

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE  
VALENCIA

**ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR DE GANDIA**

**I. T. FORESTAL (EXPLOTACIONES FORESTALES)**

---



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

---



ESCUELA POLITÈCNICA  
SUPERIOR DE GANDIA

**“Estudio de la mortalidad posterior a un incendio, en *Pinus halepensis* Mill. en el monte formado por las partidas de “El Cabezo” y “Los Titonares ” de Segorbe, comarca del Alto Palancia (Castellón)”.**

**TRABAJO FINAL DE CARRERA**

Autor:

**Pablo Bordón Pérez.**

Director:

**M<sup>a</sup> Eugenia Rodrigo Santamalia.**

**Vicent Estruch Fuster.**

Tutor externo:

**Eduardo Pérez-Laorga Arias.**

**GANDIA, 2012.**



## **Agradecimientos**

A Eugenia y Vicent por hacer posible este estudio, dedicarme su tiempo, darme todo su apoyo y atención en todo momento. Muchas gracias.

A Eduardo Pérez-laorga y Ana M<sup>o</sup> Pérez, por facilitarme y ayudarme a realizar este trabajo.

A mis padres y hermanos, a toda la familia y amigos en general, por su paciencia, apoyo y comprensión, pero especialmente a Sonia, por que esté donde esté, siempre me ayuda, y nunca lo olvido.

A mis compañeros de universidad, por los buenos y malos momentos vividos durante estos años.



**INDICE**

<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>8</b>
<b>1.1. El problema de los incendios en España y la Comunidad Valenciana.</b> .....	<b>8</b>
1.1.1. Problemática de los incendios en España. ....	8
1.1.2. Problemática de los incendios en la Comunidad Valenciana. ....	9
<b>1.2. La vegetación en la Comunidad Valenciana.</b> .....	<b>10</b>
<b>1.3. Trabajos hechos en otras partes del mundo relacionados con la problemática post-incendio</b>	
1.3.1. U.S.A. ....	11
1.3.2. Europa. ....	12
<b>1.4. Entomofauna presente en los árboles parcialmente afectados por incendios.</b> .....	<b>13</b>
1.4.1. Escolítidos. ....	12
1.4.2. Especies de escolítidos consideradas como plagas potenciales y su abundancia presentes en la Comunidad Valenciana. ....	15
1.4.3. <i>Tomicus</i> sp. Ciclo biológico e importancia del insecto como plaga. ....	16
1.4.4. Cerambícidos. Importancia de estos insectos en el monte. ....	17
1.4.5. Cleridos y Trogositidos. Importancia de estos insectos en el monte.....	18
<b>2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.</b> .....	<b>21</b>
<b>3. MATERIAL Y MÉTODOS.</b> .....	<b>23</b>
3.1.1. Situación de la parcela de estudio. ....	23
3.1.2. Descripción de la parcela de estudio.....	24
3.1.3. Marcado e identificación de los arboles. ....	26
3.1.4. Parámetros del árbol medidos. ....	26
3.1.5. Seguimiento de las parcelas. ....	27
3.1.6. Descripción del método de trampeo utilizado. ....	29
3.1.7. Seguimiento de las trampas en campo. ....	30
3.1.8. Conteo e identificación de especies. ....	31
3.2. Análisis estadístico de los resultados. ....	31

<b>4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.</b>	<b>34</b>
<b>4.1. Determinación de los parámetros que mejor predicen la mortalidad post-incendio.</b>	<b>34</b>
<b>4.2. Elaboración de una tabla de supervivencia de árboles parcialmente afectados por fuego y su aplicación en la gestión de masas forestales quemadas.</b>	<b>34</b>
<b>4.3. Especies de perforadores y sus enemigos naturales capturados en las trampas.</b>	
4.3.1 Escolítidos	38
4.3.2 Otros perforadores.	43
4.3.3. Predadores.	44
4.4.1. Número total de insectos capturados.	47
4.4.2. Número total de insectos capturados en la zona incendiada y la no incendiada.	47
<b>4.5. Estudio del periodo de vuelo de los principales perforadores y sus enemigos naturales.</b>	
4.5.1. Escolítidos.	51
4.5.2. Otros perforadores.	56
4.5.3. Predadores.	58
<b>4.6. Modelización mediante herramientas SIG del comportamiento de los escolítidos y sus principales predadores.</b>	<b>62</b>
<b>5. CONCLUSIONES.</b>	<b>70</b>
<b>6. BIBLIOGRAFÍA.</b>	<b>72</b>



## **INTRODUCCIÓN.**



## **1. INTRODUCCIÓN.**

### **1.1. Problemática de los incendios en España y la comunidad valenciana.**

#### **1.1.1. Problemática de los incendios en España.**

Los incendios forestales son la causa más importante de destrucción de bosques en los países mediterráneos, anualmente cerca de 50.000 incendios recorren de 7.000 a 1.000.000 ha de bosque mediterráneo, produciendo elevados costes económicos y en algunos casos la pérdida de vidas humanas (Vélez. 2000). En España se queman anualmente de media, unas 153.000 hectáreas, lo que supone anualmente alrededor del 0.6% de la superficie forestal y 0.3% de la superficie total estatal.

Aunque la principal causa estructural es el clima. España es un país mediterráneo cuyo clima se caracteriza por los veranos cálidos y la falta de precipitaciones y en estos países los bosques arden fácilmente. El factor más determinante de los incendios forestales, es la despoblación del mundo rural y el abandono de los montes ocasionado en muchas regiones españolas por su falta de rendimiento económico. Los cultivos intercalares y el ganado extensivo van desapareciendo y los montes forman grandes extensiones continuas en las que se va acumulando el combustible.

La consecuencia son los llamados incendios catastróficos (más de 2.000 Ha), que se producen en los veranos muy secos y que difícilmente pueden apagarse mientras no mejora el tiempo, ya que son los responsables de más del 90 % de los daños totales y constituyen la asignatura pendiente de los incendios forestales. Los incendios catastróficos se deben a la deficiente situación de nuestros montes causada por la ausencia de inversiones y de trabajos selvícolas.

Los incendios forestales, tanto los naturales como los producidos por el hombre, han modelado nuestros montes y continuarán existiendo mientras no mejoren las actuales condiciones climáticas.

### **1.1.2. Problemática de los incendios en la Comunidad Valenciana.**

La Comunidad Valenciana es un territorio mediterráneo en el que los incendios forestales son una constante histórica. Los factores que más influyen para que se dé este fenómeno son cuatro. Un primer factor es el clima. El clima mediterráneo se caracteriza por su marcada irregularidad, con fuertes periodos de sequía, lluvias dispersas y concentradas en unos pocos días, pero además en la Comunidad Valenciana se dan dos fenómenos que inciden de manera decisiva en la problemática de los incendios forestales, uno de ellos y sin duda el más importante es el viento de poniente, bajo su influencia se dan situaciones de extrema sequedad, altas temperaturas, y fuertes vientos que disparan a su máximo el riesgo de incendios forestales; otro factor climático es la tormenta seca, que causa en un corto periodo de tiempo, un altísimo número de conatos de incendio debidos al rayo.

Un segundo factor de gran importancia son las formaciones vegetales, el combustible; en estos momentos el monte valenciano se encuentra en un proceso de cambio, el abandono de numerosos cultivos agrícolas, la pérdida de aprovechamientos tradicionales, como la recogida de leñas o el pastoreo extensivo, han originado que nuestras masas forestales se encuentren en un proceso de expansión, pero también de rejuvenecimiento. Esto, unido a las características propias de la vegetación mediterránea, conduce a que la vegetación actual, presente una alta carga de combustible y como consecuencia favorezca notablemente la propagación de cualquier incendio forestal.

Si estos dos factores por sí solos son suficientes para enmarcar el problema, no podemos olvidar las características orográficas. La Comunidad Valenciana, una vez superada la plana litoral, presenta un territorio montañoso con fuertes irregularidades que dificultan notablemente las labores de extinción al mismo tiempo que favorecen las condiciones de propagación de cualquier incendio.

Los factores anteriores, excepto el rayo, influyen de manera especial en la propagación de los posibles incendios forestales, sin embargo hay un último factor a considerar, que es causante directo del propio fuego, el profundo arraigo que tiene en la sociedad valenciana el uso del fuego, y no tanto en actividades lúdicas sino como herramienta tradicional de eliminación de residuos agrícolas.

La situación descrita nos ha llevado a una realidad en la que, en la Comunidad Valenciana se producen en torno a 600 incendios forestales, con un fuerte riesgo de llegar a producirse situaciones catastróficas como las producidas en el año 1994. Estando declarada en su conjunto como zona de alto riesgo de incendios. Así conforme a la Ley forestal de la Comunidad Valenciana (Ley 3/1993) se han desarrollado documentos de planificación en varios niveles territoriales, con iniciativas como la del Centro Territorial de Valencia del Instituto Nacional de Meteorología, que ha desarrollado un índice de peligrosidad de incendios forestales adaptado a las características del territorio de la Comunidad Valenciana.

## **1.2. La vegetación en la Comunidad Valenciana.**

La vegetación que ocupa nuestra zona de estudio es la llamada vegetación mediterránea. Esta vegetación perennifolia, propia del ecosistema mediterráneo, está principalmente formada por especies esclerófilas como resultado de la interacción entre factores abióticos como el clima, el suelo o el fuego y factores bióticos como son los organismos vivos y la relación existente entre ellos.

El clima mediterráneo se caracteriza por veranos cálidos con escasez o falta de precipitaciones, condicionando la vegetación mediterránea, por ello, las especies forestales de nuestras regiones más secas han desarrollado mecanismos biológicos, para defenderse ante los factores más limitantes. De entre las adaptaciones más importantes que caracterizan la vegetación mediterránea encontramos, el predominio de la vegetación leñosa sobre la herbácea, aportando así mayor resistencia a la aridez, la espinescencia de hojas, reduciendo así la superficie foliar para minimizar la transpiración vegetal y el recubrimiento de estas con ceras protectoras o el desarrollo de superficies densamente pilosas, para disminuir la transpiración.

Respecto al fuego, son diversas las especies que muestran una gran adaptabilidad a este fenómeno tan arraigado a nuestro clima, nuestras encinas y quejigos, rebrotan tras los incendios, el alcornoque produce corcho como capa aislante y protectora contra el calor que despiden el fuego forestal, muchos de nuestros pinos, como el carrasco o el resinero, tienen piñas serótinas, es decir, selladas con resina, en la que los piñones permanecen viables durante decenas de años hasta que un incendio rompe el sello y las libera para poder caer al suelo y germinar. Incluso algunas especies, como los brezos y las jaras, se benefician del fuego para reproducirse, ya que la coraza que protege la semilla debe romperse con el calor para permitir que el embrión se humedezca en el otoño y se desarrolle una nueva planta.

## **1.3. Trabajos hechos en otras partes del mundo relacionados con la problemática post-incendio.**

### **1.3.1. U.S.A.**

En Estados Unidos se han realizado diferentes estudios para predecir la mortalidad postincendio en diferentes especies de coníferas. En un estudio realizado por Ryan *et al.* (1988), la muerte del cambium a la altura de 1,4 m del fuste, fue un factor importante para determinar la mortalidad del abeto de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* F.), pero este método no se aplicó en los estudios publicados de pino Ponderosa (*Pinus ponderosa* Dougl. Ex Laws.).

En otro trabajo sobre modelos de la mortalidad post-incendio, sobre *Pinus strobus* L. en el Parque Provincial de Ontario, se realizó un estudio en ecosistemas forestales donde ecológicamente son beneficiosos los efectos de los incendios, y éstos eran promovidos a través del uso de quemas prescritas. Los autores citan que los modelos de predicción de los efectos del fuego, como los de mortalidad de árboles, eran esenciales para evaluar las consecuencias ecológicas de las opciones de manejo del fuego. En él se estudió, el impacto del tamaño del árbol, la intensidad del fuego y las características del combustible en blanco después del incendio. La mortalidad fue evaluada 10 meses después de una quema controlada. Realizaron un modelo de regresión logística para predecir la mortalidad de *Pinus strobus* después de un intenso fuego de superficie (1.200 kW/m). La mortalidad causada por los incendios fue generalmente baja (17,0%). La probabilidad de mortalidad, aumentó con el aumento de la altura del tallo ennegrecido y decreció con el aumento del diámetro a altura normal. Con diámetros mayores o iguales a 20 cm, resultaron ser sumamente resistentes al fuego intenso de superficie. El modelo puede usarse para predecir la mortalidad post-incendio en los rodales de *P. strobus*. con un sotobosque mixto en los Grandes Lagos de San Lorenzo, (Beverly y Martell, 2003).

En un trabajo realizado por McHugh *et al.* (2003), se estudiaron los ataques de los escolítidos (Coleoptera: Scolytinae) en *P. ponderosa* después de un incendio. Tras el fuego, los perforadores atacaban a los árboles dañados y debilitados. El porcentaje de copa quemada, más el ataque de los escolítidos, dieron variables significativas en los modelos de regresión logística para la probabilidad de mortalidad post-incendio.

En diferentes estudios asociados con la probabilidad de mortalidad post-incendio de *P. ponderosa*, la disminución de probabilidad de mortalidad de los árboles sugería, que en los árboles con diámetro especialmente grande, desde 40 cm a altura 1,30 m, podían ser más susceptibles a la mortalidad post-incendio en algunas zonas durante las sequías graves (Ryan. 1988) y (McHugh *et al.* 2003).

Keyser *et al.* (2006) realizaron también un estudio sobre *Pinus ponderosa* después de varios incendios forestales en Colinas de Negro, donde se midió la morfología de los pinos y los efectos del fuego directo sobre 963 árboles, y se evaluó la mortalidad de estos cada año, durante cuatro años. Los diferentes parámetros medidos fueron, diámetro de los árboles, el espesor de la corteza y los efectos del fuego directo (porcentaje de la copa viva quemada y el porcentaje del tronco carbonizado por debajo de 30 cm). En todos los modelos, la mortalidad disminuyó con un mayor espesor de la corteza y un mayor diámetro a la altura normal y aumentó con el porcentaje del tronco carbonizado por debajo de 30 cm y el porcentaje de la copa viva quemada. El porcentaje del tronco carbonizado por debajo de 30 cm contribuyó a la mortalidad de los árboles de menos de 40 cm, pero se hizo menos influyente en función de mayores diámetros y cortezas. En general, la probabilidad de mortalidad del modelo como una función del diámetro a la altura normal, el porcentaje del tronco carbonizado por debajo de 30 cm y el porcentaje de la copa viva quemada, predijo correctamente la situación de 78% de los árboles. Mientras que el modelo de predicción en función de la corteza, el porcentaje del tronco carbonizado por debajo de 30 cm y el porcentaje de la copa viva quemada, tuvo solo un aumento de la precisión de la predicción del 1%.

Hull *et al.* (2006) realizaron diferentes estudios para predecir la mortalidad postincendio de *Pinus ponderosa* estudiando diferentes parámetros; la altura del árbol, altura hasta la primera rama viva, altura de la copa quemada, altura de copa consumida, máxima y mínima altura de fuste quemada, porcentaje de copa viva antes del incendio, volumen quemado y consumido de la copa, daño total de la copa y porcentaje del diámetro basal afectado, porcentaje de árboles con presencia de *Ips* sp. y *Dendroctonus* sp. y gravedad terrestre del fuego. Los resultados indicaron que el volumen quemado de la copa junto con el volumen de copa consumido, eran las dos variables más útiles para predecir la mortalidad después de los incendios forestales

### **1.3.2. Europa.**

Rigolot (2004) realizó un estudio en el sudeste de Francia sobre *Pinus halepensis* Mill. y *Pinus pinea* L. después de seis incendios ( desde 1989 hasta 1991), basándose en el análisis de regresión logística de un modelo, utilizando datos sobre el tamaño del árbol y la descripción de los daños causados por el fuego de 998 árboles, para ambas especies. En dicho estudio la probabilidad de la mortalidad aumentó, con un porcentaje cada vez mayor de la copa quemada, y estima la profundidad de la carbonización de la corteza, con la disminución del diámetro a altura normal de los árboles, seleccionando el mejor modelo para cada especie. La mortalidad después del incendio de *P. halepensis* era una función de estas tres variables y para *P. pinea* era una función de las dos primeras variables solamente. El análisis indicó que, los modelos seleccionados, daban buenos resultados para ambas especies, con 85% y 95% de concordancia entre las probabilidades previstas y los resultados observados en ambas especies. Este documento informó sobre los diferentes escenarios de gestión, cuando se utilizaron los modelos propuestos. Además un análisis comparativo de la resistencia al fuego y la supervivencia de las dos especies de pino mediterráneo, mostró que *P. halepensis* era más sensible al fuego que *P. pinea* (Rigolot. 2004).

### **1.4. Entomofauna presente en los árboles parcialmente afectados por incendios.**

Al producirse un incendio son numerosos los arboles que quedan parcialmente quemados, estos suelen encontrarse por el perímetro del incendio, aunque según las características de este también podremos encontrarlos en forma de bosquetes o individuos aislados, estos ejemplares debilitados por el paso del fuego en mayor o menor grado, emiten sustancias volátiles que producirán una atracción primaria sobre los insectos que se encuentren al alcance. Esta atracción es una respuesta al desequilibrio producido y son numerosas las especies de insectos que se beneficiaran del debilitamiento de los arboles.

El proceso de invasión de los árboles, comienza con el ataque por los individuos pioneros, que una vez han colonizado el árbol, emiten feromonas de agregación que atraen a individuos de su misma especie, una vez finaliza la colonización, los insectos segregan sustancias inhibitoras que hacen que la esta cese poco a poco. Además de la

colonización de escolítidos, sus feromonas también actúan sobre otras especies, como por ejemplo otras especies de su mismo género o diversos parasitoides y depredadores (Dajoz. 2001). En un estudio realizado, cuyos objetivos eran identificar las sustancias volátiles que atraían a los escolítidos, se probaron las siguientes sustancias:  $\alpha$ -terpinoleno  $\alpha$ -pineno y  $\beta$ -mirceno. Combinadas entre ellas y en varias concentraciones, se observó que los ejemplares jóvenes se veían atraídos por los brotes, mientras que los individuos maduros se veían atraídos por las sustancias que segrega la corteza. También se observó el efecto repelente en el caso de concentraciones muy altas (Faccoli *et al.* 2008).

#### 1.4.1. Escolítidos.

Los insectos conocidos como escolítidos son los pertenecientes a la Subfamilia Scolytinae, incluida a su vez dentro de la Familia Curculionidae (Superfamilia Curculionoidea) englobados en el orden de los coleópteros. Existen alrededor de 6.000 especies en 181 géneros de escolítidos distribuidos por todo el planeta (Wood. 1982). En Europa hay citadas 81 especies sobre coníferas (Dajoz. 2001), de las que 47 pueden causar problemas económicos (Grégoire & Evans. 2004). Las evidencias fósiles junto a datos biogeográficos, parecen situar su origen en el Cretácico temprano y el Triásico tardío (Wood. 1982), en asociación con una conífera del género *Araucaria*.

Estos insectos son coleópteros endofíticos, ya que viven en el interior de su hospedante la práctica totalidad de su ciclo vital, a excepción de un corto periodo en su estado adulto, momento en el que, algunas especies se alimentan de la médula de los brotes del último año (ramillas terminales) para alcanzar su madurez sexual. La mayor parte de las especies consumen el floema en el estadio larvario, un tejido vegetal muy nutritivo que está situado entre la corteza y la madera, creando las galerías típicas de su género.

El número de generaciones anuales es variable y en muchos casos, dependiendo de las condiciones climáticas, algunas especies pueden ser univoltinas, bivoltinas o polivoltinas. Por regla general, en zonas con baja temperatura, el ciclo vital se ve ralentizado y requiere de mayor tiempo para completarse, mientras que un clima más templado o cálido propicia que el número de generaciones sea mayor. La resistencia al frío varía según la fase del ciclo, siendo muy baja en las larvas y alta en los imagos que hibernan. Los escolítidos poseen una serie de adaptaciones etológicas y fisiológicas. Por un lado los adultos hibernan, bien en su sitio inicial de desarrollo o bien en la hojarasca y la base de los árboles, donde la temperatura es mayor y quedan resguardados del frío. Las larvas generalmente no sobreviven a la estación fría, excepto en la especie *Dendroctonus micans*, en la que todos sus estadios son capaces de hibernar (Brown & Bevan. 1966). Por otro lado, los adultos han desarrollado mecanismos fisiológicos, como la acumulación en la hemolinfa de compuestos anticongelantes (glicerol o etilenglicol entre otros) para disminuir su punto de congelación, desde -15 a -30 °C (Gehrken, 1995; Netherer, 2003; Sauvard, 2004).

La mayor parte de ellos habitan sobre vegetales leñosos, aunque unas pocas especies viven en plantas herbáceas. Aquellas que son específicas de coníferas son consideradas como las especies de más importancia económica, debido a los daños que producen (Reid. 2004). De forma que se encuentran asociados tróficamente a la casi totalidad de nuestros árboles, con los daños que pueden causar a éstos cuando sus poblaciones aumentan notablemente, además de ser los vectores de varios hongos como el azulado de la madera (géneros *Pessotum*, *Ceratostomella*, *Grosmannia*, *Leptographium* ).

Además de la depreciación estética y causar daños económicos en el sector maderero, algunos escolítidos son también vectores del chancro resinoso causado por *Fusarium circinatum*, que provoca una muerte regresiva apical, muerte de piñas y finalmente muerte del árbol por colapso vascular. Pudiendo causar mortalidades de más del 20% en masas de *Pinus radiata* en el País Vasco (López *et al.* 2007). Otras enfermedades como la grafiosis de los olmos (*Ophiostoma novo-ulmi*), son también transmitidas por varias especies de escolítidos, que transportan las esporas del hongo desde los árboles enfermos hasta los sanos, inoculando el hongo responsable de la desaparición de la mayoría de olmos de nuestras tierras.

Cada vez está más extendida en la comunidad científica la idea de que a pesar de que los escolítidos producen daños directos muy importantes, intervienen también en muchos focos de decaimiento vascular, debido a los hongos asociados a muchas de nuestras especies (Romón *et al.* 2007).

#### **1.4.2. Especies de escolítidos presentes en la Comunidad Valenciana. Especies consideradas como plagas potenciales y su abundancia.**

En la Comunidad Valenciana, según fuentes de la Consellería de Medio Ambiente en su último informe anual (2010), se cita la presencia de diferentes especies de escolítidos, de las que destacan, por los daños que causan en nuestros montes, las pertenecientes a los géneros *Ips* (*Ips sexdentatus* Boern, *Ips acuminatus* Gyll.) y *Tomicus* (*T. piniperda* L., *T. destruens* Woll. y *T. minor* Hartic.). Debido a su frecuencia e importancia, otra especie siempre presente en nuestros montes y en ocasiones muy abundante es *Orthotomicus erosus* Woll.

Debe ser destacado el género de escolítidos *Tomicus*, por su frecuencia e importancia y porque están ampliamente distribuidas por nuestros pinares. Las especies de *Ips*, poco extendidas en la Comunidad Valenciana debido a las características ecológicas de estas especies, habitan preferentemente sobre *P. sylvestris* L. aunque también puede atacar a otras especies de pinos, sobre todo en la Comunidad Valenciana a *P. pinaster* Ait.

El departamento de Sanidad Forestal realiza anualmente muestreos y seguimientos de nuestros montes. En las prospecciones realizadas durante el último año, el número de masas afectadas por los perforadores, ha supuesto un escaso descenso del 0,67% en el porcentaje de masas afectadas, sobre el total de masas prospectadas. Actualmente es un 16,36% (17,03% en 2009), lo que representa un descenso muy poco significativo. Se

han detectado perforadores en 9 masas menos que la campaña anterior, lo que da lugar a un total de 391 masas en esta campaña (400 en 2009). El comportamiento de los daños causados por insectos perforadores ha sido opuesto al que se dio en 2009, en el que se produjo un incremento del número de masas afectadas. Sin embargo, este descenso no se corresponde con el número real de daños, ya que los descensos han afectado a aquellas masas que no presentan muerte de pies y por contra se ha producido un incremento de las masas que si presentan bajas. El descenso del número de masas con presencia de perforadores, se ha producido en líneas generales, únicamente en la provincia de Valencia, mientras que en Castellón, como sobre todo en Alicante, se han producido incrementos. En cuanto a la distribución de las citas de detección de perforadores por provincias, Castellón es la que presenta, con diferencia, un mayor porcentaje (32,20% de masas afectadas), seguido de Alicante y Valencia (23,04% y 8,56%, respectivamente). Estos datos reflejan respecto a la pasada campaña incrementos del 3,95% en Alicante, seguido de un 1,88% en Castellón, mientras que el descenso producido en Valencia ha sido de un 2,81%.

Respecto a la intensidad de las infestaciones, esta se evalúa según el grado de afección de la masa, diferenciándose tres grados de intensidad: “presencia”, “presencia media” y “presencia alta”.

- En Castellón ha aumentado el tanto por ciento de “presencia” alrededor de 0,5 puntos porcentuales y la “presencia media” en 1,5 puntos. Sin embargo la “presencia alta” ha descendido en 0,18 puntos.

- En Alicante, ha aumentado en 2,31 puntos porcentuales el nivel de “presencia” y en otros 1,64 puntos la “presencia media”. Por su parte, no se han vuelto a citar por segundo año consecutivo masas con nivel de “presencia alta”.

- En Valencia han disminuido los niveles de “presencia” y “presencia media” en un orden del 2,65% y 0,44%, mientras que por contra la “presencia alta” ha aumentado en un 0,28% (en la pasada campaña no se registraron masas con este nivel de presencia en Valencia).

Se concluye que, en la Comunidad Valenciana, se ha producido, opuestamente a lo que ocurrió en 2009, un descenso en el número de masas con presencia de perforadores pero este descenso no ha implicado una disminución de los daños, sino más bien todo lo contrario, ya que los descensos sólo han afectado a aquellos niveles de presencia que no implican muerte de pies, y por contra, los aumentos registrados se han centrado en niveles de afección que implican muerte de pies y en consecuencia, daños de cierta relevancia. De cualquier modo la situación global de la Comunidad respecto a daños causados por insectos perforadores es buena, aunque se hace necesario estar atento a la evolución de algunas zonas en los próximos meses.



***Tomicus* sp. Distribución e importancia del insecto como plaga.**

En la Península Ibérica podemos encontrar tres especies del género *Tomicus*; *Tomicus minor*, *Tomicus piniperda* y *Tomicus destruens*. La especie *T. piniperda* es muy similar morfológicamente a *T. destruens*. Ambas especies consideradas la misma por algunos autores (Gil y Pajares. 1986) han sido separadas definitivamente por estudios de biología molecular, (Gallego y Galián, 2001; Kerdelhué *et al.* 2002; Kohlmayr *et al.* 2002). Morfológicamente es posible distinguirlos ya que existen diferencias a nivel de antenas y declive elitral Faccoli (2006). En las antenas las diferencias aparecen en la maza antenal, para *T. destruens* el tercer segmento de la maza antenal aparece poblado con gran cantidad de sedas mientras que para *T. piniperda* esta densidad es menor. Respecto a la coloración de la maza antenal también existen diferencias, siendo más amarillenta para *T. destruens* y de un marrón más oscuro en *T. piniperda*. También aparecen diferencias en el declive elitral. Ambas especies presentan en la segunda interestría una ausencia de gránulos, que sí se aprecian en el resto de interestrias. Este carácter es común a ambas especies, sin embargo, la diferencia está en las punteaduras a lo largo del declive, ya que *T. piniperda* presenta una fila de pequeñas punteaduras entre la primera y la segunda interestría que están regularmente espaciadas, mientras que para *T. destruens* estas punteaduras ocurren entre la segunda y la tercera interestría y aparecen más irregulares (Faccoli. 2006).

Respecto a la distribución en España, *T. destruens* se prevé en las zonas con baja altitud, por debajo de 1000 m, sin *P. sylvestris* y *P. radiata*. *T. piniperda* en áreas con alta disponibilidad de agua con presencia de *P. sylvestris* y temperatura media mínima anual por encima de 0 ° C. *Tomicus minor* tiene un comportamiento opuesto respecto a la altitud, prefiriendo zonas de más de 1000m, continentales y con presencia de *P. pinaster* y *P. nigra* y la ausencia de *P. halepensis*. Al parecer, la segregación de *T. destruens* y *T. piniperda* por la disponibilidad de agua define el límite inferior de la distribución de *T. piniperda* y el límite superior de *T. destruens*. Sin embargo en el suroeste de Galicia y la Costa oriental del Cantábrico, la pareja *T. destruens* y *T. piniperda* se localizan en simpatía. De modo que los modelos indican que hay dos especies de pino que no puede ser atacados por dos especies de *Tomicus*, es decir, *P. sylvestris* nunca será atacado por *T. destruens* y *P. halepensis* nunca se verá infestado por *T. piniperda*. La importancia de este insecto se debe, tanto a que la larvas se alimentan de tejidos de floema, con la ruptura consiguiente de los vasos conductores de la savia y la resina, dañando gravemente al árbol y pudiéndole provocar la muerte (Dajoz. 2001), como a que los adultos una vez salen de la cámara de pupación, se dirigen a las copas de los arboles, donde se alimentaran de la medula de los ramilletes terminales y como consecuencia provocan una merma en el crecimiento anual del árbol, además de la pérdida de las piñas del año, reduciendo el crecimiento individual de cada árbol y el debilitamiento de la masa, haciéndola más vulnerable frente a ataques posteriores. Si se produce un crecimiento de sus poblaciones pueden llegar a ser calificados como plaga, ya que al aumentar el nivel de infestación daña considerablemente la masa.

#### **1.4.4. Cerambícidos. Importancia de estos insectos en el monte.**

Los cerambícidos son coleópteros pertenecientes a la Superfamilia Chrysomeloidea, englobados en la familia Cerambycidae. Conocidos también como escarabajos longicornes por el alargamiento de sus antenas, sobre todo en los machos, con cuerpo alargado y casi cilíndrico, su tamaño oscila según especies entre 2 mm de largo hasta los 60 mm de algunos ejemplares. El dimorfismo sexual es marcado, sobre todo a nivel de antenas. El color de los cerambícidos es variable, las especies diurnas suelen tener colores brillantes, mientras que las especies de hábitos nocturnos son de colores más oscuros, apagados o parduzcos. La cabeza tiene una disposición variable, con las antenas próximas a los ojos y mandíbulas desarrolladas. Las larvas de los cerambícidos tienen un aspecto característico, su tegumento es blando y sin coloración, las patas son reducidas o ausentes y viven en madera relativamente seca, pasando por tres estadios larvarios. Los adultos emergen entre primavera y principios de verano, tienen una vida muy corta y aunque muchos cerambícidos no se alimentan en el estado adulto, algunos deben absorber alimentos, polen y néctar de flores, para asegurar la ovogénesis. Son coleópteros presentes en los troncos caídos en el monte y también en los árboles muy afectados por los incendios y por tanto debilitados. Los cerambícidos ponen sus huevos sobre la corteza o los hunden en una fisura de esta con la ayuda del ovopositor. Algunas especies no disponen de este órgano por lo que ponen sus huevos excavando un pequeño orificio o muesca, con la ayuda de sus mandíbulas, hasta alcanzar el cambium, y allí depositan su huevo (Dajoz. 2001).

Asimismo debe indicarse que la familia Cerambycidae no causa muerte en el arbolado y respecto a los daños que producen, podemos decir que no hay plagas o ataques masivos de esta familia, de hecho, aunque pueden producir daños en la madera de construcción o mobiliario doméstico y ser vectores de enfermedades, pueden ser beneficiosos, ya que realizan transformaciones en el interior la madera muerta y seca.

#### **1.4.5. Cléridos y Trogosítidos. Importancia de estos insectos en el monte.**

Existen numerosas especies depredadoras de insectos xilófagos, estas son de máximo interés, ya que ayudan a mantener en equilibrio a los insectos que se alimentan de la madera de nuestras coníferas. Entre ellos encontramos diversas familias de coleópteros, dípteros, himenópteros, heterópteros, y ácaros que contribuyen al control biológico de escolítidos, realizando un importante papel en el ecosistema y que permiten plantear diversos mecanismos de control (Dajoz. 2001).

En la Comunidad Valenciana contamos con especies de las familias de los cleridos y de los trogosítidos que cumplen esta función de control biológico sobre insectos calificados como plagas forestales, por lo que son de vital importancia en nuestra región.



## **JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.**

## 2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS.

En la Comunidad Valenciana se producen numerosos incendios forestales sobre todo en los meses de verano, siendo *P. halepensis* el pino más afectado al ser también la especie más abundante. Para mejorar la gestión de las masas forestales quemadas se considera necesario disponer de herramientas útiles que permitan predecir la mortalidad de los árboles parcialmente dañados tras un incendio forestal. La muerte del árbol parcialmente afectado por el fuego se produce, bien porque el daño causado es de tal intensidad que impide que viva unos pocos meses más o bien porque aprovechando este estado de debilidad de los árboles, éstos son colonizados por insectos perforadores de la madera, fundamentalmente por coleópteros escolítidos.

Por tanto los objetivos que nos planteamos en el presente Proyecto Final de Carrera son:

- Determinar qué parámetros del árbol (*P. halepensis*) predicen mejor la mortalidad de los árboles después de un incendio forestal.
- Elaborar un modelo en la que se recoja la probabilidad de supervivencia de los árboles en función de los parámetros analizados, y una tabla (resumen de estas probabilidades) que sea útil en la gestión de las masas forestales afectadas por incendios.

Además de:

- Estudiar mediante un sistema de trapeo cuáles son las especies de escolítidos presentes en estas masas.
- Estudiar el vuelo de los escolítidos identificados y su relación con la mortalidad de los árboles.



## **MATERIAL Y METODOS.**

### 3. MATERIAL Y METODOS.

#### 3.1.1. Situación de la parcela de estudio.

El estudio se desarrolla en la provincia de Castellón (Comunidad Valenciana), en las partidas de el “Cabezo” y los “Titonares” pertenecientes a la comarca del Alto Palancia en el término municipal de Segorbe, a 65 km de la capital de provincia (Castellón) y a 57 km de Valencia.

La comarca del Alto Palancia cuenta con una población de 25.367 habitantes distribuidos en 27 municipios y un área de 965 km cuadrados. Situada al sur de la provincia de Castellón, en el inicio del dominio Ibérico, es una zona meridional con afloramientos triásicos, ya que su morfología comienza a perfilarse en los primeros tiempos de la Era Cenozoica. Esta actividad determinó los primeros pliegues del suelo de Castellón, dando lugar a sistemas de pliegues anticlinales y sinclinales de rumbo NO y NE, con numerosas fallas de igual rumbo (figura 1). De forma que se pueden distinguir cuatro unidades de relieve principales:

- 1- El páramo de Barracas. Considerado como una prolongación geológica del altiplano del sur de la provincia de Teruel, se caracteriza por un clima frío y escasa población. En él se localizan las sierras de El Toro y Pina.
- 2- El valle del río Palancia. La comarca es atravesada por el curso superior y medio del río Palancia. Este río nace en la zona más occidental de la comarca y la recorre en sentido noroeste-sureste.
- 3- La sierra de Espadán. Situada al norte del río Palancia sirve de línea divisoria entre la cuenca del mismo río y la del río Mijares.
- 4- La sierra Calderona, donde se encuentran nuestras parcelas. situada al sur del río Palancia, forma el límite con la provincia de Valencia.



Figura 1: Comarca de Alto Palancia.



### 3.1.2. Descripción de la parcela de estudio.

Las parcelas de los “Titonares” y el “Cabezo” objeto de estudio fueron afectadas por un incendio forestal el 27 de julio de 2009. Donde según los informes emitidos por el Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino y por la Consellería de Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana, se quemó una superficie total de 1026 ha. de las cuales 832 son de suelo forestal y de estas 550 de suelo forestal arbolado.

En junio de 2010, diez meses después del incendio, iniciamos el estudio en dos parcelas, que de ahora en adelante llamaremos “parcela de estudio”, dividida en dos subparcelas y la “parcela testigo”, como podemos ver en la siguiente figura (figura 2) . En dicha fecha aún no se había realizado ningún trabajo selvícola de conservación

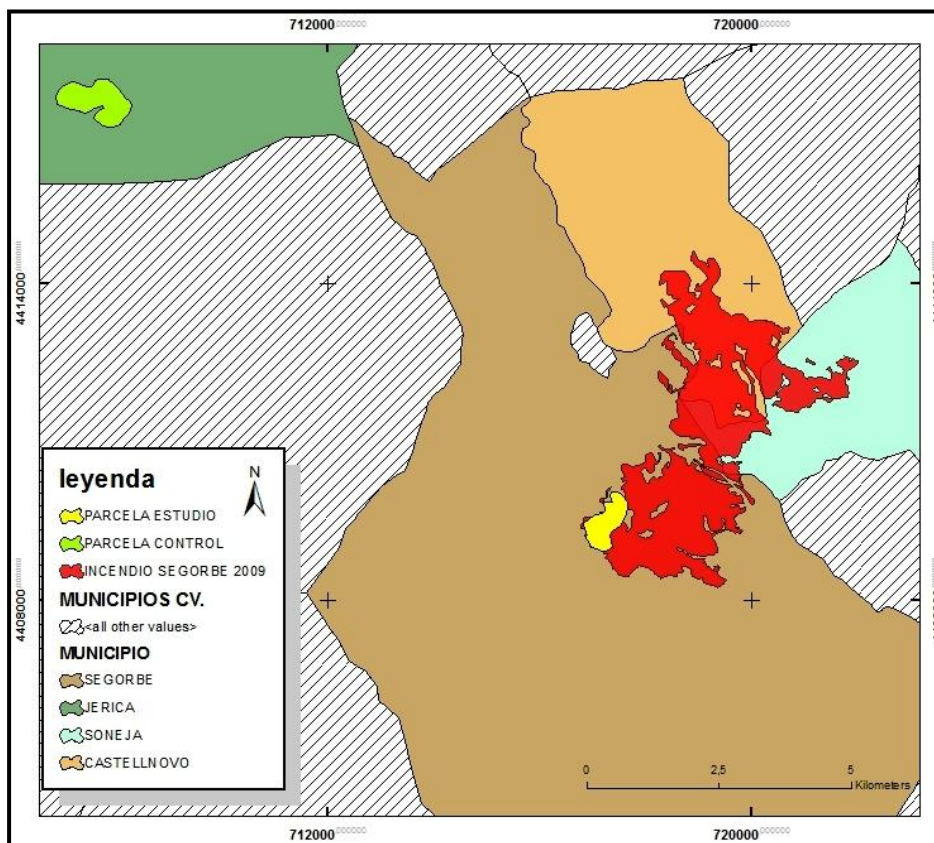


Figura 2: Localización de las zonas de estudio.

El acceso a la “parcela de estudio” se sitúa junto a la salida 34 de la A-23 (Autovía Mudéjar) dirigiéndonos a la cv-2170 dirección “Camino Cabrera”, a 5 km tomamos a mano izquierda, un camino agrícola en pendiente, por el cual tras haber recorrido 1,2 km llegaremos a la primera subparcela de la zona de estudio, donde están localizados 100 pinos. Posteriormente tras recorrer 3,4 km desde la entrada a dicho camino estaremos situados a escasos metros de la segunda subparcela de la zona de

estudio, formada también por 100 árboles. La vegetación que domina tanto la parcela de estudio como la parcela testigo es básicamente el bosque mediterráneo bajo dosel de pino carrasco (*Pinus halepensis*).



Figura 3.1 y 3.2: Parcela de estudio, panorama y detalle respectivamente

Para llegar a la “parcela testigo” hay que desplazarse hasta el término municipal de Jérica, dirigiéndonos a la salida 37 de la A-23 dirección Jerica Sur, tomando la primera salida a la izquierda, dirección a la cantera. Una vez pasada esta, se cogerá el primer camino a la izquierda; transcurridos 4 km desde la salida de la A-3 llegaremos a la parcela.



Figura 3.3 y 3.4: Parcela testigo, panorama y detalle.

El objetivo de la parcela testigo es el de poder comparar la muertes que se pudieran producir de forma natural, con las producidas por el paso del incendio y su entomofauna asociada. Por lo que se marcaron individualmente 100 árboles, completamente sanos. La elección de la parcela de estudio fue determinada en función de la disponibilidad de árboles situados en el perímetro del incendio, ya que necesitábamos una masa continua de pino carrasco que se extendiera por el perímetro del incendio, quedando está dividida en dos subparcelas con 100 árboles.

### 3.1.3. Marcado e identificación de los árboles objeto de estudio.

Tanto en la parcela de estudio como en la testigo, con el objetivo de obtener la mejor representación de la masa posible, se procedió a realizar un marcado de los árboles intentando abarcar la mayor diversidad de alturas y diámetros. En la parcela de estudio, se marcaron 200 pies parcialmente afectados por el fuego, árboles vivos, con la corteza parcialmente chamuscada y diferente grado de afección por el fuego y en la parcela testigo se marcaron 100 árboles completamente sanos. Una vez escogidos los árboles a estudiar, se marcaron con precinto, se tomó la posición GPS y posteriormente se procedió a identificarlos clavándoles una chapa metálica numerada.

### 3.1.4. Parámetros del árbol medidos.

Los parámetros dasométricos medidos tanto en la parcela de estudio como en la parcela testigo han sido, la altura del árbol (ht), altura del fuste (hf), diámetro normal, diámetro basal y espesor de corteza, y los parámetros medidos además en la parcela de estudio afectada por el incendio fueron, la altura máxima afectada (ha), la altura máxima de fuste afectado por el fuego (hfa), el porcentaje del diámetro basal y normal quemado y el porcentaje de copa quemada (en la figura 3.7 se han esquematizado algunas de las medidas). Aparte de estos parámetros descritos se han realizado otro tipo de anotaciones como, daños visibles en la corteza, patógenos existentes en el tronco y presencia de resinación en el tronco o ramas.

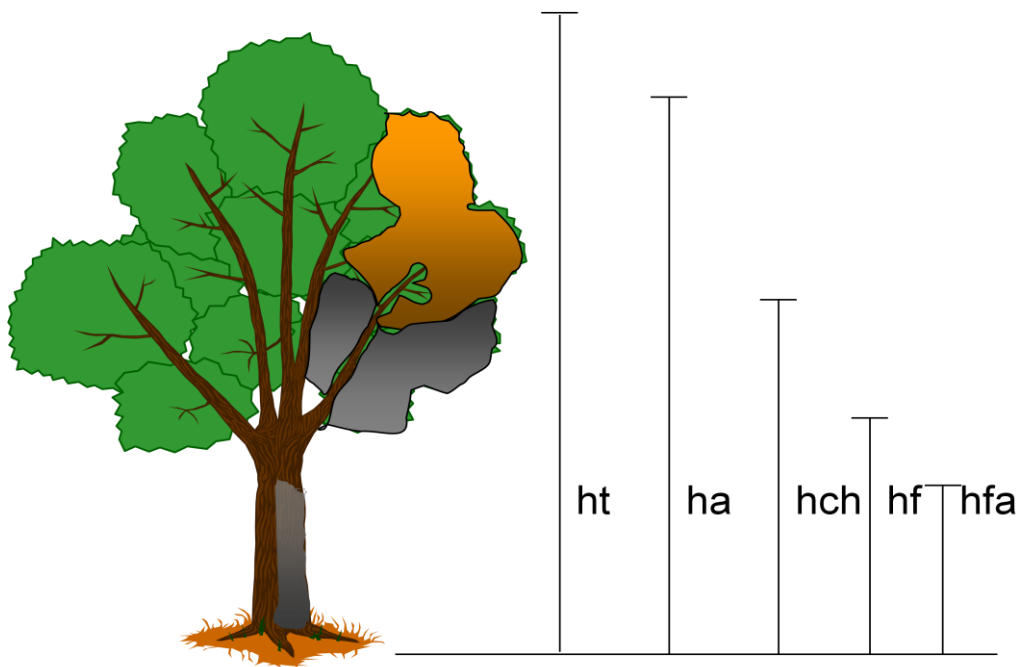


Figura 3.7: Representación algunos parámetros medidos en la parcela de estudio

Como descripción breve de la muestra de la zona de estudio, podemos concluir que la media del perímetro normal es de 72,31 cm con un valor máximo de 130 cm y un mínimo de 32 cm, que la media del perímetro basal es de 100 cm con un valor máximo de 132 cm y un mínimo de 22 cm. Respecto a la altura total de árbol la media se sitúa en 9,14 m con un valor máximo de 14 m y un valor mínimo de 3,25 m con una altura media de fuste de 5,01 m. La variable espesor de corteza consta de un valor medio de 14,67 mm, alcanzando su valor máximo en 42 mm y un mínimo de 2 mm. Estas medidas muestran la variabilidad de la muestra en cuanto a edad, tamaño y adaptación a las condiciones intrínsecas de la zona.

De las variables altura total afectada, altura de fuste afectado, perímetro normal y basal afectado, tanto por ciento de copa quemada y presencia o no de resinosis, se puede obtener información de las condiciones del incendio y la repercusión de este sobre los arboles objeto de estudio. De las variables, altura total, altura de fuste, perímetro normal y basal y espesor de corteza podremos obtener una referencia de las condiciones específicas de la masa.

Para la medición de todos estos parámetros se utilizó un hipsómetro clinómetro vertex, una cinta métrica y una barrena. Colocando el transpondedor del vertex en la corteza del árbol a medir, a una altura normal de 1.30 m y separándonos del árbol a una distancia semejante a la altura de este, se calculó por trigonometría la altura total del árbol y del fuste, el porcentaje de copa quemada y la altura de fuste quemada (figura 3.8). Para medir el diámetro normal, basal y el porcentaje de estos chamuscado se utilizó una cinta métrica.



Figura 3.8: Mediciones con el vertex

### 3.1.4. Seguimiento de las parcelas.

El estudio se llevó a cabo desde el 25 de junio de 2010 hasta el 18 de marzo de 2011, realizando un seguimiento quincenal de las dos parcelas, anotando en la libreta de campo árbol a árbol, cualquier cambio perceptible en el vigor del árbol, así como la presencia de actividad de insectos perforadores en troncos, galerías, grumos de resina, presencia de ramillas terminales en las proximidades de cada árbol y otras observaciones que se consideraron de interés... (En las figuras 4 y figura 5 se muestran diversos signos registrados en la parcela de estudio y en la figura 6 se puede apreciar el deterioro de un pie en la parcela de estudio).



Figura 4: Orificio de salida de coleoptero



Figura 6: Pino marcado en noviembre de 2010 (izquierda) y un mes más tarde (derecha)



Figura 5: Mordedura de puesta de cerambicido, posiblemente de *Monochamus galloprovincialis*.

### 3.1.5. Descripción del método de trampeo utilizado.

Se realizó un seguimiento del periodo de vuelo de los escolítidos presentes en la zona incendiada y en la testigo. Para ello se utilizaron trampas de interceptación, normalmente utilizadas en el estudio de este tipo de insectos. Concretamente el tipo de trampa seleccionada fue la trampa Lindgren o de embudos múltiples (figura 8) con una altura de 150 cm y 30 cm de diámetro, formada por 10 embudos. Constaba de una tapa a prueba de agua con argolla giratoria, para poderla colgar de los árboles y un recipiente colector de insectos con drenaje de agua.

El número de trampas utilizadas fue de diez, cinco en la parcela de estudio y cinco en la testigo. En la zona testigo las cinco trampas fueron colocadas con una separación aproximada de 100 metros. La zona de estudio, donde los pinos presentarían diferentes grados de afección por el fuego, debido a las condiciones del terreno, fue dividida en dos subparcelas separadas por aproximadamente 500 m. De forma que cada subparcela de estudio constaba de 100 pinos, en la “subparcela 1” se instalaron tres trampas y la “subparcela 2” dos trampas, en la figura 7 está marcado el perímetro del incendio y la distribución de trampas y arboles.

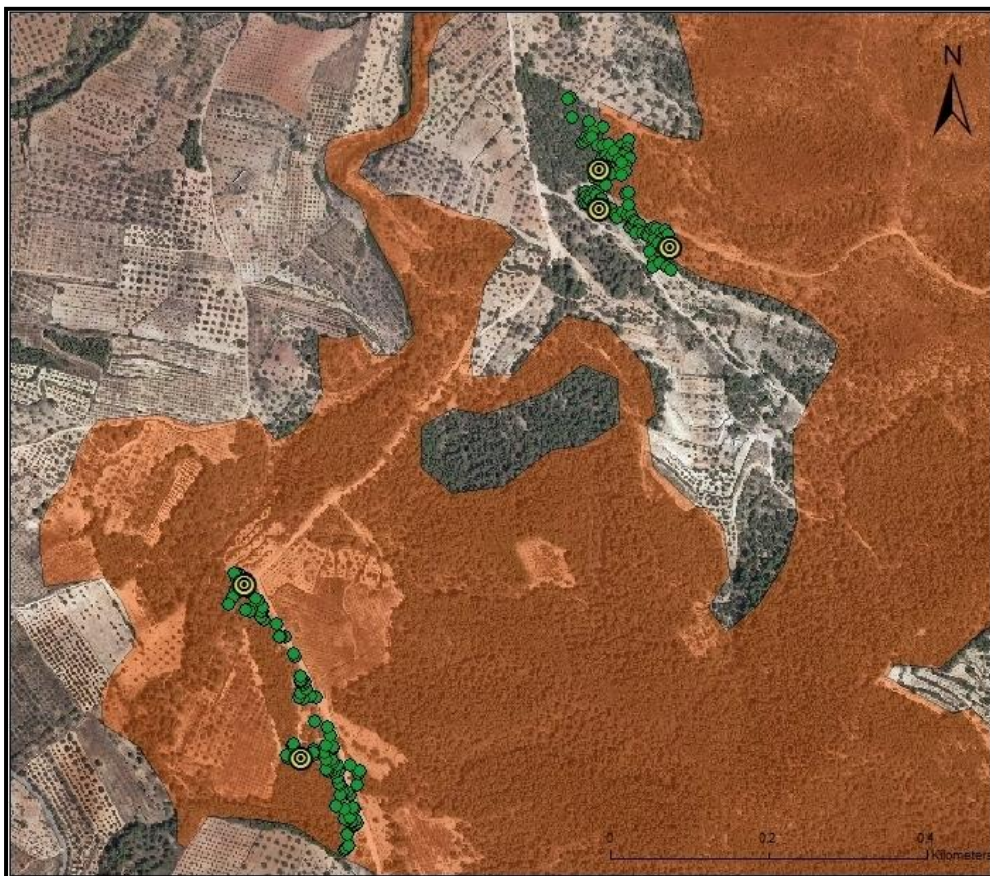


Figura 7: Situación de los árboles (en verde) y trampas (amarillo) zona de estudio.

En cada trampa se añadieron tres atrayentes distintos: etanol,  $\alpha$ - pineno y feromona de agregación de *Ips sexdentatus*. Cada trampa fue cebada con 5 botellas de 33 cl. de etanol 96° a la mitad de su capacidad, practicando en el tapón un orificio de ocho milímetros de diámetro. Esto implica una difusión del etanol a razón de 4 gramos/día, que es el adecuado para atraer *Tomicus destruens* (Gallego, comunicación personal). El  $\alpha$ -pineno es un volátil que emiten de forma natural los pinos y que junto con el etanol actúan como kairomonas atrayendo escolítidos y en particular, a *Tomicus destruens*. La feromona de agregación de *Ips sexdentatus* actúa de forma sinérgica con los otros dos volátiles aumentando las capturas de escolítidos, y otros insectos, como enemigos naturales. Todos los atrayentes eran renovados con una periodicidad de cuarenta y cinco días. Además en el bote colector se colocaba un sobre insecticida DDVP, con el fin de que los insectos atraídos no se escaparan y no fueran predados por otros artrópodos. El insecticida también se renovaba con la misma periodicidad que los atrayentes.

### 3.1.6. Seguimiento de las trampas en campo.

Se realizó un seguimiento quincenal de todas las trampas, en el cual se anotaba cualquier anomalía perceptible en las mismas. En cada fecha de muestreo se rellenaban los niveles de etanol de las botellas para mantenerlos de la forma anteriormente descrita (figura 8) y se extraían los insectos que caían en las trampas. Para ello se utilizaron botes proporcionados por el personal del laboratorio del departamento de Ecosistemas Agroforestales de la E.P.S.G., de diámetro algo mayor que los recipientes colectores de insectos de las trampas multiembudos. De esta forma el proceso consistía en volcar un recipiente al otro y limpiar posteriormente el colector de la trampa con un pincel del número dos. El material proveniente de campo se congelaba inmediatamente para evitar la pudrición de los insectos muertos. Una vez extraídos del congelador, se sometían a un corto proceso de secado al aire volcando el material de las trampas en una bandeja con papel secante, este proceso nos permitía eliminar la humedad impidiendo que los insectos se pudrieran una vez descongelados (figura 9). A partir de este momento comenzaba el conteo e identificación para posteriormente ser colocados en tubos de cristal al 70% de etanol, etiquetándolos de forma individual, mostrando la fecha de recogida y el número de trampa.



Figura 8: Trampa lindgren o multiembudo.



Figura 9: Muestra de una captura sobre bandeja.

### **3.1.7. Conteo e identificación de especies.**

Esta parte del trabajo se realizó en el laboratorio de protección de ecosistemas de la Escuela Politécnica Superior de Gandía. Con la ayuda de una lupa binocular, los insectos se colocaban en placas petri para ser identificados y separados por especies para su posterior conteo uno a uno, realizando un análisis detallado de las especies de escolítidos y predadores presentes. También se colocaron en frascos de cristal de menor tamaño los dípteros e himenópteros parasitoides encontrados en los botes colectores. Para la identificación de las especies de coleópteros se creó una colección de insectos, clavándolos con alfileres entomológicos según tamaño, al menos un par de ejemplares por especie, sirviendo estos para las identificaciones posteriores.

### **3.2. Análisis estadístico de los resultados.**

Para realizar el análisis estadístico de los resultados y la elaboración de la tabla de supervivencia de árboles post-incendio, hemos tenido en cuenta los datos del incendio de Segorbe y los datos de un incendio producido dos años antes, en agosto de 2007 en Atzaneta del Maestratgo (Castellón). Hemos agrupado los datos de ambos incendios para que el tamaño de la muestra fuera mayor y porque las características de los dos incendios, así como los árboles de ambas zonas fueron similares.

Ambas zonas de muestreo se encuentran biogeográficamente en la Región Mediterránea, Provincia catalano-valenciana-provenzal y según la clasificación bioclimática, la cual define la adaptación de los ecosistemas vegetales a las características de precipitación (ombrotipo) y temperatura (termotipo), se encuentran, en el límite del piso bioclimático Mesomediterráneo inferior con ombroclima seco, con el piso Mesomediterráneo medio (Rivas-Martinez, 1987). De esta forma, hemos conseguido acumular los datos de 400 árboles afectados por fuego, más 200 árboles sanos o testigos, con los cuales hemos realizado el análisis estadístico.

En la siguiente tabla (tabla 1) se muestra las medias, máximas y mínimas para todos los parámetros medidos tanto de la muestra formada por ambos incendios, como para el incendio de Segorbe del 2009 y el incendio de Atzaneta en 2007 por separado.



Variable	Media	Media segorbe	Media atzaneta	Maxima	Máxima segorbe	Máxima atzaneta	minima	Minima segorbe	Minima atzaneta
Perímetro normal (cm)	68,98	72,31	65,66	130	130	109,96	24,82	32	24,82
Perímetro normal afectado (%)	47,67	55,65	39,7	100	100	100	-	-	-
Altura total (m)	10,71	9,14	12,29	19,92	14	19,92	3,25	4,25	3,25
Altura total afectada en (%)	65,89	65,4	66,38	99,98	97,17	99,99	18,06	18,06	26,17
Altura del fuste (m)	5,18	5,01	5,35	11,16	8,5	11,16	1,6	1,6	3,09
Altura del fuste afectado (%)	45,06	46,22	43,89	100	100	92,53	-	-	-
Espesor de corteza (mm)	13,22	14,67	11,78	50	42	50	1	2	1
% de volumen copa quemada	25-50	50-75	25-50	-	-	-	-	-	-
Perímetro basal (cm)	90	100	80	183	183	131	22	22	31
Perímetro basal afectado en (%)	93,85	98,89	88,81	100	100	100	-	23,47	-
Acículas amarillas	-	-	-	283	111	172	-	-	-
Resinosis en tronco									
Daños físicos anteriores	-	-	-	9	9	-	-	-	-

Tabla 1: Medidas de los parámetros analizados en las dos zonas incendiadas: Segorbe y Atzaneta

A partir de diversos análisis de ANOVA se han establecido las variables que mostraban mayor relación con la mortalidad de los árboles. También se ha realizado un test  $\chi^2$  para verificar la influencia de la presencia de escolítidos en la mortalidad. Posteriormente, una vez establecidos los parámetros, mediante análisis factorial por el método de las componentes principales hemos reducido las variables a un único factor. Se ha comprobado, mediante el test de Kolmogorov-Simirnov, que puede aceptarse la hipótesis de normalidad para dicho factor tanto en el caso de los árboles vivos como muertos. En base a este factor, utilizando el teorema de Bayes, se han podido estimar probabilidades de mortalidad y supervivencia condicionadas a los valores concretos de los parámetros. En todos los análisis estadísticos realizados se ha utilizado el programa Statgraphics Centurion XVI.



## **Resultados y discusión.**

## 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

### 4.1. Determinación de los parámetros que mejor predicen la mortalidad post-incendio.

Al final del estudio el 27.5 % de los árboles muestreados murieron en el incendio de Atzaneta y el 11.5 % en Segorbe. Los resultados de la ANOVA indican que de todos los parámetros analizados, cuatro de ellos están significativamente relacionados con la mortalidad de los árboles. Estos parámetros son: porcentaje de la altura del árbol afectada por el fuego ( $F=49.18$ ;  $gl=1$ ;  $p=0.0000$ ), proporción de copa quemada ( $F=13.92$   $gl=1$ ;  $p=0.0002$ ), porcentaje del perímetro normal afectado ( $F=10.00$   $gl=1$ ;  $p=0.0017$ ) y la presencia o no de escolítidos ( $\chi^2= 28.960$ ;  $gl=1$ ;  $p=0.0000$ ).

El porcentaje de copa quemada es un parámetro que predice bien la mortalidad post-incendio en coníferas de diferentes especies. Sieg et al. (2006) indican para *P. ponderosa* como mejores parámetros, el porcentaje de copa quemado y el volumen de copa consumida. Hanula et al. (2002) para varias especies de pino (*P. elliotii* Englem. y *P. palustris* Mill.) indican la altura quemada del tronco, seguido del porcentaje de copa quemada. Rigolot (2004) considera en *P. halepensis* buenos parámetros el porcentaje de copa quemada, espesor de corteza carbonizada y diámetro basal afectado, coincidiendo en parte con nuestros resultados. Vega et al. (2011) en *P. pinaster* consideraron el volumen total de copa dañado, la proporción de cambium muerto y la presencia de escolítidos, como mejores predictores. Coincidimos con los últimos autores en la importancia de los escolítidos, aunque el estudio se realizó sobre *P. pinaster* y no sobre *P. halepensis*.

### 4.2. Elaboración de una tabla de probabilidad de supervivencia de árboles parcialmente afectados por fuego y su aplicación en la gestión de masas forestales quemadas.

Como ya hemos indicado, los cuatro parámetros que están significativamente relacionados con la mortalidad de los árboles son: porcentaje de la altura del árbol afectada por el fuego, proporción de copa quemada, porcentaje del perímetro normal afectado y presencia o no de escolítidos. A partir de estas cuatro variables y mediante análisis factorial por el método de las componentes principales, es posible reducir la información a una única variable, denominada factor, que es una combinación lineal de los cuatro parámetros seleccionados ( $K= 0.637895 \times \text{PNA \%} + 0.662356 \times \text{HA \%} + 0.809557 \times \text{VCQ \%} + 0.648085 \times \text{Escolítidos}$ ). Utilizando la distribución probabilística de este nuevo factor y a partir del Teorema de Bayes podemos estimar la probabilidad de supervivencia de los árboles parcialmente quemados en un incendio condicionada a la situación de dichos árboles en lo que respecta a las variables consideradas.

Para mayor comprensión de los datos obtenidos se han realizado dos tablas. En la tabla 2 se resumen las probabilidades de supervivencia del árbol en función de las cuatro variables, perímetro normal afectado, altura afectada, tanto por ciento de copa quemada y ausencia de escolítidos y en la tabla 3 se ha indicado la probabilidad de supervivencia de las tres primeras variables, en presencia de escolítidos. En las dos tablas se han marcado con dos líneas, el límite de las probabilidades de supervivencia inferiores al 50% (franja roja) y al 65% (franja amarilla).

Tabla 2. Probabilidad de supervivencia de los árboles parcialmente afectados por el incendio en función del % de copa quemada, % del perímetro normal afectado (P.N.A.) y % de la altura afectada por el fuego (Ha), en ausencia de escolítidos.

P.N.A.	De 0-25% de Copa Quemada										De 25-50% de Copa Quemada										P.N.A.
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-90	90-80	80-70	70-60	60-50	50-40	40-30	30-20	20-10	10-0	
0-10	74,28	73,64	72,82	71,80	70,59	68,17	67,53	65,65	63,53	61,16	56,30	59,13	61,80	64,01	66,08	67,91	69,50	70,87	70,04	73,01	0-10
10-20	74,05	73,34	72,44	71,35	70,06	68,55	66,82	64,85	62,63	60,16	55,13	58,05	60,72	63,14	65,30	67,22	68,90	70,36	71,61	72,65	10-20
20-30	73,79	73,01	72,04	70,87	69,50	67,90	66,07	64,01	61,69	59,12	53,91	56,93	59,70	62,22	64,48	66,49	68,27	69,81	71,14	72,27	20-30
30-40	73,51	72,65	71,60	70,36	68,90	67,21	65,39	63,13	60,71	58,04	52,56	55,78	58,55	61,26	63,62	65,73	67,60	69,23	70,65	71,85	30-40
40-50	73,19	72,26	71,14	69,81	68,26	66,49	64,47	62,21	59,69	56,92	51,37	54,58	57,55	60,27	62,63	64,96	66,90	68,62	70,12	71,40	40-50
50-60	72,85	71,85	70,64	69,23	67,59	65,73	63,62	61,25	58,64	55,77	50,05	53,55	56,42	59,23	61,79	64,10	66,15	67,97	69,56	70,92	50-60
60-70	72,48	71,40	70,11	68,61	66,89	64,93	62,72	60,26	57,54	54,57	48,70	52,08	55,24	58,16	60,82	63,22	65,38	67,29	68,96	70,41	60-70
70-80	72,08	70,92	69,55	67,97	66,15	64,09	61,78	59,22	56,41	53,51	47,31	50,78	54,03	57,04	59,80	62,31	64,56	66,57	68,33	69,87	70-80
80-90	71,65	70,41	68,96	67,28	65,37	63,22	60,81	58,15	55,23	52,07	45,90	49,44	52,78	55,89	58,75	61,36	63,71	65,81	67,67	69,29	80-90
90-100	71,19	69,86	68,33	66,56	64,55	62,30	59,80	57,03	54,02	50,77	44,46	48,07	51,50	54,70	57,66	60,36	62,82	65,01	66,97	68,68	90-100
Ha	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-90	90-80	80-70	70-60	60-50	50-40	40-30	30-20	20-10	10-0	Ha
0-10	71,15	69,82	68,27	66,50	64,49	62,23	59,71	56,94	53,92	50,66	44,34	47,96	51,39	54,60	57,57	60,28	62,74	64,95	66,91	68,63	0-10
10-20	70,65	69,24	67,61	65,74	63,63	61,27	58,66	55,79	52,67	49,32	42,87	46,56	50,07	53,37	56,43	59,25	61,81	64,11	66,17	67,98	10-20
20-30	70,12	68,63	66,90	64,94	62,73	60,27	57,56	54,59	51,38	47,91	41,39	45,13	48,72	52,10	55,26	58,17	60,83	63,24	65,39	67,30	20-30
30-40	69,56	67,98	66,16	64,10	61,80	59,24	56,42	53,36	50,06	46,55	39,88	43,68	47,39	50,80	54,05	57,06	59,82	62,33	64,58	66,58	30-40
40-50	68,97	67,29	65,38	63,23	60,83	58,17	55,25	52,09	48,71	45,12	38,36	42,20	45,92	49,47	52,80	55,91	58,77	61,37	63,72	65,82	40-50
50-60	68,34	66,57	64,57	62,32	59,81	57,05	54,04	50,79	47,32	43,67	36,84	40,71	44,48	48,10	51,52	54,72	57,68	60,38	62,83	65,03	50-60
60-70	67,67	65,81	63,72	61,36	58,76	55,90	52,79	49,45	45,91	42,19	35,30	39,20	43,02	46,70	50,20	53,49	56,55	59,35	61,90	64,20	60-70
70-80	66,97	65,02	62,82	60,37	57,67	54,71	51,51	48,09	44,47	40,70	33,76	37,68	41,53	45,27	48,85	52,23	55,38	58,28	60,93	63,32	70-80
80-90	66,23	64,19	61,89	59,34	56,54	53,48	50,19	46,69	43,00	39,19	32,23	36,14	40,03	43,82	47,47	50,93	54,17	57,17	59,92	63,42	80-90
90-100	65,42	63,32	60,92	58,27	55,37	52,22	48,84	45,26	41,52	37,66	30,69	34,61	38,51	42,35	46,06	49,60	52,93	56,02	58,87	61,47	90-100
P.N.A.	De 50-75% de Copa Quemada										De 75-100% de Copa Quemada										P.N.A.

Tabla 2. Los valores situados bajo la línea amarilla, indican probabilidades de supervivencia inferior a un 65% y los valores bajo la línea roja, una probabilidad de supervivencia inferior al 50%.

Tabla 3. Probabilidad de supervivencia de los árboles parcialmente afectados por el incendio en función del % de copa quemada, % del perímetro normal afectado (P.N.A.) y % de la altura afectada por el fuego (Ha), con presencia de escolítidos.

P.N.A.	De 0-25% de Copa Quemada										De 25-50% de Copa Quemada										P.N.A.
	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-90	90-80	80-70	70-60	60-50	50-40	40-30	30-20	20-10	10-0	
0-10	71,67	70,44	68,99	67,32	65,42	63,27	60,87	58,21	55,30	52,15	45,98	49,52	52,86	55,96	58,81	61,41	63,76	65,85	67,71	69,33	0-10
10-20	71,21	69,90	68,36	66,60	64,60	62,36	59,86	57,10	54,09	50,85	44,54	48,16	51,58	54,77	57,72	60,42	62,87	65,06	67,01	68,72	10-20
20-30	70,72	69,32	67,70	65,85	63,75	61,41	58,81	55,95	52,85	49,51	43,08	46,76	50,26	53,55	56,60	59,40	61,94	64,23	66,27	68,07	20-30
30-40	70,20	68,71	67,00	65,05	62,86	60,42	57,71	54,76	51,56	48,14	41,60	45,33	48,91	52,28	55,43	58,33	60,97	63,36	65,50	67,40	30-40
40-50	69,64	68,07	66,27	64,22	61,93	59,39	56,59	53,53	50,25	46,75	40,09	43,89	47,53	50,99	54,22	57,22	59,97	62,46	64,69	66,68	40-50
50-60	69,05	67,39	65,49	63,35	60,96	58,32	55,42	52,27	48,90	45,32	38,58	42,41	46,12	49,65	52,98	56,07	58,92	61,51	63,84	65,93	50-60
60-70	68,43	66,67	64,68	62,45	59,96	57,21	54,21	50,97	47,52	43,87	37,05	40,42	44,68	48,29	51,70	54,89	57,83	60,52	62,96	65,14	60-70
70-80	67,77	65,92	63,84	61,50	58,91	56,06	52,97	49,64	46,11	42,40	35,51	39,41	43,22	46,90	50,39	53,67	56,71	59,50	62,03	64,31	70-80
80-90	67,07	65,13	62,95	60,51	57,82	54,88	51,69	48,28	44,67	40,91	33,98	37,89	41,74	45,47	49,04	52,41	55,54	58,43	61,07	63,45	80-90
90-100	66,34	64,31	62,02	59,49	56,70	53,66	50,38	46,88	43,21	39,40	32,44	36,36	40,24	44,02	47,67	51,11	54,34	57,33	60,06	62,55	90-100
Ha	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	50-60	60-70	70-80	80-90	90-100	100-90	90-80	80-70	70-60	60-50	50-40	40-30	30-20	20-10	10-0	Ha
0-10	66,28	64,24	61,95	59,40	56,60	53,56	50,27	46,77	43,09	39,28	32,32	36,23	40,12	43,91	47,55	51,01	54,24	57,24	59,98	62,47	0-10
10-20	65,51	63,37	60,98	58,34	55,44	52,29	48,92	45,35	41,61	37,75	30,78	34,70	38,60	42,44	46,14	49,68	53,00	56,09	58,94	61,52	10-20
20-30	64,70	62,46	59,97	57,23	54,23	51,00	47,54	43,90	40,11	36,22	29,26	36,16	37,08	40,94	44,71	48,31	51,72	54,91	57,85	60,54	20-30
30-40	63,85	61,52	58,93	56,08	52,99	49,67	46,13	42,42	38,59	34,68	27,76	31,62	35,54	39,44	43,25	46,92	50,41	53,69	56,73	59,52	30-40
40-50	62,97	60,53	57,84	54,90	51,71	48,30	44,70	40,93	37,06	33,15	26,27	30,10	34,00	37,91	41,77	45,50	49,07	53,43	55,56	58,45	40-50
50-60	62,04	59,51	56,72	53,68	50,40	46,91	43,24	39,42	35,53	31,61	24,80	28,58	32,47	34,85	40,27	44,05	47,69	51,14	54,36	57,35	50-60
60-70	61,08	58,44	55,55	52,42	49,05	45,49	41,75	37,90	33,99	30,08	23,36	27,08	30,93	33,31	38,75	42,58	46,28	49,81	53,12	56,21	60-70
70-80	60,07	57,34	54,35	51,12	47,68	44,04	40,25	36,37	32,45	28,57	21,95	25,60	29,41	33,31	37,22	41,09	44,85	48,45	51,85	55,03	70-80
80-90	59,03	56,20	53,11	49,80	46,27	42,57	38,74	34,83	30,92	27,07	20,58	24,15	27,90	31,77	35,69	39,58	43,39	47,06	50,54	53,81	80-90
90-100	57,95	55,02	51,84	48,44	44,84	41,08	37,21	33,30	29,40	25,59	19,24	22,72	26,41	30,25	34,15	38,06	41,91	45,64	46,20	52,55	90-100
P.N.A.	De 50-75% de Copa Quemada										De 75-100% de Copa Quemada										P.N.A.

Tabla 3. Los valores situados bajo la línea amarilla, indican probabilidades de supervivencia inferior a un 65% y los valores bajo la línea roja, una probabilidad de supervivencia inferior al 50%.

En cuanto a la gestión, parece razonable proponer cortar el árbol cuando la probabilidad de supervivencia sea inferior al 50%. A medida que va aumentando la probabilidad de supervivencia del árbol, por encima del 50%, parece evidente que la decisión de cortar el árbol se justificaría cada vez menos. Por lo tanto, la cuestión que habría que resolver es si se puede establecer un valor crítico de probabilidad de supervivencia por debajo del cual sea razonable decidir el corte del árbol.

Al comparar las tablas ( tabla 2 y tabla 3) se evidencia que cuando existe presencia de escolítidos, el numero de arboles a cortar, para un mismo valor de supervivencia es mayor. En este sentido, teniendo en cuenta otros condicionantes de carácter climático, aparición de escolítidos, etc., que pueden darse tras el incendio, es lógico establecer un margen de incertidumbre y considerar, teniendo en cuenta los condicionantes antes mencionados, el corte de árboles con probabilidades de supervivencia superiores al 50%.

Como conclusión, proponemos como norma general en la gestión post incendio de pinares de *P. halepensis*, cortar aquellos árboles cuya probabilidad de supervivencia resulte inferior al 50%. Sin embargo tenemos que tener en cuenta que el mantenimiento en el monte de pinos dañados que se estima que pueden morir, puede provocar en ellos el desarrollo de insectos escolítidos que posteriormente generen daños en el pinar no afectado por el incendio o en pinos que podrían sobrevivir. Por lo tanto el valor de referencia del 50% se incrementaría en función de las condiciones climáticas del año siguiente al incendio y la presencia de escolítidos. Así si la primavera y el otoño del año siguiente al incendio son secos y cálidos, pueden favorecer el desarrollo de los insectos y aumentar así, la mortalidad real de los árboles. En estas condiciones se debería ser menos conservador introduciendo un margen de incertidumbre que consideramos razonable establecer inicialmente en un 15%. De esta forma, se podría tomar la decisión de cortar los árboles cuando la probabilidad de supervivencia fuese inferior al 65%, lo que conllevaría cortar árboles con menor porcentaje de altura y perímetro normal afectados y menor porcentaje de copa quemada.

Sin embargo, para la utilización práctica de los resultados y su aplicación en la gestión de los árboles post-incendio, una tabla con cuatro variables es difícil de manejar y de utilizar en campo. Basándonos en nuestros resultados, de las cuatro variables analizadas, las dos primeras (porcentaje de la altura del árbol afectada y porcentaje de copa quemada) son las que mejor predicen la mortalidad de los árboles.

El porcentaje de la altura del árbol afectada consideramos que es un parámetro fácilmente observable y cuantificable en campo, por lo que puede ser fácilmente usado por los técnicos forestales, al igual que el porcentaje de copa quemada, para decidir qué árboles se cortarán y cuáles no después de un incendio. Por lo tanto, con el objetivo de proporcionar una herramienta de trabajo útil en el manejo de las masas forestales quemadas, a partir de estas dos variables y mediante análisis factorial por el método de las componentes principales, se ha reducido la información a una única variable, denominada factor, que es una combinación lineal de los dos parámetros seleccionados ( $K = 0.867066 HA\% + 0.867066 CQ\%$ ). En base a la distribución probabilística normal, tanto en el caso de árboles vivos ( $p=0.619004$ ) como muertos ( $p=0.734932$ ), de este nuevo factor y a partir del Teorema de Bayes, podemos estimar la probabilidad de supervivencia de los árboles parcialmente quemados.

En la siguiente tabla (tabla 4) se han marcado tres zonas, una superior (con probabilidad de supervivencia superior al 65%) en la cual no se cortarían los árboles, una inferior (inferior al 50%) donde se cortarían los árboles y una zona intermedia (entre 50 y 65% de probabilidad de supervivencia), para la cual, se cortarían los árboles en función de las condiciones climatológicas del año siguiente al incendio.

Tabla 4. Probabilidad de supervivencia de los árboles afectados parcialmente afectados por el fuego, basándose en las variables, % de copa quemada (B) y % de la altura del árbol afectada (A)

HA (A)	% de copa quemada (B)			
	1	2	3	4
10-20%	90,09	85,60	79,78	72,67
20-30%	87,15	81,75	75,03	67,13
30-40%	83,59	77,28	69,72	61,19
40-50%	79,40	72,22	63,95	55,00
50-60%	74,60	66,64	57,85	48,74
60-70%	69,25	60,67	51,60	42,58
70-80%	63,44	54,47	45,37	36,68
80-90%	57,32	48,21	39,34	31,18
90-100%	51,07	42,06	33,64	26,18

Tabla 4. . Los valores situados bajo la línea amarilla, indican probabilidades de supervivencia inferior a un 65% y los valores bajo la línea roja, una probabilidad de supervivencia inferior al 50%.

La tabla de supervivencia obtenida (Tabla 3) constituye una herramienta para el técnico forestal que ha de decidir si un árbol parcialmente quemado ha de ser cortado o no, teniendo en cuenta la probabilidad de que dicho árbol sobreviva.

Los resultados del estudio realizado, aportan un herramienta que pueden utilizar los técnicos forestales para decidir si cortar o no un árbol afectado por el fuego. Investigaciones y estudios futuros permitirán aportar información para mejorar y ajustar el modelo y el criterio de decisión propuesto.

#### 4.3. Especies de perforadores y sus enemigos naturales capturados en las trampas.

Durante el periodo de estudio se han capturado diferentes coleópteros de las familias de los escolítidos, cerambícidos, Trogositidos y cleridos. Se han identificado un total de once especies, seis de la familia de los escolítidos, cuatro especies de cerambícidos, una especie de la familia de los trogositidos (*Temnocheila coerulea*) y una especie de la familia de los Cleridos (*thanasimus formicarius*). Además se recogieron numerosos himenópteros y dípteros parasitoides que todavía no se han identificado.



#### 4.3.1. Escolítidos:

Los escolítidos capturados e identificados han sido, *Tomicus destruens*, *Hylurgus miklitzii*, *Orthotomicus erosus*, *Pytiogenes calcaratus*, *Hylaster ater* y *Crypturgus spp.*.

##### ***Tomicus destruens* Wollaston.**

Coleóptero con aspecto cilíndrico y robusto, con una longitud de 3 a 5.5 mm, cabeza con el rostro corto, funículo antenal formado por seis segmentos, maza ovoide de cuatro segmentos, pronoto más largo que ancho y estrechado en su parte anterior. Élitros con estrías formadas por gruesos puntos espaciados e interesarías con pilosidad regular. (Figura 4.6 pag.48).

Es una especie monógama, con una única generación anual y varias generaciones hermanas. La hembra pionera en la colonización, realiza distintas puestas a lo largo del invierno. Mientras la hembra es la encargada de realizar la galería unirrámea, galería paralela al eje del tronco con galerías larvarias sinuosas y transversales a la galería materna, el macho es el encargado de expulsar al exterior los serrines. La hembra coloca entre 20 y 45 huevos blanquecinos de forma escalonada en celdillas a ambos lados de la galería. Los huevos eclosionan entre los catorce y veinte días posteriores a la puesta, dando lugar a pequeñas larvas, apodas, ligeramente curvadas, con la cabeza de color caramelo. Al final de su evolución larvaria realiza una cámara de pupación de la que saldrá el adulto. En este momento los adultos se dirigen a la copa de los árboles donde se alimentaran de la medula de los ramilletes terminales hasta conseguir la maduración sexual. La duración del ciclo larvario se dilata en función de la época de colonización del árbol y de la temperatura. Recientemente se han realizado estudios para averiguar las preferencias y los resultados de cría y longevidad sobre varias especies de pinos, tanto de especies mediterráneas, *Pinus pinea*, *Pinus pinaster* y *Pinus halepensis* como de especies continentales, *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra*. *Tomicus destruens* coloniza las tres especies mediterráneas pero no se reproduce sobre *P. sylvestris*. Necesita alrededor de 79 días para completar su desarrollo y el mejor rendimiento de cría, se da sobre *P. halepensis*, pudiendo sobrevivir durante 83 días (Faccoli. 2007).

Existen una serie de signos que nos permiten identificar la presencia de *T. destruens* en campo (MMA, 2011).

-Caída al suelo de ramilletes con galerías medulares resultado de la alimentación y de la maduración sexual (figura 4.7).

-Hacia primavera y otoño se pueden ver grumos de resina en las cortezas de los árboles (figura 4.1 y figura 4.2).

-Orificios de entrada en los troncos con serrín indican la presencia de adultos excavando la galería materna.

-Serrines de color oscuro indican presencia de larvas en últimos estadios (figura 4.5).



Figura 4.1: Grumos de resina como respuesta ante el ataque de *T. destruens*



Figura 4.2: Grumos de resina en tronco.



Figura 4.3: Caída de ramilletes terminales.



Figura 4.4: Ejemplar de *T. destruens* en grumo.



Figura 4.5: Muestra de serrín en tronco.

***Orthotomicus erosus* Wollaston**

Escolítido de aspecto menos robusto y cilíndrico que *tomicus*, mide entre 3.0 y 3.7 mm, con pilosidad por todo el cuerpo tiene la maza antenal plana, subcircular, y con las suturas recurvadas hacia arriba, en forma de arco convexo, el declive elitral, aunque es menos evidente en las hembras, se ve truncado bruscamente. La especie presenta dimorfismo sexual, los machos tienen, Los machos presentan en los márgenes del declive elitral 4 pares de dientes triangulares. El segundo par de dientes es el de mayor tamaño, y unido a su base se encuentra el tercer par. Las hembras, con dientes más reducidos, presentando tres pequeños dentículos, donde el tercer par es prácticamente nulo suelen depositar de 26 a 75 huevos de medio milímetro, de aspecto gelatinoso y blanquecino, que eclosionan en el transcurso de una semana entre temperaturas de 15 y 25° C. Las larvas al cabo de 20 días entran en estado ninfal, alcanzando el estado adulto inmaduro al cabo de una semana. Las larvas poseen 3 estadios larvales (Lee et al. 2005). Los adultos jóvenes de una puesta deben alimentarse de floema para alcanzar la madurez sexual. Esta alimentación puede darse en el mismo huésped en el que nacen, en otro huésped diferente de la misma especie o incluso en otra especie de conífera diferente (Figura 4.8 pag 48).

Especie polígama, en la cual el macho suele aparearse con 2 ó 3 hembras. Puede haber de 2 a 7 generaciones anuales, dependiendo de la zona geográfica y condiciones climáticas. Los ataques se producen desde marzo hasta octubre sobre árboles debilitados. Construye galerías en forma de estrella irregular, con dos o tres galerías maternales que parten de una cámara de acoplamiento. Sus huéspedes son casi todas las especies del género *cedrus*, *Abies* y *Pinus* y de forma más especial *P. halepensis* y *Pinea* (Lee et al. 2005). Como otros escolítidos puede actuar como transmisor del hongo causante del azulado de la madera (Kirisits. 2004).

***Pityogenes calcaratus* Eichhoff**

Este insecto es de pequeño tamaño, entre 2.0 y 2.5 mm, alargado y cilíndrico, con la maza antenal redonda y plana con cinco segmentos, presenta dimorfismo sexual. Los machos presentan tres pares de dientes en el declive elitral, el primero muy reducido, el segundo con forma de gancho pero con el extremo dirigido hacia el frente, característico de esta especie. En cambio las hembras presentan estos dientes muy poco marcados en el declive elitral, ya que están muy reducidos, las hembras poseen dos fosetas laterales en el rostro que nos ayudan a determinarlas (Figura 4.9 pag 48).

Especie floeófaga y polígama se distribuye Europa meridional y mediterránea, desde la costa oeste de Portugal hasta Crimea, Siria y Palestina (Pfeffer 1995; Fauna Europea 2005). Coloniza la parte alta del fuste, ramas y ramillas de especies del género *Pinus* (*P. halepensis*, *P. pinaster* y *P. sylvestris*) (López et al. 2007). El sistema de galerías presenta una forma de estrella irregular. En el País Vasco se ha observado que está asociado con el hongo *Leptographium guttulatum* (Romón et al. 2007).

***Crypturgus spp.* Erichson**

Escolítido de menor tamaño encontrado. Además este género comprende algunas de las especies más pequeñas de todos los escolítidos ibéricos. Su longitud oscila entre 0.8 y 1.6 mm, y el cuerpo es totalmente negro con la maza antenal ovalada y formada por un solo segmento ya que las suturas están muy difuminadas. El dimorfismo sexual es poco acusado, las hembras son algo más robustas que los machos (Figura 4.10 pag 48).

Estos insectos siempre se instalan en árboles debilitados o muertos, se localizan en fustes ya colonizados por otros insectos, generalmente por otros escolítidos de mayor tamaño, cuyos orificios utilizan para penetrar y alcanzar el cambium. Está considerado como un género poco perjudicial, considerando a sus especies como secundarias, a pesar de estar asociados a especies de hongos como *Ophiostoma* sp. o *Ceratocystiopsis minuta* (Kirisits. 2004). Es una especie monógama que excava galerías de forma irregular (López *et al.* 2007). Parasita a un grupo restringido de géneros de coníferas, *Pinus*, *Abies*, *Picea* y algún *Juniperus* ( Gil y Pajares. 1986.)

***Hylastes ater* Paykull**

Escolítido de aspecto alargado, de color negro, con un tamaño entre 3,5 y 5 mm. El pronoto y los élitros son prácticamente glabros, los machos presentan en el último segmento abdominal una depresión provista de sedas, mientras que en las hembras es totalmente liso. Especie monógama y floeófaga, puede presentar 2 generaciones anuales si las condiciones son óptimas (Figura 4.7 pag 48). Suele habitar en la base de troncos y raíces gruesas de coníferas muertas o debilitadas (Milligan 1978). En el País Vasco se le ha encontrado asociado al hongo *Leptographium wingfieldii*, considerado como patógeno estricto (Romón *et al.* 2007).

Coloniza las especies del género *Pinus*, *Larix*, *Abies*, *Taxus*, *Thuja Picea* y *Pseudotsuga menziesii* (Gil & Pajares 1986; Pfeffer 1995). Se distribuye por toda Europa, desde Siberia a Corea, Nueva Zelanda y Australia. En la Península Ibérica parecer ser más abundante en el Noreste (Gil & Pajares 1986; Fauna Europaea 2005).

***Hylurgus micklitzii* Watchl**

Escolítido considerado como hospedante secundario tiene una longitud entre 3,5 y 4,5 mm, con morfología muy parecida a *Hylurgus ligniperda* (Fabricus, 1787), del que se diferencia tanto por su menor tamaño como por tener la mitad anterior de los élitros con gránulos poco o nada marcados. Las galerías de este género son parecidas a las de *T. destruens* y *T. piniperda*. Sin embargo se presenta casi exclusivamente sobre pino carrasco (Figura 4.11 pag. 48).

#### 4.3.2. Otras especies de perforadores:

##### *Monochamus galloprovincialis* Olivier

Éste coleóptero tiene la cabeza grande, con mandíbulas muy desarrolladas. Antenas muy largas, en los machos a partir del sexto artejo sobrepasan a los élitros y son más cortas en las hembras. La longitud del cuerpo es de 17 a 25 mm, cubierto de pilosidad, grisáceo con manchas irregulares más oscuras y pequeñas, amarillas o pardas. Tegumentos negros o rojizos en algunas variedades, élitros largos y subparalelos con el escudete provisto de una mancha de tomento negro; la coloración elitral es muy variable, generalmente con la base rugosa. Las patas son largas y robustas en los machos y más cortas en las hembras. El tamaño de *Monochamus* varía según su ubicación en el árbol ya que está principalmente determinado por la disponibilidad y calidad de los alimentos durante el crecimiento de las larvas.

La aparición temprana de los machos antes que las hembras es una tendencia común para la familia de los cerambícidos en general y también se ha reportado para otras especies del género *Monochamus* (por ejemplo, Togashi y MAGIRA, 1981; Schoeman et al, 1998; Shibata, 1998.), siendo una estrategia para los machos para encontrar los sitios de oviposición generalmente escasos, que defienden hasta la llegada posterior de las hembras. Las fluctuaciones anuales de la aparición parecen estar asociados con las variaciones de temperaturas anuales (PIRES et al, 2004; SANTO et al, 2005).

##### *Acanthocinus griseus* Fabricius

Este cerambicido tiene un tamaño comprendido entre 5 y 15 mm en su estado adulto. Presenta un color negro o pardo oscuro y está cubierto de tomento grisáceo blancuzco, creando una coloración grisácea con franjas más claras sobre los élitros. Las antenas bastante largas en los machos, sobrepasando el ápice elitral a partir del sexto artejo y más cortas en las hembras. Los élitros son largos y paralelos, con los húmeros salientes y el ápice redondeado. Las patas son largas y finas y aparecen anilladas de blanco y punteadas. Las hembras están provistas de un órgano para la oviposición.

Se trata de una especie eurosiberiana extendida en la parte mediterránea de nuestra península. Viven sobre troncos recién muertos o enfermos de todo el género *Pinus* y algunas especies del género *Abies* (Vives Noguera, 2001). Especie floeófaga y polígama se distribuye Europa meridional y mediterránea, desde la costa oeste de Portugal hasta Crimea, Siria y Palestina (Pfeffer 1995; Fauna Europea 2005). Coloniza la parte alta del fuste, ramas y ramillas de especies del género *Pinus* (*P. halepensis*, *P. pinaster* y *P. sylvestris*) (López et al. 2007). En el País Vasco se ha observado que está foréticamente asociado con el hongo *Leptographium guttulatum* (Romón et al. 2007).

***Arhopalus syriacus* Reitter**

Los adultos de esta especie alcanzan una longitud de 12 a 23 mm. Tienen forma alargada y son de color marrón canela y las patas más oscuras, se distingue del resto de especies del género *Ahopalus* por el ápice de los élitros redondeado, no presentar espina apical y el ángulo sutural dehiscente. Los ojos son grandes y glabros. Las antenas de los machos son más largas y finas que las de las hembras, sobrepasando ligeramente el ápice de los élitros.

***Spondylis buprestoides* Linnaeus**

Los adultos tienen el cuerpo de color negro, con una longitud de 10 a 23 mm, antenas cortas y casi moniliformes. Élitros cortos, subparalelos, muy convexos, con dos o tres largas costillas longitudinales y ápice redondeado y sin espinas. Patas cortas y robustas, con el cuarto artejo basal bastante visible. Apenas tiene dimorfismo sexual, a no ser por el mayor tamaño de las hembras. Suele ser bastante termófila. Las larvas fueron descritas por Kemner (1922). Especie paleártica, común en toda la Península Ibérica donde se le puede encontrar por todos los pinares aunque es más abundante en los pinares medios y litorales.

**4.3.3. Predadores encontrados en las trampas multiembudo.**

Dos han sido los predadores encontrados e identificados en el presente trabajo. El primero de ellos es *Thanasimus formicarius* (Linnaeus, 1758). Especie perteneciente al género *Thanasimus* (Latreille, 1806) y a la familia cleridae. Presenta un tamaño entre los 7-12 mm. Su cabeza, la parte anterior del pronoto y las patas son de color negro. La parte posterior del pronoto, el disco y la región basal de los élitros son de color rojizo. El resto de los élitros también es de color negro y presenta dos franjas transversales de pubescencia blanco-amarillenta. La región ventral del tórax presenta variabilidad en el color, pudiendo ser rojo o negro, dependiendo del individuo. Existen puntuaciones en la cabeza, el pronoto y los élitros. La puntuación elitral que presenta es una característica propia de esta especie y nos permite diferenciarla de *T. femoralis*. Esta se presenta formando líneas longitudinales un tanto irregulares, de modo que los puntos que las constituyen son más gruesos que el espacio que separa las estrías. *Thanasimus formicarius* es un depredador polífago que se alimenta tanto de larvas como imagos de escolítidos (*Tomicus*, *Ips*, *Pityogenes*, *Hylastes* o *Hylesinus* entre otros). De mayor tamaño que los escolítidos (10 mm aprox.) destaca por las 2 bandas blancas pilosas en forma de “W” dispuestas en los élitros (Figura 4.12 pag 48)

Es un insecto muy voraz. Se ha visto en estudios experimentales que es capaz de llegar a reducir la progenie de *Tomicus piniperda* en un 81% (Schroeder, 1987). Además, cada larva de *Thanasimus* puede consumir, a lo largo de todas sus fases larvarias, de 44 a 57 larvas de escolítidos (Kenis et al. 2004). Hay 3 factores que contribuyen a que el

impacto generado por *T. formicarius* en la progenie de escolítidos sea grande. Uno es el hecho de que tiene una alta fecundidad, con lo que un alto número de larvas puede devorar gran cantidad de escolítidos. Otro factor importante es que ha adaptado su ciclo biológico de acuerdo al de los escolítidos. Comienza el vuelo antes que cualquier escolítido, y dura 4 meses, con lo que durante ese tiempo es capaz de alimentarse de gran número de especies que realicen el vuelo de dispersión. Por último, se ve atraído por las feromonas de agregación de los escolítidos y por volátiles emitidos por los árboles, lo que le facilita la localización de sus presas. Para capturarlas, se posa en la corteza de los árboles que están siendo atacados por los escolítidos.

El siguiente predador capturado por las trampas es *Temnocheila coerulea* (Olivier, 1790), perteneciente al género *Temnocheila* (Westwood, 1835) y familia Trogossitidae. Insecto de talla media, que oscila desde los 11 hasta los 18 mm, tiene los élitros de aspecto glabro, la cabeza tan ancha o casi tan ancha como el pronoto, con rebordes laterales y epipleurales estrechos y frente sin línea media longitudinal. La parte superior del cuerpo es normalmente de color azul o verde, aunque ocasionalmente puede ser de color violáceo oscuro o casi negro, pero siempre con reflejos metálicos. La región humeral de los élitros es redondeada, sin dentículos aparentes. Es atraída por las feromonas de los escolítidos y tanto los imagos como sus larvas se alimentan de escolítidos y otros insectos que viven en el medio subcortical. De carácter termófilo y distribución mediterránea (Figura 4.13 pag 48)



Figura 4.6: *T. destruens*



Figura 4.7: *Hylastes ater*.



Figura 4.8: *O. erosus* (izq. Hembra/derch macho.)



Figura 4.9 *P. calcaratus* (macho izq/hembr derch.).



Figura 4.10: *Crypturgus spp.*



Figura 4.11: *Hylurgus micklitzii*.



Figura 4.12: Predador *T. formicarius*.



Figura 4.13: predador *T. coerulea*.



#### 4.4. Número total de insectos capturados.

El número total de insectos capturados en la zona incendiada y el testigo asciende a 47.495 de los cuales se identificaron un total de 45.342. Como se muestra en la figura 5.1 la familia más abundante ha sido la de los escolítidos, con un 97% de capturas respecto al total. Los cerambícidos suponen un 1% de capturas y el número de predadores capturados no llega a un 1%. La suma de individuos de diferentes especies no identificadas supone un 2% del total de la muestra obtenida.

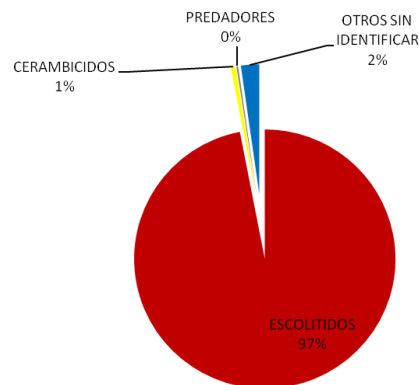


Figura 5.1: Relación de capturas según familias.

#### 4.4.1. Número total de insectos capturados en la zona incendiada y en el testigo.

FAMILIA	ESPECIE	incendio	testigo
<i>Escolitidae.</i>	<i>T. destruens.</i>	144	205
	<i>O. erosus.</i>	3541	4566
	<i>H. miplitzi.</i>	2267	5839
	<i>P. calcaratus.</i>	279	1948
	<i>Crypturgus spp.</i>	25586	103
	<i>Hylastes ater.</i>	16	86
<i>Cerambycidae.</i>	<i>M. galloprovincialis.</i>	24	10
	<i>A. griseus.</i>	151	91
	<i>S. buprestoides.</i>	49	22
	<i>A. syriacus.</i>	149	64
<i>Cleridae.</i>	<i>T.formicarius.</i>	85	53
<i>Trogossitidae.</i>	<i>T.coerulea</i>	60	4
INSECTOS NO IDENTIFICADOS		1791	362
INSECTOS TOTALES		34142	13353

Tabla (3.4) Número de insectos capturados.

Aunque el número total de insectos capturados de la parcela de estudio es muy superior al de la parcela testigo, sin embargo, si descontamos el dato referente a la captura de *Crypturgus spp.*, recogido el 6/08/2010 en la trampa número 5, situada en la zona incendiada, con la captura de 21106 ejemplares, el número de capturas totales en ambas zonas sería similar, con 13036 ejemplares en la parcela incendiada y 13353 en la testigo. De esta forma para el análisis de la varianza y para el propio estudio de vuelo, el número de capturas de *Crypturgus spp.* pasaría a ser de 4480 ejemplares.

En la siguiente figura (figura 5.2) se muestra el % de insectos capturados por familia (escolítidos, cerambícidos y predadores: cleridos y Trogositidos.), para la zona incendiada y la no incendiada.

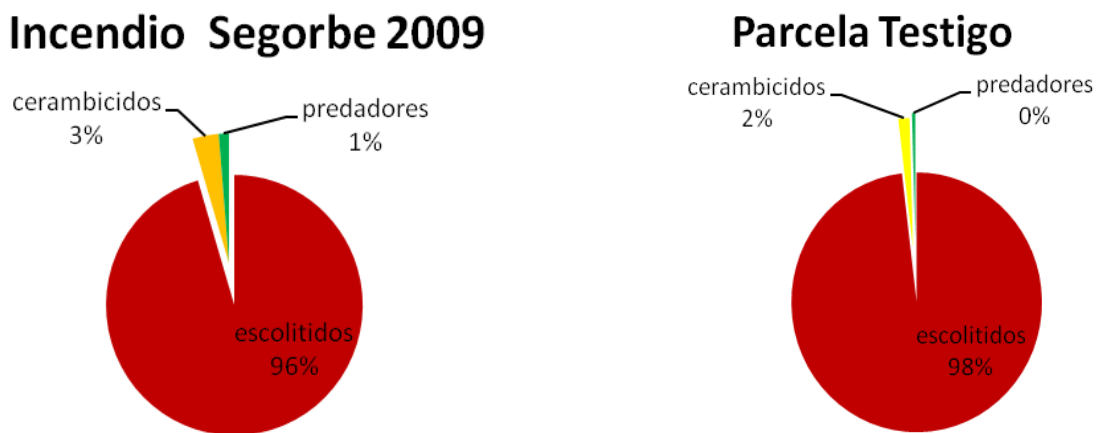


Figura 5.2 relación de capturas por familias para las dos zonas, incendio y testigo.

Se puede observar como los insectos con mayor respuesta al atractivo en ambas zonas siguen siendo los escolítidos con un 96% en la parcela testigo y un 98% en la parcela de estudio, y que las captura de cerambícidos, similar en ambas zonas, apenas supone un 3% en la zona incendiada y un 1% en la testigo. Respecto a la presencia de predadores llama la atención la baja captura de estos, tanto en la parcela testigo como en la incendiada, sin embargo, si apreciamos una mayor presencia de estos en el incendio, con 1% en la parcela de estudio y menor a un 1% en el testigo.

En la siguiente tabla (tabla 3.5) se muestran los resultados estadísticos del análisis de la varianza en la cual se han comparado para cada especie, el número medio de insectos capturados entre las dos zonas, incendio y testigo.

Tabla 3.5: Comparativa del número medio de insectos capturados por trampa y día, para la zona incendiada y la testigo.

FAMILIA	Especie	Nº medio de insectos por trampa y día		g. l.	F	P-valor	Diferencia
		Incendio	Testigo				
Escolitidae.	<i>T.destruens.</i>	1,44	2,05		1,17	0,2817	-
	<i>O.erosus.</i>	35,41	45,66	1	0,33	0,5641	-
	<i>H. mickitzi.</i>	22,67	58,39	1	8,69	0,0036	**
	<i>P.calcaratus.</i>	2,79	19,48	1	9,38	0,0025	**
	<i>Crypturgus sp.</i>	45,25	1,04	1	12,08	0,0006	**
	<i>H.ater.</i>	0,16	0,86	1	9,03	0,003	**
Cerambycidae.	<i>M.galloprovincialis.</i>	0,24	0,1	1	2,97	0,0862	-
	<i>A.griseus.</i>	1,51	0,91	1	2,61	0,108	-
	<i>S.buprestoides.</i>						
	<i>A.syriacus.</i>	1,49	0,64	1	3,71	0,0556	-
Cleridae.	<i>T.formicarius.</i>	0,85	0,53	1	3,08	0,081	-
Trogossitidae.	<i>T.coerulea.</i>	0,6	0,04	1	17,46	0	**

- = diferencias no significativas (p-valor >0,05).

\* = diferencias significativas (p-valor ≤ 0,05).

\*\* = diferencias altamente significativas. (p-valor ≤ 0,01).

Según se observa en la tabla, hemos obtenido diferencias estadísticamente significativas entre las dos zonas, para las especies de escolítidos, *H. mickitzi*, *P. calcaratus*, *H. ater* y *Crypturgus spp.*, además encontramos también diferencias estadísticamente significativas entre las dos parcelas para el predador *T. coerulea*. En estas especies de escolítidos, a excepción de *Crypturgus spp.* el número de insectos capturados en el testigo es muy superior al de la zona incendiada, sin embargo tanto para *Crypturgus spp.* como para el predador *T. coerulea*, las capturas son muy superiores en la zona incendiada que en el testigo. Para el resto de las especies, aunque no hay diferencias estadísticamente significativas, sí se observa que el número medio de insectos capturados ha sido mayor en la zona incendiada.

El bajo número de capturas de *Crypturgus spp.* y *T. coerulea* en la parcela testigo, en comparación con la zona incendiada, podría significar un crecimiento de las poblaciones tanto de escolítidos como de predadores en la zona incendiada. Sin embargo, este fenómeno no se repite en el resto de especies. Este comportamiento podría deberse, a que las trampas de la zona incendiada, quedan enmascaradas por los volátiles que emiten de forma natural los pinos, afectados por el fuego. De esta forma suponemos que las distintas especies de escolítidos, tienen mayor facilidad para detectar las trampas en la parcela testigo con menor carga de volátiles en el ambiente, que en la zona incendiada, donde además, cuentan con un mayor número de atractivos.

En la siguiente figura (Figura 5.3), se muestran las capturas de los cerambícidos por especie en el incendio y en la zona testigo, aunque no existen diferencias estadísticamente significativas entre ambas zonas, se aprecia para todas las especies de esta familia, una mayor captura en la zona del incendio que en la testigo, por lo que ante la mayor disponibilidad de árboles muertos y debilitados en la zona incendiada podrían mostrar un crecimiento de las poblaciones. La especie con mayor capturas en ambas zonas es *A. griseus*, seguida de *A. syriacus*, y en menor proporción *S. buprestoides* y *M. galloprovincialis*.

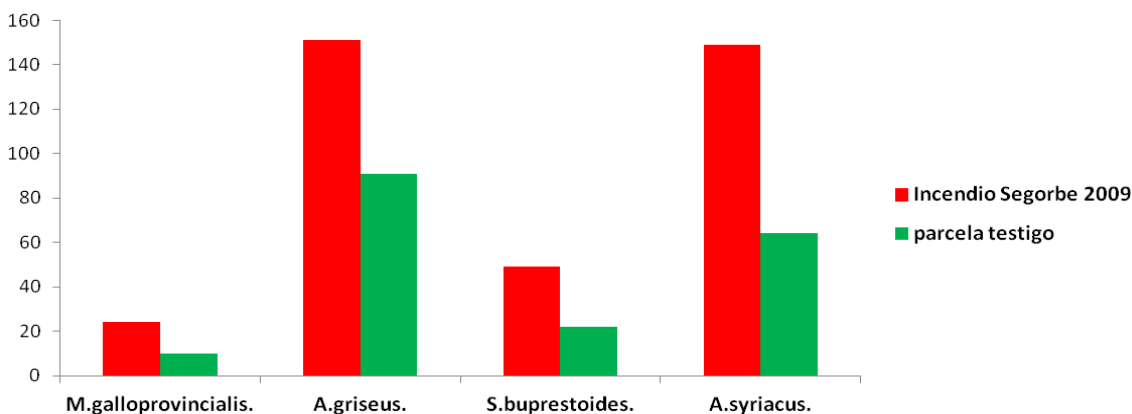


Figura 5.3: Capturas des diferentes especies de cerambícidos.

En lo que respecta a los predadores (figura 5.4), aunque el número de capturas de *T. formicarius* no tiene diferencias estadísticamente significativas entre la zona incendiada y la no incendiada, no ocurre lo mismo para *T. coerulea* donde sí se aprecia un número muy superior de capturas en la zona incendiada. En ambos casos, las capturas han sido superiores en la zona incendiada que en la testigo. Este comportamiento sería el esperado para estas especies, ya que en un principio, si crecen las poblaciones de las presas crecerán también la de los predadores.

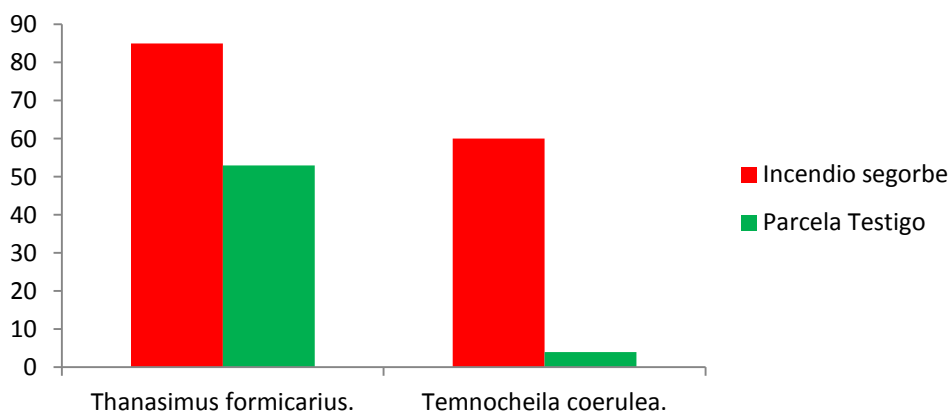


Figura 5.4: Capturas de los predadores en las dos parcelas.

#### **4.5. Estudio del periodo vuelo de los principales perforadores y sus enemigos naturales capturados en las trampas multiembudo.**

En las figuras siguientes se muestran las capturas de los diferentes perforadores capturados con las trampas. Para poder estudiar mejor cada una de las especies y sus emergencias en el tiempo, se representa cada especie individualmente, mostrando el número medio de insectos capturados por trampa y día, referente a los 15 días del periodo de muestreo. Cada valor tiene representado el error relativo (en positivo) referente a esa captura.

##### **4.5.1. Estudio del periodo de vuelo de los principales escolítidos capturados en las trampas.**

En la siguiente figura (figura 5.5) se muestra las capturas de *T. destruens* a lo largo del periodo de estudio. Se observa un único periodo de vuelo tanto en la zona incendiada como en la no incendiada, este abarca desde finales de octubre, con la captura inicial de dos ejemplares en la zona incendiada hasta principios de febrero. Al principio del periodo de vuelo se capturan más ejemplares en la zona incendiada que en la no incendiada hasta que a principios de diciembre ocurre lo contrario, es en este momento cuando se dan el máximo de capturas en la zona no incendiada.

En este trabajo se puede observar como en la zona incendiada se da una salida masiva a principios de octubre y como las capturas se suceden hasta principios de marzo. En la zona testigo la salida masiva de individuos parece retrasarse hasta diciembre, aunque el periodo de vuelo en ambas zonas es similar, con capturas de individuos durante todo el invierno. Esto demuestra que el vuelo y la actividad reproductiva de *T. destruens* en el medio ambiente estudiado nunca cesó por completo entre el otoño y la siguiente primavera, como también fue encontrado por Dajoz (1980), Triggiani (1984), Mendel et al. (1985), Santini y Prestininzi (1991) Monleón et al. (1996), Nanni y Tiberi (1997) y Sabbatani (2008).

Nuestros resultados coinciden con los trabajos de otros autores. Según Sabatini (2008), *T. destruens* tiene su máximo de actividad reproductiva a finales de invierno y principios de primavera. Según Ben et al. (2000), el ciclo de *T. destruens* está íntimamente relacionado con la temperatura citándose una salida masiva a principios de otoño, momento en el que la temperatura cambia de cálida a fría, hasta finales de invierno.

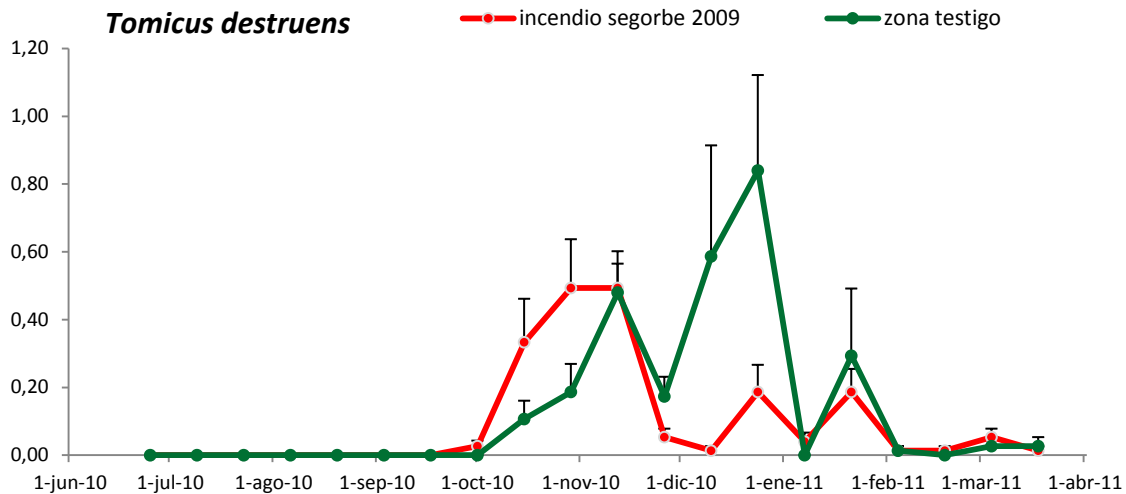


Figura 5.5: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Tomicus destruens*.

Según Sabbatani (2008) esta actividad de continua colonización para un período tan largo (6 meses), se puede explicar en dos maneras. Una es que durante el invierno y la primavera los adultos generan dos, tres o más generaciones hermanas de escarabajos después de alimentarse de la regeneración de los brotes (Dajoz, 1980; Mendel y Halperin, 1982; Monleón et al., 1996; Ben Jamaâ et al., 2000; Vasconcelos et al., 2003). La otra es que no todos los escarabajos comienzan a reproducirse en otoño al mismo tiempo, suponiendo que algunos escarabajos pueden pasar más tiempo en los brotes, hasta el invierno o principios de la primavera del año siguiente (Masutti, 1969; Santini y Prestininzi, 1991).

Respecto a la máxima actividad de vuelo, se aprecia una diferencia entre ambas zonas, en la zona incendiada, las máximas capturas se dan a principios de otoño, mientras que en la zona testigo se da a principios de invierno. Estas diferencias entre la zona incendiada y la no incendiada pueden deberse a diferencias microclimáticas entre las dos parcelas, ya que existe una diferencia de altitud de trescientos metros y además la parcela testigo está situada en la zona más continental de la comarca y la zona incendiada en la meridional.

La siguiente figura (Figura 5.6) correspondiente a las capturas de *Orthotomicus erosus*, se observa un único periodo de vuelo que abarca desde el comienzo del estudio hasta principios de otoño. El periodo de máxima actividad se da a principios de verano en la zona de estudio y a mediados de verano en la zona testigo. Esto podría deberse a las diferencias entre ambas parcelas ya citadas para *T. destruens*, ya que ambas especies tienen gran dependencia de las condiciones climáticas. Estimándose para *O. erosus* el límite inferior de temperatura media para el inicio del vuelo de 12 a 14 °C (Haack 2004).

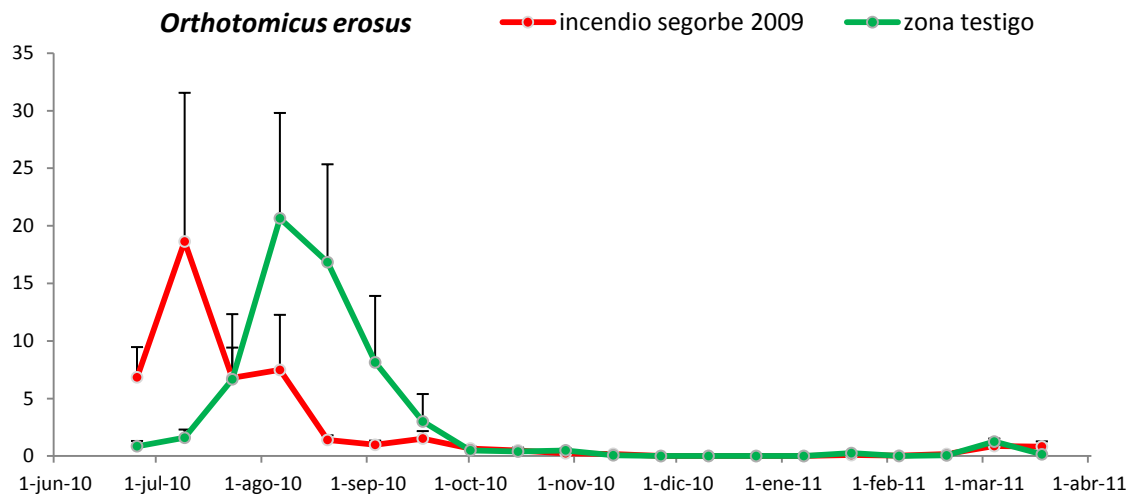


Figura 5.6: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Orthotomicus erosus*.

En la figura 5.7 correspondiente a *Crypturgus* spp., a excepción del mes de diciembre y enero en la parcela testigo, en las dos zonas se capturaron ejemplares durante todo el periodo de estudio, siendo muy superiores las capturas en la zona del incendio que en la no incendiada. En la zona incendiada se distinguen tres periodos de vuelo, el primero abarcaría los meses de julio y agosto, el segundo los meses de septiembre y octubre y el tercero se iniciaría con el aumento de las temperaturas tras el invierno.

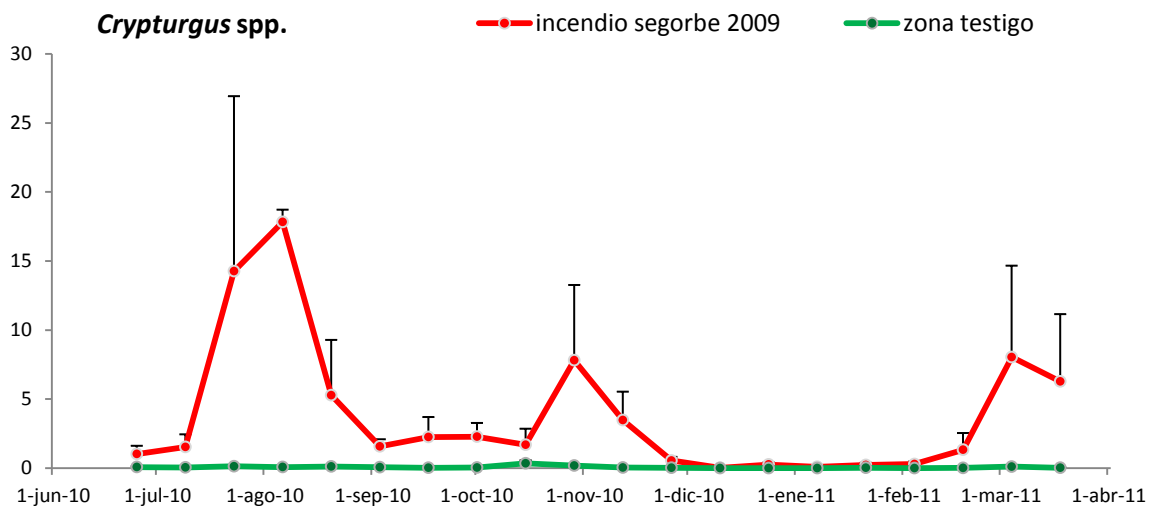


Figura 5.7: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Crypturgus* spp..

En la figura 5.8 se representa el vuelo de *Pytiogenes calcaratus*. En la grafica se puede observar como en la zona no incendiada se da un único periodo de vuelo. Este comprendería desde primavera hasta finales de verano, mientras que en la zona del incendio, con un numero de capturas inferior, el vuelo se mantiene más o menos constante hasta principios de febrero, esta prórroga en el periodo de vuelo de la zona del incendio puede deberse al hecho de ser una especie secundaria que muestra una constante colonización de pies afectados por el incendio, a excepción de la época de invierno.

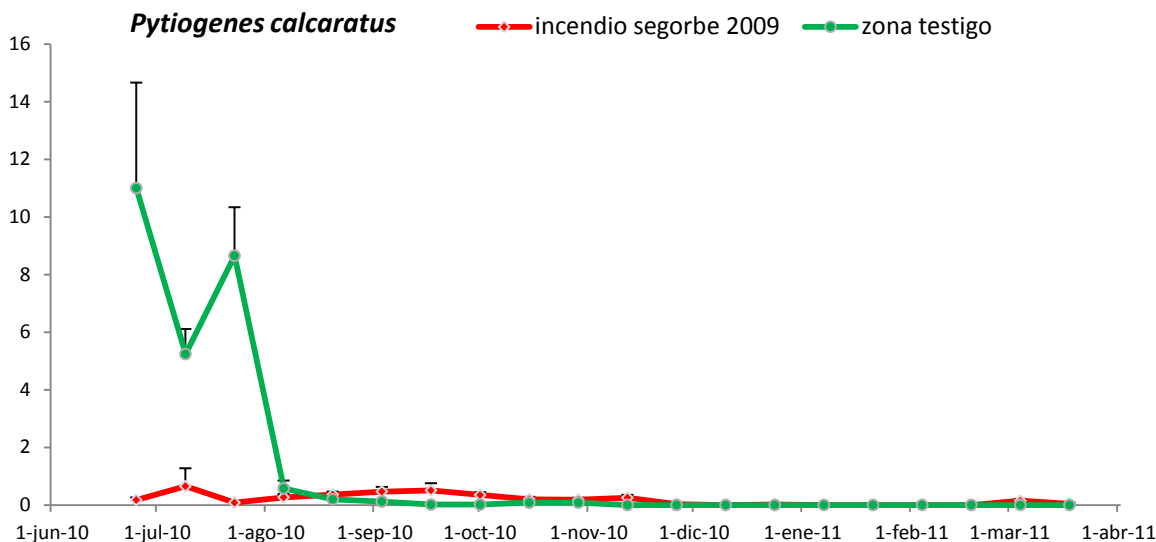


Figura 5.8: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Pytiogenes calcaratus*.

En la siguiente figura (Figura 5.9), se representa las capturas de *Hylurgus micklitzi*. El vuelo de este escolítido marca dos periodos de vuelo, tanto en la parcela de estudio como en la testigo. El primer periodo parece comenzar en el momento en que empezamos el estudio y se prolonga hasta finales de agosto. El segundo periodo comenzaría a finales de octubre, prolongándose hasta principios de enero. Con el principio de la primavera parece comenzar un tercer periodo que no podemos concretar por la finalización del periodo de estudio.



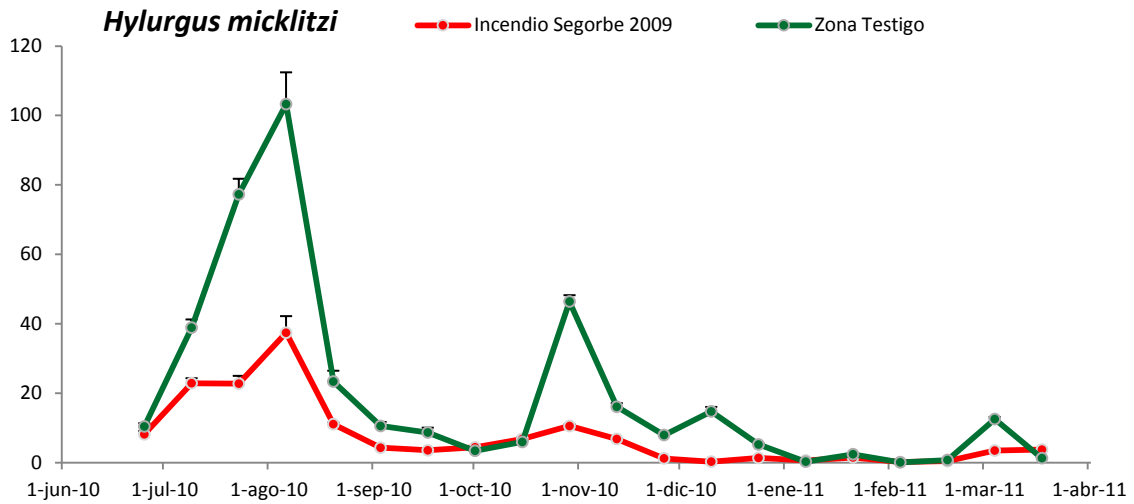


Figura 5.9: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Hylurgus micklitzi*.

Respecto a *Hylastes ater*, en la figura 5.10 se puede observar dos periodos de vuelo que coinciden en las dos zonas, con un numero de capturas muy superior en la zona no incendiada. El primer periodo de vuelo se inicia a principios de noviembre, abarcando hasta finales de enero, teniendo una emergencia similar a la de *tomicus destruens*, más retrasada que el resto de escoltídeos encontrados en el estudio. El segundo periodo se iniciaría a principios de marzo.

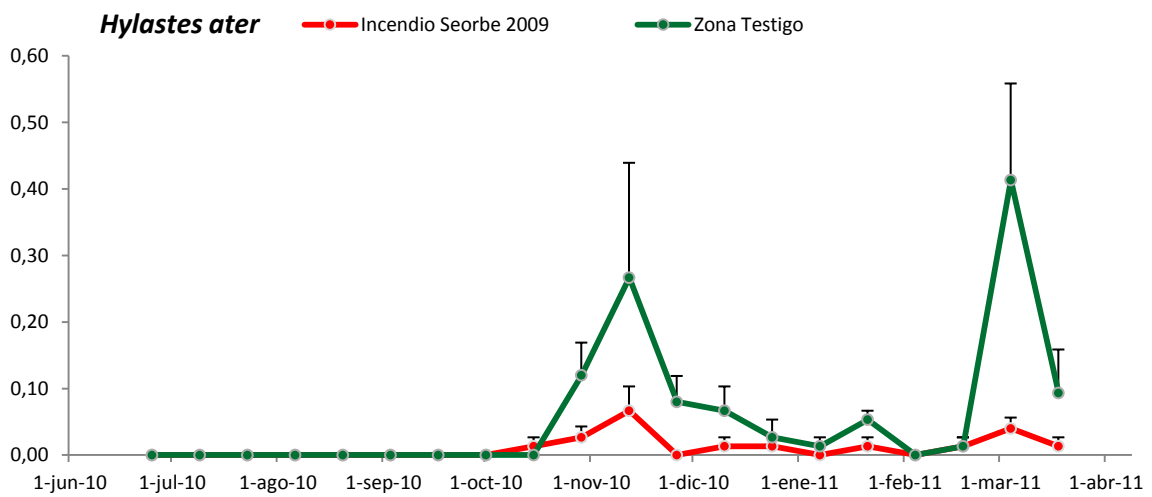


Figura 5.10: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Hylastes ater*.

#### 4.5.2. Estudio de vuelo de otros perforadores capturados en las trampas.

Ya en la familia de los cerambícidos, el primer perforador que estudiaremos será *Monochamus galloprovincialis*, cuyas capturas se muestran en la siguiente figura (Figura 5.11). El vuelo de este cerambícido abarca desde la emergencia de los primeros adultos a principios de julio, hasta mediados de noviembre. Durante el mes de agosto cuando se dan las temperaturas medias diarias más altas no se capturan individuos en la zona incendiada pero si en la testigo y después de este periodo de altas temperaturas se dan las máximas capturas, siendo estas superiores en la zona incendiada respecto a la testigo.

Nuestros resultados coinciden con el de autores ya que las emergencias de *M. galloprovincialis* en campo se citan desde junio a septiembre (Vives. 2001). En los informes emitidos por el laboratorio de sanidad forestal de la Comunidad Valenciana se obtiene una curva de emergencia de adultos, obtenida en el laboratorio a partir de los troncos quemados, que abarca 2 meses, desde mediados de mayo hasta principios de julio.

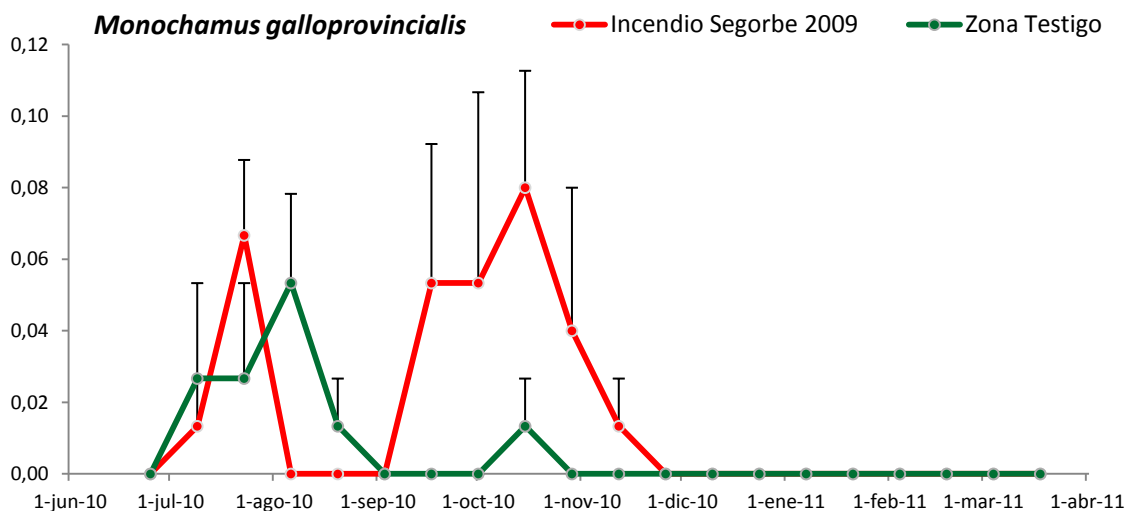


Figura 5.11: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *M. galloprovincialis*.

Respecto a *Acanthocinus griseus* (figura 5.12), Según Vives (2001), los adultos aparecen desde mediados de mayo hasta finales de agosto y los adultos pasan el invierno en su cámara pupal para emerger entre finales de mayo hasta septiembre. En nuestro estudio, en la parcela testigo esta especie muestra un vuelo desde principios de verano hasta principios de otoño, en cambio en la zona incendiada se siguen capturando ejemplares durante todo el invierno, que aunque en número mucho menor establece una población que persiste durante todo el invierno.

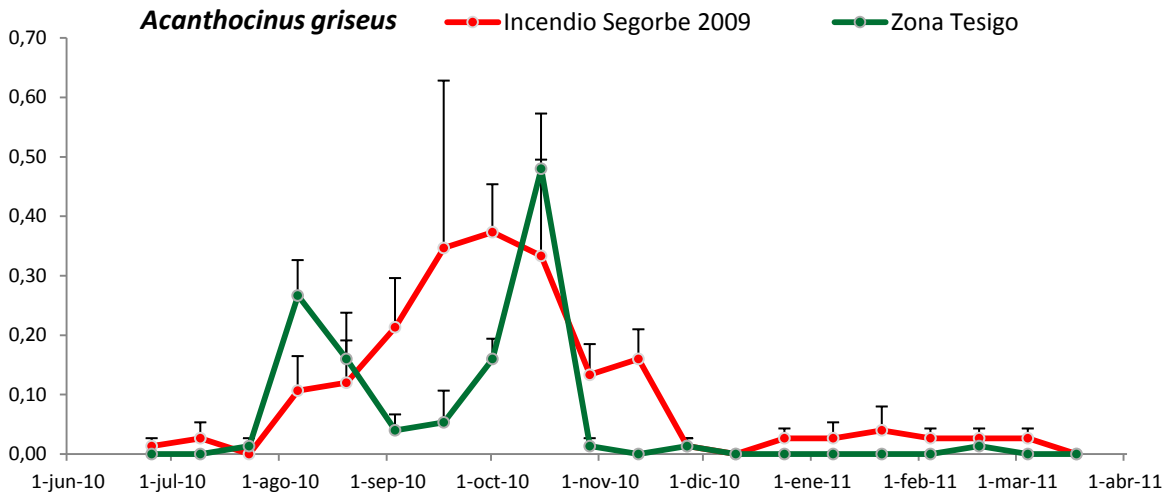


Figura 5.12: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Acanthocinus griseus*.

En la siguiente figura (Figura 5.13) se representan las capturas de *Arhopalus syriacus*, en la que se diferencia un único periodo de vuelo en ambas parcelas, este abarca desde finales de junio hasta principios de noviembre tanto en la parcela de estudio como en la testigo, pero en la zona incendiada se diferencian dos periodos de máxima actividad, el primero abarcaría los meses de julio y agosto y el segundo los meses de septiembre y octubre.

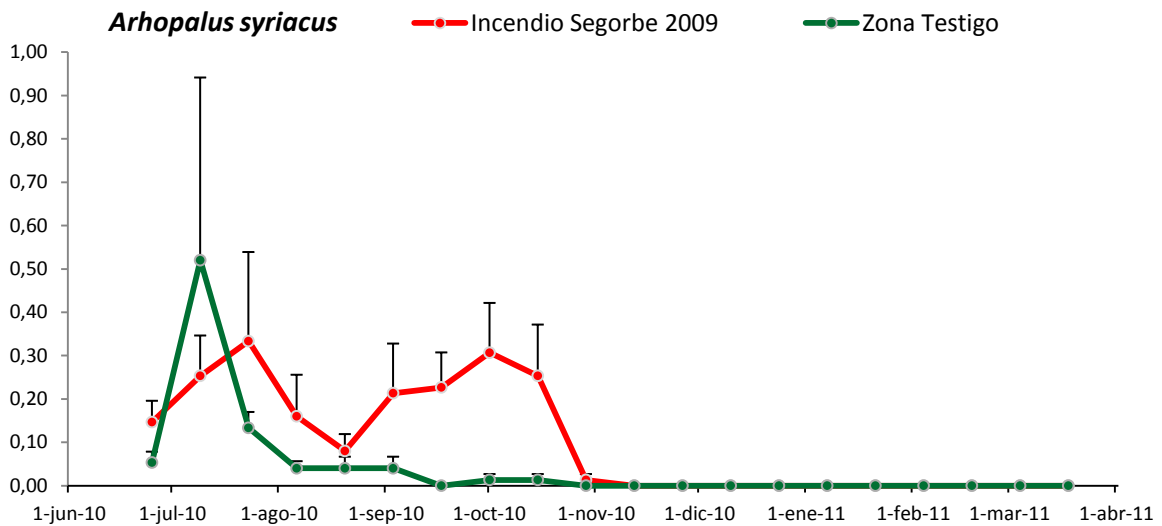


Figura 5.13: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Arhopalus syriacus*.

En la figura 5.14 se representan las capturas de *Spondylis buprestoides*, la grafica muestra la captura de tres individuos durante el mes de septiembre en la zona testigo, pero no es hasta el mes de octubre y noviembre, cuando se capturan practicamente la totalidad de los individuos, marcando un corto periodo de vuelo que abarca desde finales de septiembre hasta finales de noviembre. Nuestros resultados coinciden con los de otros autores ya que se describe la aparicion de los adultos desde abril hasta bien entrado el otoño (kemner, 1922).

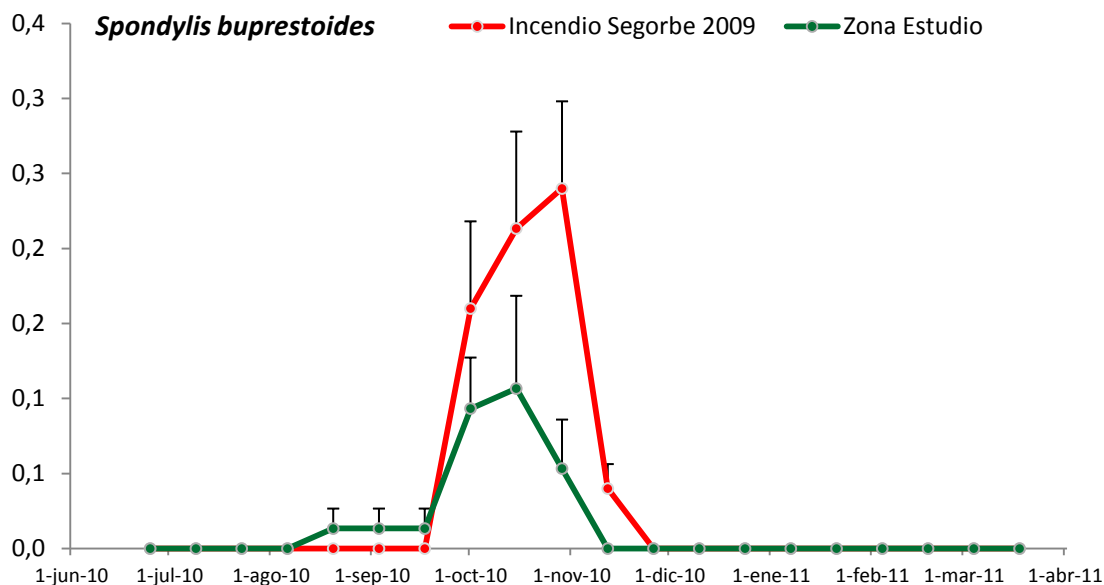


Figura 5.14: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *Spondylis buprestoides*.

#### 4.5.3. Estudio de vuelo de los principales predadores.

Respecto a los predadores de insectos perforadores, en la siguiente figura (figura 5.15) se muestran las capturas de *Thanasimus formicarius*. Este predador es capturado en los botes colectores de las trampas durante todo el periodo de estudio, a excepción del mes de agosto, mostrando un periodo de vuelo que no cesa en invierno pero si durante los meses de agosto y septiembre. El comportamiento en ambas parcelas es similar durante el otoño y el invierno pero no a principios de verano, cuando se captura un número muy superior de ejemplares en la zona incendiada.

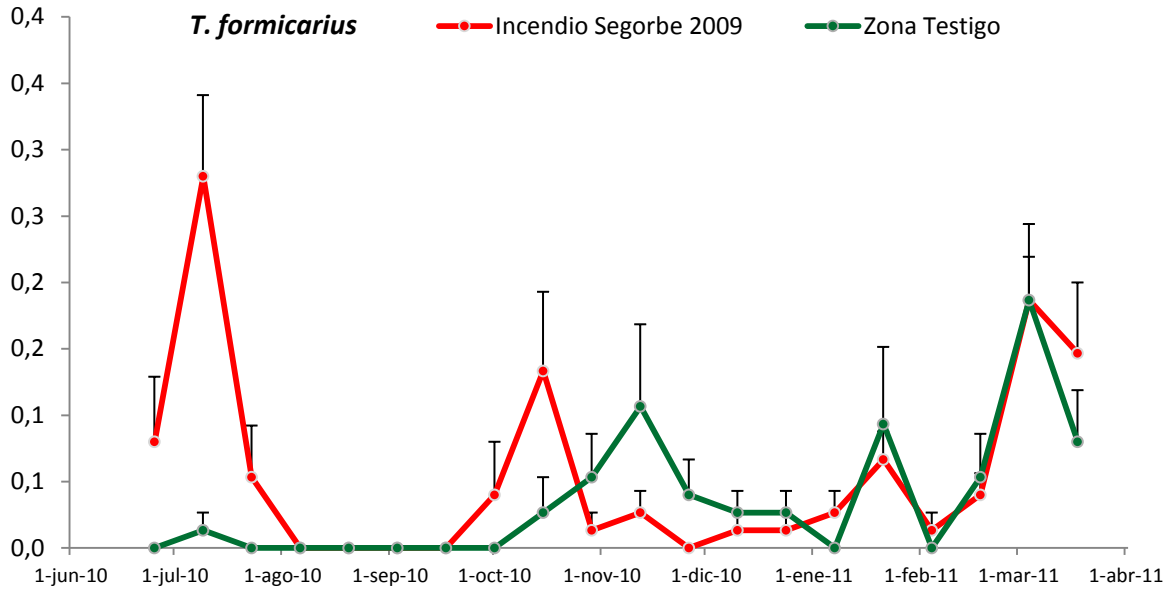


Figura 5.15: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *T. formicarius*.

En la siguiente figura (Figura 5.16) se representa las capturas de *T. coerulea* para la zona de estudio y para la zona testigo, en ella se aprecia un unico periodo de vuelo que abarca desde principios de julio hasta principios de noviembre, desapareciendo durante el invierno y mostrando por lo tanto, un caracter más termofilo que *T. formicarius*.

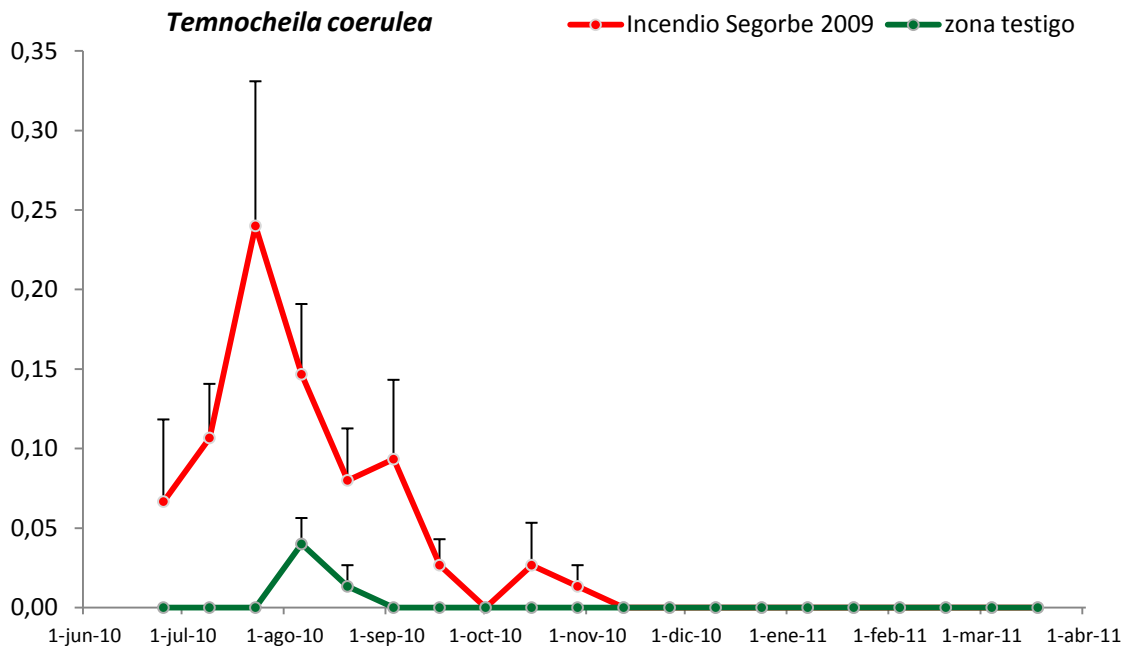


Figura 5.16: Numero medio de insectos capturados por trampa y día de *T. coerulea*.

En las siguientes figuras se representan los vuelos de las presas y los depredadores por separado, para las dos zonas (*O. erosus*, *Crypturgus spp.*, *H. micklitzi* y *P. calcaratus* primer eje; *T. destruens* e *H. ater* eje secundario).

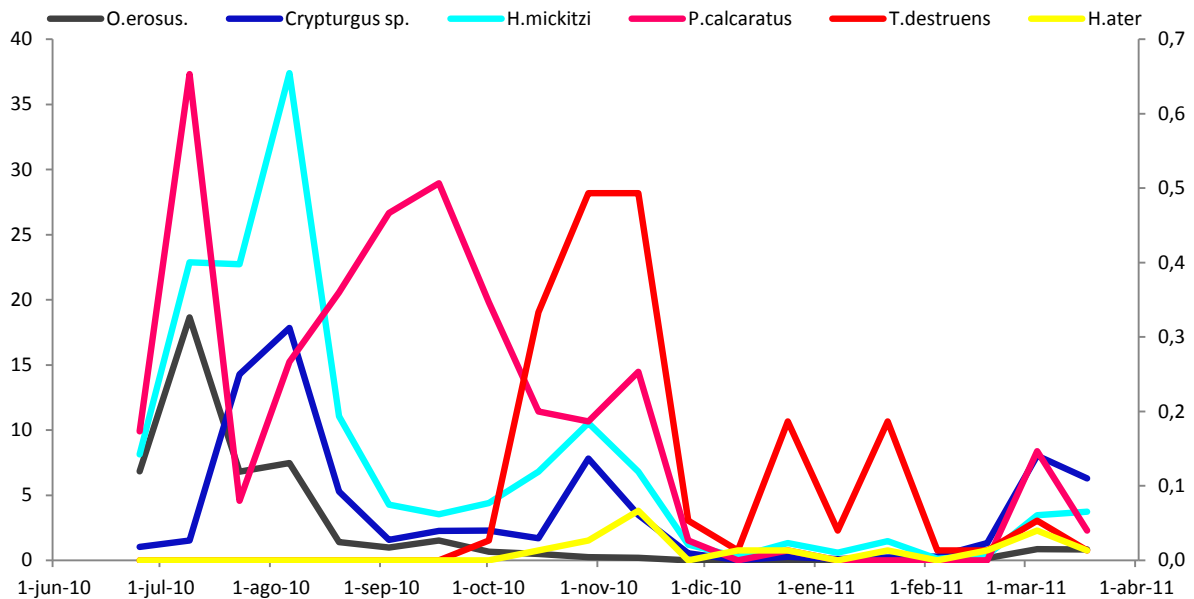


Figura 5.17: Vuelo de escolítidos en el incendio

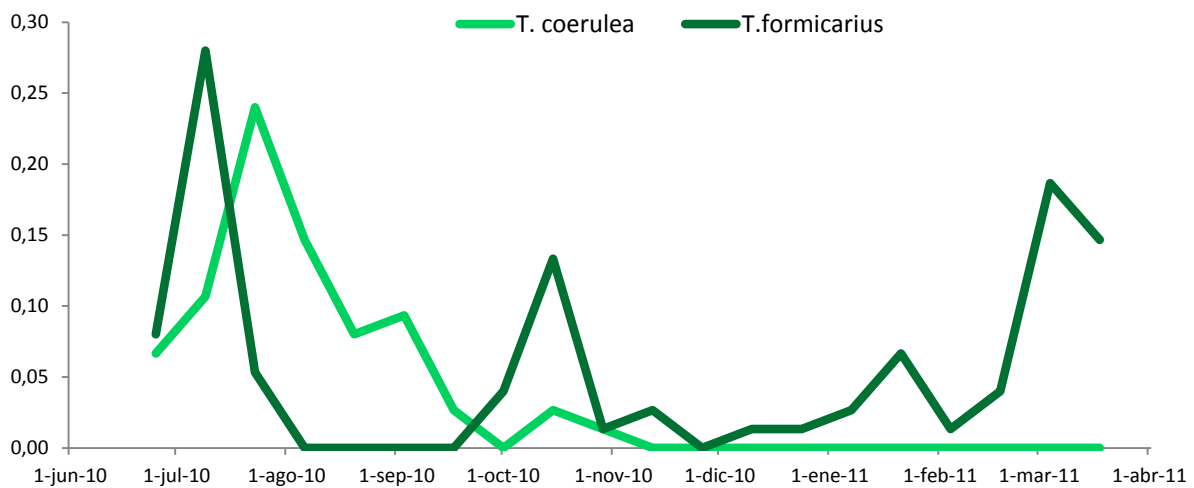


Figura 5.18: Vuelo de predadores en la zona incendiada.

En lo que respecta a la zona del incendio, el depredador *T. formicarius* comparte su vuelo con todas las especies, diferenciándose una primera fase, desde junio hasta agosto donde coincide con tres especies, *P. calcaratus*, *O. erosus* y *H. micklitzi*. Una segunda fase, de octubre a noviembre donde coincide con *Crypturgus spp.*, *P. calcaratus*, *H. micklitzi*, *H. ater* y *T. destruens*. Una tercera fase, de diciembre a febrero, donde

solo coincidiria con *T. destruens*, hasta que con el aumento de las temperaturas y con el posterior crecimiento de todas las poblaciones, volveria coincidir con todas ellas. *T. coerulea* sin embargo desaparece cuando descienden las temperaturas, por lo que no coincide ni con *H. ater* ni con *T. destruens*. En la zona no incendiada, *T. coerulea* coincide con las mismas especies que en la zona incendiada y ocurre tambien lo mismo con *T. formicarius*. Por lo que deducimos que los predadores poseen una dinámica poblacional acoplada a la forma de vida de su presa, destacando que *T. formicarius* parece no actuar durante la época de mayor calor, el mes agosto, lo contrario a *T. coerulea* que desaparece en otoño e invierno.

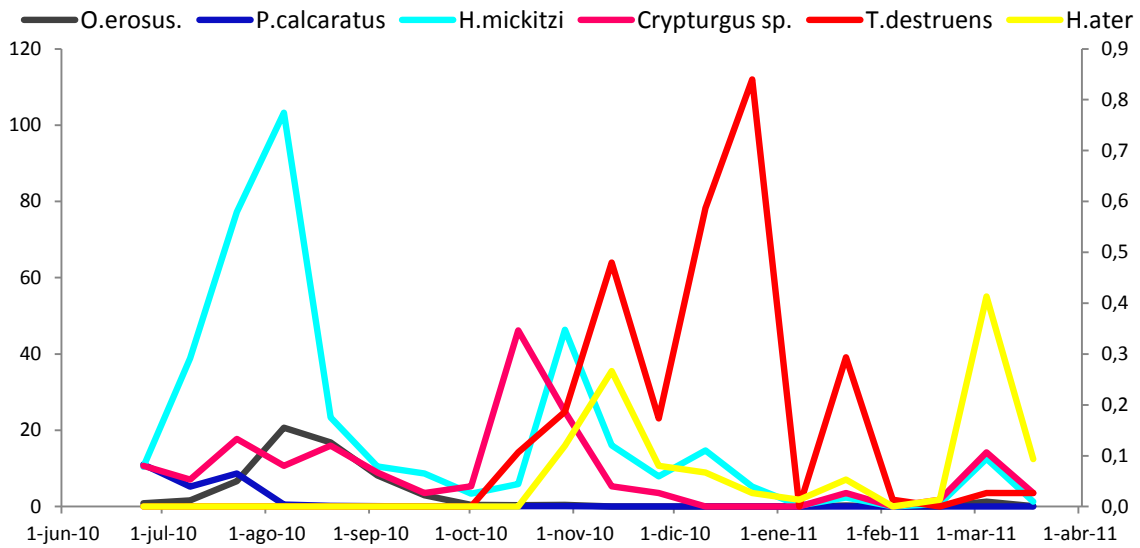


Figura 5.19: Vuelo de escolítidos en el testigo.

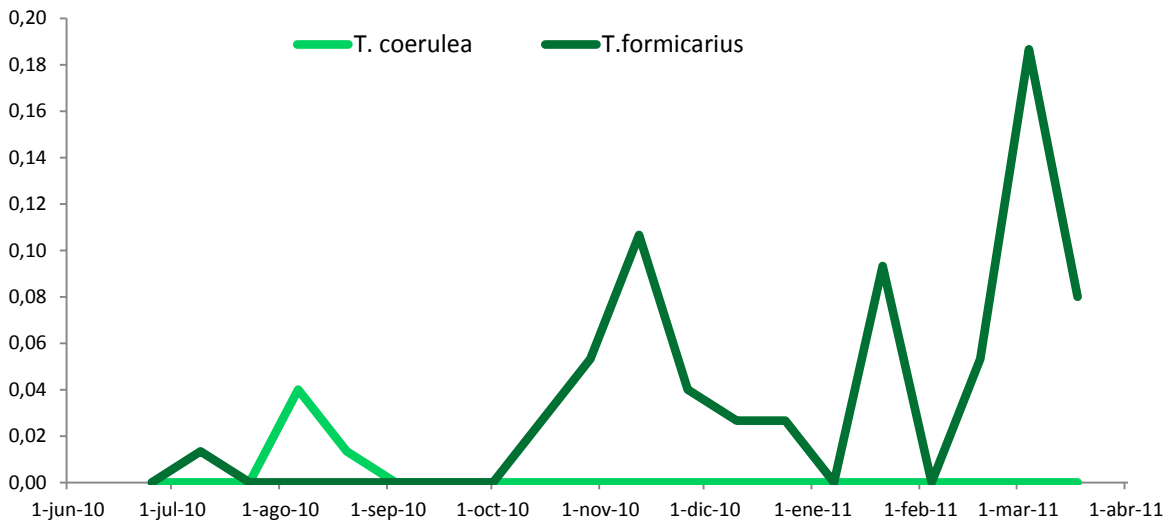


Figura 5.20: Vuelo de predadores en el testigo.

#### 4.6. Modelización mediante herramientas S.I.G. de la presencia de escolítidos y capturas por trampa y especie.

Puesto que de los árboles muertos en la zona incendiada (Segorbe 2009) el 100% tenía presencia de escolítidos en el tronco, siendo el número de árboles con presencia de escolítidos de 97, se optó por hacer una modelización con herramientas de S.I.G. tanto de la distribución de los pies afectados o muertos, como del número de capturas por trampa y especie, con el fin de observar algún patrón de comportamiento tanto de las especies de escolítidos como de los predadores.

En las siguientes figuras (Figura 7.1 y Figura 7.2) se representa la distribución de los árboles muertos durante el periodo de estudio.

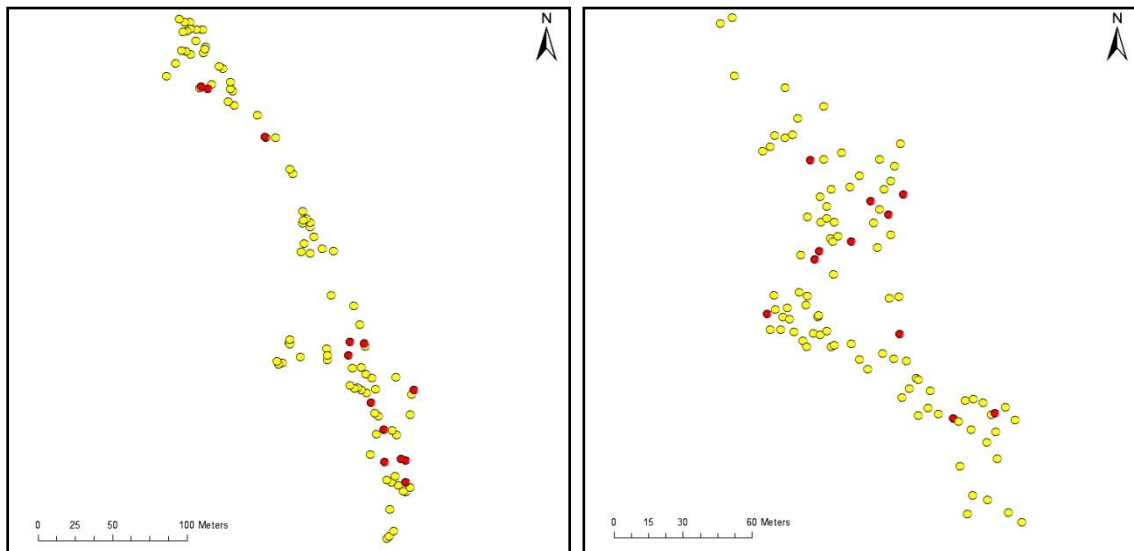


Figura 7.1: Árboles muertos (en rojo) subzona 1. Figura 7.2: Árboles muertos (en rojo) en la subzona 2.

En la figuras 7.3 y 7.4 se representan los pies que han sido afectados por escolítidos (en rojo) y en la figuras 7.5 y 7.6 se representan los árboles que mostraron resinación (en rojo) tras el incendio. De ellas deducimos que la resinación es una variable que podría estar relacionada con la colonización de árboles afectados por el fuego.



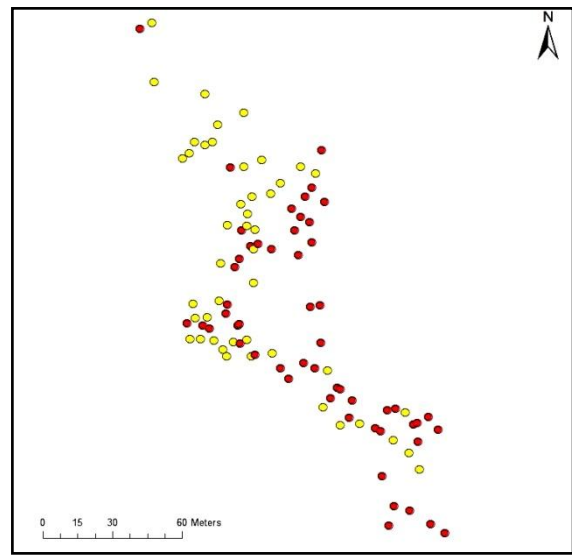
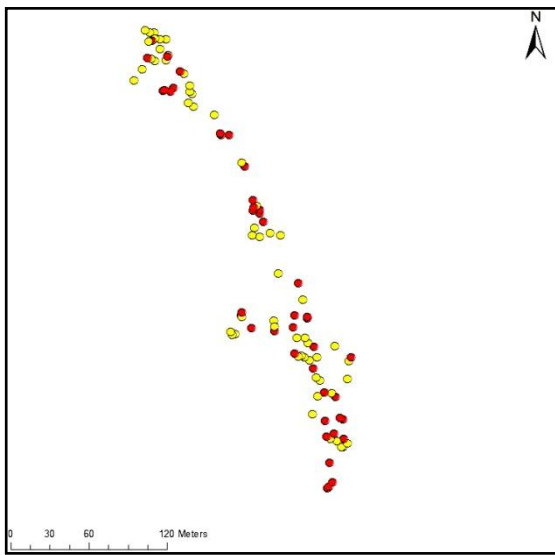


Figura 7.3: Pies afectados por escolítidos subzona 1. Figura 7.4: Pies afectados por escolítidos subzona 2.

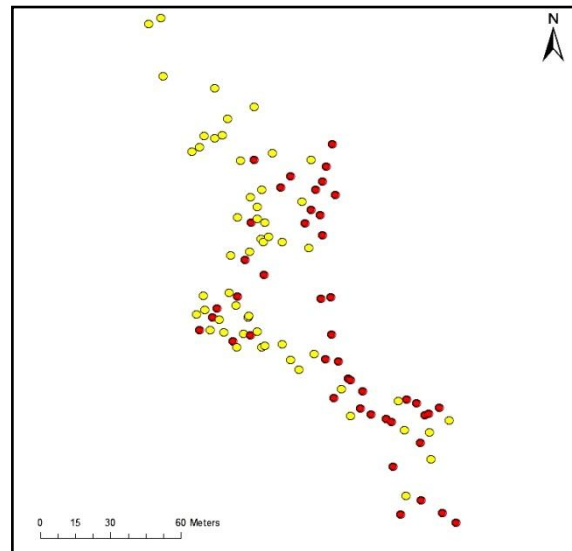
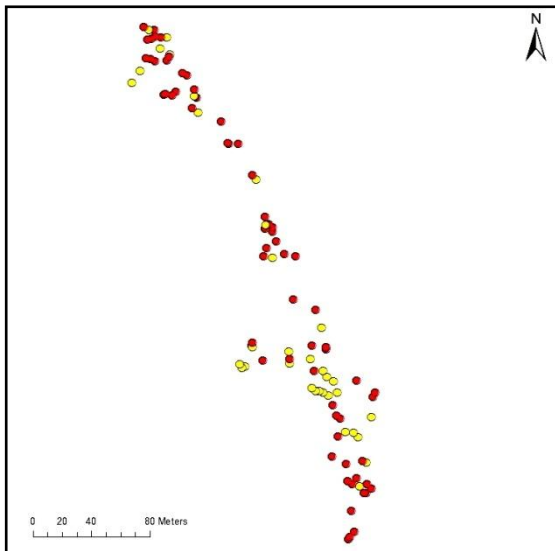


Figura 7.5: Pies con resinación subzona 1.

Figura 7.6: Pies con resinación subzona 2.

En la siguiente figura (Figura 7.7) se representa el perímetro del incendio y la distribución de las trampas en la zona incendiada. Se diferencia una subzona cubierta con dos trampas a una distancia entre ellas de 250 m, localizada sobre arboles dispersos en el interior del perímetro del incendio y una segunda zona formada con tres trampas, dos de ellas con una separación de 50 m y una tercera a unos 150 m de estas, situada en el límite del perímetro del incendio.

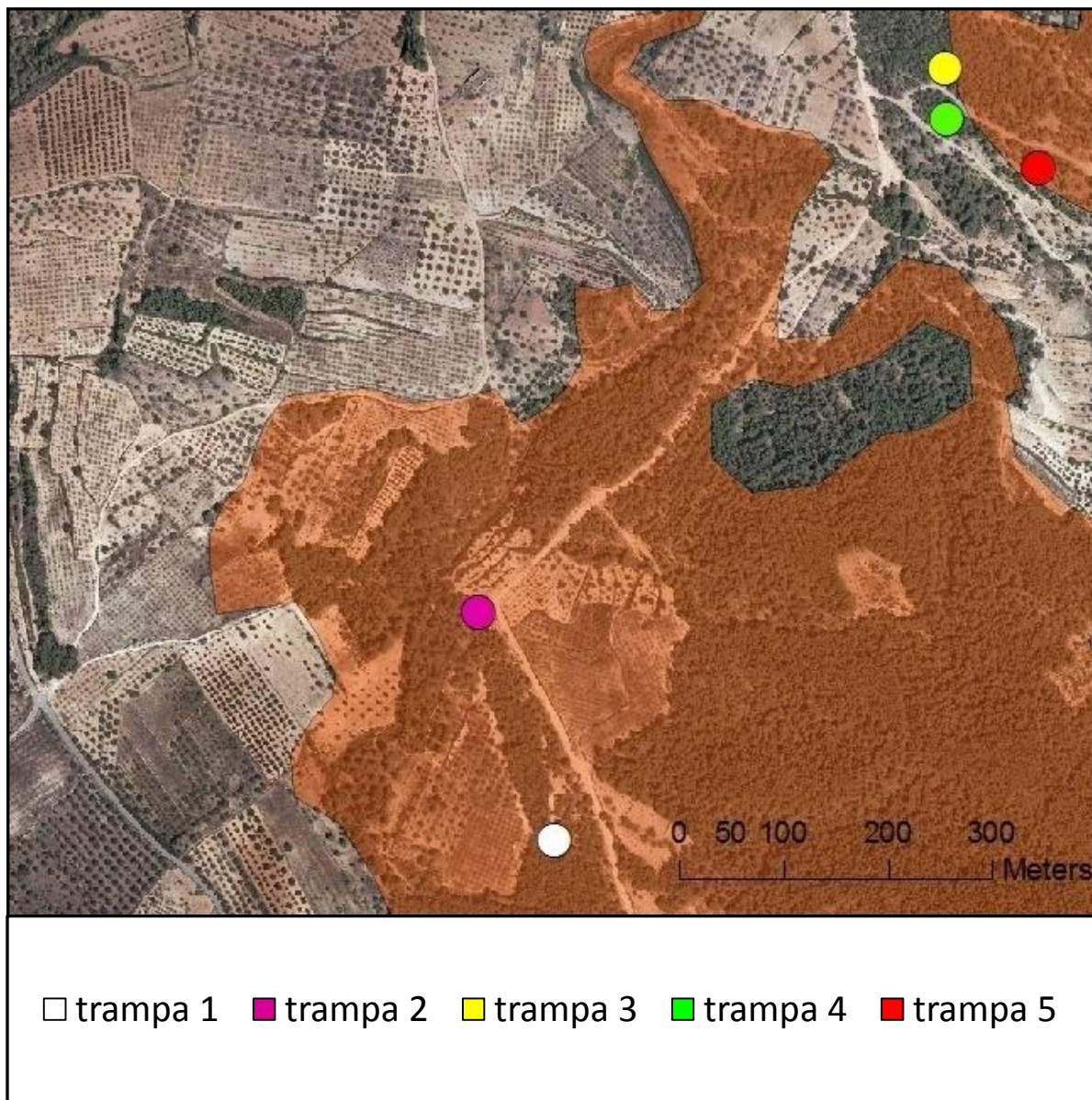


Figura 7.7: Localización de las trampas en la zona incendiada.

El porcentaje de los predadores en la zona de estudio se representa en la siguiente tabla (Tabla 5) y con las siguientes figuras (Figuras 7.8 y 7.9).

trampa	<i>T. formicarius</i>	<i>T.coerulea</i>
1	29,41	18,33
2	24,70	21,66
3	15,29	20
4	14,11	18,33
5	16,47	21,66

Tabla 5: porcentaje de predadores por trampa.

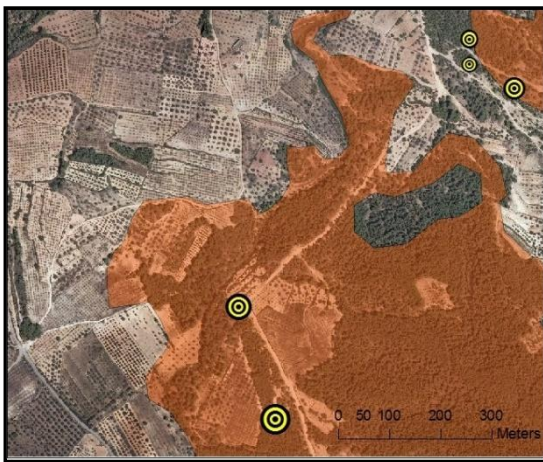


Figura 7.8: Capturas de *T. formicarius*.

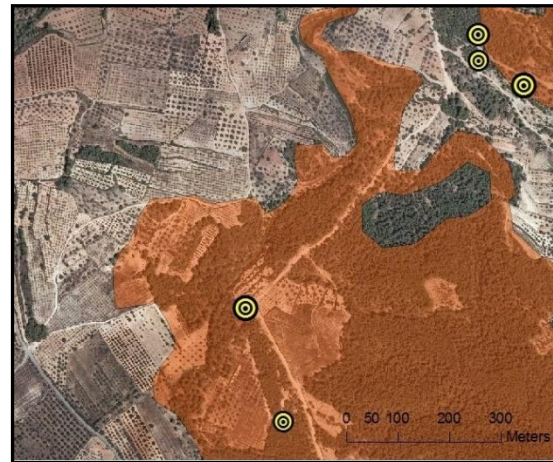


Figura 7.9: Capturas de *T. coerulea*.

El porcentaje de las capturas de escolítidos por trampas se representa en la siguiente tabla (Tabla 6) y con las siguientes figuras (Figuras 7.10:7.15).

trampa	<i>T. destruens</i>	<i>H. micklitz</i>	<i>H. ater</i>	<i>O. erosus</i>	<i>P. calcaratus</i>	<i>Crypturgus spp.</i>
1	24,30	14,61	25	4,65	7,52	8,35
2	13,19	23,45	18,75	30,41	11,46	11,14
3	31,25	20,99	37,5	8,27	17,92	33,38
4	25	7,35	12,5	6,66	25,80	3,77
5	6,25	33,58	6,25	49,98	37,27	43,35

Tabla 6: porcentaje de escolítidos por trampa



Figura 7.10: capturas de *T. destruens*.

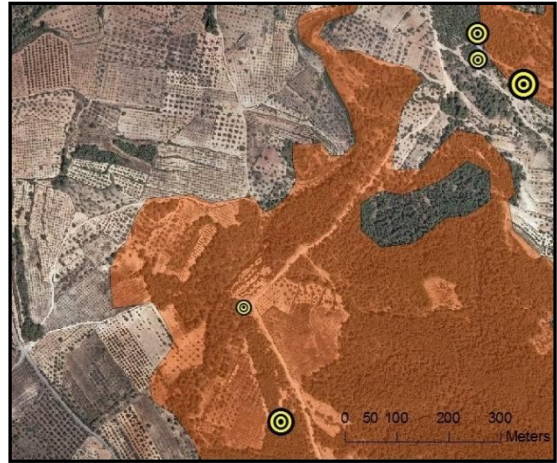


Figura 7.11: capturas de *O. erosus*.

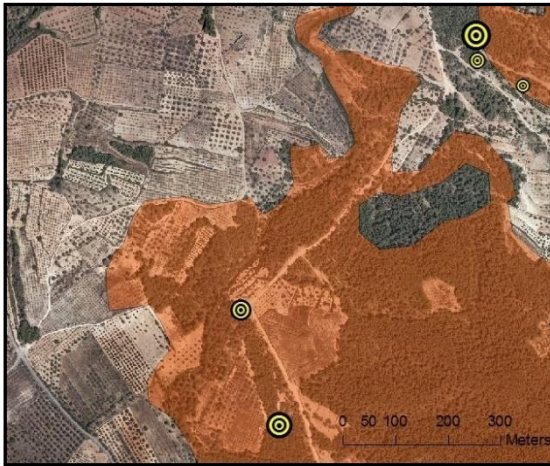


Figura 7.12: capturas de *H. ater*.

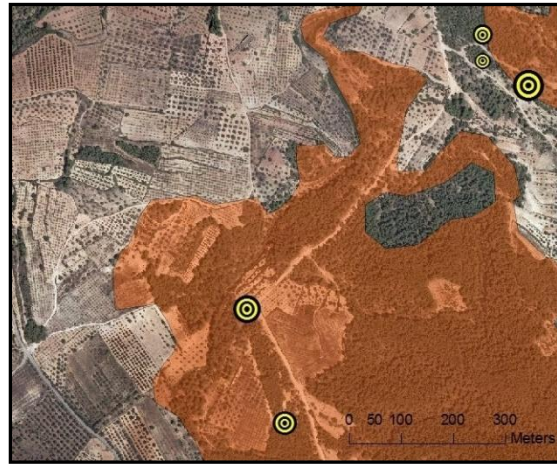


Figura 7.13: capturas de *H. micklitzi*.



Figura 7.14: capturas de *P. calcaratus*

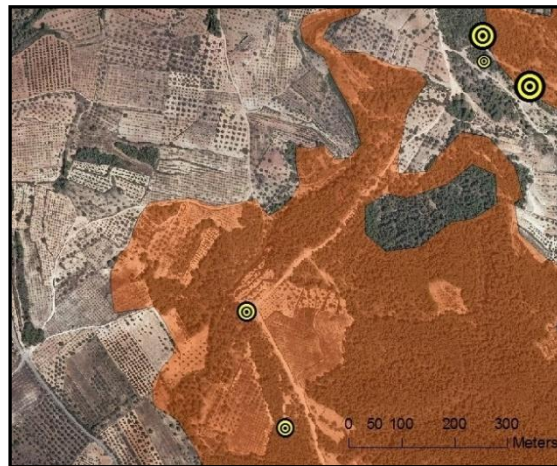


Figura 7.15: capturas de *Crypturgus spp.*

El número total de escolítidos capturados por trampa es de, 2622 en la trampa uno, 1819 en la trampa dos, 2723 en la trampa tres, 975 en la trampa cuatro y 5118 en la trampa cinco. Por consiguiente la trampa cinco es la que recoge más capturas, seguida de la trampa tres, y la trampa cuatro es la que recoge menos capturas. Diferenciando las capturas por zonas. En la subzona con tres trampas se captura cerca del 80% de *Crypturgus spp.* y *P. calcaratus*, la trampa número cinco, es la que recoge mayor número de *Crypturgus spp.*, *P. calcaratus*, *O. erossus* y *H. micklitzi* y la trampa número tres, es la que recoge más ejemplares de *T. destruens*. Además el número medio de insectos capturados, diferenciando las dos subzonas, aunque es similar con 2220 capturas de media en la zona de dos trampas y de 2938 en la zona de tres trampas, sigue siendo superior en la zona de tres trampas.

Por lo que, a excepción de *H. ater*, estas especies de escolítidos tienen un número de capturas muy superior en la subzona con tres trampas situada en el perímetro del incendio, que en la subzona de dos trampas, situada en el interior del perímetro. Este comportamiento podría deberse tanto a una mayor dificultad para localizar las trampas en la zona situada dentro del perímetro del incendio.

Sin embargo, los predadores parecen tener un comportamiento más homogéneo, independientemente del número de trampas o de la carga de volátiles en el ambiente. *T. coerulea* es capturada entre un 18 y 22% en las cinco trampas, mientras que *T. formicarius* que aunque muestra un poco más de variabilidad, tiene una diferencia de apenas un 15% entre la trampa con mayor número de capturas y la trampa con menor número.

Mención especial merece la especie *T. destruens* por ser considerada plaga en esta zona mediterránea. Experimentos realizados sobre la respuesta kairomonal, sugieren que altas dosis de etanol no inhiben, sino que mejoran el atractivo de  $\alpha$ -pineno por *T. destruens* (Gallego y Pajares. 2008), en contraste con las observaciones de *T. piniperda* (Schroeder, 1988; Byers, 1992). En la figura correspondiente a *T. destruens* (pag. 68; fig 7.10), se puede observar como el mayor número de capturas se da en la trampa 3 y la trampa 4, coincidiendo con la superficie más saturada de volátiles, tanto por la distribución de los árboles como de las trampas. En consecuencia, si *T. destruens* es atraída por las altas dosis de etanol, se podría sugerir que es una especie de agresividad baja, en contraste con la del hermano *T. piniperda* que es atraído sólo por bajas dosis de este alcohol (Schroeder, 1988; Byers, 1992). Sin embargo en nuestro entorno *T. destruens* es considerada un especie dañina lo que entraría en contradicción con el hecho de que altas dosis de alcohol atraen a escolítidos secundarios (Joseph. 2001).

Aunque las capturas de *T. destruens* fueron superiores en las trampas tres y cuatro, los pies afectados por esta especie se reparten de una forma similar en ambas zonas, atacando árboles independientemente de la proximidad o lejanía de la trampa (como se muestra en la figura 7.16), con perímetros basales de 40 hasta 150cm y espesores de corteza de entre 3 y 35mm, incluso árboles con perímetros normales sin estar afectados por el fuego, sin embargo las dos variables que nos han dado mejor resultado para predecir la mortalidad de los árboles en este estudio, altura afectada por el fuego y

volumen de copa quemada, parecen ser las más determinantes también para localizar el ataque de *T. destruens*, ya que, en lo que respecta a la copa quemada, de los 25 árboles en los que se pudo determinar el ataque, trece de ellos tenían un porcentaje entre un 50 y un 75% y catorce de ellos entre 75 y 100% y en todos los casos un mínimo de altura afectada del 38%.

En la siguiente figura se muestra los pies afectados por esta especie en relación a la distribución de los árboles y las trampas, realizando un análisis de proximidad con un radio de 25m (área de tonalidad más oscura) y otro con un radio de 50m (área de tonalidad más clara). De los 200 árboles afectados por el fuego y los 100 de la parcela testigo en el incendio de Segorbe, en 25 de ellos pudimos verificar el ataque de *Tomicus* a través de los grumos de resina que desprendían los arboles. De estos, seis murieron antes del final del periodo de estudio.

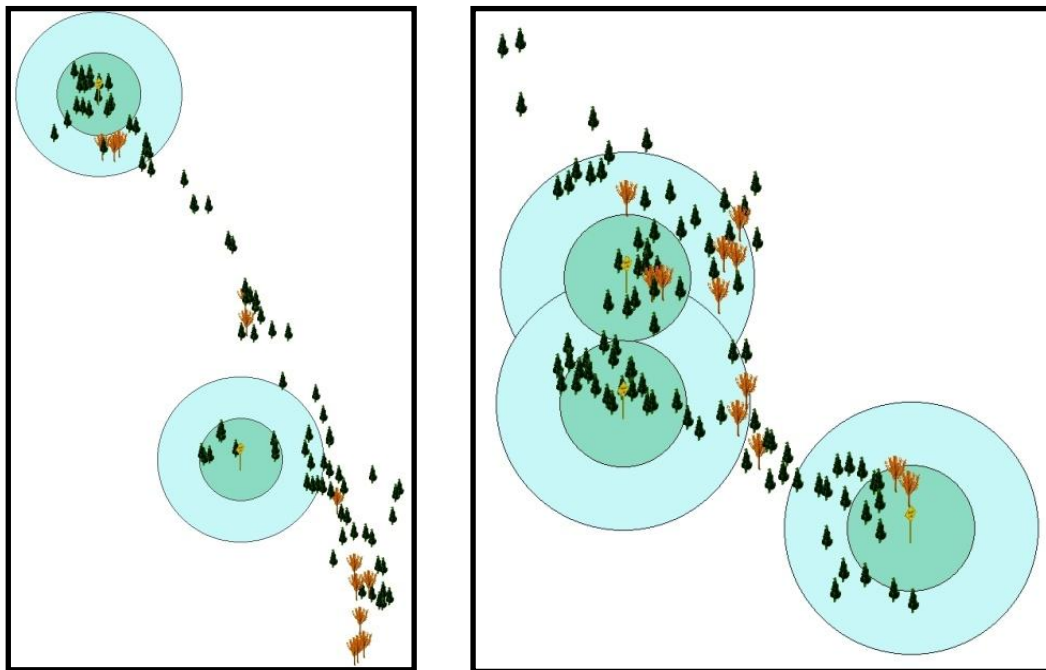


Figura 7.16: Representación de pies afectados por *T. destruens* en el incendio.



**CONCLUSIONES.**



CONCLUSIONES:

1. Los parámetros que mejor predicen la mortalidad de los árboles que se encuentran parcialmente afectados tras un incendio forestal son: el porcentaje de la altura del árbol afectada por el fuego, el porcentaje de la copa quemada, el porcentaje del perímetro normal afectado y la presencia o ausencia de escolítidos.
2. Hemos confeccionado una tabla en la que aparece reflejada la probabilidad de supervivencia de los árboles en función de los cuatro parámetros seleccionados.
3. A la vista de los resultados obtenidos podemos tomar la decisión de cortar un árbol cuando la probabilidad de supervivencia del árbol sea inferior al 50%. Sin embargo pueden haber otros condicionantes (como factores climáticos o presencia de escolítidos) que nos obliguen a cortar árboles cuando su probabilidad de supervivencia sea superior al 50%. En estas circunstancias podemos tomar la decisión de cortar un árbol cuando la probabilidad de supervivencia sea inferior al 65%.
4. Esta tabla puede utilizarse como una herramienta para los técnicos forestales en la gestión de la madera quemada tras un incendio forestal.
5. Las especies de escolítidos que hemos encontrado en la zona del estudio han sido: *Tomicus destruens*, *Hylurgus mickitzi*, *Orthotomicus erosus*, *Pytiogenes calcaratus*, *Hylastes ater* y *Crypturgus spp.* consideradas todas ellas especies secundarias excepto *T. destruens*.
6. En las trampas hemos capturado también varias especies de cerambícidos, *Monochamus galloprovincialis*, *Acanthocinus griseus*, *Arhopalus syriacus* y *Spondylis buprestoides* e himenópteros y dípteros parasitoides.
7. En las mismas trampas donde hemos capturado escolítidos, también hemos capturado dos especies de predadores importantes *Thamasinus formicarius* (Coleoptera, Cleridae) y *Temnocheila coerulea* (Coleoptera, Trogossitidae).
8. El número de escolítidos capturados en la zona del incendio y en el testigo ha sido similar, lo que significa que en la zona incendiada, el número de volátiles emitidos por los árboles afectados es muy elevado y dificulta que los escolítidos caigan preferentemente en las trampas. Sin embargo en la zona no incendiada la cantidad de volátiles en el ambiente es menor y los insectos caen con mayor facilidad en las trampas.
9. Los cerambícidos se han capturado en mayor cantidad en el incendio, posiblemente debido a que existe una mayor cantidad de recursos para alimentarse y reproducirse en la zona incendiada que en el testigo.
10. Los predadores también se han capturado en mayor cantidad en el incendio que en el testigo, indicando que la cantidad de presas potenciales es mayor en los árboles debilitados del incendio comparándolo con los sanos de la zona testigo.

11. El periodo de vuelo de los escolítidos ha variado según las especies.
12. *T. destruens* e *Hylastes ater* presentan un vuelo en otoño-invierno, de octubre a marzo.
13. *O. erosus* y *P. calcaruatus* han presentado un vuelo en los meses de verano, entre junio y septiembre.
14. *H. micklitz* y *Crypturgus* spp., han presentado tres máximos de vuelo en agosto, octubre-noviembre y marzo.
15. El vuelo de los carambícidos se ha producido entre junio y noviembre, con máximos de vuelo en julio-agosto y septiembre-octubre en *M. galloprovincialis*, *Arhoplaus syriacus* y *Acanthocinus griseus*.
16. El vuelo de *Thanasimus formicarius* empieza antes que el de *Temnocheila coerulea*. Sin embargo prácticamente se han mantenido las capturas durante todo el periodo de estudio en la primera especie (a excepción del mes de agosto), mientras que para la segunda el periodo de vuelo se concentra entre julio y septiembre.
17. La especie más peligrosa presente en el mediterráneo es *T. destruens*. En este estudio la mayor mortalidad de árboles se ha producido en el otoño del año siguiente al incendio, coincidiendo con el vuelo de esta especie.



## 5. BIBLIOGRAFÍA.

La bibliografía utilizada en la identificación de los insectos ha sido:

AMMAN, G.D.; GREGOR, M.D. 1985: Assessing stand hazard and risk. In (Eds.) Integrating management strategies for the mountain pine beetle with multipleresource management of lodgepole pine forests. USDA Forest Serv., Gen Tech. Rep. (INT-174): 29-30.

AMMAN, G. D.; McGREGOR, M.D.; CAHILL, D.B.; KLEIN, W. 1977: Guidelines for reducing losses of lodgepole pine to the mountain pine beetle in unmanaged stands in the Rocky Mountains. USDA Forest Serv., Gen Tech. Rep. (INT- 36), 19 pp.

APARICI, G. A. 2009. Ajuda a la presa de mesures preventives contra incendis forestals, mitjançant l'estudi dels incendis a la Província de Castelló des de l'any 1993 al 2005. Proyecto Final de Carrera.

BENN, J. M.; JERRAYA, A.; LIEUTIER, F. 2000: Les scolytes ravageurs de pins en Tunisie. Annales de l'INRGREF. (4): 27-29.

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.

BYERS JA, LANNE DS, LOÖ FQVIST J, SCHLYTER F, BERGSTROÖM G, 1985. Olfactory recognition of host-tree susceptibility by pine shoot beetles. Naturwissenschaften 72, 324–326.

BYERS JA, 1989: Chemical ecology of bark beetles. Experientia 45, 271–283.

BYERS JA, LANNE BS, LOÖ FQVIST J, 1989. Host-tree unsuitability recognized by pine shoot beetles in flight. Experientia 45, 489–492.

BYERS JA, 1992: Attraction of bark beetles, *Tomicus piniperda*, *Hylurgus palliatus*, and *Trypodendron domesticum* and other insects to short-chain alcohols and monoterpenes. J. Chem. Ecol. 18, 2385–2402.

BROWN AND BEVAN. The great Spruce bark beetle. Forestry Commission bulletin no. 38 H.M.S.O., 1966.

CANELLAS, I.; SAN MIGUEL, A. 2003. La coscoja, ecología, características y usos. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentarea (Madrid), 195 pp.

COBOS, A. 1989. Fauna Ibérica de Coleópteros Buprestidae. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Madrid), 426 pp.

DAJOZ, R. 2001. Entomología Forestal, Los Insectos del Bosque. Ediciones Mundi-Prensa, 548 pp.

DGN. 2005. Los incendios forestales en España. Decenio 1996-2005. Madrid. Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría General de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Área de Defensa Contra Incendios Forestales.

DOGV 3400. D 163/98. Plan Especial Incendios Forestales. Comunidad Valenciana. (1998).

EVANS H, MORAAL LG, PAJARES JA, 2004. Buprestidae and Cerambycidae. In: Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, A Synthesis. Ed. by Lieutier F, Day KR, Battista A, Gregoire JC, Evans HF, Kluwer, Dordrecht, 447–474.

FACCOLI M, BATTISTI A, MASUTTI L, 2005. Phenology of *Tomicus destruens* (Wollaston) in northern Italian pine stands. In: Entomological research in Mediterranean forest ecosystems. Ed. by Lieutier F, Ghaioule D, Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 185– 193.

FACCOLI, M. 2006: Morphological separation of *Tomicus piniperda* and *T. destruens* (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae): new and old characters. European Journal of Entomology, (103): 433-442.

FACCOLI, M. 2007: Breeding performances and longevity of *Tomicus destruens* on Mediterranean and continental pine species. Entomologia Experimentalis et Applicata, (123): 263-269.

FACCOLI, M.; ANFORA, G.; TASIN, M. 2008: Responses of the Mediterranean Pine Shoot Beetle *Tomicus destruens* (Wollaston) to Pine Shoot Bark Volatiles, J Chem Ecol, (34): 1162-1169.

GALLEGO, D.; CANOVAS F.; ESTEVE, M.; GALIAN J. 2004: Descriptive biogeography of *Tomicus* (Coleoptera: Scolytidae) species in Spain. Journal of Biogeography, (31): 2011-2024.

GALLEGO, D.; GALIAN, J. 2001: The internal transcribed spacers (ITS1 and ITS2) of the rDNA differentiates the bark beetle forest pest *Tomicus destruens* and *Tomicus piniperda*. Insect Molecular Biology, (10): 415-420.

GALLEGO, D.; GALIAN, J.J.; DIEZ, J.; PAJARES, A.J. 2008: Kairomonal responses of *Tomixus destruens* (col., Scolytidae) to host volatiles pinene and ethanol. JAppl. Entomol (132):654-662.

GEHRKEN U., 1995. Correlative influence of gut appearance, water content and thermal hysteresis on whole body supercooling point of adult bark beetles, *Ips acuminatus*. Comparative Biochemistry and Physiology. Part A. Physiology, 112: 207-214.

- GRÉGOIRE, J.C.; EVANS, H.J. 2004. Demage and control Bawbilt organims, an overview. 19-37 pp. En: F Lieutier, KR Day, A. Battisti, JC Gregori, HF Evans (Eds.). Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis. Kluwer Academic Publishers. Dordercht The Netherlands. 569 pp.
- GIL, S. L.; PAJARES, A. J. 1986. Los Escolítidos de las Coníferas en la Península Ibérica. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 194 pp.
- HULL, C.; McMILLIN, J.; FOWLER, J.; ALLEN, K.; NEGRON, J.; WADLEIGH, L.; ANHOLD, J.; GIBSON, K. 2006: Best Predictors for Postfire Mortality of Ponderosa Pine Trees in the Intermountain West. *Forest Science*. 52(6): 718 -728.
- IBEAS, F.; GALLEGRO, D.; DíEZ, J.; PAJARES, J. 2007: An operative kairomonal lure for managing pine sawyer beetle *Monochamus galloprovincialis* (Coleoptera: Cerymbycidae), *Journal Compilation, Blackwell Verlag, Berlin, J. Appl. Entomol.* 131(1): 13-20.
- JOSEPH G, KELSEY RG, PECK RW, NIWA CG, 2001. Response of some scolytids and their predators to ethanol and 4-allylanisole in pine forests of Central Oregon. *J. Chem. Ecol.* 4, 697–715.
- KENIS, M.; WERMELINGER, B.; GRÉGORIR, J. C. 2004: Research on Parasitoids and Predators of Scolytidae.. 237-290 pp.
- KERDELHUÉ, C.; ROUX-MORABITO, G.; FORICHON, J.; CHAMBON, J.; ROBERT, A.; LIEUTIER, F. 2002: Population genetic structure of *Tomicus piniperda* L. (Curculionidae: Scolytinae) on different pine species and validation of *T. Destruens* (Woll.). *Molecular Ecology*, (11): 483-494.
- KERDELHUÈ, C.; ROUX-MORABITO, G.; FORICHON, J.; CHAMBON, J.M.; ROBERT, A.; LIEUTIER, F. 2002: Population genetic structure of *Tomicus piniperda* (Curculionidae: Scolytinae) on different pine species and validation of *T. Destruens* (Woll.). *Mol. Ecol.* (11): 483-494.
- KIRISITS, T. 2004. Fungal associates of European bark beetles with special emphasis on te Ophiostomatoid fungi. 181-237 pp. En: F Lieutier, KR Day, A Battisti, JC Grégoire, Hf Evans (Eds.) Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis. Klumer Academic Publishers. Dordercht The Netherlands. 569 pp.
- KOHLMAYR, B.; RIEGLER, M.; WEGENSTEINER, R.; STAUFFER, C. 2002: Morphological and genetic identification of three pine pests of the genus *Tomicus* (Coleoptera, Scolytidae) in Europe. *Agricultural and Forest Entomology*, (4): 151- 157.
- LEE, J.C.; SMITH, S. L.; SEYBOLD, S. J. 2005. Mediterranean Pine Engraver. Department of Agriculture Forest Service State and Private forestry Pacific Southwest Region. 4 pp.

LÓPEZ GONZÁLEZ, G. 2001. Los árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares, Tomo I. Ediciones Mundi-Prensa. 861pp.

LÓPEZ, R. S.; ROMÓN, O. P.; ITURRONDOBEITIA, B. J.C.; GOLDARACENA, L. A. 2007. Los escolítidos de las coníferas del País Vasco. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 198 pp.

LOVREGLIO, R.; FIDANZA, F.; LEONE, V. 1999: Un Modello per la stima della sopravvivenza post-incendio in *Pinus halepensis* Mill. Estrato de L'Italia Forestale e Montana. Anno LIV, (4): 178-190.

MARKALAS, S. 1997: Frequency and distribution of insect species on trunks in burnt pine forests of Greece. Bull. Soc. Entomol. Suisse, (70): 57-61.

MCHUGH, C.W., AND T.E. KOLB. 2003. Ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona. Int. J. Wildl. Fire 12:7-22.

MCHUGH, C.W., T.E. KOLB, AND J.L. WILSON. 2003. Bark beetle attacks on ponderosa pine following fire in northern Arizona. Environ. Entomol. 32:511-522.

MENDEL, Z (1985) Attraction of *Orthomicus erosus* and *pytiogenes calcaratus* to a synthetic aggregation pheromone of *Ips typographus*. *Phytoparasitica* 16: 109-117.

MENDEL, Z & J.Halperin. 1982. The biology and behavior of *Orthotomicus erosus* in Israel, *Phytoparasita* 10 (3): 169-181

MONLEON, T., Blas, M. & Riba, J.M. (1996) *Biología de Tomicus destruens* (Wollaston, 1865) (Coleoptera: Scolytidae) en los bosques mediterraneos. *Elytron*, 10, 161-167.

MUÑOZ, L. C.; PÉREZ, F. V.; COBOS, S. P.; HERNÁNDEZ, A. R.; SÁNCHEZ, P. G. 2003. Sanidad Forestal. Ediciones Mundi-Prensa, 575 pp.

NANNI, C. & TIBERI, R. (1997) *Tomicus destruens* (W.): biology and behaviour in Central Italy. Proceedings: integrating cultural tactics into the management of bark beetle and reforestation pests (ed. by J.C. Gre´gorie, A.M. Liebhold, F.M. Stephen, K.R. Day and Salom), pp. 131-134. S.M. USDA.

NETHERER S., 2003. Modelling of bark beetle development and of site- and stand-related predisposition to *Ips typographus* (L.) (Coleoptera: Scolytidae). A contribution to risk assessment. Thesis Universität für Bodenkultur Wien.

PAJARES, J.; IBEAS, F.; DÍEZ, J.; GALLEGO, D. 2004: Attractive responses by *Monochamus galloprovincialis* (Col., Cerambycidae) to host and bark beetle semiochemicals. *Blackwell Verlag, Berlin*, 128(9/10): 633-638.

PÉREZ, F. 1999. La incidencia de los incendios forestales en el Prepirineo occidental

oscense (1985-1994). Ed. Geographicalia, Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, Universidad de Zaragoza. (37).

PFEFFER, A. (1995) Zentral- und westpalaarktische Borkenund Kernkafer (Coleoptera: Scolytidae, Platypodidae), Pro Entomologia, c/o Naturhistorisches Museum, Basel, 310 pp.

RIGOLOT, E. 2004: Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecology*, (171): 139-151.

RODRIGO, M<sup>ª</sup>E.; ARTEAGA, V.; PÉREZ-LAORGA, E.; IBÁÑEZ, A. 2007. Mortalidad post-incendio en una masa de *Pinus halepensis* Mill. del municipio de Serra (Sierra Calderona, Valencia). Importancia de los escolítidos. I Reunión Científica. Grupo de trabajo de sanidad Forestal. Sociedad española de Ciencias.

ROMANYK, N.; CADAHIA, D. 2002. Plagas de insectos en las masas forestales. Ediciones Mundi-Prensa, 336 pp.

ROMÓN, P.; ZHOU, X. D.; ITURRONDOBEITIA, J. C.; WINGFIELD, M. J.; GOLDARAZENA, A. 2007: *Ophiostoma* species (Ascomycetes: Ophiostomatales) associated with bark Beetles (Coleoptera: Scolytinae) colonizing *Pinus radiata* in Northern Spain. *Canadian Journal of Microbiology*, (53): 756-767.

RYAN, K.C.; PETERSON, D.L.; REINHARDT, E.D. 1988: Modeling long-term fire-caused mortality of Douglas-fir. *For. Sci.*, (34): 190 -199.

RYAN, K.C.; REINHARDT, E. D. 1988: Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Can. J. For. Res.* 18(10): 1291-1297.

SABBATINI, P.G.; FAGGI, M.; MARZIAL, L.; TIBERI, R. 2008: Life cycle of *Tomicus destruens* in a pine forest of central Italy, *Bulletin of Insectology*, (61): 337-342.

SANCHIS, E.; FOS, M.; BORDÓN, Y. 2005. Ecosistemas Mediterráneos. Editorial Universidad Politécnica de Valencia, 213 pp.

SAUVARD D., 2004. General Biology of Bark Beetles. 63-88 pp. En: F Lieutier, KR Day, A Battisti, JC Grégoire, HF Evans (Eds.). *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis*. Kluwer Academic Publishers, Dordercht The Netherlands. 569 pp.

SCHROEDER, L.M. (1987) Attraction of the bark beetle *Tomicus piniperda* to Scots pine trees in relation to tree vigor and attack density. *Entomology Experimental and Applications*, 44, 53–58.

TARA, L.; KEYSER. 2006: Modeling Postfire Mortality of Ponderosa Pine following a Mixed-Severity Wildfire in the Black Hills. The Role of Tree Morphology and Direct Fire Effects. *Forest Science*, 52(5): 530-538.



TRIGGIANI, O. & SANTINI, L. (1987) Fattori entomologici nel deperimento delle pinete litoranee ioniche e tirreniche. Atti del Convegno sulle avversità del bosco e delle specie arboree da legno, pp. 325–337. Accademia Nazionale Italiana di Entomologia and Accademia Italiana di Scienze Forestali.

VASCONCELOS, T., BRANCO, M., GONCALVES, M., and CaBRAL, M. T. 2005. Periods of flying activity of *Tomicus* spp. in Portugal, pppp. 177–184, in F. Lieutier, and D. Ghaïoule (eds.). *Entomological Research in Mediterranean Forest Ecosystems*. INRA Editions, Paris.

VÉLEZ, R. 2000. Instrumentos de planificación: Índices de predicción de riesgo. En *La Defensa Contra Incendios Forestales. Fundamentos y experiencias*. Ed. McGraw Hill. Madrid, 10: 12-23.

VIVES, E. 2001. *Atlas fotográfico de Los Cerambícidos Íbero- Baleares*. Argania Edition, 287 pp.

WINGFIELDS, M.J.; SEIFERT, K.A.; WEBBER, J.F. 1993: *Ceratocystis and Ophiostoma: Taxonomy, Ecology and Pathogenicity*. APS Press, St. Paul, Minnesota, USA.

WOOD, S.L. & BRIGHT, D.E. (1992) A catalog of Scolytidae and Platypodidae (Coleoptera). Part 2. Taxonomic index, pp. 1–1553.

WOOD, S. L. 1982. *The Bark and Ambrosia Beetles of North and Central America, a taxonomic monograph*. Great basi naturalismemoirs 6, Brigham Young Univ., Provo, Utah. 1359 pp.