro resultado claro es que el volumen de capturas de las parcelas no quemadas es mucho menor que en parcelas parcialmente quemada. Esto se cumple en las dos campañas de muestreo, aunque las diferencias son mucho más evidentes el primer año después del incendio.

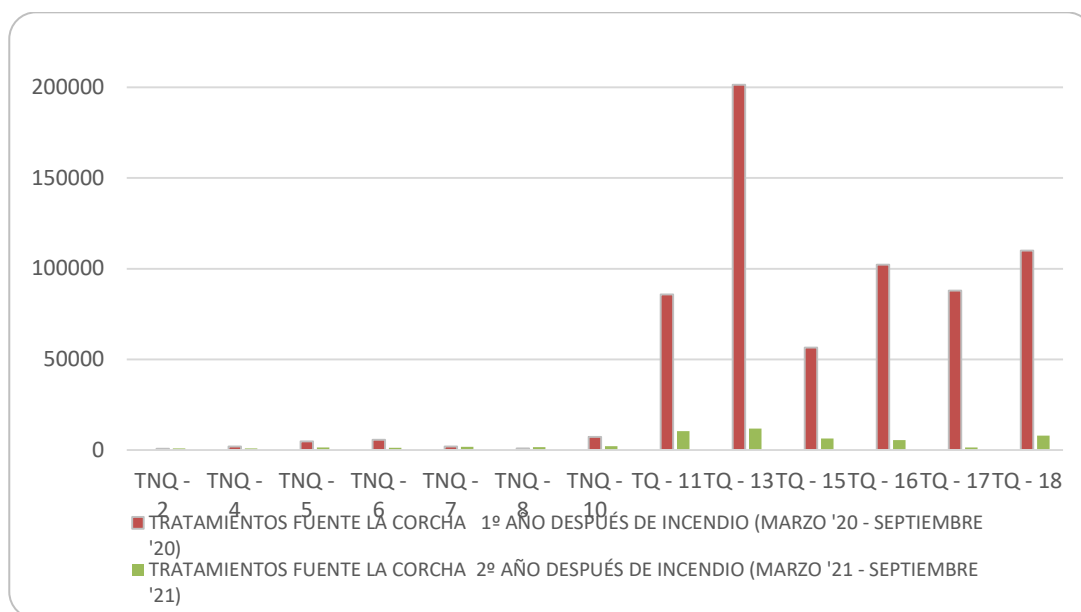


Figura 1. N° de individuos de *Orthotomicus erosus* capturados en las parcelas de Fuente de la Corcha en la campaña de 2020 y en la de 2021 (TNQ, trampa en zona no quemada; TQ, trampa en zona parcialmente quemada).

El promedio de individuos capturados de *O. erosus* por trampa, a lo largo de todo el ciclo, el año después del incendio (2020 en Fuente de la Corcha y 2021 en Almonaster), también reveló en ambas localidades que el primer año después de la ocurrencia del incendio las poblaciones de este perforador se dispararon en las zonas parcialmente quemadas. Por otra parte, Almonaster mostró una población mayor que Fuente de la Corcha, tanto en las parcelas no quemadas como en las parcelas parcialmente quemadas, lo que puede evidenciar una población basal mayor. El promedio de capturas de *O. erosus* por trampa en 2020 en la localidad de Fuente de la Corcha fue de 3204 en parcelas no quemadas y 107273 en parcelas parcialmente quemadas. En Almonaster, los datos, correspondientes al año 2021, fueron de 96140 individuos por trampa en parcelas no quemadas y de 113646 individuos por trampa en parcelas parcialmente quemadas.

Como consecuencia de la fecha en la que se están analizando los datos no se dispone aún de la cifra de capturas de *T. destruens* en las dos campañas de muestreo completas. A pesar de esto se han comparado las capturas en ambas campañas entre los meses de octubre a diciembre de 2020 y 2021 para poder observar algún tipo de tendencia en las parcelas control. También se han comparado las capturas observadas en 2021 en las parcelas control con las parcelas tratadas con repelentes. Las capturas de esta especie en Fuente de la Corcha en la campaña de 2020 fueron de 209 individuos en las parcelas control no quemadas y de 465 individuos en las parcelas control parcialmente quemadas. Nuevamente se constató que parcelas parcialmente quemadas presentaron mayor población que las no quemadas, si bien es cierto que, comparadas con la magnitud de las capturas de *O. erosus*, las capturas de *T. destruens* son testimoniales. También resultaron muy bajas

las capturas de otros escolítidos, como *Hylurgus ligniperda*, *Crypturgus mediterraneus*, *Hylastes linearis*, *Ips sexdentatus* y *Carphoborus pini*.

Respecto al efecto que puede haber producido el tratamiento con repelente de *Tomicus*, en la tabla 2 se observa que las trampas instaladas en estas parcelas capturaron menos *Orthotomicus* que las trampas instaladas en las parcelas control, independientemente de que la parcela fuera no quemada o parcialmente quemada, si bien este efecto parece haber sido más intenso en las parcelas parcialmente quemadas. El mismo resultado se observó para *T. destruens*. No obstante, estos resultados son preliminares y habrá que seguir muestreando para confirmar la tendencia. El efecto de la aplicación de endoterapia en la supervivencia del arbolado, durante el año posterior a su aplicación, no se ha podido analizar adecuadamente dado que apenas perecieron árboles (un solo árbol murió en las 24 parcelas estudiadas).

Tabla 2. Capturas de *Orthotomicus erosus* y *Tomicus destruens* en parcelas control y parcelas tratadas con repelente de *Tomicus* entre marzo y diciembre de 2021.

Especie	Zona no quemada		Zona parcialmente quemada	
	Control	Repelente	Control	Repelente
<i>T. destruens</i>	74,25	86,25	157,00	99,25
<i>O. erosus</i>	6.624	2.112,25	134.687	424448

Otro resultado interesante es el referido a la entomofauna asociada a estas dos especies de escolítido. En la figura 2 se relacionan las principales especies predadoras y xilófagas que han sido capturadas en las trampas durante la campaña de 2021, en la que ya se podía estimar el efecto del repelente en las capturas. Se observa que el conjunto de insectos xilófagos estuvo más representado (entre 1,5 y 2 veces más) en las parcelas parcialmente quemadas. Las especies más representadas en Fuente de la Corcha fueron los cerambícidos *Arhopalus fesus* y *Oxypleurus nodieri* (capturas globales en cuatro trampas durante dos campaña: 497 individuos en zonas parcialmente quemadas y 120 individuos en zonas no quemadas, respectivamente) y el bupréstido *Lacon punctatus* (92 capturas globales en zonas parcialmente quemadas). Las diferencias de capturas entre zonas con distinta afectación por el fuego fueron más evidentes para el conjunto de insectos predadores, que tuvieron una presencia más de cuatro veces mayor en las parcelas parcialmente quemadas. En cuando a los predadores más representados (*Aulonium ruficorne* y *Temnochila caerulea*) ninguno de ellos pareció verse afectado por el tratamiento con repelente para *Tomicus*. Destaca la tasa de capturas de *A. ruficorne* en la parcela quemada control, que fue 16 veces mayor que en la parcela control no quemada.

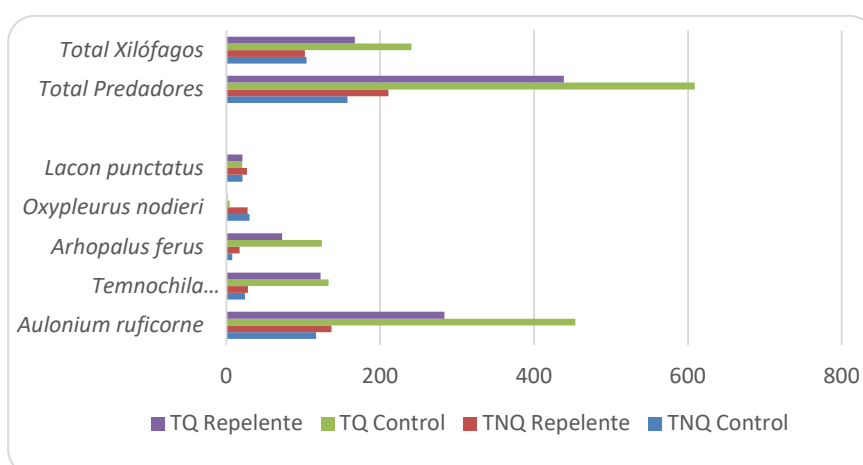


Figura 2. Entomofauna asociada (xilófagos y predadores), más abundante en Fuente de la Corcha en la campaña de 2021 (TNQ, trampa en zona no quemada; TQ, trampa en zona parcialmente quemada).

5. Discusión

En escenarios post-incendio la mortalidad del arbolado por ataques de perforadores subcorticales y otros efectos secundarios asociados al fuego puede ocurrir durante un período de aproximadamente cinco años; sin embargo, durante el primer año tras el incendio pueden observarse ya tendencias que tienen implicaciones importantes de cara a gestión (FLANARY y KEANE 2006). La mortalidad tras incendio en *Pinus ponderosa* se ha estimado hasta en un 34% pocos años tras la afección por el fuego, atribuyéndose a la acción de escolítidos alrededor del 20% de los casos (FLANARY y KEANE 2006). De las tres especies de escolítidos con mayor potencial de daño en situaciones de estrés del arbolado en regiones cálidas en España: *Tomicus destruens*, *Orthotomicus erosus* e *Ips sexdentatus*, solo *O. erosus* se ha encontrado en cifras reseñables en Fuente de la Corcha, (>538.000 individuos en cuatro trampas durante dos campañas, en zonas afectadas por el fuego); *T. destruens* se encontró en cifras muy bajas (<700 individuos en cuatro trampas, durante el período reproductor de 2020 y mitad del de 2021, en zonas afectadas por el incendio), mientras que *I. sexdentatus* ha mostrado una presencia testimonial. La tasa de captura de *O. erosus* varió temporalmente, capturándose en mayor número en 2020, el año siguiente al incendio, que en 2021 (las capturas se redujeron un 88.5%). Resultan interesantes, como orientación para interpretar la magnitud de las capturas, los datos preliminares obtenidos en similares condiciones de estudio en el incendio forestal de Almonaster la Real de 2021, donde las capturas en zona no quemada resultaron más de 30 veces mayores a las registrados para dichas zonas en Fuente de la Corcha, aunque en las zonas parcialmente quemadas no se ha visto reflejada esa diferencia poblacional (probablemente porque en Almonaster no se cuenta aun con la misma extensión del período de trampeo que se dispone para Fuente de la Corcha). Tras el incendio forestal de 2013 en Andratx (Mallorca), cifras globales de captura de más de 300.000 escolítidos en trampas cebadas el año siguiente al evento se redujeron a valores inferiores a 11.000 tres años después.

En las trampas instaladas se han encontrado, además, otros taxones, resultando relevantes los datos sobre predadores de escolítidos e insectos xilófagos. Si bien no se puede analizar la intensidad de estas capturas a nivel absoluto, sí podrían servir de orientación para estimar en qué medida su presencia se vio afectada por la acción del incendio, además de para comparar la presencia relativa de unas especies frente a otras. En lo que se refiere a predadores de escolítidos, *A. ruficorne* (capturas acumuladas en las cuatro trampas de 1815 individuos en zonas parcialmente quemadas durante las dos campañas) y *T. caerulea* (532 individuos acumulados en las cuatro trampas y las dos campañas, en zonas parcialmente quemadas) fueron las especies más representadas. *Thanasimus formicarius* tuvo una representación escasa (50 capturas acumuladas en zonas parcialmente quemadas). Se ha apuntado que la tasa de depredación de *T. formicarius* y *T. caerulea* sobre *Ips sexdentatus* dentro de la propia trampa ha llegado a ser frecuente (más del 24% de las trampas) y relevante (suponiendo el 10% de las capturas), lo que puede llegar a influir en el registro de capturas (ETXEBESTE et al. 2009). Este efecto podría ser tanto más significativo cuando se barajan niveles de captura discretos, como ha sido el caso de las tasas de captura de *T. destruens* encontradas en el presente estudio.

La presencia global de escolítidos, insectos predadores de escolítidos e insectos xilófagos fue mayor en zonas afectadas por el incendio forestal de Fuente de la Corcha que en las no afectadas. Así, las capturas acumuladas de *O. erosus* en las zonas afectadas resultaron 20 veces mayores que en las no afectadas; más discretas fueron las diferencias para el conjunto de insectos predadores (>4 veces mayor en zonas afectadas) e insectos xilófagos (doble de capturas en zonas parcialmente quemadas). El efecto de la instalación de repelentes de *Tomicus* no se ha podido analizar frente a esta especie dado el bajo número de capturas, pero es interesante resaltar que sí se mostró significativo para la captura de *O. erosus*, resultando la media de capturas en parcelas con presencia de repelente más de 3 veces inferior a las parcelas sin repelente. Las capturas de los distintos

taxones han sido bajas en estas trampas, dado que se mantuvieron durante poco tiempo, pero podríamos resaltar que en las parcelas tratadas las capturas globales de escolítidos y predadores de escolítidos disminuyeron en un factor de 3, mientras que las capturas globales de insectos xilófagos disminuyeron 5 veces.

Daños profundos en el tronco debidos al fuego, que afecten al tejido cambial, suponen un riesgo para la supervivencia del arbolado; sin embargo, afecciones severas en la copa también propician la mortalidad de los pies (FLANARY y KEANE 2006). La mortalidad del arbolado a los dos años del incendio ha resultado, según se ha dicho, irrelevante en la zona afectada por el incendio de Fuente de la Corcha, incluso presentando los pies supervivientes una tasa media de afección de copa del $70,6 \pm 22,2$ % (media \pm DE. Diámetro normal medio de 22,9 cm). Modelos predictivos de supervivencia tras incendio basados en el porcentaje de copa quemada, la profundidad de la carbonización de la corteza y el diámetro normal de los árboles fueron fiables al 85% en *P. halepensis* y al 95% en *P. pinea* (en este caso solo incluyendo las dos primeras variables) (RIGOLOT 2004). Similares resultados se han obtenido en *Pinus strobus* (78% de fiabilidad) para modelos de supervivencia basados en el diámetro normal, el porcentaje carbonizado en la base del tronco (<30 cm de altura) y el porcentaje de copa quemada (BEVERLY y MARTELL 2003). Para otras especies se han encontrado tolerancias de hasta un 75 % de daños en copa en *P. ponderosa*, y hasta un 50 % en *Pseudotsuga menziesii*; se ha sugerido en este sentido que incendios de principios de temporada, antes de que los brotes se hayan endurecido, resultan más dañinos (IDL 2021).

El porcentaje de copa quemada, como factor único, parece resultar suficiente para explicar la supervivencia tras incendio en *P. pinea*. Así, esta especie parece mostrar tolerancia a daños de hasta el 80% en la copa (MADRIGAL et al. 2017, RIGOLOT 2004). Incluso para daños en copa mayores del 90 %, la probabilidad de supervivencia del árbol aumenta si la porción quemada del tronco es <30 % de su longitud (RIGOLOT 2004). El espesor de la corteza, asociado al diámetro del tronco, resulta influyente en este sentido. Así, la resistencia en *P. strobus* aumenta considerablemente para diámetros ≥ 20 cm. En *P. pinea* diámetros normales >20 cm aseguran espesores de corteza de 25 mm por debajo del metro de altura, que brindarían protección frente a alturas de llama menores de 1 m; sin embargo, alturas de llama de 4 m supondrían alta probabilidad de mortalidad para todos aquellos pies con diámetros normales <40 cm (MADRIGAL et al. 2017).

Los árboles que no mueren directamente por la acción del fuego son a menudo atacados también por insectos xilófagos durante los dos primeros años tras el incendio (KEANE et al. 2006). Estas especies no siempre comprometen la vida de los árboles, pero agregan más estrés al ya inducido por el fuego (IDL 2021). En Fuente de la Corcha las especies más representada han sido los cerambícidos *A. ferus* y *O. nodieri*, y el bupréstido *L. punctatus*. El comportamiento de la presencia de estas tres especies respecto a la acción del fuego fue divergente: mientras *A. ferus* incrementó notablemente su presencia de en las zonas afectadas por el incendio (> 16 veces), ocurrió lo opuesto para *O. nodieri*; el nivel de capturas de *L. punctatus* resultó similar en ambas zonas. La relevancia de la presencia de estas especies podría ser interesante de cara a la gestión en las zonas incendiadas, en especial de cara a la consideración de la retirada de los árboles carbonizados, ya que las especies xilófagas podrían acelerar la caída de estos pies y suponer un factor de riesgo para los operarios.

FLANARY y KEANE (2006) observaron la extensión de la acción de los escolítidos a pies no afectados por el fuego en montes de *P. ponderosa*. Esta expansión de las poblaciones de escolítidos desde áreas con potencial de conversión en focos de infestación (como es el arbolado debilitado por incendios) es bien conocida, y siempre temible (ALLOZA et al. 2014). Las consecuencias de esta expansión no parecen, sin embargo, fáciles de prever y podrían estar muy ligadas tanto a las especies arbóreas afectadas como a las poblaciones basales de los escolítidos implicados. CATRY et al. (2010) encontraron grandes diferencias en la susceptibilidad post-incendio comparada de *P. pinaster* y *P. pinea*. Mientras que la probabilidad de supervivencia de *P. pinea* resultó >30% para daños en copa

<70%, la probabilidad de supervivencia de *P. pinaster* fue <40% para daños en copa >50%. Conocer el nivel de población basal de escolítidos también es un aspecto esencial a la hora de estimar la evolución de las infestaciones tras incendio. Sería, a estos efectos, fundamental diseñar planes de muestreo de estas poblaciones a escala regional. La información proporcionada serviría de base para la elaboración de mapas de riesgo de sanidad forestal (MANZANO et al. 2009), que permitieran el diseño de planes específicos de acción preventiva contra la propagación de escolítidos adaptados a cada zona concreta.

6. Conclusiones

Si bien los datos obtenidos deberían considerarse preliminares, en especial debido a las escasas capturas de una de las especies diana, *T. destruens*, el trabajo ha permitido obtener unas cifras que permitan analizar el riesgo de daños en *P. pinea* en situación post-incendio debidos a *O. erosus*. Se ha obtenido, además, una referencia sobre especies y cuantía comparada de las poblaciones de los principales predadores de escolítidos, así como de las principales especies xilófagas y su presencia tras el incendio. Los niveles de captura obtenidos para *O. erosus* indican que el nivel poblacional basal no ha generado, en Fuente de la Corcha, daños de gravedad en el arbolado al año siguiente del incendio, cuando sus poblaciones se incrementan, incluso para daños en copa del 70% y mayores y alcance medio del fuego en tronco de más de 4 m de altura. Esta reflexión sugiere la conveniencia de diseñar planes de muestreo de estas poblaciones a escala regional, que permitan elaborar mapas de riesgo de daños por escolítidos ante situaciones de estrés acentuado al arbolado, en especial considerando la diferente susceptibilidad en situaciones post-incendio de las diferentes especies de *Pinus*.

7. Agradecimientos

Agradecemos a José Ángel Redondo su atención, amabilidad y las valiosas consideraciones que siempre aporta.

8. Bibliografía

ALLOZA, J.A.; GARCÍA, S., GIMENO, T., BAEZA, J.; VALLEJO, V.R.; ROJO, L.; Martínez A.; 2014. Guía técnica para la gestión de montes quemados. Protocolos de actuación para la restauración de zonas quemadas con riesgo de desertificación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 188 pp.

BEVERLY, J.L.; MARTELL, D.L.; 2003. Modeling *Pinus strobus* mortality following prescribed fire in Quetico Provincial Park, northwestern Ontario. *Can. J. For. Res.* 33: 740-751. doi: 10.1139/x02-209.

CASTELLANO, E.; ALUM, C.; RODRÍGUEZ, C.; 2004. Aproximación al presupuesto óptimo de protección contra incendios forestales. Aplicación a los montes mediterráneos de España. Segundo Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía en la Defensa contra Incendios Forestales: Una visión global. Abril 19–22 Córdoba, España.

CATRY, F.X.; REGOA, F.; MOREIRA, F. FERNANDES, P.M.; PAUSAS, J.G.; 2010. Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *For. Ecol. Manag.* 260: 1184–1192.

Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (2016) Plan de Lucha Integrada contra Insectos Perforadores floépagos de Coníferas en la Comunidad Autónoma de

Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Sevilla, 67 pp.

Consejería de Medio Ambiente; 1997. Plan de Lucha Integrada contra insectos perforadores de coníferas en Andalucía. Informe final. Dirección General de Gestión del Medio Natural. Junta de Andalucía. Archivos internos. No publicado.

DAJOZ, R.; 2001. Entomología forestal: Los insectos y el bosque. Papel y diversidad de los insectos en el medio forestal. Mundiprensa. Madrid. 548 páginas.

ETXEBESTE, I.; MARTÍN, A.B.; PÉREZ, G.; PAJARES, J.A; 2009. Influencia de la depredación en el registro de capturas de escolítidos en trampas de feromona. 5º Congreso Forestal Español “Montes y sociedad: saber qué hacer”. Ávila. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 9 páginas.

FLANARY, S.J.; KEANE, R.E.; 2020. Ponderosa pine mortality in the Bob Marshall Wilderness after successive fires over 14 years. *Research Note. RMRS-RN-85. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.* 13 p. Fort Collins.

GIL, L.; 2009. Una desmedida devoción por los matorrales (o por qué estabilizar el paisaje humanizado). Conferencia magistral. 5º Congreso Forestal Español, Ávila. 44 pp.

GRAYSON, L.M.; PROGAR, R.A.; HOOD, S.M.; 2017. Predicting post-fire tree mortality for 14 conifers in the Pacific Northwest, USA: Model evaluation, development, and thresholds. *For. Ecol. Manag.* 399: 213-226.

IDAHO DEPARTMENT OF LANDS (IDL). Insects and Disease. Fire related forest health issues: Wood Borers and Bark Beetles After a Fire. Fact Sheets. Idaho official website. <https://www.idl.idaho.gov/forestry/insects-and-disease/>

KEANE, R.E., ARNO, S.; DICKINSON, L.; 2006. The complexity of managing fire-dependent ecosystems in wilderness: Relict ponderosa pine in the Bob Marshall Wilderness. *Ecol. Restor.* 24(2): 71-78.

LÓPEZ, S.; ROMÓN, P.; ITURRONDOBEITIA, J.C.; GOLDARAZENA, A.; 2007. Los escolítidos de las coníferas del País Vasco: guía práctica para su identificación y control. Vitoria-Gasteiz : Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 189 pp.

MADRIGAL, J.1.; SOUTO, J.; CALAMA, R.; GUIJARRO, M.; PICOS, J.; HERNANDO, C.; 2017. Inflamabilidad de la corteza y evaluación de la resistencia al fuego de *Pinus pinea* L. 7º Congreso Forestal Español “Gestión del monte: servicios ambientales y bioeconomía”. Plasencia. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 14 páginas.

MANZANO, M.J.; SÁNCHEZ, G.; SAN PEDRO, D.; 2009. Desarrollo de una metodología para la creación de los mapas nacionales de riesgo en sanidad forestal. 5º Congreso Forestal

Español "Montes y sociedad: saber qué hacer". Ávila. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 17 páginas.

MONTERO, G.; CALAMA, R.; RUIZ-PEINADO, R.; 2008. Selvicultura de *Pinus pinea* L. En: SERRADA R, MONTERO G, REQUE JA (eds.), Compendio de selvicultura aplicada en España. 431-470. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Madrid.

PÉREZ, G.; 2018. Seguimiento de la vegetación y los usos desarrollados en áreas incendiadas de la provincia de Huelva entre 1999 y 2013 en relación al cumplimiento de la legislación vigente. Trabajo Fin de Grado. Facultad de Ciencias Experimentales. Universidad de Huelva. 59 pp.

RIGOLOT, E.; 2004. Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecol.* 171: 139-151. doi: 10.1023/B:VEGE.0000029382.59284.71

ROMANIK, N.; CADAHÍA, D. (coord.); 2001. Plagas de insectos en las masas forestales. Ed. Mundi-Prensa-SECF. Madrid.

SÁNCHEZ, G.; CAMPAÑA, C.; GONZÁLEZ, E.; 2007. Efectos secundarios de grandes incendios forestales: situaciones de alerta fitosanitaria. Modelización y control de agentes dañinos oportunistas. Congreso WildFire, Sevilla. 12 pp.

SIEG, C.H.; McMILLIN, J.D.; FOWLER, J.F.; ALLEN, K.K.; NEGRON, J.F.; WADLEIGH, L.L.; ANHOLD, J.A.; GIBSON, K.E.; 2006. Best predictors for postfire mortality of *Ponderosa pine* trees in the Intermountain West. *For. Sci.* 52: 718-728.

VEGA, J.A.; PÉREZ, J.R.; JIMÉNEZ, E.; FERNÁNDEZ, C.; FONTURBEL, L.; 2009. Supervivencia de *Pinus pinaster* Ait. tras incendios forestales en España. 5º Congreso Forestal Español, Ávila. 9 pp.

VERGARECHEA, M.; CALAMA, R.; GORDO, J.; CUBERO, D.; MARTIN, R.; DEL RÍO, M.; 2017. Variabilidad espacio-temporal de la regeneración natural en masas mixtas de *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* en la meseta castellana. 7º Congreso Forestal Español, Palencia. 13 pp.