

# Efectos secundarios de grandes incendios forestales: situaciones de alerta fitosanitaria. Modelización y control de agentes dañinos oportunistas

Gerardo Sánchez<sup>1</sup>, Carmen Campaña<sup>2</sup>, Eudaldo González<sup>3</sup>

## Resumen

El incendio de Riba de Saelices (Guadalajara) asoló en el verano del 2.005 casi 13 mil hectáreas, de las cuales 10 mil corresponden a pinar. A lo largo del 2.006 en las áreas internas no quemadas y en el perímetro del incendio se han declarado importantes mortandades del pinar superviviente causadas por explosiones poblacionales de escolítidos (*Ips sexdentatus*). La secuencia post-incendio es un buen caldo de cultivo para estas situaciones: la persistencia de árboles en el interior de zonas quemadas o en su perímetro aparentemente sanos pero sometidos a un brutal estrés, los convierte en emisores de señales de alerta que son captadas por las poblaciones de escolítidos, las cuales se dirigen a dichos árboles para colonizarlos y los convierten a su vez en fuente de infestación del entorno.

El diseño de una estrategia de control se basa en dos líneas de trabajo: los procesos de eliminación y las labores de estudio - seguimiento. Las herramientas de control descritas son la lucha selvícola (vigilancia y corta selectiva continuada) y la biotecnológica (control mediante feromonas en zonas críticas o potencialmente explosivas). Se expone el diseño de una herramienta de seguimiento basada en el estudio del impacto, la modelización del desarrollo de la plaga y las labores de prevención y control frente a futuras explosiones.

## Introducción

Las plagas y enfermedades forestales son, junto a los incendios forestales, los más importantes agentes de desequilibrio en los sistemas forestales de los países desarrollados. Estimaciones a nivel continental en Norteamérica cifran que el área forestal afectada por las plagas y enfermedades es incluso 50 veces superior a la que producen los incendios, y su impacto económico es casi cinco veces mayor (Logan y otros, 2.003). En todo caso ambos factores de desequilibrio se encuentran frecuentemente interrelacionados, y en el caso de los escolítidos esta simbiosis tiene un claro efecto multiplicador sobre la propia supervivencia del arbolado (McCullough y otros, 1.998).

Los escolítidos perforadores son, entre las múltiples plagas forestales que afectan a dichas formaciones forestales, los agentes más importantes causantes de mortandad directa en los pinares mediterráneos, (Romanyk & Cadahía, 2.001). El escolítido de mayor tamaño en la Península Ibérica, y uno de los más grandes a escala euroasiática,

---

<sup>1</sup> SPCAN – Dirección General para la Biodiversidad. [gsanchez@mma.es](mailto:gsanchez@mma.es)

<sup>2</sup> A.C.T. Sistemas

<sup>3</sup> SILCO, S.L

*Ips sexdentatus* cobra una especial importancia dentro de este grupo, siendo capaz de colonizar la mayor parte de las coníferas existentes; su dinámica poblacional está profundamente mediatizada por la cantidad de alimento que exista susceptible de su colonización (Muñoz y otros, 2.003), y en este escenario los efectos de un incendio forestal parecen presentar grandes oportunidades.

Uno de los ejemplos más claros de interacción entre incendios forestales y plagas de escolítidos perforadores es el incendio del Parque Nacional de Yellowstone en 1.988. La superficie que ardió completamente fue de más de 350.000 hectáreas, a las que deben sumarse otras 200.000 afectadas por fuego de superficie con distintas intensidades. Sobre el borde del área calcinada, se desarrollaron una serie de muestreos intensivos en los años siguientes (1.989-1.992) que arrojaron una mortandad diferida de entre el 61 y el 94 por ciento del arbolado muestreado, dependiendo de la especie. Un posterior seguimiento del entorno menos inmediato del borde de la zona calcinada y de áreas que sufrieron fuego de superficie realizado entre 1.991 y 1.992 mostró hasta un 18 por ciento de mortandad adicional sobre el escenario normal de mortandad en la zona debido a poblaciones endémicas de perforadores (Ryan & Amman, 1.996). No se realizaron labores selvícolas de limpieza ni retirada de material afectado tras el incendio en aras de provocar la menor interferencia posible sobre la dinámica del ecosistema.

Es un hecho contrastado el que el fuego incrementa la posibilidad posterior de muerte por otros factores (Peterson & Arbaugh, 1.986), pero el mecanismo que parece establecerse con los insectos merece un análisis especial, al producirse fenómenos de *mortalidad diferida*. Los insectos son al parecer atraídos por los aceites esenciales liberados por el arbolado sometido a estrés tras el incendio, y sobre este arbolado dañado va creándose un reservorio poblacional de escolítidos (Amman & Ryan, 1.991), que a medio plazo logran colonizar arbolado que aparentemente no presentaban ningún daño en la copa (Ryan & Reinhardt, 1.988), especialmente aquellos que aparentemente presentaban un estado más vigoroso (Rasmussen y otros, 1.996).

Para entender las causas de este proceso parece conveniente repasar brevemente el modelo de interacción que se establece entre los insectos perforadores de madera viva y el ecosistema forestal, el cual puede resumirse en los siguientes elementos (Powell y otros, 1996): ecología química, redistribución espacial de los escolítidos, ataque de los mismos y mortalidad resultante de los árboles objetivos. Sobre estos elementos interactúan dos procesos dinámicos, uno temporal, que depende de:

- la atracción de los escolítidos como función de la concentración feromonal
- la variación en el número de individuos en vuelo y nidificantes
- el grado de resistencia / susceptibilidad del árbol
- su posible recuperación tras un ataque

y otro espacial que está modelizado por flujos función del gradiente de feromonas y kariomonas existente y de la distribución aleatoria de los escolítidos cuando no existen condiciones de estrés (ausencia significativa de semioquímicos), (Bentz y otros, 1.996). Bajo niveles endémicos, como los que pueden producirse antes de un incendio forestal, los caracteres de un ataque exitoso de escolítidos están determinados casi exclusivamente por la distribución de árboles susceptibles, en lo que viene a denominarse *determinismo medioambiental* (Logan y otros, 1.998). Pero cuando se desarrolla una explosión poblacional, por ejemplo tras un incendio forestal,

el patrón de los árboles colonizados cambia hacia lo que se denomina *determinismo dinámico*, que es mediatizado por el ambiente semioquímico generado.

Tras el incendio forestal, en el umbral del cambio de una situación endémica a una explosiva, juega un papel muy importante la sincronía en la emergencia de los adultos (Safranyik, 1.978), que es crítica para garantizar el éxito de las sucesivas oleadas de escolítidos sobre las defensas del arbolado. Junto a este factor el otro gran condicionante es la pervivencia en el monte de los denominados *árboles-nodriza*, que se definen como los que fueron atacados con éxito el año anterior y que permanecen durante el invierno en el monte. La proximidad entre ellos resulta determinante para estimar el potencial de la explosión y de sucesivos ataques. En resumen, son necesarias para la explosión de perforadores tras el incendio forestal (de acuerdo con Amman, 1.978):

- que exista una población latente suficiente de escolítidos
- que haya abundantes recursos alimenticios de alta calidad
- y que se den circunstancias que provoquen una exitosa explosión (el abandono de arbolado en el monte tras el incendio es la mejor de ellas).

Pero quizás la cuestión más sorprendente de este mecanismo incendio-perforadores es la muerte de arbolado que previamente no presentaba síntomas aparentes de haber sufrido graves daños por el incendio forestal, incluso sin rastro de los mismos. Un estudio clásico sobre las razones de esta situación es el realizado a partir del impacto de los fuegos prescritos en la salud del arbolado (Ayres y otros, 1.999). En dicho estudio se comprobó que tras el incendio se producen explosiones inmediatas de poblaciones de escolítidos, relacionadas a su vez con una mortandad puntual de insectos predadores (principalmente de los géneros *Thanasimus* y *Temnochila*). A la vez los incendios provocan la liberación por el arbolado afectado de volátiles muy atractivos para los perforadores, incluso a kilómetros (Hart, 1.998). Muchos de estos insectos son claramente atraídos en primera instancia por los árboles parcial o casi totalmente quemados (Markalas, 1.991). Sin embargo, en un periodo relativamente corto de tiempo, la generación de cantidades extra de resina por los árboles afectados en el incendio supone una efectiva barrera contra el ataque de los perforadores: la situación en principio favorable parece tornar de nuevo hacia la restauración del equilibrio entre plaga y arbolado (Reeve y otros, 1.995). Para acabar de complicar el escenario, las sucesivas oleadas de escolítidos no parecen buscar árboles especialmente debilitados, sino que por el contrario muestran preferencia por aquellos más sanos, cuya calidad alimenticia (abundancia y riqueza de floema) es mucho mejor, una vez que hayan superado su resistencia (Rasmussen, y otros, 1.996).

Las experiencias con fuego controlado muestran que tras el incendio se produce una primera gran emergencia de insectos sobre el área quemada y su entorno, pero aunque a corto plazo el ataque es mayor, cuando el árbol recupera su potencia y capacidad de resinación esta oportunidad desaparece. Sin embargo no pasa así con los árboles que han sufrido a lo largo de su historia anteriores incendios forestales. Aquellos que ya muestran en la base de su tronco las cicatrices, aunque ligeras, de un incendio previo, son los que resultan fácilmente colonizados y que dan lugar a las poblaciones potenciales que provocaran una explosión poblacional en la próxima generación tras el invierno (Schwilk y otros, 2.006). Este hecho parece ser uno de los desencadenantes de la situación tras el incendio de Guadalajara, junto a los otros factores hasta ahora comentados.

## El incendio de Guadalajara

Entre los días 16 y 19 de julio del 2.005 se produjo en el área forestal denominada Pinares del Ducado, en la provincia de Guadalajara (España), un pavoroso incendio forestal que arrasó en torno a 13.000 hectáreas, de las cuales casi el 80 por ciento correspondían a pinar adulto, en su práctica totalidad de pino rodeno. La cubierta vegetal previa correspondía en su gran mayoría a estos pinares (*Pinus pinaster*), con un sotobosque a veces denso de roble mediterráneo de porte subarbóreo o arbustivo (*Quercus faginea* y *Q. pyrenaica*), y matorral acompañante de jara estepa y brechina. Existían asimismo pequeños rodales de robles y enclaves de pino silvestre (*P. sylvestris*) y de sabinas-enebrales (*Juniperus* spp.), junto a áreas sin mas cobertura que el matorral (Vela y otros, 2.005). A lo largo del 2006, en las áreas internas no quemadas y en el perímetro del incendio aparecieron importantes mortandades del pinar superviviente causadas por explosiones poblacionales de escolítidos perforadores (*Ips sexdentatus* en este caso). La secuencia post-incendio resultó un buen caldo de cultivo para esta situación: la persistencia de árboles vivos, aparentemente sanos pero sometidos a un brutal estrés, en el interior de zonas quemadas o en su perímetro, los convirtió en emisores de señales de alerta (semioquímicos) que fueron captadas por las poblaciones de escolítidos, las cuales se dirigieron a dichos árboles para colonizarlos y los convirtieron a su vez en fuente de infestación del entorno. A pesar de la celeridad en los trabajos de retirada de madera y de restauración llevados a cabo por el Servicio de Montes de Guadalajara (Vela y otros, 2.005), la situación planteada, inevitable debido a la cantidad de madera existente, constituye actualmente un daño que debe ser considerado elemento prioritario a corto plazo, junto a las labores imprescindibles de manejo y de regeneración de la masa forestal (Soriano, 2.007).

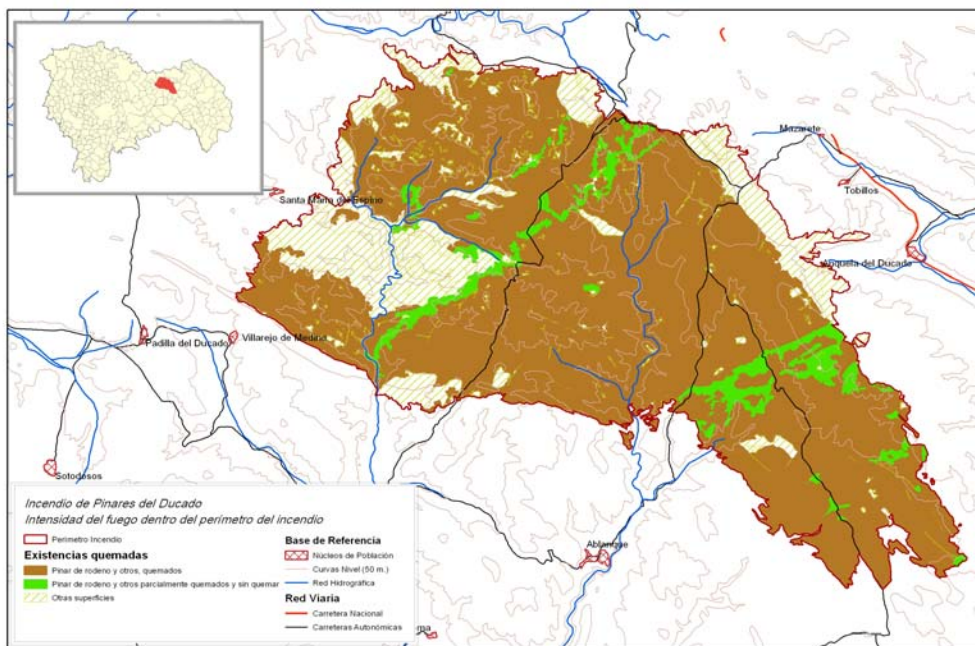
Con el objetivo de revertir el problema y garantizar una adecuada dinámica de regeneración post-incendio, debe restaurarse el equilibrio dinámico reduciendo las poblaciones de perforadores e interfiriendo en la generación de semioquímicos de atracción (Bentz y otros, 2.000). El método propuesto en este ensayo es el control de insectos usando medios biotecnológicos no agresivos al medio como son las feromonas (Bellés, 1.988), junto a la corta extraordinaria de arbolado susceptible de alojar poblaciones invasoras. Complementariamente, el diseño de un modelo georeferenciado en función de la vegetación existente antes del incendio, la intensidad del mismo, y la situación inmediata post-incendio, podría permitir diseñar un protocolo de evaluación de riesgos asociado al desequilibrio provocado por el incendio forestal. Este protocolo serviría para la redacción y ejecución de un Plan Integral de Control, que tiene como objetivo restaurar a corto plazo el equilibrio forestal (Powell y otros, 1.996).

## Material y métodos

El diseño de una estrategia de control se basa en dos líneas de trabajo: los procesos de eliminación (control) y las labores de estudio – seguimiento (desarrollo del modelo y protocolo de actuaciones). Las herramientas de control a aplicar son la lucha selvícola (vigilancia y corta selectiva continuada) y la biotecnológica (control mediante feromonas en zonas críticas o potencialmente explosivas). Las labores de estudio se basan en un análisis integrado georeferenciado de los resultados obtenidos (análisis GIS). Los datos recogidos sobre el incendio y su impacto, las cortas de policía

realizadas y las capturas en las trampas instaladas, superpuestos a una capa de información geográfica y de vegetación, permiten reflejar el impacto real del daño provocado por los perforadores y su evolución tras el incendio; y cuantificar el diferente efecto de las generaciones emergentes de escolítidos a lo largo del año, y las tendencias en su expansión. El resultado final es el diseño de un modelo predictivo a corto plazo, en áreas y en intensidad, mediante un análisis GIS, interpolando capas biológicas y geográficas (Krist y otros, 2.006).

En la superficie afectada por el incendio forestal la vegetación existente correspondía a arbolado adulto, se trata en líneas generales de una masa cerrada, de 200-300 pies/hectárea de densidad media, en zonas envejecida e históricamente condicionada por el aprovechamiento de resina, de acuerdo con los proyectos de ordenación de los montes afectados. No obstante el incendio no afectó por igual al conjunto de la vegetación. Junto a grandes áreas totalmente calcinadas han sobrevivido zonas sólo parcialmente quemadas, o donde el fuego de superficie fue predominante sobre el de copas. Asimismo tras el incendio pervivieron corredores de vegetación aparentemente viva y en relativo buen estado. La Figura 1 muestra esta diferencia de afección, que ha sido a la postre la que ha marcado el punto de partida de los fenómenos de atracción y explosión de escolítidos.



**Figura 1:** Intensidad del fuego dentro del perímetro del incendio

Los primeros daños se detectaron a partir del verano del 2006 en las islas de vegetación que sobrevivieron en el interior del área incendiada, y en el perímetro del mismo, que coincide en su límite con masas boscosas de pino resinero (*P. pinaster*) y pino silvestre (*P. sylvestris*). Es de destacar el fenómeno de mortandad diferida antes comentado: tras el incendio se produce la liberación de grandes cantidades de semioquímicos a la atmósfera que sirven de atrayente al escolítido. Debido a lo avanzada de la estación, los procesos de colonización se producen ya en otoño, por lo que apenas hay un vuelo dispersante y la mortandad aparente del arbolado durante el

otoño-invierno del 2.005 no es muy relevante: se está generando una población potencial latente que pasa el invierno bajo los árboles nodriza, que no han podido ser extraídos, y que en muchos casos se han dejado en el monte por cuestiones de impacto social, debido a su aparente verdor tras el incendio. Además se están dando las circunstancias adecuadas para una emergencia a gran escala sincronizada durante la primavera del 2.006.

Los árboles que en el momento del incendio resultaron calcinados y que aún están en pie o abatidos dentro del monte no representan peligro alguno desde el punto de vista fitosanitario como reservorio de escolítidos, ya que estos perforadores necesitan un nivel mínimo de “madera fresca”, que sea capaz de emitir los aceites esenciales que sirven de atracción (Padró y otros, 1.999). El tiempo transcurrido tras el incendio hace que esta madera sólo resulte atractiva para xilófagos de madera muerta, cerambícidos y bupréstidos en su mayor parte. La inspección de las pilas de madera existentes no mostró rastros de actividad especialmente relevante de este conjunto de insectos, a lo que sin duda contribuye que en las labores de corta y saca se han descortezado gran parte de los troncos. Adicionalmente las ramas abandonadas no son un buen refugio para dichos xilófagos, que suelen buscar troncos gruesos y con una adecuada protección de corteza.

El mayor riesgo se centra actualmente en el arbolado en pie. Se observan, tanto en los pequeños rodales aislados que quedaron dentro del monte como en el perímetro, abundantes árboles recién muertos o con inicio de procesos de decaimiento: amarilleamiento de copas, laxitud en los ramillos portantes de acículas, enrojecimientos parciales o totales. El análisis de estos pies muestra abundantes procesos de colonización interna a nivel subcortical por el escolítido *Ips sexdentatus* (Muñoz y otros, 2.003). Este escolítido tiene un carácter claramente secundario, necesita la existencia de arbolado debilitado para iniciar el proceso de colonización y de explosión poblacional. De forma natural es un componente habitual de los ecosistemas forestales, donde se desarrolla sobre arbolado moribundo o muy debilitado, propiciando su muerte. Es por tanto una buena señal de aviso de desequilibrios puntuales, o generales cuando las poblaciones “explotan” por la abundancia de material susceptible de colonización (*pest outbreak*).

La secuencia post-incendio es un buen caldo de cultivo para las explosiones poblacionales de perforadores. La persistencia de árboles en el interior de zonas quemadas o en su perímetro, aparentemente sanos pero sometidos a un brutal estrés (parte inferior de la copa quemada, troncos dañados por acción del fuego o del calor, sistema radicular fino superficial afectado por las temperaturas...), los convierte en emisores de una serie de señales de estrés (aceites esenciales) que son captados por las poblaciones de escolítidos las cuales se dirigen a estos árboles para colonizarlos. El estado de debilidad del árbol afectado hace que sus mecanismos de defensa no resulten efectivos, pronto sea totalmente colonizado y se convierta a su vez en una fuente de infestación del entorno (Sánchez y otros, 2.004). Otro escenario muy común tras un incendio en las zonas no quemadas del entorno son las situaciones de desequilibrio causadas por las altas temperaturas, niveles de humedad casi nula y existencia de una atmósfera contaminada y cargada de cenizas que tapizan la superficie foliar del arbolado y el suelo. Esto redundará en fenómenos de estrés no visibles directamente a corto plazo, pero que son captados por los perforadores.

Ambas situaciones se han desarrollado a lo largo del año 2.006 en la zona de Guadalajara. Tras el incendio, durante el otoño del 2.005 pudo haberse iniciado un primer proceso de colonización, y la constitución de un abundante reservorio de insectos que se concentrarían en el arbolado más afectado. El primer vuelo de dispersión primaveral de perforadores suele producirse en coincidencia con un umbral térmico superior a los 16 °C, situaciones que pueden empezar a ocurrir en el mes de marzo. Desde entonces es relativamente probable el desarrollo de hasta tres generaciones “hermanas” que han permanecido activas incluso los meses de octubre y noviembre del 2.006, por lo cálido del otoño. Es importante resaltar el carácter de generaciones “hermanas”, así la población que a comienzo de la primavera produce el primer vuelo colonizador, una vez realizada al puesta vuelve a realizar un vuelo dispersivo y nuevamente colonizador, y puede llegar a sumarse a los ataques que produce la segunda generación que es fruto de la primera puesta. Y así sucesivamente, (Hernández y otros, 2.004). El resultado es que la pervivencia de árboles debilitados o con algún síntoma de daño por pequeño que sea en el área del incendio supone su constitución en foco de colonización, y que los daños, sólo ligeramente apreciables al comienzo de la primavera, se tornan espectaculares conforme avanza el verano y el otoño. A esto contribuye que el estrés hídrico predispone al arbolado más afectado a ser colonizado y que los daños son sólo claramente aparentes en el momento que el árbol está profundamente infectado y pronto a morir, lo cual ocurre cuando parte de la población adulta ya ha volado hacia otros pies para colonizarlos. La aparición de gran número de árboles muertos a lo largo del verano-otoño del 2.006 es por tanto el siguiente paso habitual en la dinámica posterior a un incendio de grandes dimensiones, y la experiencia parece indicar que el nivel de daños alcanzado es aún reducido habida cuenta del potencial infectivo que debe existir en el área.

## Resultados

Ante la aparición de los primeros daños relevantes, a lo largo del año 2.006 fueron colocándose una serie de trampas–vigía cargadas con feromona atractiva en los bordes de masa y franjas verdes interiores, para valorar la posible incidencia de la plaga. Se instalaron 99 trampas entre julio y agosto de 2006, en zonas perimetrales de la zona incendiada con monte de pinar y en el límite de las dos franjas de pino que sobrevivieron (Figura 2). El procedimiento de revisión fue cada 10 a 20 días. El conteo fue volumétrico tras la discriminación de otros escolítidos y otros insectos. Los resultados globales fueron la captura de 571.961 individuos. El máximo de capturas producidas en una sola trampa lo ostenta la trampa colocada en el lote denominado Mazarete 1, con 18.878 individuos en el periodo 30/07/06 a 16/10/06. Los niveles de captura alcanzados indican la presencia de grandes poblaciones de escolítidos, atraídos de otras áreas por la presencia de madera debilitada, o desarrollados sobre los pies afectados.

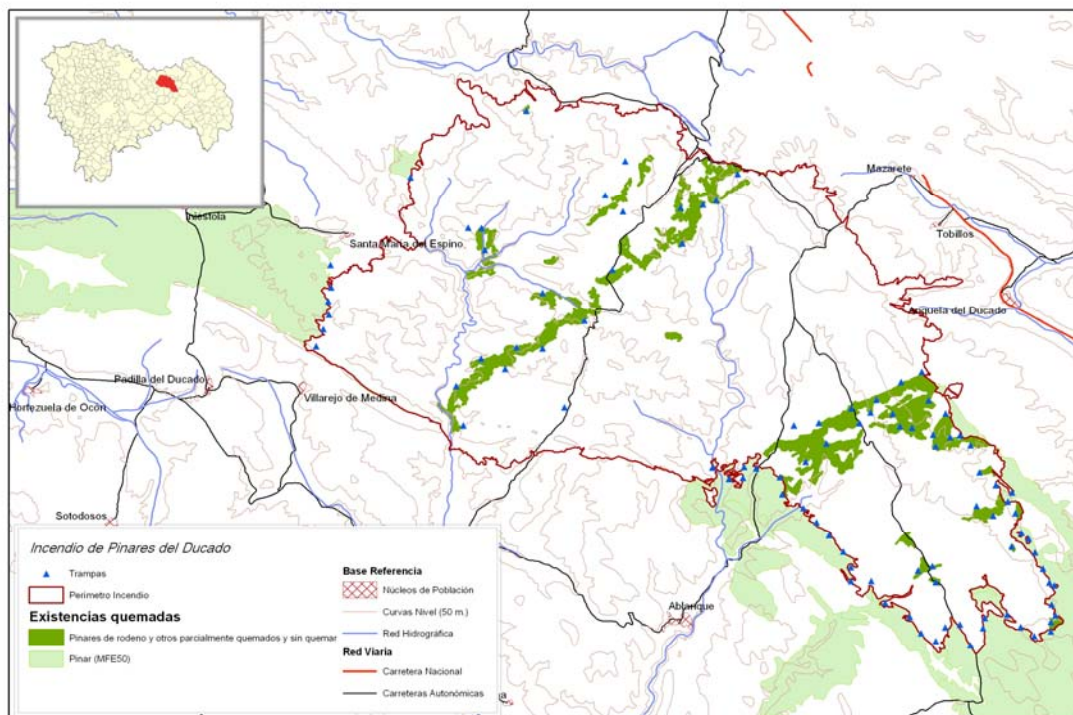
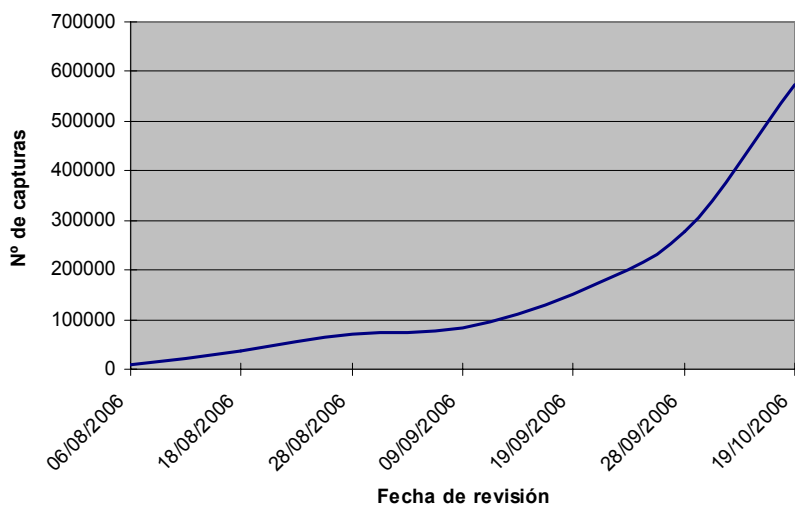


Figura 2: Áreas susceptibles de ser colonizadas por la explosión de escolítidos y primer dispositivo de trampas

**CAPTURAS ACUMULADAS *Ips sexdentatus* año 2006**



DATOS 2006:			nº capturas	nº trampas	capturas/trampa	nº capturas acumuladas
<b>CAPTURAS</b>		06/08/2006	9065	6	1511	<b>9605</b>
		18/08/2006	26304	36	731	<b>35909</b>
		28/08/2006	35101	56	627	<b>71010</b>
		09/09/2006	10939	56	195	<b>81949</b>
		19/09/2006	70588	99	713	<b>152537</b>
Añadido feromona →		28/09/2006	124834	99	1261	<b>277371</b>
		19/10/2006	295130	99	2981	<b>572501</b>



La presencia de nuevos árboles muertos o en proceso de debilitamiento acusado durante el otoño-incendio posterior indica la existencia de una población latente de gran volumen que a lo largo del 2.007 continúa sus vuelos dispersivos de infestación. Es de prever que el nivel de daños siga incrementándose al menos durante dos años más antes de iniciarse un proceso de relativa estabilización, siempre que se emprendan las medidas adecuadas de forma continuada. En todo caso no debe sorprender el hecho de que procesos de mortandad continúen produciéndose de forma llamativa durante este periodo incluso implementando las medidas de control oportunas.

## Medidas más adecuadas a corto plazo

Una vez generado el fenómeno de explosión poblacional por el abundante alimento existente, su efecto atrayente sobre las poblaciones de escolítidos circundantes y los procesos de colonización y cría invernal, su éxito en líneas generales dependerá de (Preisler & Mitchell, 1.993):

- el vigor de los árboles que van a ser colonizados en la segunda oleada,
- la distancia entre los árboles nodriza y los objeto de colonización
- la fortaleza de la emergencia (nivel de población y sincronía)
- el nivel de pérdida del rastro atractivo (feromona) en las copas de los árboles

Por tanto si se logra interferir la comunicación química entre los escolítidos que inician su vuelo de comunicación, este hecho será básico para romper la dinámica expansiva del ataque (Logan y otros, 1.998).

Las medidas a ejecutar pueden englobarse en dos grandes áreas de trabajo paralelas e intrínsecamente relacionadas: los procesos de erradicación y las labores de estudio y seguimiento. Las herramientas a utilizar son básicamente la lucha selvícola (vigilancia y corta selectiva continuada, junto al manejo de puntos cebo) y la biotecnológica (control mediante feromonas en zonas críticas o potencialmente explosivas). Únicamente en casos extremos podría recurrirse de forma puntual y dirigida a la lucha química sobre pilas de madera que pudieran convertirse en focos. El nivel de intensidad en los tratamientos debe ser muy alto durante los dos primeros años de seguimiento, y abarcar tanto los *restos de manchas vegetales existentes en el incendio* como el *perímetro exterior* del mismo donde hay bosques en continuidad, y una *franja de seguridad en las formaciones forestales del entorno* del perímetro del incendio (hasta unos 500 metros).

Métodos de lucha selvícola a aplicar: sobre las zonas sensibles no debe quedar sin aparear ningún árbol que muestre síntomas de debilitamiento, de forma inmediata a la aparición de los primeros síntomas. El seguimiento de erradicación debe estar plenamente operativo a partir del inicio de la primavera, en coincidencia con la elevación de las temperaturas por encima del umbral térmico de actividad del escolítido. El proceso de vigilancia y erradicación de árboles y pequeños rodales ha de mantenerse hasta el mes de noviembre, y preverse en lo posible su repetición durante el año 2008. La corta del arbolado debe ser seguida con carácter inmediato por su descortezado y en lo posible por la trituración de ramas y ramillas. Indirectamente este proceso de trituración supone una más rápida incorporación de la madera muerta al ecosistema, y ejerce de protección del suelo ante procesos erosivos y “esponja” reguladora de las precipitaciones que puedan caer.

Lucha biotecnológica: el uso de feromonas forestales está demostrando ser un método muy eficaz de apoyo en el control de poblaciones de escolítidos. En el caso de *Ips sexdentatus* existe un complejo feromonal específico recientemente diseñado para las poblaciones españolas (Hernández y otros, 2004). Se ha procedido a la colocación de líneas de trampas en el perímetro de la zona incendiada, pero dentro de ella (a una distancia mínima de 50 metros de la línea de bosque vivo), y con una distancia aproximada de 100 – 200 metros entre trampa y trampa (dependiendo de la intensidad de daños en el entorno). El conjunto del sistema sigue revisiones entre semanales y quincenales, y reposición (añadido) de feromona cada dos meses. También se prevé la colocación de trampas de feromonas en el entorno de grandes pilas o zonas de cargadero de madera.

Las labores de prevención y control de futuras explosiones se han de basar en un análisis integrado georeferenciado de los resultados obtenidos (análisis GIS). La información recogida, tanto de las cortas de policía realizadas como de las trampas instaladas y sus capturas, superpuesta a una capa de información geográfica y de vegetación, permitirá reflejar el impacto real del daño y su evolución temporal. Además cuantificará el diferente impacto de las distintas generaciones emergentes de escolítidos a lo largo del año, las tendencias en su distribución y en su desarrollo espacial, y el diseño de un modelo predictivo, espacial y en intensidad del año próximo. El análisis GIS pretende interpolar capas biológicas (poblaciones, árboles afectados) con geográficas (relieve, formaciones vegetales, fracciones de cuba cubierta) y climáticas (registro de temperaturas y eventos lluviosos en la zona). Este proceso de modelización, en cierto modo novedoso, ha dado muy buenos resultados en zonas con gran impacto de escolítidos (British Columbia, 2006), pero deben diseñarse específicamente para el área objeto de estudio. La información que puede generar si llega a desarrollarse adecuadamente es una de las mejores herramientas con la que se puede contar para reducir y optimizar al máximo en el futuro acciones de control.

## Estudios en marcha: el trampeo del 2007

Las 99 trampas colocadas en el año 2006 en el perímetro del incendio correspondiente a las masas de pinar presentan entre sí una separación media de unos 400 metros. Estas trampas se han mantenido durante el año 2007 en los mismos lugares. Durante la segunda quincena del mes de febrero y la primera de marzo de 2007 se han colocado 86 trampas nuevas intercaladas entre ellas, de forma que la distancia definitiva entre trampas sea de unos 200 metros, quedando reforzado todo el perímetro del incendio. La recomendación respecto a la periodicidad en la renovación de este tipo de feromona está en 4 semanas. Debido a que los viales de feromona se consumen con el tiempo perdiendo eficacia, se ha tomado la decisión de alternar el añadido del atrayente con una cadencia de dos semanas en ambos grupos, con motivo de disponer de feromona plenamente cargada durante todo el periodo de trampeo. Complementariamente 55 trampas han sido colocadas en siete grupos de 7-8 trampas en las dos grandes zonas interiores arrasadas por el incendio. De las 99 trampas del 2006 se han utilizado 15 trampas como sistema de alerta temprana, operativas desde el día 22 de febrero. La revisión del 15 de marzo detectó el comienzo en las capturas de *Ips sexdentatus*, razón por la cual se procedió durante ese día y el siguiente al cebado de todas las trampas colocadas el pasado año.

En las 15 trampas destinadas como alerta del vuelo del escolítido se han recogido hasta ahora un total de 252 individuos de *Ips sexdentatus*. Sólo en una trampa se recogió 235 de ellos. Se trata de la trampa nº 86, y está colocada en el grupo más cercano a Ciruelos del Pinar. Las capturas se produjeron el día 15 de marzo de 2.007, momento en que se considera ha comenzado el vuelo del insecto, pese a que en estas fechas primaverales la curva de vuelo, y por tanto las capturas son muy irregulares, muy afectadas por las amplias variaciones climáticas (especialmente térmicas) que se producen en este tiempo.

### Agradecimientos

Angel Vela Láina, Alfredo Chavarría Samper, Carlos García Ortega, Jesús Dieste Otal, Gema Revenga Fernández.

### Referencias bibliográficas

- Amman, G. D., 1.978. The biology, ecology and causes of outbreaks of the mountain pine beetle in lodgepole pine forests. In Theory and Practice of MPB management in lodgepole pine forests. 39-53. University of Idaho.
- Amman, G. D. & Ryan, K. C., 1.991. Insect infestation of fire injured trees in the greater Yellowstone Area. U.S. For. Res. Station Research Note INT-398.
- Ayres, M. P. y otros, 1.999. The biology and management of bark beetles in old growth pine forests of Itaca State Park. Great Lake Initiative for pine ecosystem research. Colfax, WI.
- Bellés, X., (ed.) 1.988. Insecticidas biorracionales. CSIC. Colección Nuevas Tendencias. Madrid.
- Bentz, B.J., J.A. Powell, and J.A. Logan. 1.996. Localized spatial and temporal attack dynamics of the mountain pine beetle. USDA Forest Service Research Paper, INT-494.
- Bentz, B.J., Munson, A.S., 2.000. Spruce beetle population suppression in northern Utah. Western Journal of Applied Forestry 15(3):122-128.
- British Columbia, 2.006. Mountain Pine Beetle Action Plan, Sustainable Forests, Sustainable Communities, 2006-2011. Vancouver.
- Hart, S., 1.998. Beetle mania: an attraction to fire. BioScience, 48:3-5.
- Hernández, R., 2.004. Ensayos de atracción y captura de *Ips acuminatus* (Coleoptera, Scolytidae). ECOLOGÍA 18: 35-52. Ed: Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Krist, F. J., Sapio, F. J., Tkacz, B. M., 2.006. A multi-criteria framework for producing local, regional, and national insect and disease risk maps. Unpublished report. USDA Forest Service.
- Logan, J., White, P., Bentz, B., Powell, J. A., 1.998. Model analysis of spatial pattern in mountain pine beetle outbreaks. J. Theor. Biol. 53: 235-255.
- Logan, J., Reunier, J., Powell, J., 2.003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. Frontiers in Ecology and the Environment; 1: 130-137.
- Markalas, S., 1.991. Insects attacking burnt pine trees *Pinus halepensis*, *Pinus brutia* and *Pinus nigra* in Greece. Anzeiger fuer Schaedlingskunde Pflanzenschutz Umwelttschutz 64: 72-75.
- McCullough, D., Werner, R., Neumann, D., 1.998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. Ann Rev. Entomol. 43, 107-127.

- Muñoz, C., Pérez, V., Cobos, P., Hernández, R., Sánchez, G., 2003. Sanidad Forestal. Guía en imágenes de plagas, enfermedades y otros agentes presentes en los bosques. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Padró, A., y otros 1999. Trabajos selvícolas en pinares. Insectos perforadores. Prevención y control. Información Técnica 4/99. Gobierno de Aragón.
- Peterson, D. L. & Arbaugh, M. J., 1986. Postfire survival in douglas-fir and logepole pine: comparing the effects of crown and bole damage. *Can J. For. Res.* 16: 1.175-1.179.
- Powell, J. A., Logan, J. A., Bentz, B. J., 1996. Local projections for a global model of mountain pine beetle attacks. *J. Theor. Biol.* 179: 243-260.
- Preisler, H. K., Mitchell, R. G., 1993. Colonization patterns of the mountain pine beetle in thinned and unthinned lodgepole pine stands. *Forest Science* 39: 528-545.
- Rasmussen, L. A. y otros, 1996. Bark beetle and wood borer infestation in the Greater Yellowstone Area during four postfire years. U.S. For. Serv. Intermountain Res. Station Research Paper 487: 1-10.
- Reeve, J. R. y otros, 1995. Host suitability, predation and bark beetle population dynamics. In *Population dynamics: new approaches and synthesis.* 339-357. Academic Press. San Diego.
- Romanik, N., Cadahía, D. (coord.), 2001. Plagas de insectos en las masas forestales. Ed. Mundi-Prensa-SECF. Madrid.
- Ryan, K. C., Amman, G. D., 1996. Bark beetle activity and delayed tree mortality in the greater Yellowstone Area following the 1988 fires. In *Ecological Implications of Fire in Greater Yellowstone.* IAWF.
- Ryan, K. C., Reinhardt, E. D., 1988. Predicting postfire mortality on seven western conifers. *Can. J. For. Res.* 18: 1.291-1.297.
- Safranyik, L., 1978. Effects of climate and weather on mountain pine beetle populations. In *Theory and Practice of MPB management in lodgepole pine forests.* 77-89. University of Idaho.
- Sanchez, G. y otros, 2004. Use of pheromones in integrated control of scolytid bark beetles in natural and reforestation pine stands of the Mediterranean area. IUFRO D7/D8 Conference. Hammer Spings, New Zealand.
- Soriano, J. M., 2007. Restauración de pinares rodenos tras incendios forestales. Una propuesta para los Pinares del Ducado (Guadalajara). *Rev. Montes* 87: 35-39.
- Schwilk, D. W., 2006. Tree mortality from fire and bark beetles following early and late season prescribed fires in Sierra Nevada mixed-conifer forest. *Forest Ecology and Management* 232: 36-45.
- Vela, A. y otros 2005. El río que nos lleva. *Boletín Informativo del Parque Natural del Alto Tajo*, 4: 1-5.

### **Recursos informativos en Internet**

<http://www.gov.bc.ca/pinebeetle>  
[http://www.for.gov.bc.ca/hfp/mountain\\_pine\\_beetle/](http://www.for.gov.bc.ca/hfp/mountain_pine_beetle/)  
<http://www.usu.edu/beetle/index.htm>