



2025 | **16-20**
GIJÓN | **JUNIO**

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1724

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

Organiza





Influencia de la resinación en la abundancia y diversidad de coleópteros en los pinares atlánticos de pino rodeno en la Península Ibérica

LEMA, M. (1), MAS, H. (2), PÉREZ-LAORGA, E. (3), TOUZA, R. (1), BRAÑA, M (1), GALERA, C (1), AMOEDO, V. (1), SWIĘCH, M. (1) y ZAS, R. (1)

(1) Misión Biológica de Galicia – CSIC. Carballeira 8 Salcedo. 36143, Pontevedra.

(2) Laboratori de Sanitat Forestal. CIEF, VAERSA – Consellería de Medi Ambient, Aigua, Infraestructures i Territori (Generalitat Valenciana). Avda. Comarques del País Valencià 114, 46930, Quart de Poblet (València)

(3) Dirección General de Medi Natural i Animal. Consellería de Medi Ambient, Aigua, Infraestructures i Territori (Generalitat Valenciana). Ciutat Administrativa 9 doctubre-torre I. C/ Castán Tobeñas, 77. 46018. València

Resumen

La extracción de resina provoca una restricción de carbono y podría provocar respuestas de las plantas que afectasen a la emisión de compuestos orgánicos volátiles (COVs), un mensaje químico aéreo esencial para las interacciones entre árboles y determinados organismos, como los insectos herbívoros (por ejemplo, escarabajos corticolas o xilófagos), que podrían sentirse más o menos atraídos o repelidos por los árboles resinados. Los cambios en los COVs emitidos por los pinos también podrían afectar a la presencia y abundancia de organismos de niveles tróficos superiores, como los insectos predadores. Los impactos ecológicos de la resinación en las interacciones de los pinos con los insectos permanecen inexplorados. En dos formaciones de pinar rodeno del noroeste de España (Aguasantas, Pontevedra y Boborás, Ourense), se instalaron trampas opacas de interceptación de vuelo (n=12) y trampas transparentes de interceptación de vuelo (n=69), mantenidas durante cuatro meses (de junio a septiembre) durante los años 2023 y 2024. Todos los individuos capturados fueron identificados a nivel de especie (cuando fue posible) y cuantificados. Los resultados muestran que la resinación provoca diferencias en la atracción de algunas especies de insectos herbívoros, lo que puede tener un impacto significativo en la comunidad de coleópteros que habita estos ecosistemas. Estos efectos sobre las interacciones ecológicas podrían verse incrementados a medida que se acumulen sucesivas campañas de resinación.

Palabras clave

Pinus pinaster, resina, saproxílicos, trampas de interceptación de vuelo.

1. Introducción

Los pinares de pino rodeno o marítimo (*Pinus pinaster* Ait.) representan una extensión significativa de la superficie forestal Ibérica, con aproximadamente 1,060,000 ha como monocultivo y otras 620,000 ha en mezcla con otras especies (DGCONA, 2000), encontrándose en todas las provincias de España (Rodríguez et



al., 2008). Estas masas forestales proporcionan beneficios económicos derivados de la producción de bienes madereros y otros materiales como la resina (Karademir et al., 2020). Además, contribuyen significativamente a la conservación de la biodiversidad, sirviendo de refugio para múltiples especies (Greene et al., 2016), así como a la mitigación del calentamiento global (Ruiz-Peinado et al., 2013), al funcionar como sumideros de carbono (Pan et al., 2011). Sin embargo, a pesar de la importancia de su conservación, en los últimos años se observa un decaimiento generalizado de las masas de pino marítimo que se encuentran en riesgo debido a múltiples factores como sequías (Sánchez-Salguero et al., 2012) o incendios forestales (Vilà-Cabrera et al., 2013) que se han visto potenciados por el cambio climático. Además, existen serios problemas fitosanitarios provocados por invasiones de plagas y patógenos alóctonos (De La Fuente et al., 2018; Trumbore et al., 2015).

Entre las actividades económicas que se desarrollan en los pinares se encuentra la resinación, un proceso que consiste en realizar periódicamente heridas en los árboles para la extracción y recolección de resina (Sharma et al., 2018). Este material ha cobrado importancia en los últimos años ya que es una fuente renovable y sostenible de bioproductos de notable interés para diferentes sectores industriales (Alonso-Esteban et al., 2022; Rodríguez-García et al., 2016). Además, la resinación contribuye a reducir el decaimiento de los pinares, no solo mejorando la rentabilidad de estas masas forestales, sino también de forma indirecta ayudando a prevenir los incendios forestales por el manejo y la presencia continua de los profesionales en los montes (López-Álvarez et al., 2023) y contribuyendo a la vigilancia sanitaria y a la fijación de población en el rural (Soliño et al., 2018). Sin embargo, se conoce poco a cerca de los efectos que puede tener esta actividad en las interacciones con las comunidades naturales que habitan en los pinares resinados.

La resina de pino ha evolucionado como respuesta a la presión biótica de insectos herbívoros y patógenos (Mason et al., 2019) y ofrece a los árboles una protección tanto química como física (Zas et al., 2015). La protección química se debe a los propios componentes de la resina: ácidos resínicos diterpénicos solubilizados por una fracción volátil de monoterpenos y sesquiterpenos, de los cuales algunos son sustancias químicas tóxicas para los organismos invasores (López-Goldar et al., 2020). Además, la resina funciona como protección física al ser un fluido pegajoso que atrapa al atacante, sellando y aislando los tejidos dañados (Celedon & Bohlmann, 2019). La resina es una sustancia rica en carbono que se produce en grandes cantidades en todos los tejidos del árbol. Su producción es, por tanto, muy costosa. Buscando maximizar un equilibrio coste-beneficio de la producción de resina (García-Forner et al., 2021), los pinos mantienen un nivel base de síntesis de resina (defensas constitutivas) (Eyles et al., 2010) y aumentan drásticamente su producción como respuesta inducida ante un daño como heridas mecánicas, herbivoría o estímulos químicos, cambiando la prioridad en la asignación de los recursos (defensas inducidas) (Eyles et al., 2010; Moreira et al., 2012). Las respuestas inducidas ante un daño biótico también provocan la alteración de la emisión de compuestos volátiles orgánicos (COVs) (López-Goldar et al., 2020) que funcionan como mensajes aéreos para los depredadores y herbívoros (García-Forner et al., 2021). Así, la extracción de resina podría alterar la relación de los



árboles con los organismos atrayendo o repeliendo insectos herbívoros o plagas (Mumm & Hilker, 2006).

Buena parte de los insectos vuelan para dispersarse, aparearse o alimentarse. La capacidad de vuelo afecta enormemente a las dinámicas poblacionales, y la orientación de la dispersión está ligada a señales externas, entre ellas los COVs emitidos por árboles o por otros insectos, que dan información acerca del estado fisiológico de la planta (Compton, 2002). Estas señales químicas dan paso a un proceso en el que se selecciona la masa, la especie y, por último, el árbol hospedador más adecuado para la colonización por parte de los insectos (Zhang & Schlyter, 2004). Es previsible que la probabilidad de detección de estas señales olfativas se vea influenciada por el viento, siendo detectables con mayor facilidad en la dirección a favor del viento (a sotavento de la fuente emisora) y disminuyendo con el aumento de la distancia al centro de emisión (Murlis et al., 1992). Además, se conoce que existe una correlación entre la orientación del desplazamiento de los insectos y la dirección del viento dominante (Gallego et al., 2012). Por lo tanto, los COVs emitidos por los árboles en respuesta a la extracción de la resina podrían funcionar como atrayente ya que funcionaría como una señal de que el árbol está debilitado (García-Fórner et al., 2021). Se espera, a su vez, que estos efectos sean mayores a sotavento de las zonas de resinación y que disminuyan a medida que nos alejamos de éstas.

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es determinar si la resinación de los árboles mediante métodos convencionales afecta a la comunidad de insectos presente en los pinares. La hipótesis principal plantea que en las zonas resinadas se registrará una mayor cantidad de capturas y una mayor riqueza de especies que en la zona no resinada, especialmente de especies xilófagas y saproxílicas que se verán atraídas por los compuestos orgánicos volátiles (COVs) emitidos por los árboles resinados. Asimismo, mediante la red N2 se pretende averiguar si a medida que aumenta la distancia a la zona resinada la abundancia y diversidad de insectos tiende a disminuir.

Además, se plantea una segunda hipótesis que sugiere que la dirección del viento será un factor determinante en la modulación de estos efectos. Así, se espera que la abundancia y diversidad de insectos en las trampas situadas a sotavento de la zona resinada se vean más afectadas por los COVs emitidos por los árboles resinados que aquellas situadas en contra de la dirección del viento predominante (barlovento).

3. Metodología

- Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos formaciones de pino rodeno (*Pinus pinaster* Ait.). Una situada en Aguasantas (Cercedo-Cotobade, Pontevedra) (42.4246320° N, -8.4522100° W) a unos 600 m de altitud. El pinar ocupa una superficie de 25 ha y está rodeado por masas mixtas de roble común (*Quercus robur* L.), castaño



(*Castanea sativa* Mill.) y eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.). Los pinos fueron plantados en el año 2000 a razón de 1000 árboles por ha y han seguido un programa de claras estándar, con dos claras aproximadamente del 25% de intensidad cada una hasta la fecha. La otra plantación está situada en Xoane (Boborás, Ourense) (42.423055° N, -8.123912° W) a unos 400 m de altitud. El pinar ocupa una superficie de 20 ha y está rodeado de pinares. Los pinos fueron plantados en el año 2005 a razón de 1200 árboles por ha y todavía no se han realizado claras. Previo al establecimiento del experimento, los pinares nunca habían sido resinados.

- Diseño experimental

Se establecieron 2 redes experimentales designadas como N1 (en Aguasantas y Boborás) y N2 (en Aguasantas). En ambos casos se estableció un diseño espacial explícito con 3 bloques (o repeticiones), separados entre sí más de 200m. En N1 se delimitó una zona resinada y una zona sin resinar de 20 árboles contiguos en cada uno de los bloques (Figura 1A,B). En N2 se delimitó, en cada bloque, una parte central con 10 árboles resinados rodeados de una masa de árboles sin resinar (Figura 2A,B). En ambas redes los árboles se empezaron a resinar en el año 2023 y el método que se empleó para la resinación fue el método tradicional de pica de corteza ascendente (Rodríguez-García et al., 2016). La resinación se llevó a cabo desde mediados de abril hasta finales de septiembre durante 2023 y 2024, realizándose un total de 13 picas en cada campaña. Los árboles resinados produjeron, de media, 2 kg de resina por campaña.

Para abordar los objetivos propuestos, entre los meses de junio y septiembre (ambos incluidos) de 2023 se colocaron en N1 dos trampas por bloque, una en la zona resinada previamente delimitada y otra en una zona sin resinar del mismo bloque separada más de 100m de la anterior. En total se dispusieron 12 trampas opacas de intercepción de vuelo CROSSTRAP® con colector húmedo (ECONEX) que fueron colgadas de un soporte metálico (Figura 1c). Se emplearon los cebadores del CROSSTRAP® Detection Kit, compuesto por tres atrayentes cairo-feromonaes (α -pineno al 98%, etanol 96% e Ipsenol/Ipsdienol (1:1) al 96 %) con 60 días de duración, para la detección temprana de especies autóctonas e invasoras de insectos forestales. El cambio de cebadores se realizó una vez transcurridos los 60 días indicados. En el N2, se colocaron 23 trampas en cada repetición o bloque siguiendo la disposición de la Figura 2, situando dos trampas en la zona central o resinada (punto negro), tres trampas aproximadamente a 10 (en blanco), 20 (en amarillo oscuro) y 30 m (en naranja claro) y cinco trampas a 40 (en naranja oscuro) y 50 m (en rojo) de la zona resinada, además dos trampas exteriores o control situadas a más de 100 m (en azul) (Figura 2b). En total se dispusieron 69 trampas en la parcela experimental. Todas las trampas fueron georreferenciadas. En este caso, se utilizaron las trampas de intercepción de vuelo CROSSTRAP® MINI transparente con colector húmedo (ECONEX) que fueron colgadas de un soporte metálico (Figura 2c). En este caso las trampas, sin ningún tipo de cebo que pudiera alterar los patrones de atracción, capturan aquellos insectos que, en su vuelo, tropiezan con las láminas de plástico.

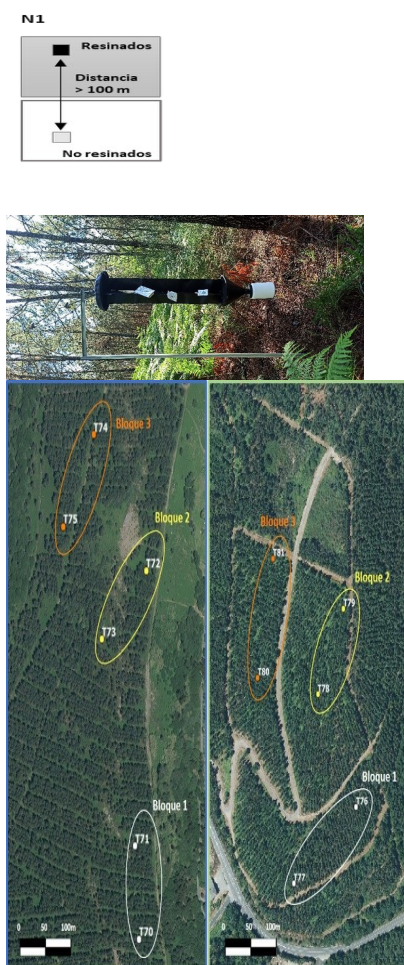


Figura 1. a) Esquema con la disposición de las trampas en la red N1. b) Imágenes satelitales de las zonas de estudio en Aguasantas (izquierda) y Boborás (derecha) mostrando la distribución espacial de los tres bloques o repeticiones. Cada sitio incluye puntos de muestreo dispuestos en zonas resinadas y no resinadas. c) Detalle de una trampa opaca de intercepción de vuelo cebada con atrayentes cairoferomonaes y con colector húmedo.

Figura 2. a) Esquema con la disposición de las trampas en la red N2. b) Imagen satelital de la zona de estudio en Aguasantas mostrando la distribución espacial de las tres repeticiones. Cada sitio incluye puntos de muestreo dispuestos radialmente a distancias de 10, 20, 30, 40, y 50 metros desde el centro (con árboles resinados) y dos trampas exteriores. c) Detalle de una trampa transparente de intercepción de vuelo sin cebar y con colector húmedo.

- Variables analizadas

Para llevar a cabo el análisis de datos se sumaron las capturas de los 4 meses de cada año para cada trampa, asignando el valor 0 a la ausencia de una determinada especie en cualquiera de los muestreos. De este modo, la base de datos para el análisis incluyó las capturas por especie para las 12 trampas del N1 (2023) y por especie y por año (2023 y 2024) para las 69 trampas del N2.



Para cuantificar la biodiversidad se calculó la riqueza de especies (S) y los índices de Shannon-Wiener (H') y Simpson (S') para cada trampa. Se utilizó el programa R (versión 4.3.2, R Core Team, 2023) con el paquete “Vegan” (versión 2.6-4) (Oksanen et al., 2024). El índice de Shannon-Wiener, que considera tanto la riqueza de especies como la abundancia de las distintas especies, varía entre 0 (baja diversidad) y $\ln(S)$ (alta diversidad), donde S es el número total de especies (riqueza). Se calcula usando la fórmula: $H' = -\sum(p_i \cdot \ln(p_i))$ donde p_i es la proporción de individuos de la especie i en la muestra total (Jost & González-Oreja, 2012). El índice de Simpson indica la posibilidad de que dos individuos de la comunidad seleccionados al azar sean de la misma especie. Es una medida de dominancia donde las especies más comunes tienen más peso que las especies más raras. Su valor varía entre 0 (baja diversidad) y 1 (alta diversidad). Se calcula mediante la siguiente fórmula: $D = 1 / \sum p_i^2$ (Jost & González-Oreja, 2012).

Para cada especie identificada se añadieron los datos taxonómicos de género y familia según la página web <http://iberfauna.mncn.csic.es> y se clasificaron según su régimen trófico en los 5 tipos (Dajoz, 2001) recogidos en la Tabla 1.

Tabla 1. Clasificación de los regímenes tróficos de las especies identificadas.

Clasificación	Alimentación
Floépagas	Se alimentan fundamentalmente de floema.
Xilópagas	Se alimentan de madera.
Saproxílicas	Utilizan la madera muerta en su ciclo de vida. Incluyen micetófagos, detritívoros y otros grupos de predadores facultativos y comensales que acompañan a los xilófagos.
Depredadoras	Especies depredadoras de otros animales no facultativas.
Fitófagas	Se alimentan de plantas, pero su relación con la madera no es determinante. Incluye defoliadores, chupadores, carpófagos, etc.
Otras	Especies que tienen otros tipos de alimentación y han podido caer por azar, como especies acuáticas o especies que se alimentan de estiércol.

Se determinó la distancia de cada trampa al centro de la zona resinada mediante un hipsómetro Haglof Vertex, tomando además las coordenadas mediante un GPS diferencial Stonex S700A. Asimismo, se calculó la orientación y el ángulo de las trampas respecto a la zona resinada utilizando la siguiente fórmula $\alpha = \arctan(\Delta y / \Delta x)$, donde Δy y Δx son las diferencias en latitud y longitud entre la trampa y el centro de la zona resinada. Los datos de la dirección del viento a 2 m para cada día durante los dos períodos de muestreo se obtuvieron de <https://www.meteogalicia.gal/web> y se creó un diagrama de rosa de los vientos para ver la dirección predominante de las ráfagas de viento en cada periodo. Se



utilizaron, de nuevo, los datos de la estación meteorológica de Ponte Caldelas.

- 5.4. Análisis estadístico

En el N1 se llevó a cabo un análisis de la varianza para el número total de individuos capturados de las 22 especies más abundantes, número de especies e índices de Shannon-Wiener y Simpson siguiendo el procedimiento GLM donde las fuentes de variación fueron los tratamientos y sitios (factores fijos) y bloques (factor aleatorio), siguiendo el modelo: $Y = \text{Sitio} + \text{Tratamiento} + \text{Sitio} * \text{Tratamiento} + \text{Bloque}(\text{Sitio}) + \text{error}$. Se comprobaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas antes de abordar dichos análisis. Se cumplió la normalidad en todos los casos excepto en tres en los que se alcanzó la normalidad transformando por Raíz (x). Todos los análisis se hicieron mediante el paquete estadístico SAS v 9.2. El nivel de significación se estableció en el 0.05 ($gl=1$; $P<0.05$), pero, dado que se repitieron los análisis para un número considerable de especies, los p-values se ajustaron mediante el método del “False Discovery Rate (FDR)”.

Para el análisis de N2 se utilizó el paquete LME4 (Bates et al., 2015) del programa R (versión 4.3.2, R Core Team, 2023). Debido a la diferencia de capturas y riqueza encontrada entre los dos años se decidió realizar el análisis para cada año por separado. Se utilizó un modelo lineal mixto para cada variable dependiente aquí numeradas: “Total de capturas”, “Riqueza de especies”, “Shannon”, “Simpson” y total de capturas para cada uno de los tipos de alimentación (“Floéfagas”, “Xilófagas”, “Saproxílicas”, “Depredadoras” y “Fitófagas”), siendo las variables independientes “Distancia” (variable continua), “Viento” (variable categórica) y la interacción Distancia*Viento, todos ellos considerados efectos fijos. Adicionalmente se añadió la variable “Bloque” como factor aleatorio. La adecuación al modelo se comprobó con la exploración de las gráficas residuales con el test de Shapiro y la homocedasticidad del error de las muestras con bptest.

La significancia de los factores se comprobó utilizando un análisis de varianza (ANOVA) tipo 3, los resultados fueron considerados estadísticamente significativos cuando el valor de probabilidad (p-valor) fue inferior a 0,05. Este criterio se utilizó como umbral para rechazar la hipótesis nula y concluir que existen diferencias significativas entre los grupos analizados. Posteriormente se estudió la interacción mediante la revisión e interpretación de la solución de los factores fijos que se muestran en el resumen del modelo. Además, se representó la interacción del viento con la distancia gráficamente a partir del modelo utilizando la librería sjPlot (Lüdecke et al., 2024) y se añadió el valor del coeficiente de determinación R^2 de Nakagawa y Schielzeth (2013) que es una estima entre 0 y 1 e indica cuanta variabilidad puede ser explicada por los factores incluidos en el modelo.

4. Resultados

- Red N1

A lo largo de la campaña de muestreo, se capturaron un total de 121,328 individuos pertenecientes a un total de 117 especies de insectos. La captura promedio por sitio



de muestreo fue de 3073 individuos en Aguasantas y 1887 en Boborás para las 22 especies de coleópteros más abundantes. Se observaron diferencias significativas entre las dos zonas de estudio, tanto en diversidad (número de especies e índice de Simpson) como para el total de capturas, pero no se observan diferencias con respecto al índice de Shannon-Wiener (Figura 3A). Tanto el número de especies como el índice de Simpson fue superior en la parcela de Boborás (Figura 3B, C), aunque el número total de capturas fue mayor en la parcela de Aguasantas (Figura 3D).

No hubo diferencias significativas entre ambos tratamientos (resinados y no resinados) ni en el número de especies ni en la abundancia total de insectos (Figura 3A-D). Tampoco se observaron diferencias significativas en los índices que contemplan la estructura de la población (Simpson y Shannon-Wiener). En el caso del total de capturas, se observó una interacción significativa entre tratamientos y sitios, con una mayor abundancia de insectos en zonas resinadas respecto a las no resinadas en Boborás, pero con menos capturas en las zonas resinadas en Aguasantas (Figura 3D).

Del total de las 117 especies identificadas, solo unas pocas (22) fueron realmente abundantes, con más de 100 individuos capturados (al menos en una de las dos parcelas estudiadas). El análisis de las capturas de estas especies mostró diferencias significativas entre los dos tratamientos para las especies *Endophloeus markovichianus*, *Orthotomicus erosus* y *Spondylis buprestoides* (Figura 4), lo que revela que estas tres especies son indicadoras del efecto de la resinación. En los tres casos apareciendo en mayor abundancia en las zonas resinadas que en las zonas control (Figura 4). Para *E. markovichianus*, *Ips sexdentatus* y *Leiodidae* se observó una interacción significativa entre los tratamientos y los sitios (Figura 4). El patrón es bastante claro con una tendencia a que en Boborás la resinación aumente la presencia de insectos, mientras que en Aguasantas o bien no hay efecto o la tendencia es la contraria, con menos capturas en zonas resinadas que en control. Este es el caso de *I. sexdentatus*, una de las principales plagas de pinos en el entorno.

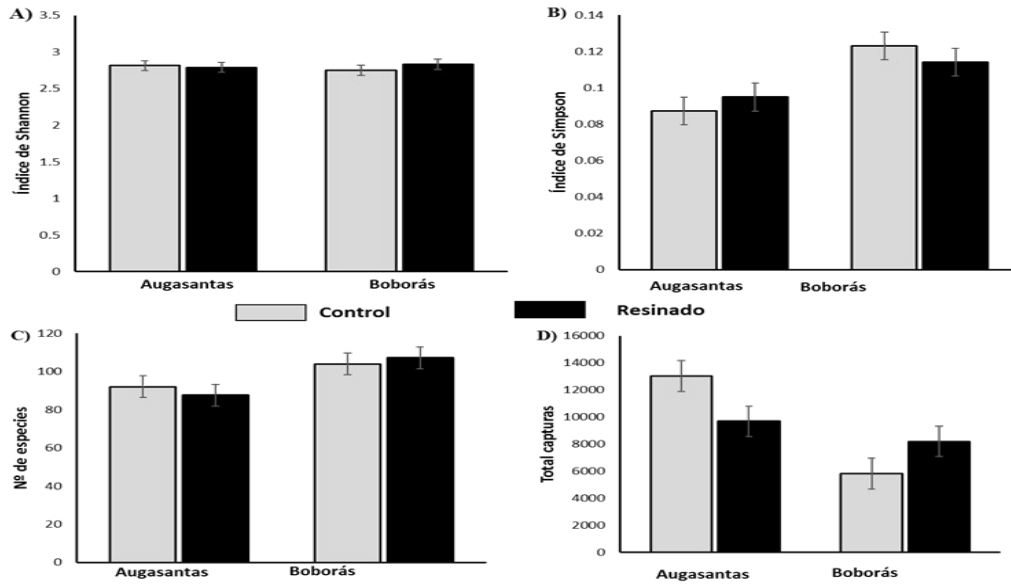


Figura 3. Influencia del sitio (Aguasantas y Boborás) y el tratamiento (resinado y no resinado) para A) el índice de Shannon-Wiener, B) Simpson, C) número de especies y D) número total de capturas. Se muestran las medias de mínimos cuadrados (y sus errores estándar) obtenidas en los correspondientes modelos mixtos.

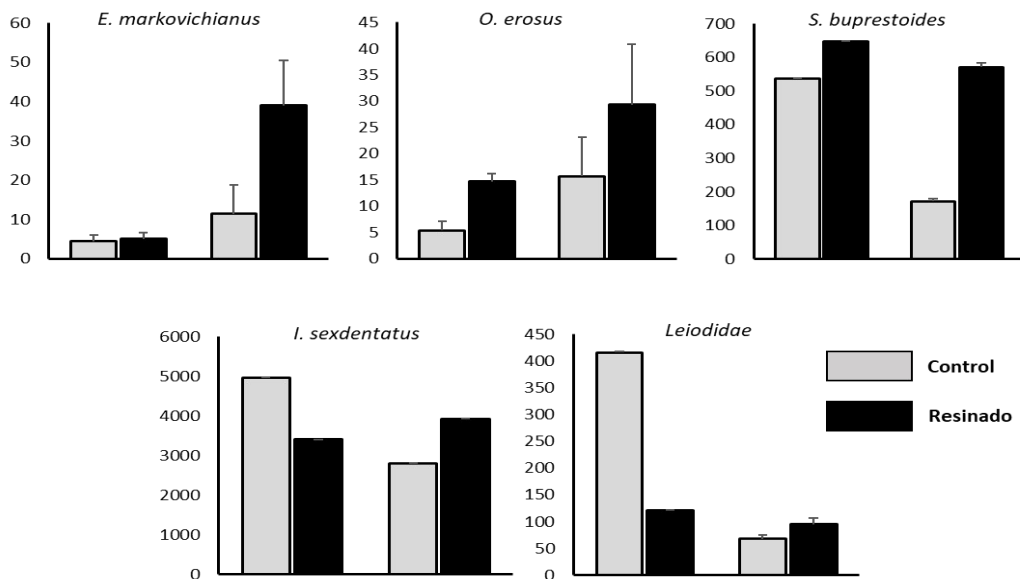
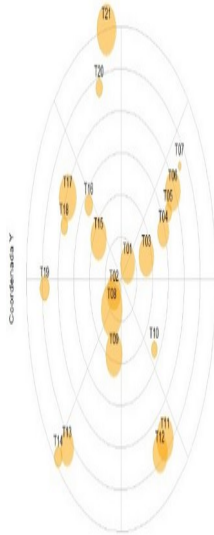


Figura 4. Influencia del sitio (Aguasantas y Boborás) y del tratamiento (resinado y control) en la captura de individuos de las 5 especies de insectos en las que más abundantes donde se encontraron diferencias entre tratamientos o una interacción significativa de tratamiento x sitio. Se muestran las medias de mínimos cuadrados (y sus errores estándar) obtenidas en los correspondientes modelos mixtos.

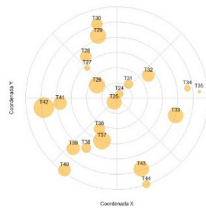
- **Red N2**

Se capturaron un total de 9233 individuos, repartidos en 227 especies y 62 familias entre los dos periodos de muestreo (2023 y 2024). En la Figura 5 se

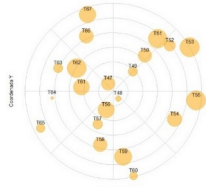
muestra la distribución espacial del total de capturas en cada trampa. Hubo una gran diferencia en el número de capturas entre ambos años, en 2023 se capturaron un total de 6811 mientras que en el año 2024 se recogieron 2422 individuos, disminuyendo también la riqueza de especies en el segundo año.



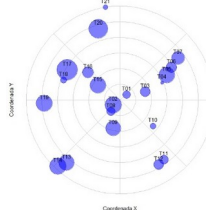
Coordenada X



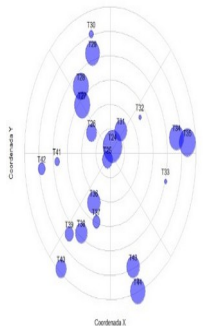
Coordenada Y



Coordenada X



Coordenada X



Coordenada X

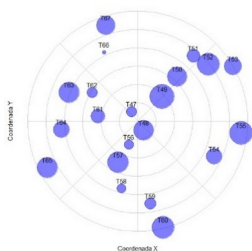


Figura 5. Representación gráfica del número total de capturas para cada trampa en cada uno de los tres bloques (Bloque 1: izquierda; Bloque 2: medio; Bloque 3: derecha) en los años 2023 (a) y 2024 (b). El tamaño de los círculos es proporcional al nº de capturas total dentro de cada año. No se incluyeron las dos trampas más alejadas de la imagen por su diferencia de distancia al resto.

Las Figuras 6 y 7 muestran el efecto de la interacción del viento con la distancia sobre aquellas variables para las que ésta resulta significativa. Se observa que en ambos años la riqueza de especies es mayor en la zona central resinada y disminuye a medida que las trampas se alejan de la misma. En 2023 (Figura 6c) esta disminución se produce principalmente en la dirección de barlovento y ligeramente en sotavento, al contrario que en 2024 (Figura 6d), en el que la riqueza disminuye de forma muy acusada en la dirección de sotavento mientras no hay efecto en barlovento. Para el total de capturas por trampa en 2024 (Figura 6a) también podemos observar que hay una mayor concentración de capturas en la zona central resinada que disminuyen a medida que nos alejamos de ésta a favor del viento (sotavento), mientras que esta tendencia no se observa a barlovento. Para el índice de Shannon en 2023 (Figura 6b) se aprecia que hay una mayor diversidad en las trampas más cercanas a la zona resinada y una disminución de esta a medida que nos alejamos de la zona resinada tan solo en dirección barlovento.



Figura 6. Representación gráfica del efecto de la interacción del viento con la distancia en a) Suma de capturas en el año 2024, b) Índice de Shannon en 2023, c) Riqueza de especies en 2023 y d) Riqueza de especies en 2024. Cada punto representa una trampa y las líneas la tendencia sacada del modelo estadístico y la franja representa el error. Se muestra el valor r^2 ajustado al modelo y p (p-valor) como la significancia de la interacción en el modelo. Se excluyeron las dos trampas más alejadas de la imagen por su diferencia de distancia al resto.

Entre los grupos tróficos que se ven afectados por la distancia y por el viento se encuentran las especies floéfagas, que muestran el mismo patrón en el año 2023



(Figura 7c) y en 2024 (Figura 7d), con mayor cantidad de capturas en la zona próxima a la resinación que van disminuyendo a medida que aumenta la distancia al centro de emisión, apreciándose este efecto tan solo en la dirección de sotavento. Sucede lo mismo para el grupo de insectos xilófagos de 2024 (Figura 7b) que se concentran en las trampas centrales y disminuyen con la distancia en la dirección del viento. Sin embargo, para los saproxílicos del año 2023 (Figura 7a), la tendencia es opuesta y, aunque siguen concentrándose cerca de esta zona resinada, disminuyen en la dirección contraria al viento (barlovento), mientras que en sotavento aumentan ligeramente.

Para el resto de los grupos presentes, incluyendo depredadores, fitófagos y otras especies que tienen otros tipos de alimentación no hubo un efecto significativo de la distancia a la zona resinada ni del viento para ninguna de las variables analizadas.

- a)
- b)
- c)
- d)

Figura 7. Representación gráfica del efecto de la interacción del viento con la distancia en los grupos tróficos (a) Saproxílicos en el año 2023, (b) Xilófagos en el año 2024, (c) Floéfagos en el año 2023 y (d) Floéfagos en el año 2024. Cada punto representa una trampa y las líneas la tendencia sacada del modelo estadístico, la franja representa el error. Se muestra el valor r^2 ajustado al modelo y p (p -valor) como la significancia de la interacción en el modelo. Se excluyeron las dos trampas más alejadas de la imagen por su diferencia de distancia al resto.

5. Discusión

- Red N1

Los resultados indican pocos efectos de la resinación en la abundancia y diversidad de insectos capturados. El único efecto estadísticamente significativo fue la interacción entre tratamientos y sitios observada para el número de especies. El hecho de que no haya resultados significativos más contundentes para la variable tratamiento deberse al uso de trampas cebadas con atrayentes cairomonales, cuyo radio de acción es difícil de valorar para cada una de las especies. Es decir, las trampas podrían estar atrayendo coleópteros de fuera de la zona de estudio por encima del eventual efecto de atracción o repulsión que la resinación habría podido causar.

El hecho de que sí haya resultados significativos para la variable sitio puede deberse a variaciones en las comunidades de insectos entre ambientes. En diferentes estudios se demostró que esos atrayentes capturan un muy amplio abanico de coleópteros saproxílicos propios de pinares (Rassati et al., 2015) y no son tan adecuados para los bosques de frondosas. Es posible que puedan estar



atrayendo coleópteros de los alrededores de las zonas de estudio en ambos casos. La zona de estudio de Boborás está rodeada de otros pinares, mientras que en Aguasantas, los bosques circundantes son principalmente bosques de frondosas. Es por ello que hay un mayor número de especies en Boborás además de un porcentaje muy alto de especies con capturas menores a 10 individuos. Asimismo, Aguasantas es un bosque más húmedo y de mayor edad y estas variables suelen estar relacionadas con mayor abundancia de insectos (García Ramírez & Pardo Locarno, 2004).

La resinación provoca el aumento de la presencia de tres especies de la comunidad de saproxílicos: *S. buprestoides*, *O. erosus*, y *E. markovichianus*. Es interesante porque el primero es un buprestido (xilófago colonizador muy secundario de madera muerta), el segundo un escolítido (floéfago y colonizador pionero de árboles debilitados) y el último un zophérido (depredador de insectos principalmente floéfgos y xilófgos). Ninguna de estas especies se comporta como una plaga, excepto *O. erosus* que es considerada una especie semiagresiva en zonas de baja pluviosidad y muy vinculada a la colonización de pinos muy debilitados por secas e incendios (Pernek M, 2019).

Spondylis buprestoides es, con diferencia, el xilófago más capturado en todas las zonas de estudio. Los xilófgos tienen hábitos secundarios, es decir, necesitan colonizar árboles muy débiles y, generalmente, de la presencia de otros insectos en la madera del árbol para ser capaces de colonizar los troncos. Por tanto, si asumimos que es el xilófago más abundante y que, por tanto, puede funcionar como un estimador o proxy de todo el grupo taxonómico (que englobaría fundamentalmente cerambícidos y buprestidos), los resultados parecen indicar que la resinación provoca el aumento de la presencia de insectos muy secundarios en la zona resinada.

Orthotomicus erosus es un escolítido semiagresivo vinculado a focos de perforadores en zonas secas de la Península Ibérica, siempre vinculada a una muy alta debilidad de los árboles, bien por incendios, bien por sequía. Casualmente es uno de los escolítidos menos abundantes en las parcelas de estudio, por lo que no puede ser utilizado como proxy para explicar el efecto de la resinación en los escolítidos. Paralelamente, el escolítido más capturado en ambas zonas de estudio es *I. sexdentatus*, que es la principal especie con capacidad de tener un comportamiento epidémico (Papek et al., 2024) y, por tanto, la principal preocupación de los gestores. Es importante destacar que no se encuentran diferencias significativas en las capturas de esta especie entre zonas resinadas y zonas no resinadas ni tampoco se observan diferencias entre las diferentes zonas de estudio (Boborás y Aguasantas). Curiosamente sí que se observan diferencias significativas en la combinación de ambos escenarios (sitio y tratamiento), pero mostrando direcciones diferentes en ambas localidades: se capturan significativamente más *I. sexdentatus* en zonas no resinadas de Aguasantas, mientras que se capturan más *I. sexdentatus* en las zonas resinadas de Boborás. Esta aparente contradicción muestra que, por una parte, la resinación por sí misma no parece mostrar influencia alguna sobre la abundancia de la principal plaga de perforadores en los pinares de pino marítimo estudiados y, por otra parte,



que seguramente exista una variable conductora de la abundancia de población de esta especie en diferentes zonas de un pinar muy vinculada con la capacidad de generar una feromona agregativa durante lo proceso de colonización de árboles. Esta feromona agregativa tendría mucha más fuerza que el atrayente cairomonal utilizado en las trampas, por lo que las trampas pueden registrar un número de capturas en las zonas resinadas y control con diferentes tendencias en ambas zonas de estudio.

Por último, *Endophloeus markovichianus* es una especie de la familia Zopheridae. Aunque es un insecto poco estudiado y poco conocido, es una especie depredadora, seguramente, de otros coleópteros saproxílicos. No es el depredador principal ni es un depredador habitual de pinares, al contrario, suele ser habitual en robledales y hayedos. La alta presencia en la zona de estudio (especialmente en Boborás) no parece responder a patrones fácilmente identificables y explicables, y con todo, su mayor presencia en las zonas resinadas es lógica, toda vez que la emisión de volátiles atractivos para las presas suele comportar también ser atractivos para los depredadores. Pero en este caso es un dato de interés ya que las mayores capturas se producen significativamente en la zona de estudio de Boborás, donde la presencia de robledales menor. Con todo, conviene destacar que, aun mostrando diferencias significativas, el número de capturas totales no es especialmente alto (143 capturas totales) con respecto a las capturas de otros depredadores mucho más habituales (por ejemplo, 12801 en *R. ferrugineus*, 855 en *T. formicarius*, o 458 en *Eपुरaea* sp.y 454 en *P. parallelepipedus*) por lo que parece lógico pensar que las altas capturas de Boborás de una especie tan poco abundante se deben a un evento de emergencia o de presencia concentrada en las cercanías de la zona de estudio.

- **Red N2**

A partir de los resultados se puede determinar que la resinación sí afecta (en términos de comunicación y desde la perspectiva de ecología química) a las comunidades de coleópteros, en concreto a aquellos grupos cuyo ciclo vital está relacionado más directamente con la madera y con la colonización primaria de los árboles debilitados o muertos. Para este tipo de insectos, se observa que su abundancia depende de la distancia y/o de la dirección de los vientos dominantes en la zona resinada. Estos grupos son, principalmente los floófagos (donde se incluyen fundamentalmente los escolítidos cortícolas), los xilófagos (cuyas principales familias son cerambícidos y brupréstidos) y los saproxílicos (donde se incluyen un grupo heterogéneo de familias cuyos regímenes tróficos van desde la micetofagia hasta la detritivoría o la depredación facultativa).

Asimismo, en la mayoría de los casos la distancia de las trampas al centro resinado de la parcela interactúa con el viento (sotavento/barlovento) sugiriendo que los efectos de la resinación sobre la comunidad de insectos están relacionados con los compuestos orgánicos volátiles. En efecto, los compuestos aromáticos son transportados por el viento y detectados por los insectos fundamentalmente a sotavento (Zhang & Schlyter, 2004), por lo que parece lógico que las capturas aumenten en las zonas que quedan a sotavento de los vientos dominantes. Para confirmar estos resultados, futuras investigaciones deberán verificar si las



emisiones de COVs de árboles resinados difieren de la de árboles no resinados e identificar aquellos compuestos implicados en las diferencias observadas en los patrones de atracción de insectos.

El resultado más relevante es que la captura de floéfagos disminuye con la distancia al centro resinado y siempre a sotavento. Esto sugiere que los escolítidos y otras familias presentes en este grupo trófico vuelan en la dirección contraria al viento dominante, detectando las plumas de olor que se ven potenciadas por la resinación, para alcanzar el centro de emisión (Compton, 2002) provocando una mayor concentración de individuos en las regiones a sotavento del punto de emisión. Esta relación tan directa entre la disminución de capturas de floéfagos en función de la distancia y siempre a sotavento es esperable, ya que este grupo trófico son colonizadores primarios de árboles debilitados y la emisión de resina es un efecto claro de debilidad del arbolado (Zas et al., 2015). También cabría esperar que los xilófagos se hubiesen visto altamente influenciados por la emisión de COVs de la zona resinada, sin embargo, esta influencia no se observa tan claramente como en el caso de los floéfagos, y solo se observa un efecto de la distancia en la orientación de sotavento para el segundo año. Esto podría explicarse por un efecto acumulado de la resinación en el año 2024, de modo que al ser el segundo año en el que los árboles fueron resinados hubiesen incrementado su producción de resina (Rodríguez-García et al., 2014) y modificado ligeramente su emisión de volátiles, siendo más atractivos para este grupo de especies.

Para los insectos saproxílicos se han encontrado diferencias significativas en 2023, viéndose atraídos a la zona central en la dirección de barlovento, un resultado inesperado. De nuevo, se esperaría que este grupo siguiese un patrón parecido a los xilófagos, con efectos de la resinación de los árboles más evidentes a sotavento de los mismos. Es posible que la escasez de capturas de individuos de este grupo y la consecuente escasa fiabilidad del modelo en el año 2024 estén detrás de este inesperado resultado. Sin embargo, pese a que la influencia de la resinación en los xilófagos y los saproxílicos no sea tan evidente como en el caso de los floéfagos, en general los resultados muestran que hay una respuesta clara de los grupos ligados a la madera (floéfagos, xilófagos y saproxílicos) a la resinación, interacción que no se ve representada en los grupos de depredadores o fitófagos, por lo que la resinación no atrae a nuevas especies de depredadores o fitófagos.

Por otra parte, existe un aumento estadísticamente significativo de la riqueza en ambos años que muestra que la resinación está ejerciendo una atracción sobre unas especies que, posiblemente no estarían presentes si no se estuviesen realizando los trabajos de resinación. El aumento de la biodiversidad de insectos en zonas resinadas puede considerarse como un servicio ecosistémico más del aprovechamiento resinero que deberá valorarse a la hora de favorecer o no este tipo de aprovechamiento en los abundantes pinares de la Península Ibérica. Sin embargo, es importante considerar que los insectos alóctonos, plagas y otros patógenos asociados a la madera también podrían verse afectados por la resinación. Por ello, resulta fundamental continuar investigando los efectos a largo plazo de la resinación en la comunidad de insectos y evaluar su impacto en las especies invasoras y patógenas de los árboles.



6. Conclusiones

La resinación de los pinos no afecta ni a la abundancia total ni a la composición de la comunidad de insectos del N1, siendo ambas variables dependientes únicamente del sitio. Sin embargo, sí tiene efectos significativos en algunas especies como *Spondylis buprestoides*, *Endophloeus markovichianus* y *Orthotomicus erosus*, más abundantes en zonas resinadas que en zonas control.

En conjunto, la actividad resinera solo tiene efectos menores sobre las interacciones ecológicas, pero serán necesarios estudios a largo plazo ya que la resinación en los pinares experimentales del presente estudio es reciente por lo que puede ser que los efectos sobre las interacciones ecológicas podrían cambiar a medida que se acumulen sucesivas campañas de resinación.

La práctica de la resinación en los pinares tiene un impacto significativo en la atracción sobre la comunidad de coleópteros que habita estos ecosistemas. Los resultados de la red N2 muestran que esta actividad modifica de manera directa la dinámica estructural de la población.

La riqueza de especies de insectos coleópteros se ve positivamente influida por los compuestos orgánicos volátiles (COVs) emitidos por los pinos de la zona resinada. Estos compuestos actúan como atrayentes químicos que se dispersan en la dirección a favor del viento (sotavento).

La resinación afecta más intensamente a los grupos de insectos cuyo ciclo de vida está relacionado con la madera, como los floófagos. La abundancia de estos grupos es mayor cerca de la zona de emisión central resinada y a sotavento de ésta, con un efecto que tiende a disminuir a medida que nos alejamos de los árboles resinados.

7. Agradecimientos

Esta investigación se realizó bajo el Proyecto de investigación “Disentangling the effects of resin TAPPING to Ensure the resilience and Sustainable provision of Ecosystem Services by Maritime pine forests (TAPPINESS)” financiado por el Programa de Proyectos orientados a la transición ecológica y a la transición digital (TED2021-132456B-I00) del Ministerio de Ciencia e Innovación con fondos Next Generation UE/PRTR.

8. Bibliografía

ALONSO-ESTEBAN, J. I.; CAROCHO, M.; BARROS, D.; VELHO, M. V.; HELENO, S.; BARROS, L.; 2022. Chemical composition and industrial applications of Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) bark and other non-wood parts. *Rev Environ Sci Bio* 21, 583-633.

BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B.; WALKER, S.; 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *J Stat Softw* 67, 1-48.

CELEDON, J. M.; BOHLMANN, J.; 2019. Oleoresin defenses in conifers: Chemical



diversity, terpene synthases and limitations of oleoresin defense under climate change. *New Phytol* 224, 1444-1463.

COMPTON, S.G.; 2002. Sailing with the wind: Dispersal by small flying insects. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20023173649>

DAJOZ, R.; 2001. Entomología forestal, los insectos y el bosque. Ed. Mundi-Prensa, Madrid.

DE LA FUENTE, B.; SAURA, S.; BECK, P.S.A.; 2018. Predicting the spread of an invasive tree pest: The pine wood nematode in Southern Europe. *J Appl Ecol* 55, 2374-2385.

DGCONA; 2000. Mapa forestal español: Base de datos de la naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

EYLES, A.; BONELLO, P.; GANLEY, R.; MOHAMMED, C.; 2010. Induced resistance to pests and pathogens in trees. *New Phytologist*, 185(4), 893-908.

GALLEGO, D.; SANCHEZ-GARCIA, F.J.; MAS, H.; CAMPO, M.T.; LENCINA, J.L.; 2012. Estudio de la capacidad de vuelo a larga distancia de *Monochamus galloprovincialis* (Olivier 1795) (Coleoptera: Cerambycidae) en un mosaico agroforestal. *Plagas* 38, 109-123.

GARCIA-FORNER, N.; CAMPELO, F.; CARVALHO, A.; VIEIRA, J.; RODRÍGUEZ-PEREIRAS, A.; RIBEIRO, M.; SALGUEIRO, A.; SILVA, M.E.; LOUZADA, J.L.; 2021. Growth-defence trade-offs in tapped pines on anatomical and resin production. *For Ecol Manag* 496, 119406.

GARCÍA-RAMÍREZ, J.C.; PARDO LORCANO, LC; 2004. Escarabajos Scarabaeinae saprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque muy húmedo premontano de los Andes Occidentales Colombianos. *Ecología Aplicada* 3, 59-63.

GREENE, R.E.; IGLAY, R.B.; EVANS, K.O.; MILLER, D.A.; WIGLEY, T.B.; RIFFELL, S.K.; 2016. A meta-analysis of biodiversity responses to management of southeastern pine forests-Opportunities for open pine conservation. *For Ecol Manag* 360, 30-39.

GROVE, S. J.; 2002. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu Rev Ecol Evol* 33, 1-23.

Iberfauna. (n.d.). Base de datos de la fauna ibérica. Recuperado el [20 de diciembre de 2024], de <http://iberfauna.mncn.csic.es/index.aspx>

IGLESIAS, C.; NOTARIO, A.; BARAGAÑO, J.R.; 1989. Estudio de la secuencia temporal de coleópteros lignícolas en la colonización de tocones de pino. *Ecología* (3), 313-321. ICONA, Madrid.

JOST, L.; GONZÁLEZ-OREJA, J.; 2012. Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zool Lillo* 56, 3-14.

KARADEMIR, A.; AYDEMIR, C.; YENIDOGAN, S.; ARMAN KANDIRMAZ, E.; KITER, R. G.; 2020. The use of natural (*Pinus pinaster*) resin in the production of printing ink and the printability effect. *Color Res Appl* 45, 1170-1178.

KIRKENDALL, L.R.; BIEDERMANN, P.H.W.; JORDAL, B.H.; 2015. Chapter 3 -Evolution and Diversity of Bark and Ambrosia Beetles. En F.E. Vega, R.W. Hofstetter (Eds.), *Bark Beetles* (pp. 85-156). Academic Press.

LÓPEZ-ÁLVAREZ, Ó.; ZAS, R.; MAREY-PEREZ, M.; 2023. Resin tapping: A review of the main factors modulating pine resin yield. *Ind Crop Prod* 202, 117105.



LÓPEZ-GOLDAR, X.; LUNDBORG, L.; BORG-KARLSON, A.K.; ZAS, R.; SAMPEDRO, L.; 2020. Resin acids as inducible chemical defences of pine seedlings against chewing insects. *PLoS One* 15(5), e0232692.

LÜDECKE, D.; BARTEL, A.; SCHWEMMER, C.; POWELL, C.; DJALOVSKI, A.; TITZ, J.; 2024. sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science (Versión 2.8.17) [Software].

MASON, C.J.; KEEFOVER-RING, K.; VILLARI, C.; KLUTSCH, J.G.; COOK, S.; BONELLO, P.; ERBILGIN, N.; RAFFA, K.F.; TOWNSEND, P.A.; 2019. Anatomical defences against bark beetles relate to degree of historical exposure between species and are allocated independently of chemical defences within trees. *Plant Cell Environ* 42, 633-646.

MENDEZ, M.; 2009. Los insectos saproxílicos en la Península Ibérica: qué sabemos y qué nos gustaría saber. *Boletín SEA* 44, 505-512.

MeteoGalicia (n.d.). Recuperado el [20 de diciembre de 2024], de <https://www.meteogalicia.gal/web>

MOLLOT, G.; PANTEL, J.H.; ROMANUK, T.N.; 2017. The effects of invasive species on the decline in species richness: a global meta-analysis. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 56, pp. 61-83). Academic Press.

MOREIRA, X.; ZAS, R.; SAMPEDRO, L.; 2012. Differential Allocation of Constitutive and Induced Chemical Defenses in Pine Tree Juveniles: A Test of the Optimal Defense Theory. *PLoS One* 7, e34006.

MOSER, D.; DRAPELA, T.; ZALLER, J. G.; FRANK, T.; 2009. Interacting effects of wind direction and resource distribution on insect pest densities. *Basic Appl Ecol* 10, 208-215.

MUMM, R.; HILKER, M.; 2006. Direct and indirect chemical defence of pine against folivorous insects. *Trends Plant Sci* 11, 351-358.

MURLIS, J.; ELKINTON, J.S.; CARDE, R.T.; 1992. Odor plumes and how insects use them. *Annu Rev Entomol* 37(1), 505-532.

NAKAGAWA, S.; SCHIELZETH, H.; 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol Evol* 4, 133-142.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.L.;...WEEDON, J.; 2024. Vegan: Community Ecology Package (Versión 2.6-8) [Software].

PAINE, T.D.; RAFFA, K.F.; HARRINGTON, T.C.; 1997. Interactions among Scolytid bark beetles, their associated fungi, and live host conifers. *Annu Rev Entomol* 42, 179-206.

PAN, Y.; BIRDSEY, R.A.; FANG, J.; HOUGHTON, R...HAYES, D.; 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* 333, 988-993.

PAPEK, E.; RITZER, E.; BIEDERMANN, P.H.; COGNATO, A.I.; BAIER, P.; HOCH, G.; SCHEBECK, M.; 2024. The pine bark beetle *Ips acuminatus*: an ecological perspective on life-history traits promoting outbreaks. *J Pest Sci* 97, 1-30.

PEEL, M.C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A.; 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrol Earth Syst Sci* 11, 1633-1644.

PERNEK, M.; LACKOVIĆ, N.; LUKIĆ, I.; ZORIĆ, N.; MATOŠEVIĆ, D.; 2019. Outbreak of *Orthotomicus erosus* (Coleoptera, Curculionidae) on Aleppo pine in the Mediterranean region in Croatia. *SEEFOR* 10, 19-27.



RASSATI, D.; FACCOLI, M.; MARINI, L.; HAACK, R.A.; BATTISTI, A.; TOFFOLO, Y.E.P.; 2015. Exploring the role of wood waste landfills in early detection of non-native wood-boring beetles. *J Pest Sci* 88, 1-10.

REEVE, J.D.; 1997. Predation and bark beetle dynamics. *Oecologia* 112, 48-54.

RODRÍGUEZ, R.J.; SERRADA, R.; LUCAS, J.A.; ALEJANO, R.; DEL RÍO, M.; TORRES, E.; CANTERO, A.; 2008. Selvicultura de *Pinus pinaster* Ait. subsp. *Mesogeensis fieschi* & *gaussen*. *Compendio de selvicultura aplicada en España*, 399-430.

RODRÍGUEZ-GARCÍA, A.; LÓPEZ, R.; MARTÍN, J.A.; PINILLOS, F.; GIL, L.; 2014. Resin yield in *Pinus pinaster* is related to tree dendrometry, stand density and tapping-induced systemic changes in xylem anatomy. *For Ecol Manag* 313, 47-54.

RODRÍGUEZ-GARCÍA, A.; MARTÍN, J.A.; LÓPEZ, R.; SANZ, A.; GIL, L.; 2016. Effect of four tapping methods on anatomical traits and resin yield in Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Ind Crop Prod* 86, 143-154.

RUIZ-PEINADO, R.; BRAVO-OVIEDO, A.; LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; MONTERO, G.; RÍO, M.; 2013. Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *Eur J For Res* 132, 253-262.

SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; SWETNAM, T. W.; ZAVALA, M.A.; 2012. Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *For Ecol Manag* 271, 158-169.

SAUVARD, D.; 2004. General Biology of Bark Beetles. En F. Lieutier, K. R. Day, A. Battisti, J.-C. Grégoire, H. F. Evans (Eds.), *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis* (pp. 63-88). Springer Netherlands.

SHARMA, S.C.; PRASAD, N.; PANDEY, S.K.; GIRI, S.K.; 2018. Status of resin tapping and scope of improvement: A review. *Agric. Mech. Asia Afr. Lat. Am* 49, 16-26.

SOLIÑO, M.; YU, T.; ALÍA, R.; AUÑÓN, F.; BRAVO-OVIEDO, A.; CHAMBEL, M. R.; DE MIGUEL, J.; DEL RÍO, M.; JUSTES, A.; MARTÍNEZ-JAUREGUI, M.; 2018. Resin-tapped pine forests in Spain: Ecological diversity and economic valuation. *Sci Total Environ* 625, 1146-1155.

TRUMBORE, S.; BRANDO, P.; HARTMANN, H.; 2015. Forest health and global change. *Science* 349, 814-818.

VILÀ-CABRERA, A.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; GALIANO, L.; RETANA, J.; 2013. Patterns of forest decline and regeneration across Scots pine populations. *Ecosystems* 16, 323-335.

WEISS, B.; KALTENPOTH, M.; 2016. Bacteriome-localized intracellular symbionts in pollen-feeding beetles of the genus *Dasytes* (Coleoptera, Dasytidae). *Front Microbiol* 7, 1486.

ZAS, R.; MOREIRA, X.; RAMOS, M.; LIMA, M.R.M.; NUNES DA SILVA, M.; SOLLA, A.; VASCONCELOS, M.W.; SAMPEDRO, L.; 2015. Intraspecific variation of anatomical and chemical defensive traits in Maritime pine (*Pinus pinaster*) as factors in susceptibility to the pinewood nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*). *Trees* 29, 663-673.

ZHANG, Q.; SCHLYTER, F.; 2004. Olfactory recognition and behavioural avoidance of angiosperm nonhost volatiles by conifer-inhabiting bark beetles. *Agric For Entom* 6, 1-20.

