



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



La decoloración del pino carrasco como método de detección temprana de la incidencia de *Tomicus destruens* y *Orthotomicus erosus*

MAS, H.^{1*}, PAPARSENOS, C. ¹, MARTÍNEZ, A¹. PÉREZ-LAORGA, E.²

¹ Laboratori de Sanitat Forestal. CIEF. VAERSA-Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica (Generalitat Valenciana). Avda Comarques del País Valencià 114, 46930, Quart de Poblet (València)

² Dirección General de Gestión del Medio Natural y de Evaluación Ambiental. Conselleria de Agricultura, Desarrollo Rural, Emergencia Climática y Transición Ecológica. Generalitat Valenciana. Ciutat administrativa 9 d'octubre -torre 1. C/ Castán Tobeñas, 77. 46018 València

*Autor para correspondencia: hugo.mas@gmail.com

Resumen

Los escolítidos más relacionados con los factores contribuyentes a la muerte de arbolado en masas de *Pinus halepensis* en el levante de la península ibérica son las especies semiagresivas *Tomicus destruens* y *Orthotomicus erosus*. Su corología y hospedantes principales en la Comunitat Valenciana son coincidentes, por lo que es habitual encontrar ambas especies colonizando los mismos pies y las mismas masas forestales. No obstante, las diferencias entre las fenologías de sus vuelos reproductivos y la distinta agresividad que muestran en la colonización de pies entre ambas especies también permiten observar focos con presencia exclusiva de alguna de las dos especies. El momento de aparición de los síntomas (amarilleado y decoloración que se intensifica paulatinamente hasta la marchitez final de los árboles) es fundamental en la gestión de las poblaciones de estos escolítidos y está relacionado con los factores incitantes, con variables fisiológicas de los árboles y con la fenología de los ataques de escolítidos. En este trabajo se presentan los resultados preliminares de un estudio histórico de más de 20 años en el que se analiza la aparición de síntomas desde el año 1998, y su relación con los factores desencadenantes de la mortalidad y la presencia principal de estas especies en los focos.

Palabras clave

Scolytinae, *Pinus halepensis*, sanidad forestal, prospección.

1. Introducción

Los escolítidos más relacionados con los factores contribuyentes a la muerte de arbolado en masas de *P. halepensis* en el levante de la península ibérica son las especies semiagresivas *Tomicus destruens* Wollaston 1865 y *Orthotomicus erosus* Wollaston 1857 (LIEUTIER et al, 2016).

El 90% de los pinares valencianos son masas monoespecíficas de *P. halepensis* (GENERALITAT VALENCIANA (a), 2012), siendo esta especie el hospedante principal de ambos escolítidos. Su corología y hospedantes principales en la Comunitat Valenciana son coincidentes, por lo que es habitual encontrar ambas especies colonizando los mismos pies y las mismas masas forestales.

No obstante, existen diferencias entre las fenologías de sus vuelos reproductivos. *Tomicus destruens* tiene un vuelo fundamentalmente en otoño y primavera, con un parón invernal por bajas temperaturas, aunque en inviernos benignos su vuelo puede extenderse también en dicha estación. En la Comunitat Valenciana muestra un pico absoluto de vuelo en otoño, y no muestra vuelo reproductivo en verano, periodo que pasa refugiado en los rámillos de los pinos. Al contrario, *O. erosus* vuela fundamentalmente entre primavera y otoño, aunque en inviernos con temperaturas benignas, el vuelo también puede extenderse durante todo el mismo (LIEUTIER et al, 2016).

Asimismo, aunque ambas especies son consideradas semiagresivas, se asume que la agresividad de las dos especies es diferente. *Tomicus desntruens* es considerada en el territorio valenciano una especie más agresiva que *O. erosus* (PÉREZ-LAORGA, Com. Pers.)

Desde 1998, la aparición de focos de ambas especies de perforadores en el territorio valenciano ha sido gestionada por el Servicio de Ordenación y Gestión Forestal de la Generalitat Valenciana mediante la corta y descortezado de los pies afectados (GENERALITAT VALENCIANA (b), on-line).

El momento de aparición de los síntomas (amarilleado y decoloración que se intensifica paulatinamente hasta la marchitez final de los árboles) es fundamental en la gestión de las poblaciones de estos escolítidos y está relacionado con los factores incitantes, con variables fisiológicas de los árboles y con la fenología de los ataques de escolítidos.

2. Objetivos

En este trabajo se presentan los resultados preliminares de un estudio histórico de más de 20 años en el que se analiza la aparición de síntomas desde el año 1998, y su relación con los factores desencadenantes de la mortalidad y la presencia principal de las especies de escolítidos presentes en los focos.

3. Metodología

Se ha realizado una consulta exhaustiva de todos los informes emitidos por el Servicio de Ordenación y Gestión Forestal (SGOF) de la Generalitat Valenciana desde el año 1999 hasta el año 2014 en lo que respecta a la gestión de focos de perforadores en la provincia de Alicante. Los informes consultados han sido de varios tipos: informes anuales sobre la situación general y la evolución de los focos de perforadores activos en la Comunitat Valenciana (2 informes anuales realizados en junio y en diciembre); e informes específicos como respuesta a los avisos de aparición de nuevos focos de perforadores.

De esos informes se ha extraído la siguiente información: fecha de primera visita (fecha de aparición del foco), especie de pino afectada, especie/s de perforador/es presentes en el foco, estadio/s del perforador en el momento de la visita, número de pies revisados, tipo de material colonizado (árbol en pie, árbol abatido, ramas...), número de pies afectados, grado de decoloración, número de pies muertos, altura media de los pies, diámetro medio de los pies, causa de la aparición del foco, periodo de actividad del foco (desde su aparición hasta su control), localización del foco (administrativa y en coordenadas UTM) y altitud.

Se ha considerado como unidad de análisis el “foco” o “brote” oficialmente registrado en los informes del SGOF, independientemente del número de pies afectados.

La aparición a lo largo del año de los focos y las especies de perforadores responsables de los daños en el momento de su detección ha sido representada en una tabla de contingencia con el objetivo de visualizar en qué momento del año aparecen los primeros síntomas de decoloración o amarilleado, y si existe alguna correlación con la fenología del vuelo reproductivo de ambas especies de perforadores.

Por último, se ha representado el número de pies afectados en cada foco.

4. Resultados

Entre 1999 y 2014 se ha registrado en la provincia de Alicante el inicio de un total de 83 focos de perforadores. En el momento de su detección, el 40% de estos focos están relacionados exclusivamente con la presencia *T. destruens*, el 18% exclusivamente con la presencia de *O. erosus*, y en un 40% de los focos se han encontrado ambas especies.

El único mes del año en el que no ha aparecido ningún foco de perforadores es en el mes de julio. La estación en la que claramente menos focos de perforadores aparecen es en verano (Figura 1). Los focos en los que es posible encontrar ambas especies de perforadores aparecen distribuidos a lo largo de todo el año (Figura 1).

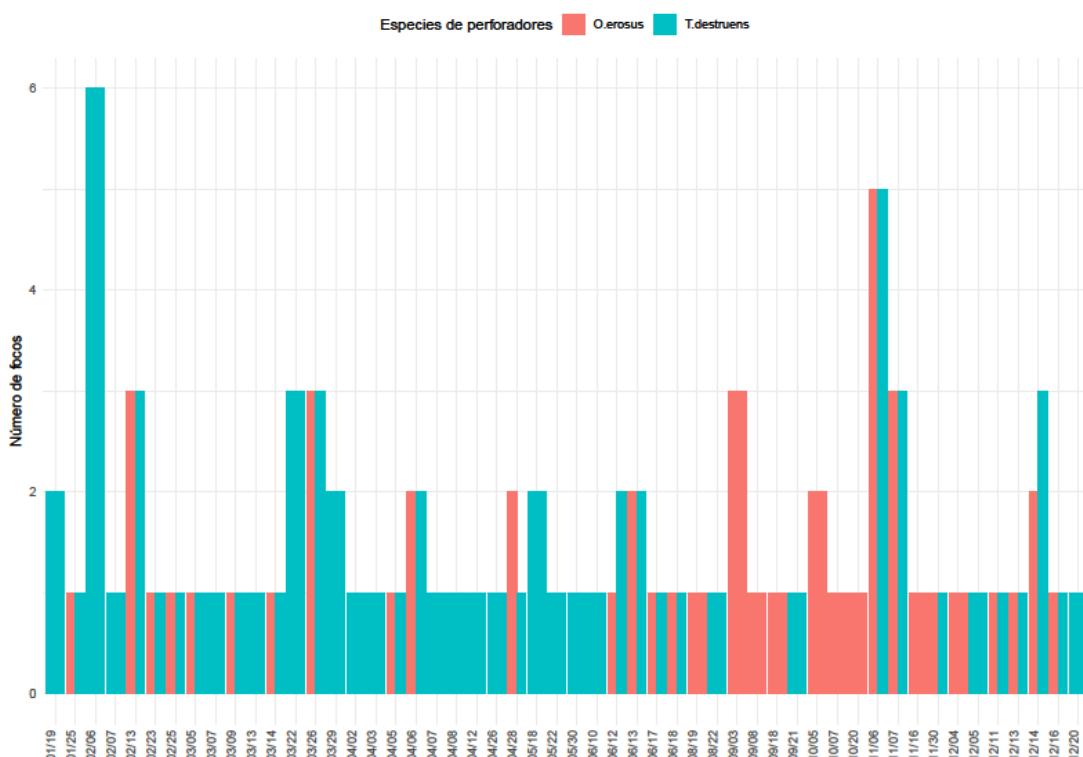


Figura 1. Distribución estacional por fecha de todos los focos registrados en la provincia de Alicante entre los años 1999 y 2014. En el eje de las ordenadas la fecha del año en la que se ha detectado el foco.

No obstante, atendiendo a los focos que son iniciados por una sola especie, los resultados muestran una clara distribución estacional en su aparición (inicios de la decoloración) en función de la especie colonizadora. En los focos cuyos primeros síntomas de amarilleado tienen lugar en invierno y primavera (diciembre-junio) se encuentran pies colonizados fundamentalmente por *T. destruens*. Sin embargo, en los focos aparecidos en verano y otoño (Agosto- Diciembre) se observa esencialmente presencia exclusiva de *O. erosus* (Figura 2).

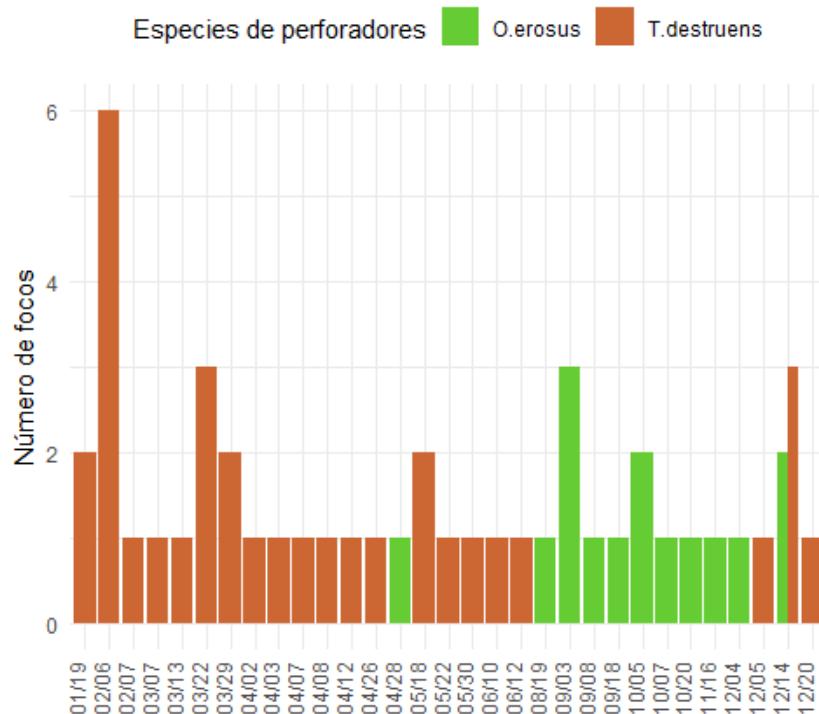


Figura 2. Distribución estacional por fecha de los focos atribuidos a una única especie (*T. destruens* u *O. erosus*) registrados en la provincia de Alicante entre los años 1999 y 2014. En el eje de ordenadas la fecha anual de detección del foco (mes/día).

En el momento de su detección, la media de árboles afectados en los focos con presencia exclusiva de *O. erosus* es de 201,6 árboles/foco, y el máximo de 900 árboles/foco. En este caso no se ha tenido en cuenta la gran mortalidad ocurrida en 2014-2015 como consecuencia de una intensa sequía que afectó a la región esos años, y que provocó la muerte de más de un millón de árboles en la Comunitat Valenciana entre 2014 y 2016, en la inmensa mayoría de estos árboles se encontró esencialmente *O. erosus*. El número de árboles afectados por foco con presencia exclusiva de *T. destruens* es de 44,3 árboles/foco, con máximos de 220 árboles por foco (Figura 3).

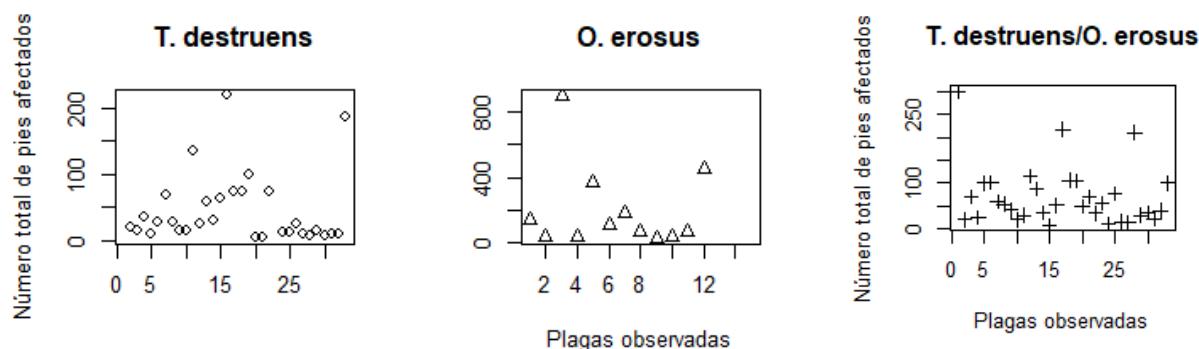


Figura 3. Número total de pinos afectados en cada tipología de foco (con presencia de *T. destruens* o de *O. erosus* exclusivamente y con presencia de ambas especies en el mismo foco).

Respecto al tamaño de los focos en el momento de su detección, puede observarse que los brotes en los que se detecta exclusivamente la presencia de *O. erosus* afectan a un promedio de árboles 8 veces mayor que los focos y que estos pueden llegar a ser 4 veces mayores que aquellos en los que solo se detecta la presencia de *T. destruens*.

Por último, de un grupo de focos (65 en total) también se tienen datos sobre la evolución de los mismos, es decir, del aumento del número pies afectados en el foco desde su detección hasta su extinción. Eventualmente, se han calculado las tasas de crecimiento de los focos (definida como el cociente entre número de pies totales afectados finalmente por un foco y el número de pies detectados en el momento de su aparición) y nuestros análisis muestran que el promedio de estas tasas de crecimiento es de 2,1 para los focos originados por *T. destruens* y de 2,6 para los originados por *O. erosus*.

5. Discusión

Desde el año 1998, el SGOF ha gestionado la aparición de focos de perforadores en la Comunitat Valenciana mediante la tala y descortezado de los árboles sintomáticos (GENERALITAT VALENCIANA (B) on-line).

El descortezado de los pies se realiza con la intención de evitar la emergencia de una nueva generación de insectos. Si el descortezado se produce tras la emergencia de dicha generación, el desplazamiento de las fenologías de los predadores con respecto a las de sus presas, puede provocar que los resultados sean contraproducentes al afectar a la compleja de fauna predadora, parasitaria o competidora que pueda haber emergido (LIEUTIER et al, 2016).

Tras la colonización de los pinos por perforadores se produce una decoloración paulatina hasta la muerte definitiva del árbol. La aparición de los primeros síntomas y la velocidad de dicha decoloración no se encuentra suficientemente comprendida. Pero con seguridad, existen numerosos factores que contribuyen a dicha decoloración, sin que se conozca el peso específico de cada uno de ellos en el proceso. Entre ellos cabe destacar factores fisiológicos del árbol, reservas acumuladas, introducción por parte de los perforadores de hongos que puedan producir una infección en el árbol... (SAUVARD et al, 2007).

La utilización del “foco” como unidad de análisis dificulta aún más la comprensión de los procesos que provocan los decaimientos tras la colonización de los árboles por insectos perforadores al intentar englobar diferentes eventos de colonización en una misma variable. No obstante, la recopilación y estudio de los focos acontecidos durante más de 15 años en el territorio valenciano permite observar una serie de patrones en la aparición estacional de los síntomas de decoloración, muy útiles en la toma de decisiones de gestión.

Tanto *O. erosus* como *T. destruens* son consideradas especies semiagresivas, es decir, necesitan cierta debilidad en el árbol para poder colonizarlo. Sus vuelos reproductivos o períodos en los que los insectos vuelan buscando hospedantes donde reproducirse, son diferentes en ambas especies: *O. erosus* es un insecto estival, que vuela entre primavera y otoño, mientras que *T. destruens* es un insecto de vuelo de otoño-invierno (VEGA & HOFSTETTER, 2014). Por lo tanto, existe al menos un periodo de coincidencia de sus vuelos reproductivos, el otoño. Y en caso de inviernos benignos, ninguna de las dos especies detiene su vuelo durante el invierno. En ese caso, sus vuelos reproductivos coinciden durante mucho más tiempo (VEGA & HOFSTETTER, 2014; MENDEL, 1983).

Los ecosistemas mediterráneos se caracterizan, entre otros, por dos elementos ecológicos que generan debilidad en las masas forestales: las sequías y los incendios. Cuando se dan estos factores, las poblaciones endémicas de ambas especies aprovechan la debilidad del arbolado para

reproducirse y aumentar sus poblaciones (VEGA & HOFSTETTER, 2014). Durante los periodos del año en las que ambas especies hacen vuelos reproductivos es esperable que ambas especies puedan colonizar simultáneamente los pies debilitados. No obstante, en el resto del año en el que el periodo de vuelo no es coincidente, es esperable encontrar focos de perforadores con presencia exclusiva de una de las dos especies, como se pone de manifiesto al analizar los focos de perforadores en la provincia de Alicante en las últimas dos décadas.

Nuestros resultados muestran que, durante 15 años, en el periodo comprendido entre los años 1999 y 2014, los focos de perforadores vinculados a la presencia exclusiva de *T. destruens* en el momento de su detección empezaron a mostrar síntomas de decoloración entre principios de diciembre y principios de junio. Mientras que los focos que, en el momento de su aparición, estuvieron vinculados a la presencia de *O. erosus* empezaron a mostrar los primeros síntomas entre finales de agosto y principios de diciembre. Es decir, se puede observar una clara separación temporal en la aparición de síntomas (Figura 2).

La ausencia de focos iniciados por *T. destruens* en otoño está en consonancia con los resultados de KELSEY et al (2014), que muestran que las mortandades otoñales provocadas por *T. destruens* son muy raras y están vinculadas a fuertes sequías previas, en concreto a elevadas concentraciones de etanol en los tejidos de los árboles que experimentan un estrés hídrico muy severo.

El vuelo reproductivo de *T. destruens* se inicia a finales de septiembre, registra un pico absoluto en los meses de octubre-noviembre (ligeramente variable en función de la altitud y la temperatura) y el vuelo reproductivo se mantiene hasta finales de marzo condicionado por la fluctuación de las temperaturas. La aparición de síntomas en el arbolado se produce, según nuestras observaciones (Figura 2), con un desplazamiento de aproximadamente 2 meses (diciembre-enero).

En el caso de *O. erosus*, sin embargo, los primeros síntomas tienden a aparecer a finales de verano y principios de otoño. Teniendo en cuenta que este insecto empieza a volar en primavera y tiene varias generaciones anuales (hasta 4 en la Comunitat Valenciana según GENERALITAT VALENCIANA (b), on-line), la aparición de síntomas llega a producirse con un desplazamiento de hasta 4 meses tras el inicio del periodo de vuelo del insecto. Esto podría deberse al parón vegetativo que se produce en los pinos mediterráneos durante los calurosos meses de verano. Con la reactivación su actividad fisiológica normal y la apertura de estomas a finales de verano, el sistema vascular colapsado por la presencia de perforadores, desencadena la decoloración.

El único caso que queda fuera de esta descripción sobre la aparición temporal de focos es uno que tuvo lugar el 28/04/1999 y solo se observó la presencia de *O. erosus* (Figura 2). En este caso, la masa estaba ubicada en una zona de clima semiárido, en el término municipal de Aspe (Alicante), y las características de los árboles colonizados eran claramente inadecuadas para la colonización por parte de *T. destruens* (diámetros inferiores a 5 cm, altura de los pies inferior a 2 m y espesores de corteza muy reducidos).

Aunque son necesarios nuevos estudios que muestren los procesos desencadenados tras la colonización efectiva de los árboles por las diferentes especies y el tiempo que transcurre entre la colonización y la aparición de los síntomas (HUBBARD et al, 2013), nuestros datos muestran que hay una correlación entre el periodo de vuelo de cada una de las especies y el momento de aparición de los síntomas de decoloración en focos originados por cada una de ellas. Por supuesto, en la medida en que las temperaturas permitan vuelos reproductivos de ambas especies coincidentes en invierno, es posible que alguna de las dos especies analizadas entre en nuevos pies debilitados o en pies colonizados por la otra especie de manera secundaria con una ocupación

relativamente diferenciada en el tronco, lo que da lugar a la presencia de ambas especies en algunos de los focos ocurridos en los últimos 20 años (LIEUTIER et al, 2016; MENDEL et al, 1985).

Por otro lado, con respecto a la tipología de los focos, nuestros datos muestran que los focos que en el momento de su aparición están vinculados a la presencia de *O. erosus* (promedio de 201,6 pies/foco con un máximo de 900 pies/foco) afectan a mayor número de pies que los que están inicialmente vinculados a la presencia de *T. destruens* (promedio de 44,3 pies/foco, con un máximo de 220 pies/foco). La estrategia utilizada por ambas especies, en la medida que son semiagresivas y necesitan debilidad en el arbolado para colonizarlo, es la detección de aquellos árboles que se encuentran en el nivel de debilidad adecuado para su colonización.

Existen varios factores pueden justificar la diferencia en las dimensiones de los focos: *O. erosus* es una especie mucho más abundante en los pinares de pino carrasco valencianos que *T. destruens* (MAS et al, 2015a, MAS et al, 2015b), tiene una mayor amplitud en cuanto a las características de la madera idónea para su colonización (coloniza diferentes diámetros y diferentes espesores de corteza), y cuenta con una feromonona agregativa (MENDEL, 1988; GIESEN et al, 1984). También tiene un periodo de vuelo más amplio (en años benignos puede llegar a volar todo el año) y mejor ajustado a los momentos en los que se produce la disponibilidad masiva de material de cría como consecuencia sequías e incendios. El mayor tamaño de los focos de *O. erosus* puede deberse, además de a lo mencionado, a que *O. erosus* aprovecha graves debilidades fisiológicas de las masas forestales (que se dan de manera generalizada en toda la masa), mientras que *T. destruens* sigue una estrategia clara de huroneo seleccionando los árboles cuyas condiciones de debilidad estén ajustadas a su capacidad de colonización.

En este sentido, el rol primario de *O. erosus* puede ser puesto en cuestión ya que la mayor parte de los focos de *O. erosus* se ocasionan cuando, tras fuertes periodos de sequía o tras incendios, muchos árboles ya suficientemente dañados por estos factores como para que sea imposible su supervivencia son colonizados por *O. erosus* de forma secundaria. Un claro ejemplo de esta situación se dio en la gran mortalidad acontecida en el año 2014-2015, como consecuencia de la intensa sequía que tuvo lugar entre la primavera de 2013 y la de 2015 en la Comunitat Valenciana, la más intensa desde que se tienen registros comparables (año 1863) (MAS et al, 2017).

No obstante, para concluir, debe tenerse en cuenta que los resultados presentados en este trabajo se refieren exclusivamente a las características de los focos de perforadores en el momento de su aparición, pero que el número de pies afectados en cada uno de ellos va creciendo desde el momento de su aparición hasta en que dejan de morir árboles (y el foco es dado de baja por los gestores de sanidad forestal), por lo que el tamaño de los focos (número de pies muertos) aumenta desde su detección hasta su extinción.

Nuestros datos muestran promedios de la tasa de crecimiento de los focos durante su periodo de actividad de 2,1 para *T. destruens* y de 2,6 para *O. erosus*. Es decir, se observa una tendencia a que los focos, al menos, dupliquen su tamaño (entendido como número de pies muertos) desde el momento de su aparición hasta el momento de su extinción, aunque es cierto que existe una amplia variabilidad.

Desde luego, las evoluciones de los focos ocasionados por *T. destruens* o por *O. erosus* están lejos de ser totalmente comprendidas. En ellas se conjugan diferentes y complejas variables que van desde las condiciones fisiológicas del arbolado (por ejemplo, las diferentes intensidades de debilidad de los pies), hasta las fenologías y las características de las poblaciones de las dos especies o sus diferentes niveles de agresividad (o estrategias de colonización).

Esto hace que, en diversas ocasiones, en los focos iniciados por una sola especie, a lo largo de su evolución sea casi inevitable la aparición de la otra especie colonizando los mismos pies u otros diferentes durante el periodo en el que el foco está activo. Puede suceder incluso que una especie sea sustituida por la otra en algún momento del año. Las variables mencionadas en el párrafo anterior entran en juego en estos procesos de colonización de árboles debilitados por ambas especies.

Una de los corolarios más directos de esta situación es que no debe subestimarse el riesgo que conlleva la aparición de focos en otoño ocasionados inicialmente por *O. erosus*, por mucho que el carácter primario de esta especie pueda estar puesto en cuestión. En estos casos, la colonización inicial por esta especie debería verse como un indicador de una debilidad extrema previa en la masa forestal que, llegado el momento adecuado, podrá ser aprovechada también por *T. destruens* para colonizar nuevos árboles, aumentando así la mortalidad del foco.

En definitiva, estos datos deben promover que nuevos estudios sean llevados a cabo con el objetivo de comprender y caracterizar mejor las evoluciones de los focos de estas especies de perforadores, lo cual permita ajustar mejor la gestión forestal necesaria.

6. Conclusiones

Este estudio pone de manifiesto que la fecha de aparición de un foco de perforadores en los pinares de *P. halepensis* de la Comunitat Valenciana está correlacionada con la especie de perforador presente en el mismo: grosso modo, los focos de *O. erosus* se detectan en otoño, mientras que los focos de *T. destruens* se detectan en invierno y primavera.

Por otro lado, el tamaño de los focos de *O. erosus* es siempre mucho mayor, lo que indica principalmente que el origen y la causa de la mortalidad masiva en esos casos se debe a un problema fisiológico generalizado, situación que es aprovechada por *O. erosus* de manera secundaria para reproducirse.

Teniendo en cuenta el rol poco agresivo de *O. erosus*, nuestros resultados son útiles para la gestión de los focos de perforadores en el Mediterráneo y para la comprensión de las dinámicas de los pinares mediterráneos y sus fitófagos.

7. Agradecimientos

8. Bibliografía

GENERALITAT VALENCIANA (a), (2013). Plan de Accion Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana (PATFOR). Pla d'Acció Territorial Forestal de la Comunitat Valenciana – PATFOR - Generalitat Valenciana (gva.es) Web consultada el 17.01.2022

GENERALITAT VALENCIANA (b), On-line. Resultados de la prospección fitosanitaria de los montes de la Comunitat Valenciana (de 2000 a 2011) - Generalitat Valenciana (gva.es). Web consultada el 17.01.2022.

GIESEN, H., KOHNLE, U., VITÉ, J. P., PAN, M. L., & FRANCKE, W. (1984). Das aggregationspheromon des mediterranen Kiefernborkenkäfers *Ips (Orthotomicus) erosus*. Zeitschrift für angewandte Entomologie, 98(1-5), 95-97. LIEUTIER, F., MENDEL, Z., &

FACCOLI, M. (2016). Bark beetles of Mediterranean conifers. In Insects and diseases of Mediterranean forest systems (pp. 105-197). Springer, Cham.

HUBBARD, R. M., RHOADES, C. C., ELDER, K., & NEGRON, J. (2013). Changes in transpiration and foliage growth in lodgepole pine trees following mountain pine beetle attack and mechanical girdling. *Forest Ecology and Management*, 289, 312-317.

KELSEY, R. G., GALLEGOS, D., SÁNCHEZ-GARCÍA, F. J., & PAJARES, J. A. (2014). Ethanol accumulation during severe drought may signal tree vulnerability to detection and attack by bark beetles. *Canadian journal of forest research*, 44(6), 554-561.

LIEUTIER, F., MENDEL, Z., & FACCOLI, M. (2016). Bark beetles of Mediterranean conifers. In Insects and diseases of Mediterranean forest systems (pp. 105-197). Springer, Cham.

MAS H, GALLEGOS D, LENCINA JL, PÉREZ-LAORGA E, ETXEBESTE I (2015) Comunidades de coleópteros saproxílicos asociadas a *Monochamus galloprovincialis* Oliver (Col.: Cerambycidae). Panel presented at “III Reunión de Sanidad Forestal de la Sociedad Española de Ciencias Forestales”, Madrid, 7-8 Oct 2015.

MAS, H., PÉREZ-LAORGA, E., PASTOR, C., MELÉNDEZ, R., MARCO. M., LENCINA, J.L. y GALLEGOS D. Contribución al conocimiento de la biodiversidad de coleópteros saproxílicos ligados a los pinares de *Pinus halepensis* incendiados en la Comunitat Valenciana (2015). Panel and Publication in the “Actas del I Congreso Forestal Valenciano”, 128-135.

MAS, H., URIOL, J., PÉREZ-LAORGA, E. (2017) Climate Change: study of damage in valencian forest areas by an episode of drought. PROFOUND COST Final Event. Robust projections of forests under climate change- data, methods and models. Potsdam Institute for Climate Impact Research. Potsdam (Germany) 9th-10th October 2017.

MENDEL, Z. (1988). Attraction of *Orthotomicus erosus* and *Pityogenes calcaratus* to a synthetic aggregation pheromone of *Ips typographus*. *Phytoparasitica*, 16(2), 109-117.

MENDEL, Z., 1983. Seasonal history of *Orthotomicus erosus* (Coleoptera:Scolytidae) in Israel. *Phytoparasitica* 11, 13-24.

MENDEL, Z.; MADAR, Z.; GOLAN, Y. Comparison of the seasonal occurrence and behavior of seven pine bark beetles (Coleoptera: Scolytidae) in Israel. *Phytoparasitica*, 1985, vol. 13, no 1, p. 21-32.

SAUVARD, D. General biology of bark beetles. En Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. Springer, Dordrecht, 2007. p. 63-88.

VEGA, F. E., & HOFSTETTER, R. W. (Eds.). (2014). Bark beetles: biology and ecology of native and invasive species. Academic Press.