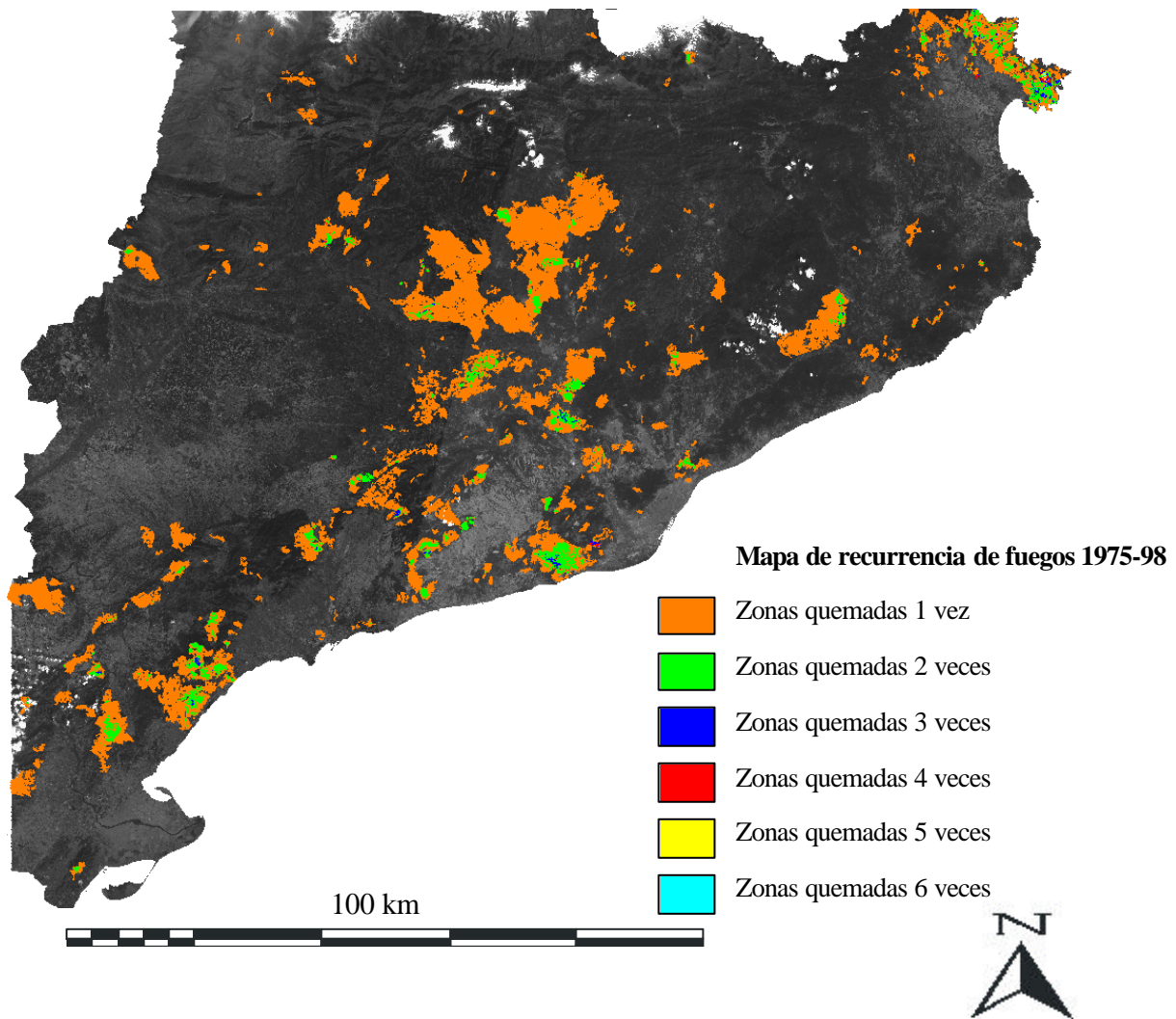


**CARACTERIZACIÓN MEDIANTE TELEDETECCIÓN DEL RÉGIMEN DE
INCENDIOS FORESTALES EN CATALUÑA (PERIODO 1975-98) Y SU
INFLUENCIA EN LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN**



Ricardo Díaz-Delgado Hernández

CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals)

y

Unitat d'Ecologia

Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i d'Ecologia

Facultat de Ciències

Universitat Autònoma de Barcelona

**CARACTERIZACIÓN MEDIANTE TELEDETECCIÓN DEL RÉGIMEN DE
INCENDIOS FORESTALES EN CATALUÑA (PERIODO 1975-98) Y SU
INFLUENCIA EN LOS PROCESOS DE REGENERACIÓN**

Memoria presentada por

R. Díaz-Delgado Hernández

para optar al grado de

Doctor en Ciencias Biológicas

Los directores del trabajo de tesis:

Dr. Xavier Pons

Profesor Titular de Geografía

Ecología

Dr. Francisco Lloret

Profesor Titular de

Bellaterra, 2000.

A mis padres, por su apoyo incondicional.

"Si alguien duda del poder del fuego en la naturaleza y en la sociedad, hay una simple prueba que extingue cualquier duda: elimina el fuego y mira lo que queda. La Humanidad se sumergiría inmediatamente en una oscuridad que casi convertiría al hombre Hobbesiano en Olímpico. Luz, calor y poder a partir de las fuentes de combustión; hornos, estufas, chimeneas y hogueras para cocinar la comida, fundir metales, cocer el barro; llamas para aclarar los campos, eliminar los arbustos y los residuos, acabar con las plagas; el fuego para conducir y atraer la caza, renovar los pastos, extraer brea, potasio y fertilizantes; el fuego como arma contra los depredadores y el enemigo, y como protección durante la noche; el fuego como inspiración, a modo de un brillante imán para reunir a la familia y a la tribu, como un símbolo de esperanza y fe, todo ello desaparecería. Todo lo que quedaría sería un enorme chimpancé hablador, obligado a seguir el rastro de los fuegos generados por la naturaleza, un buscador de cenizas en los campos abandonados de Otro."

Stephen J. Pyne, 1995.

PRESENTACIÓN

La presente tesis doctoral ha sido realizada en el Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) de la Universidad Autónoma de Barcelona. Su contenido se enmarca dentro del proyecto de investigación AMB94-0881, de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, cuyo título es "Caracterización del régimen de fuegos en comunidades vegetales mediterráneas durante los últimos 21 años y su influencia en los procesos de regeneración". El inicio del proyecto tuvo lugar el 4 de julio de 1994 y tuvo una duración total de 3 años. El Ministerio de Educación y Cultura otorgó una beca de formación de personal investigador adscrita al proyecto a Ricardo Díaz-Delgado Hernández, concedida en abril de 1996. La línea de investigación abierta por el Dr. Raimon Salvador en su Tesis Doctoral "Anàlisi de l'aplicabilitat de la teledetecció en la realització d'inventaris forestals i en la cartografia històrica d'àrees cremades" permitió el establecimiento de unas bases metodológicas para llevar a cabo los objetivos genéricos del proyecto. La continuidad de la tarea iniciada ha permitido ampliar los resultados del proyecto de investigación.

A medida que se ha profundizado en la construcción de la base de datos y en los aspectos considerados más relevantes del régimen de fuegos de Cataluña y la regeneración vegetal, se ha conformado un trabajo de investigación quizás más extenso de lo establecido previamente. Por ello, el título del presente trabajo "Caracterización del régimen de incendios forestales en Cataluña (1975-98), análisis de la regeneración vegetal post-incendio y de la severidad de quema mediante teledetección" incorpora el periodo de tiempo final y el marco geográfico estudiado, además del análisis de una característica más del régimen de fuegos, la severidad, no contemplada previamente y por supuesto, la técnica principal empleada para llevar a cabo el trabajo.

La beca ha permitido al doctorando especializarse en el campo de la teledetección aplicada mediante la realización de un master de tercer ciclo, así como de otros cursos de relevancia en el estudio de los incendios forestales.

Por último debe señalarse que la mayor parte del contenido de la presente Tesis Doctoral ha sido publicada o se encuentra en proceso de aceptación en diferentes revistas científicas internacionales y nacionales.

AGRADECIMIENTOS

Llega el momento de manifestar la satisfacción y reconocimiento que produce dar fin a un largo trabajo. Una labor que ha sido desempeñada con esmero gracias al desinteresado esfuerzo de muchas personas. A todas ellas quiero expresarles mi gratitud.

Para empezar debo agradecer a mis directores de tesis su inapreciable ayuda. A Xavier por el continuo ejercicio didáctico que ha desempeñado conmigo. Él, como nadie, ha sabido transmitirme aquéllos conocimientos que de lejos parecían inabordables y convertirlos en terrenales para un servidor profano. También por introducirme de lleno en el sorprendente mundo de la teledetección. A Paco, por la gran dedicación exhibida y la aportación de su larga experiencia investigadora. Hábil destilador de paciencia, su afable carácter no ha hecho más que enriquecer la presente memoria de tesis.

Gracias también a Jaume. Una intensa charla con él implicó una apuesta por el futuro, a la vez que el descubrimiento por mi parte de un centro de investigación de cualidades excepcionales. Cualidades que son sin duda, el tributo de las personas que trabajan día y, a veces, noche en él.

Por la cooperación y la aportación de datos al Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, y concretamente a E. Canyameres por la atención prestada. Al antiguo ICONA. Ambas administraciones cedieron información relevante sobre incendios. Al Institut Cartogràfic de Catalunya la ayuda ofrecida en el proceso de corrección geométrica de las imágenes, al Departament de Medi Ambient por la información suministrada referente a los fuegos ocurridos entre 1994 a 1998.

Sumamente agradecido a Josep Peñuelas, Pep Canadell e Iñigo Granzow por los comentarios sobre el capítulo 6. También a la Dra. Megan Lewis por su contribución al estudio del capítulo 8, así como por su cordial trato durante toda mi estancia en Australia. A Ignasi Busquets por la labor realizada sobre el incendio de Bigues i Riells. A Jordi Valeriano

y Raimon Salvador, cuyo trabajo forma parte importante de esta tesis. A Pere Serra por las horas compartidas durante la corrección de imágenes.

Quiero dar unas gracias muy especiales y llenas de sentimiento a la persona que ha hecho que mi vida completa en estos últimos años fuese plenamente satisfactoria. Gracias Angi, por tu cariño.

Mi más afectuoso reconocimiento a mis padres, que desde el primer día han creído en mis posibilidades. Por todo lo que he aprendido de ellos. A Susana y Alfredo siempre cerca. A Felipe, Paco, Alberto, Aguirre, Juanvi, Juan Luis, Luiso, A. Serrano, Riki e Isaac, todas manos amigas.

A mis compañeros de despacho por aguantarme y favorecer en gran medida el desarrollo de este trabajo: Pep Piñol, Lydia, Eduard Plá y Xavi Picó. A tod@s l@s colegas del CREAM-BABVE por la comprensión y grado de compañerismo demostrado a lo largo de estos 4 años: Joan Llusía siempre amigo; Joan Masó, incondicional ayuda ante los problemas informáticos; Joan Pino por aquel día en las Cingles de Bertí; Juanjo, Jordi Vayreda, Teresa, Jose Angel, por la amable ayuda a la hora de recabar datos del inventario y el mapa de cubiertas. A todos y cada uno de ellos de los que no puedo citar por la ayuda prestada siempre que les requerí.

Esta tesis ha sido posible gracias a una beca FPI del Ministerio de Educación y Cultura, y al proyecto de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología que dio pie a la tesis. El proyecto LUCIFER de la Comunidad Europea también ha favorecido su realización.

Mi más sincero y profundo agradecimiento a todas las personas que amablemente han colaborado en la realización de esta tesis. Va por ell@s.

¡Ah! Y gracias Juan Luis Cano y Guillermo Fesser por las casi mil mañanas en las que desperté a carcajada limpia.

ÍNDICE

1.-	Introducción general, objetivos y estructura de la tesis	1
1.1.-	Introducción.....	3
1.2.-	Objetivos generales.....	6
1.3.-	Estructura de la tesis.....	6
1.4.-	Referencias bibliográficas.....	10
 I.- RECOPIACIÓN DE DATOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE FUEGOS A TRAVÉS DE DIFERENTES METODOLOGÍAS DE CARTOGRAFÍA DE ZONAS QUEMADAS.		
2.-	Evaluación estadística del proceso semiautomático de detección de zonas forestales quemadas en Cataluña durante el periodo 1975-1993	17
2.1.-	Introducción.....	19
2.2.-	Objetivos.....	23
2.3.-	Área de estudio.....	23
2.4.-	Metodología.....	24
2.5.-	Resultados.....	30
2.6.-	Discusión.....	43
2.7.-	Conclusiones.....	45
2.8.-	Referencias bibliográficas.....	48
3.-	Análisis comparativo de diferentes cartografías de incendios forestales	53
3.1.-	Introducción.....	55
3.2.-	¿Por qué una cartografía de fuegos?.....	57
3.3.-	Objetivos.....	60
3.4.-	Metodología comparativa.....	61
3.5.-	Resultados.....	63
3.6.-	Discusión.....	77
3.7.-	Conclusiones.....	83
3.8.-	Referencias bibliográficas.....	85
 II. - CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE FUEGOS DE CATALUÑA EN EL ÚLTIMO CUARTO DE SIGLO (1975-1998).		
4.-	Incorporación en un SIG y actualización de la base cartográfica histórica de fuegos de Cataluña para el análisis de los patrones espaciales de la ocurrencia de incendios forestales (1975-1998)	93
4.1.-	Introducción.....	95
4.2.-	Metodología.....	98
4.3.-	Resultados.....	109

4.4.-	Discusión.....	126
4.5.-	Conclusiones.....	131
4.6.-	Referencias bibliográficas.....	133
5.-	Aplicación de los diferentes modelos de frecuencia de incendios para el análisis de los patrones temporales del régimen de fuegos en Cataluña (periodo 1975-98)	139
5.1.-	Introducción.....	141
5.2.-	Área de estudio.....	143
5.3.-	Métodos.....	143
5.4.-	Resultados.....	151
5.5.-	Discusión y conclusiones.....	159
5.6.-	Referencias bibliográficas.....	165
III. - EFECTO DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL RÉGIMEN DE FUEGOS SOBRE LA REGENERACIÓN VEGETAL POST-INCENDIO		
6.-	Efecto de la recurrencia de incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite.....	171
6.1.-	Introducción.....	173
6.2.-	Área de estudio.....	174
6.3.-	Métodos.....	175
6.4.-	Resultados.....	180
6.5.-	Discusión.....	185
6.6.-	Conclusiones.....	188
6.7.-	Referencias bibliográficas.....	190
7.-	Efecto de la severidad de quema sobre la recuperación de la vegetación después del fuego. Caso del incendio de <i>Bigues i Riells</i>.....	195
7.1.-	Introducción.....	197
7.2.-	Material y métodos.....	199
7.3.-	Resultados.....	203
7.4.-	Discusión.....	213
7.5.-	Conclusiones.....	216
7.6.-	Referencias bibliográficas.....	218
IV. - EMPLEO DE IMÁGENES DE TELEDETECCIÓN PARA EL ANÁLISIS DE LA SEVERIDAD DE QUEMA.		
8.-	Empleo de imágenes de teledetección para el análisis de los niveles de severidad causados por el fuego.....	225

8.1.-	Introducción.....	227
8.2.-	Objetivos.....	228
8.3.-	Área de estudio.....	228
8.4.-	Metodología.....	229
8.5.-	Resultados.....	238
8.6.-	Discusión y conclusiones.....	245
8.7.-	Referencias bibliográficas.....	248
9.-	Conclusiones generales del trabajo.....	253
9.1.-	Conclusiones generales.....	255

V. - ANEXOS.

- Anexo 1. Partes de incendios forestales a lo largo de los último 50 años
- Anexo 2. Métodos de detección de zonas quemadas
- Anexo 3. Lista de fechas de las imágenes MSS
- Anexo 4. Máximo poder de resolución
- Anexo 5. Tablas para el cálculo del índice de concordancia (capítulo 3)
- Anexo 6. Carta enviada a los ayuntamientos
- Anexo 7. Detalle del proceso de escaneo del *Mapa d'incendis de Catalunya* (1986-1990) 1:500000
- Anexo 8. Figuras auxiliares del capítulo 4.
- Listado de acrónimos citados.

1.- INTRODUCCIÓN GENERAL, OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA TESIS

1.1.- INTRODUCCIÓN

El fuego juega un papel verdaderamente relevante para los ecosistemas terrestres y en particular para los localizados en latitudes con clima mediterráneo (Le Houerou, 1973). Su papel destructivo y perturbador se debe básicamente a las reacciones químicas que origina sobre el substrato y el calor que desprende y que, a su vez, le alimentan (Whelan, 1995). De todas ellas, la transformación y muerte de materia viva resulta la más traumatizante para los organismos vivos que se encuentran en el lugar de la combustión. Los efectos sobre el suelo y el banco de semillas, la fauna, la composición gaseosa de la atmósfera y el paisaje son también considerables (Shakesby *et al.*, 1993; Tyler, 1996; Prodon *et al.*, 1987; McNaughton *et al.*, 1998; Turner *et al.*, 1997). No obstante, el fuego constituye una puerta abierta para el establecimiento posterior de nuevos individuos (a veces nuevas especies) y/o la mejora de condiciones para los supervivientes, proceso característico de la vida sobre el planeta (Margalef, 1974). Es este aspecto precisamente, ligado al uso que de él hace el hombre, lo que le convierte en un elemento ambiguo y controvertido en la dinámica de la vegetación. Así por ejemplo, los pastos son frecuentemente quemados para favorecer el restablecimiento de las especies palatales para el ganado y evitar el crecimiento de especies leñosas de pobre calidad (Vázquez y Moreno, 1993). Los campos de cultivo, una vez recolectados, suelen quemarse con objeto de fertilizar el suelo y eliminar las denominadas malas hierbas y especies leñosas antes de la siembra o bien para recuperar aquéllos que en su día fueron abandonados (Vélez, 1990a). Las masas forestales se ven sometidas a constantes intentos de quema por diferentes motivos entre los que caben las venganzas, las quemas de rastrojos en épocas de alto riesgo, la caza, etc. (Vélez, 1986). En resumidas cuentas, la ocurrencia de incendios parece haber aumentado, cuando menos debido al notable incremento de las causas de incendio, las cuales resultan cada vez más difícilmente atribuibles a procesos naturales (Trabaud, 1980; Moreno *et al.*, 1998).

Los incendios forestales que consumen la vegetación aérea son así objeto de interés y de seguimiento por parte de numerosos colectivos humanos: desde los bomberos y agentes forestales

encargados de las tareas de extinción y supresión, pasando por la población rural de actividad ganadera, agrícola y forestal, hasta las diferentes administraciones con competencias en gestión del territorio. Por este motivo, desde finales de los años 60 en España se lleva a cabo cada año la recopilación de datos sobre los incendios ocurridos en todo el territorio. El objeto de tal inventariado pretende determinar mediante la valoración cualitativa de los partes de incendio, las causas del fuego, las situaciones meteorológicas en las que tienen lugar, las zonas con mayor riesgo de ocurrencia de fuegos, la evaluación de daños, la efectividad de los medios de extinción, el número anual de incendios así como la superficie quemada y el tipo de cubiertas vegetales afectadas, entre muchas otras. En función de lo ocurrido pues, se establecen previsiones sobre el riesgo de incendio que emplean básicamente variables meteorológicas. También, se definen las actuaciones silvícolas necesarias para reducir tal riesgo (Vélez, 1990b). Por último, se integran todos los apartados citados en un plan general de política contra incendios forestales cuya misión básica es la de suprimir los incendios forestales prevaleciendo la prioridad de extinción en zonas habitadas con el fin de proteger personas, bienes y, en último término, el medio ambiente (DGPC, 1998).

Se hace por lo tanto necesaria la existencia de una base de datos sobre fuegos con un seguimiento y actualización continuos que permitan no sólo elaborar las directrices mencionadas de gestión contra incendios, sino también analizar la ocurrencia de fuegos para profundizar en el conocimiento de sus causas, desarrollo y efectos sobre el entorno. Ante esta perspectiva, la teledetección se presenta como una herramienta casi indispensable hoy en día para realizar dicha labor en territorios relativamente extensos.

La teledetección desde plataformas de satélite contribuye en gran medida al análisis de los fuegos y las cubiertas vegetales afectadas, así como de sus efectos ecológicos, climáticos y atmosféricos (Justice *et al.*, 1993; Roughgarden *et al.*, 1991; UNEP, 1999). Los sensores embarcados en los diferentes satélites proporcionan datos de origen único y una visión sinóptica de la distribución espacial de los incendios (focos activos) y de las zonas quemadas, así como del estado de la vegetación y los efectos producidos por los incendios. Existen diferentes sensores que

han sido empleados para la detección de zonas quemadas. Entre ellos destacan el TM (Chuvienco y Congalton 1988; Pereira y Setzer 1993), el SPOT (Justice *et al.*, 1993) y el MSS. Milne (1986) hizo uso de las bandas en el visible y en el infrarrojo cercano del MSS para cartografiar y *monitorizar* los cambios en la vegetación asociados a los incendios en el este de Australia. Otro ejemplo interesante es el de Minnich (1983) quien construyó una base histórica de incendios a partir de una serie temporal de imágenes MSS. Los registros históricos sólo pueden ser elaborados a partir de largas series en lugares donde la adquisición de escenas del Landsat MSS haya sido posible desde sus inicios (año 1972). Debe mencionarse también la utilidad que presenta el sensor AVHRR embarcado en la serie de satélites de la NOAA, dado que presenta un coste de adquisición asumible por muchos usuarios, y una frecuencia de paso o resolución temporal muy alta. Este sensor ha permitido en muchos casos identificar zonas quemadas y efectuar un seguimiento de ellas a lo largo del tiempo (Fredericksen *et al.*, 1990, López *et al.*, 1991; Paltridge y Barber, 1988; Malingreau, 1990; Chuvienco y Martin, 1994). No obstante, su baja resolución espacial le ha relegado a jugar un papel más relevante en la detección y seguimiento de incendios activos (Robinson, 1991; Langaas, 1992; Kennedy *et al.*, 1994; Malingreau y Justice, 1997; Pozo *et al.*, 1997).

Considerados los antecedentes, la justificación del trabajo pasa por la consideración de los incendios forestales como una perturbación frecuente en Cataluña y, por extensión, en España, preocupante en cuanto a sus efectos no sólo ecológicos, sino también económicos y sociales. También pretende responder a la necesidad de emplear una herramienta de fácil manejo para la recopilación de datos de carácter geográfico sobre los incendios, permitiendo el análisis del régimen de fuegos desde diversas perspectivas así como la interpretación de los resultados obtenidos. Todo ello no pretende más que ofrecer una visión sinóptica de la ocurrencia de fuegos y de los patrones temporales y espaciales asociados a ellos para, cuando menos, servir de orientación a la hora de considerar los incendios como un componente más en la dinámica de los ecosistemas terrestres.

El presente trabajo pretende también contribuir en el estudio de los ecosistemas mediterráneos y su interacción con los incendios mediante el empleo de una metodología extensiva para la caracterización del régimen de fuegos y la evaluación de las hipótesis establecidas sobre la ocurrencia y recurrencia de incendios. Ante las aportaciones efectuadas hasta el momento, mayoritariamente puntuales, sobre estos aspectos, se intentan esclarecer los efectos sobre la resiliencia de las perturbaciones recurrentes y las consecuencias de la severidad de quema sobre los procesos de regeneración.

1.2.- OBJETIVOS GENERALES

Enmarcado en el proyecto de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología AMB94-0881, el presente trabajo tiene como objetivos genéricos, por un lado, la caracterización del régimen de fuegos de las comunidades vegetales mediterráneas de Cataluña en los últimos 21 años, y por otro, la determinación de su influencia en los procesos de regeneración. Estos propósitos se encuentran íntimamente ligados a la consecución de otros objetivos previos más concretos que requieren una mención especial en este apartado. En primer lugar debe efectuarse una recopilación de datos sobre los incendios acontecidos en el periodo y región de estudio. En relación directa a éste, se precisa de la elaboración de una metodología de detección de zonas quemadas y, a su vez, de una validación de los resultados obtenidos. Por último, de cara al estudio de la influencia de los parámetros característicos del régimen de fuegos sobre los procesos de regeneración vegetal, debe definirse el tipo de aproximación metodológica adecuada para el seguimiento de dicho proceso a través de la teledetección.

1.3.- ESTRUCTURA DE LA TESIS

Con el propósito de introducir la relación existente entre los capítulos que se presentan e ilustrar así su pretendida continuidad, se comentan a continuación los propósitos perseguidos en cada uno de ellos.

La estructura de la tesis viene determinada por el apartado I, *"Recopilación de datos para la caracterización del régimen de fuegos a través de diferentes metodologías de cartografía de zonas quemadas"*, en el cual, a través de dos capítulos se pretende otorgar la importancia necesaria a las fuentes de información disponibles sobre incendios y a los métodos empleados para recopilar dicha información. Comienza este apartado con el **capítulo 2** de título *"Evaluación estadística del proceso semiautomático de detección de zonas forestales quemadas en Cataluña durante el periodo 1975-1993"* que pretende exponer la metodología desarrollada para la obtención de una cartografía de zonas quemadas en Cataluña a lo largo del periodo 1975-1993. También, se muestran los resultados directos y los tests de validación efectuados con objeto de valorar los métodos empleados. Se hace hincapié en la necesidad de una metodología de detección de zonas quemadas, en la actualización continua de los datos sobre incendios forestales y en la aplicabilidad de la teledetección para llevar a cabo estas tareas a escalas de detalle. El hecho de que no constituya la única base cartográfica de incendios forestales realizada en Cataluña durante el periodo de estudio, permite comparar los resultados obtenidos de forma individual con el resto de cartografías existentes, al mismo tiempo que evidencia la preocupación suscitada por la problemática de los incendios forestales. Esta comparación es el objetivo del **capítulo 3** que lleva por título *"Análisis comparativo de diferentes cartografías de incendios forestales"*. En él, a partir de una aproximación comparativa, se pretende determinar la precisión cartográfica de los diferentes métodos de detección y de determinación de perímetros de zonas quemadas, así como de los diferentes instrumentos y sensores empleados para ello. Mediante el análisis detallado de la configuración espacial de los perímetros se propone una jerarquía de precisión a partir de las comparaciones efectuadas.

La distribución de tamaños, conjuntamente con la distribución temporal y los parámetros que la definen (frecuencia, estacionalidad, periodo de rotación, etc.), constituyen a grandes rasgos las características del régimen de incendios forestales. En este sentido, el apartado II de la tesis aborda de lleno el primero de los objetivos genéricos del proyecto AMB94-0881: *"Caracterización del*

régimen de fuegos en comunidades vegetales mediterráneas durante los últimos 21 años y su influencia en los procesos de regeneración". Dicho apartado lleva por título *"Caracterización del régimen de fuegos de Cataluña en el último cuarto de siglo (1975-1998)".* Para ser abordado, se plantea la necesidad del uso de una herramienta tecnológica de gran aplicación en el mundo de la ecología como son los SIG (Sistemas de Información Geográfica). Precisamente, el **capítulo 4**, titulado *"Incorporación en un SIG y actualización de la base cartográfica histórica de fuegos de Cataluña para el análisis de los patrones espaciales de la ocurrencia de incendios forestales (1975-1998)"*, ahonda en el análisis de las pautas espaciales de los fuegos ocurridos y pretende determinar las relaciones existentes con otras capas auxiliares de información espacial relevante. El **capítulo 5**, titulado *"Aplicación de los diferentes modelos de frecuencia de incendios para el análisis de los patrones temporales"*, intenta describir las pautas temporales que caracterizan el régimen de fuegos. Para ello emplea las fechas de ocurrencia de cada fuego y determina las distribuciones de las variables y modelos de frecuencia de incendios más utilizados para facilitar la interpretación de dichos patrones.

El segundo objetivo genérico de la tesis, aquél que analiza la influencia de los parámetros característicos del régimen de incendios sobre la regeneración vegetal post-incendio, es abordado en la sección III que recibe el título de *"Efecto de las características del régimen de fuegos sobre la regeneración vegetal post-incendio"*. En primer lugar, se analiza en el **capítulo 6** el *"Efecto de la recurrencia de incendios sobre la resiliencia post-incendio de las comunidades vegetales de Cataluña a partir de imágenes de satélite"*, tal y como su título indica. Para ello se seleccionaron de la cartografía histórica de fuegos un conjunto de zonas quemadas tanto 1 como 2 veces con objeto de analizar la recuperación vegetal después del fuego a través del seguimiento de cada zona mediante una serie temporal de imágenes. La severidad de quema también juega un papel importante en la capacidad de respuesta de las comunidades vegetales afectadas por el fuego. Este aspecto es analizado en el **capítulo 7**, *"Efecto de la severidad de quema sobre la recuperación de la vegetación después del fuego. Caso del incendio de Bigues i Riells"*. La metodología de estudio es similar en ambos capítulos, si bien en el séptimo, sólo se estudia un incendio concreto. A través

del seguimiento del índice de vegetación, estimado a partir de la serie de imágenes de satélite, se investigan las diferencias en el nivel de recuperación después del fuego en función del nivel de recurrencia o la severidad de quema alcanzada. Este nivel de daño, establecido sobre el terreno en base a una cartografía realizada *in situ*, facilita la validación de los resultados obtenidos a partir de las técnicas de teledetección.

Por último, la cartografía de la severidad de quema llevada a cabo sobre el terreno resulta así una información valiosa para evaluar las posibilidades de la teledetección en la elaboración de mapas de severidad. Se perfila bajo este objetivo el último apartado, el número IV, con el título de "*Empleo de imágenes de teledetección para el análisis de la severidad de quema*" y el **capítulo 8**, el único de esta sección, titulado "*Empleo de imágenes de teledetección para el análisis de los niveles de severidad causados por el fuego*".

1.4.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Chuvieco, E. y Congalton, R. G. 1988. Mapping and inventory of forest fires from digital processing of TM data. *Geocarto International*, 4:41-53.
- Chuvieco, E. y Martin, M. P. 1994. Global fire mapping and fire danger estimation using AVHRR images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 60(5):563-570.
- DGPC. 1998. Directriz básica de planificación de protección civil de emergencia por incendios forestales. Plan estatal de protección civil para emergencias por incendios forestales. Cuadernos de legislación de protección civil, V. Dirección General de Protección Civil, Madrid. Pp. 67.
- Fredericksen, P., Langaas, S. Y Mbaye, M. 1990. NOAA-AVHRR and GIS-based monitoring of fire activity in Senegal. A provisional methodology and potential applications. *In Ecological Studies*. Ed. por J. G. Goldammer. Springer-Verlag, Berlín. Pp. 400-417.
- Justice, C. O., Malingreau, J. P. y Setzer, A. W. 1993. Satellite remote sensing of fires: potential and limitations. *In Fire in the Environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. Ed. por P. J. Crutzen y J. G. Goldammer John Wiley & Sons. Berlín. Pp. 77-87.
- Kennedy, P. J., Belward, A. S. y Grégoire, J. M. 1994. An improved approach to fire monitoring in West Africa using AVHRR data. *International Journal of Remote Sensing*, 15(11):2235-2255.
- Langaas, S. 1992. Temporal and spatial distribution of Savanna fires in Senegal and The Gambia, West Africa, 1989-90, derived from multitemporal AVHRR night images. *International Journal of Wildland Fire*, 2(1):21-36.

- Le Houerou, H. N. 1973. Fire and vegetation in the Mediterranean basin. Proceedings of 13th Annual Tall Timber Fire Ecology Conference 13: 237-277.
- López, M. J., Caselles, V. y Meliá, J. 1991. Following the microclimatic alterations produced by forest fires by means of Landsat-5 TM sensor. Proceedings of the 3^d Colloquium on Spectral Signatures of Objects in Remote Sensing. Les Arcs, France. Pp. 481-484.
- McNaughton, S. J., Stronach, N. R. H. y Georgiadis, N. J. 1998. Combustion in natural fires and global emissions budgets. *Ecological Applications*, 8(2):464-468.
- Malingreau, J. P. 1990. The contribution of remote sensing to the global monitoring of fires in tropical and subtropical ecosystems. *In Fire in Tropical Biota*. Ed. por J. G. Goldammer. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 337-370.
- Malingreau, J. P. y Justice, C. O. 1997. Definition and implementation of a global fire product derived from AVHRR data. Proceedings of the 3^d IGBP-DIS Fire Working Group Meeting Report. IGBP-DIS Office, Toulouse, France.
- Margalef, R. 1974. *Ecología*. 1^a edición. Omega. Barcelona. Pp. 951.
- Milne, A. K. 1986. The use of remote sensing in mapping and monitoring vegetational change associated with bushfire events in Eastern Australia. *Geocarto International*, 1:5-28
- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.
- Moreno, J. M., Vázquez, A. y Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. *In Large Forest Fires*. Ed. por J. M. Moreno. Backhuys Publishers, Leiden. Pp. 159-185.

- Paltridge, G. W. y Barber, J. 1988. Monitoring grassland dryness and fire potential in Australia with NOAA/AVHRR data. *Remote Sensing of Environment*, 25:381-394.
- Pereira, M. C. y Setzer, W. 1993. Spectral characteristics of fire scars in Landsat-5 TM images of Amazonia. *International Journal of Remote Sensing*, 14:2061-2078.
- Pozo, D., Olmo, F. J. y Alados-Arboledas, L. 1997. Fire detection and growth monitoring using a multitemporal technique on AVHRR midinfrared and thermal channels. *Remote Sensing of Environment*, 60:111-120.
- Prodon, R., Fons, R. y Athias-Binche, F. 1987. The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. *In The Role of Fire in Ecological Systems*. Ed. por L. Trabaud. La Haya. SPB Academic Publishing. Pp. 121-157.
- Pyne, S. J. 1997. *World Fire. The culture of fire on Earth*. 2nd edition. University of Whashington Press, Whashington. Pp. 384.
- Shakesby, R.A., Coelho, C. O. A., Ferreira, A. D., Terry, J. P. y Walsh, R. P. D. 1993. Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet Mediterranean forest, Portugal. *International Journal of Wildland Fire*, 3(2):95-110.
- Robinson, J. M. 1991. Fire from space. Global fire evaluation using infrared remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, 12(1):3-24.
- Roughgarden, J., Running, S. W. Y Matson, P. A. 1991. What does remote sensing do for ecology?. *Ecology*, 72(6):1918-1922.

- Trabaud, L. 1980. Impact écologique et biologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des zones de garrigues du Bas-Languedoc. Tesis de estado, Facultad de Ciencias, Montpellier. Pp. 287.
- Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H. y Hargrove, W. W. 1997. Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*, 67(4):411-433.
- Tyler, C. M. 1996. Relative importance of factors contributing to postfire seedling establishment in maritime chaparral. *Ecology*, 77(7):2182-2195.
- UNEP. 1999. Wildland fires and the environment: a global synthesis. United Nations Environment Program, DEIAEW, TR.99-1. USA. Pp. 46.
- Vázquez, A. y Moreno, J. M. 1993. Sensitivity of fire occurrence to meteorological variables in Mediterranean and Atlantic areas of Spain. *Landscape and Urban Planning*, 24(1-4):129-142.
- Vélez, R. 1986. Incendios forestales y su relación con el medio rural. *Revista de estudios agro-sociales*, 136:195-222.
- Vélez, R. 1990a. Mediterranean forest fires: a regional perspective. *Unasylva*, 162(41):3-9.
- Vélez, R. 1990b. Preventing forest fires through silviculture. *Unasylva*, 162(41):10-12.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Pp. 346.

I. - RECOPIACIÓN DE DATOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE FUEGOS A TRAVÉS DE DIFERENTES METODOLOGÍAS DE CARTOGRAFÍA DE ZONAS QUEMADAS.

**2.- EVALUACIÓN ESTADÍSTICA DEL PROCESO SEMIAUTOMÁTICO DE
DETECCIÓN DE ZONAS FORESTALES QUEMADAS EN CATALUÑA
DURANTE EL PERIODO 1975-93.**

2.1.- INTRODUCCIÓN

En los ecosistemas mediterráneos el fuego determina en gran medida la estructura y la distribución espacial de las comunidades vegetales y de las especies vegetales (Johnson y Gutsell, 1994; Moreno, 1989). A su vez, la estructura de la vegetación también marca, en cierto grado, la frecuencia y extensión de los incendios (Minnich, 1983). Por ésta y otras razones, la recopilación de los incendios ocurridos en determinada área de estudio se presenta como una labor imprescindible hoy en día para ampliar los conocimientos en torno a la ocurrencia de fuegos, y para facilitar la reducción del riesgo de incendios forestales (Wilson y Baker, 1998). Sin embargo, como suceso geográfico, el inventariado de superficies quemadas debería ser correctamente ubicado en el espacio. Los perímetros localizados de los incendios permiten diferentes análisis espaciales a través del cruce con otras cartografías de interés.

Diversos métodos han sido empleados para identificar e inventariar los incendios forestales. En España, desde 1968, el ICONA, servicio encargado de la conservación de la naturaleza, ha estado realizando los partes de incendios forestales de forma sistemática. Durante los primeros años en ellos figuraba básicamente la localización del foco de inicio por término municipal, una descripción del tipo de fuego, y algunas características sobre las labores de extinción. Sin embargo, la representación cartográfica no comenzó hasta 1972, época en la cual se introdujo la cuadrícula del mapa militar 1:200000 de 10 x 10 km (actualmente a 1 km²) para la elaboración de un croquis aproximado del perímetro de incendios (comunicación personal de R. Vélez). En el Anexo 1 se muestran partes de incendios que van desde 1959 hasta la actualidad. Puede apreciarse que las características espaciales y geográficas de los incendios no comienzan a ser tenidas en consideración hasta la década de los 70.

En 1983, las competencias en materia de incendios fueron traspasadas a las comunidades autónomas. Si bien desde mediados de los 70, el *Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya* (DARP) ya se encargaba de efectuar los inventarios anuales de incendios, es a partir de entonces cuando comienza el proceso de informatización de la información acerca de los incendios forestales (E. Canyameres,

comunicación personal). A partir del año 1987, ya puede hablarse de una labor de inventariado con plenas facultades por parte del DARP. En la actualidad el DARP dispone de una base de datos sobre incendios ocurridos que va desde 1966 a 1998. El periodo 1966-1986 no incluye los conatos (incendios menores de 1 ha). Los datos sobre incendios figuran por municipio, comarca y provincia (DARP, 1999), excepto para la provincia de Lleida durante el periodo 1966-1983. Esta base ha sido recopilada a lo largo de la última década y continúa actualizándose hoy en día para los incendios anteriores a 1975. Los partes de incendio actuales del DARP y de la DGCONA (Dirección General para la Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente) resultan muy similares, incorporando información sobre localización, detección, superficies afectadas, medios empleados en la extinción, posibles causas, meteorología reinante, tipo de incendio, valoración de pérdidas económicas, medioambientales y en la producción, y un croquis geográfico sobre la malla UTM de cuadrícula 1km².

La incorporación progresiva de la delimitación geográfica de los incendios ha permitido vincular los perímetros a las bases de datos sobre incendios. Diferentes técnicas han sido utilizadas con este fin: la fotointerpretación, el empleo del GPS (*Global Positioning System*) tanto sobre el terreno como desde helicóptero, los sensores aerotransportados y por último, los sensores embarcados en plataformas de satélite. Estas últimas constituyen la mayor parte de herramientas empleadas para la elaboración de cartografía de zonas quemadas. De todas las técnicas mencionadas, las que emplean imágenes de sensores embarcados en satélites son ampliamente utilizadas hoy en día. De especial interés resulta el sensor MSS (*Multi-Spectral Scanner*) a bordo de la serie de satélites Landsat, por su largo periodo de actividad (1972-1993) como sensor perteneciente al programa *Earth Observation System* (EOS, sistema de observación de la Tierra).

2.1.1.- El sensor MSS (Multi-Spectral Scanner)

El programa Landsat es uno de los proyectos más largos de recopilación de datos digitales multiespectrales sobre la superficie de la Tierra desde el espacio. El primer satélite fue lanzado el 23 de julio de 1972, y llevaba el nombre de ERTS 1 (*Earth Resources*

Technology Satellite). Desde entonces hasta la actualidad, el sensor MSS, embarcado en la serie de satélites Landsat 1 al 5, ha capturado más de 3 millones de imágenes digitales de la superficie terrestre (Geoimage, 1999). A partir de 1975, las imágenes se obtenían ya de forma periódica cada 16-18 días. La gran cantidad de imágenes adquiridas dado su largo periodo de funcionamiento, su resolución espacial nominal de 79 por 57 m y la comparabilidad de las imágenes archivadas con las más recientes, le convierten en uno de los sensores de observación de la tierra de mayor interés para el seguimiento y estudio de la evolución del paisaje vegetal (Hall *et al.*, 1991). Un ejemplo concreto de su aplicación es la caracterización del régimen de fuegos (Minnich, 1983). Desde principios de los 80, el empleo de las bandas en el visible y en el infrarrojo cercano del sensor MSS ha posibilitado la cartografía y el seguimiento de los cambios en la vegetación asociados a los incendios (Malingreau *et al.*, 1985; Milne, 1986). También se ha empleado en diferentes disciplinas tales como la oceanografía, geología, geografía, y ha contribuido en estudios sobre agricultura, cambio global, gestión forestal y de los recursos, calidad de aguas, entre otras (Geoimage, 1999).

Las características técnicas espectrales y las posibles aplicaciones de este sensor se presentan en la tabla 1:

Bandas		Longitud de onda (mm)	Aplicaciones
Landsat 1-3	Landsat 4-5		
4	1	0.5 a 0.6 (verde visible)	Seguimiento de movimientos de agua y sedimentos, aguas superficiales, arrecifes, etc.
5	2	0.6 a 0.7 (rojo visible)	Enfatiza los usos agrícolas, las zonas urbanas y la vegetación.
6	3	0.7 a 0.8 (infrarrojo cercano)	Enfatiza la vegetación activa, los límites entre tierra y agua y las cubiertas terrestres.
7	4	0.8 a 1.1 (infrarrojo cercano)	Proporciona la mejor transmisividad atmosférica y enfatiza la actividad de la vegetación, los límites entre tierra y agua y las cubiertas terrestres.
8*		10.41 a 12.6 (infrarrojo térmico)	Discrimina las variaciones de temperatura.

Tabla 1: Características técnicas del sensor MSS. (*) Sólo en el Landsat 3.

Los satélites de la serie Landsat (en total 8, ver figura 1) han orbitado entre aproximadamente 917 y 705 km de altitud. La órbita que describen es heliosíncrona y cuasi-polar.

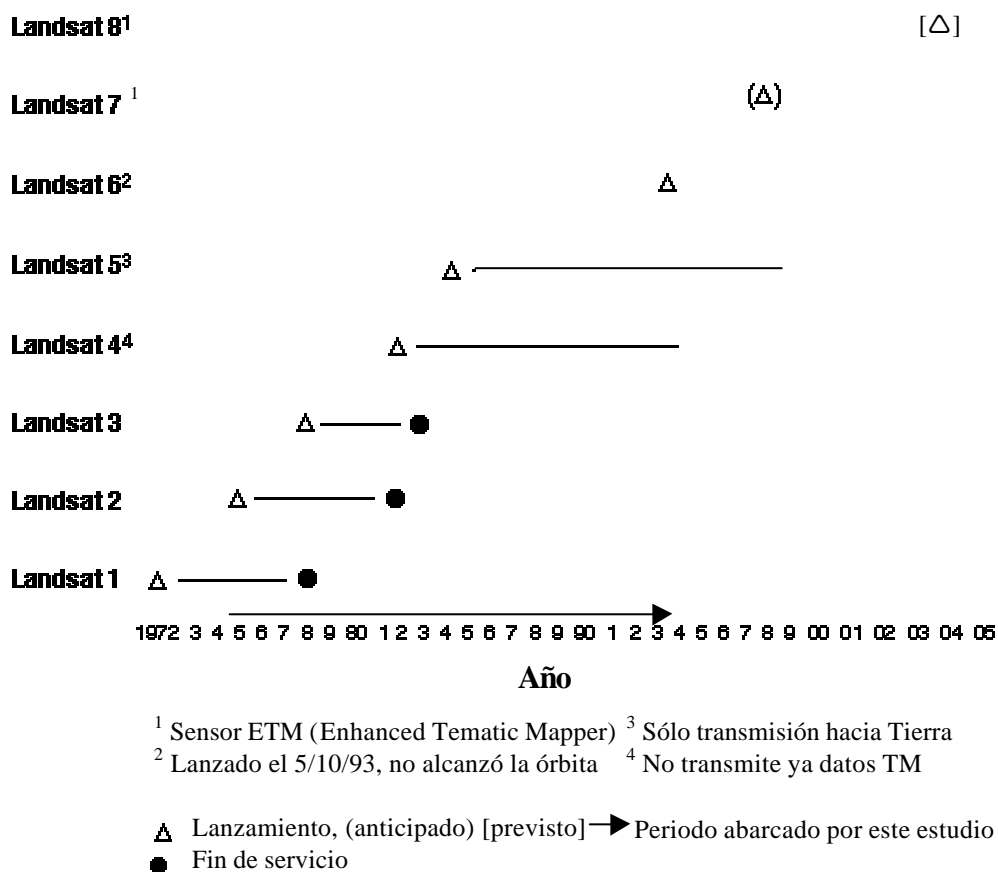


Figura 1: Historia de los satélites del programa LANDSAT de la NASA. (Fuente: Geoimage, 1999).

El sensor MSS trabaja con un sistema de barrido electromecánico de seis detectores para cada una de las 4 bandas espectrales en las que capta la radiación de la superficie terrestre. Esta radiación se convierte en cuentas digitales en un rango de 0 a 63 o 127 que se transmite al segmento terrestre. El IFOV (*Instantaneous Field of View*) del sensor en los Landsat 1 a 3 era de 79 m (Mather, 1999). Sin embargo, en la dirección de vuelo, los datos son sobremuestreados, lo que reduce el IFOV en esta dirección a 57 m. El área de terreno así muestreada y sin procesar es aproximadamente 57 m x 79 m. Las imágenes generadas se distribuyen en escenas (*frames*) de aproximadamente 185 x 185 km. La figura 2 muestra el proceso de adquisición de imágenes del Landsat MSS sobre la superficie terrestre.

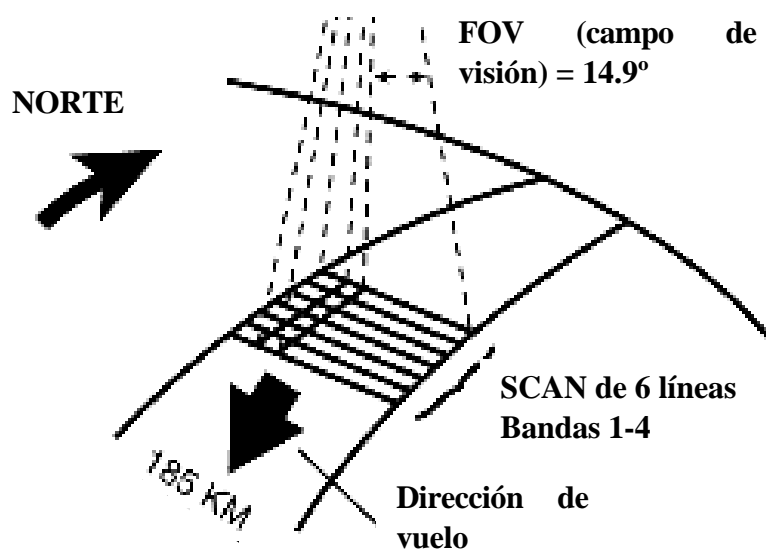


Figura 2: Esquema de la adquisición de imágenes del sensor MSS a bordo de los satélites Landsat.

2.2.- OBJETIVOS

En esta primera fase del proyecto el objetivo inmediato fue el desarrollo de una metodología semiautomática para la discriminación las superficies quemadas mediante el uso de una serie temporal de imágenes Landsat MSS (1975-1993). La metodología desarrollada se aplicó sobre el total de escenas, que cubren hasta un 85% del territorio de Cataluña y fue evaluada por medio de los inventarios de incendios procedentes de la administración.

Una parte importante de lo expuesto en este capítulo (hasta el punto 2.5.2.1 inclusive) fue llevada a cabo por R. Salvador en el capítulo 7 de su tesis doctoral, trabajo publicado en Salvador *et al.* (2000). Se incluye en la presente memoria por cuanto R. Díaz-Delgado colaboró en dicho trabajo durante su primer año de beca doctoral (último año de tesis de R. Salvador) y porque representa el punto de partida de la tesis de R. Díaz-Delgado.

2. 3.- ÁREA DE ESTUDIO

La región de estudio incluye una superficie aproximada de 32000 km² en el nordeste de la Península Ibérica, correspondiente a Cataluña. Alrededor del 60% del área de estudio

está cubierta por vegetación (mayoritariamente matorrales, formaciones arbustivas y bosques) si bien la densidad de población humana ha llevado a una importante fragmentación de las comunidades vegetales. El rango altitudinal varía desde el nivel del mar hasta poco más de 3000 m. En las zonas montañosas predomina un clima de inviernos fríos, si bien la mayoría de la superficie posee un clima típico Mediterráneo, con inviernos suaves y una sequía estival importante que favorece los incendios forestales (Terradas y Piñol, 1996).

2.4.-METODOLOGÍA

Para abordar este estudio fueron adquiridas alrededor de un centenar de imágenes completas del sensor MSS (4 canales, 2 en el visible y 2 en el infrarrojo cercano) de los satélites Landsat 1, 2, 4 y 5, ya que para recoger toda la superficie de Cataluña en al menos dos momentos fenológicos distintos, se necesitan entre dos y tres escenas completas. Esta primera fase del proyecto ofrece como resultado de la metodología semiautomática desarrollada para la detección de superficies forestales quemadas, una cartografía de dichas superficies en el período 1975-93, así como los niveles de recurrencia de incendio en dicho periodo.

2.4.1.- Detección de zonas quemadas

Existen diversos métodos para discriminar los cambios producidos por los incendios sobre las cubiertas vegetales, los cuales aparecen normalmente como repentinas disminuciones del recubrimiento vegetal y, por tanto, de su respuesta radiométrica. Algunos de los métodos más empleados son el análisis de componentes principales (Fung y LeDrew, 1987), la clasificación supervisada (Hall *et al.* 1991), el análisis del vector de cambio (*Change Vector Analysis*, Lambin, 1996), el análisis de regresión multitemporal (Martín y Chuvieco, 1995), el análisis de mezclas espectrales (Caetano *et al.*, 1994; Caetano *et al.*, 1996) y la sustracción de imágenes de índices de vegetación en base al establecimiento de umbrales (Kasischke *et al.*, 1993), que pueden ser fijos o variables. Este último método fue el empleado en este trabajo (ver Anexo 2 sobre métodos de detección de zonas quemadas).

Todas las imágenes fueron corregidas geométrica y radiométricamente mediante los modelos de Palà y Pons (1995) y de Pons y Solé-Sugrañes (1994) además de practicar una normalización radiométrica entre las diferentes bandas con el fin de hacer las imágenes comparables y poder determinar umbrales de cambios en la radiometría fiables (Durrieu y Deshayes, 1994).

Mediante el método de la resta de imágenes se comparan los índices de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de fechas sucesivas. El NDVI se calcula a partir de los canales espectrales rojo e infrarrojo cercano tal y como muestra la ecuación 1 (Mather, 1999). Según Gamon *et al.* (1995), el NDVI está relacionado directamente con la cantidad de biomasa verde de forma independiente a las especies vegetales que forman la comunidad. La forma de obtenerlo se expone a continuación:

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{i, \text{IRC}} - \rho_{i, \text{R}}}{\rho_{i, \text{IRC}} + \rho_{i, \text{R}}} \quad (1)$$

donde ρ son los valores de reflectividad del píxel i en la banda del infrarrojo cercano (IRC) y del rojo (R).

Por otro lado, ciertas superficies no susceptibles de ser quemadas o que presentan una muy variable dinámica temporal fueron eliminadas del análisis a través del empleo de máscaras. Es el caso de los terrenos cultivados, los bosques dominados por especies de hoja caducas, y de las aguas continentales. Asimismo, se establecieron máscaras para las nubes en función de umbrales sobre el canal 2 (rojo) que fueron posteriormente dilatadas espacialmente de cara a eliminarlas completamente junto con las sombras que generan (ver Salvador, 1997). La máscara de caducifolios fue elaborada a partir de dos imágenes en las que se ponía de manifiesto su marcada variación estacional. Las máscaras de cultivos y de aguas continentales fueron extraídas del mapa *CORINE-Land Cover* (Salvador *et al.*, 1997; CORINE, 1991).

La tabla 2 muestra las categorías del mapa CORINE que representan más del 70 % del total de la superficie de Cataluña sobre la que se aplicó la metodología de detección de incendios (1673244 ha). También se muestra el porcentaje relativo de cada categoría con

respecto al área de estudio y el porcentaje con respecto a la superficie total que ocupa cada categoría en Cataluña.

Categoría CORINE-land cover	% del área total en Cataluña	% del área de estudio
Bosque de coníferas (Pináceas)	90.11	27.16
Matorral arbolado de transición	91.55	10.07
Perennifolios esclerófilos y robledales marcescentes	88.46	9.16
Mosaico de cultivos agrícolas con espacios de vegetación natural	89.87	8.16
Grandes formaciones de matorral denso o medianamente denso	95.46	7.72
Bosque mixto	83.09	5.69
Matorrales subarbusivos o arbustivos muy poco densos	91.88	3.97

Tabla 2: Porcentajes relativos a la zona de estudio y al total de cada categoría en considerada en el análisis en Cataluña. Por ejemplo las coníferas representan un 27.16% del área de estudio seleccionada y del total existente en Cataluña, se incluyó el 90.11%.

Como puede apreciarse tanto en la tabla 2 como en la figura 3, la máscara aplicada recoge más del 80% del total de cada categoría de cubierta o uso del suelo estudiada en el presente trabajo.

Una vez aplicadas las máscaras, las súbitas disminuciones del NDVI entre imágenes consecutivas de la serie multitemporal (valores altos en el resultado de la resta de imágenes) fueron consideradas como zonas quemadas. Sin embargo, tras varias pruebas, pudo observarse que la marcada fenología estival de la región mediterránea de estudio, añadía superficies cambiantes pero no quemadas. En consecuencia, se optó por utilizar diversas áreas detectadas como quemadas (21 en total) y validadas por los inventarios de incendios de la administración a fin de establecer los umbrales a partir de los cuales podían discriminarse con mayor precisión las zonas quemadas.

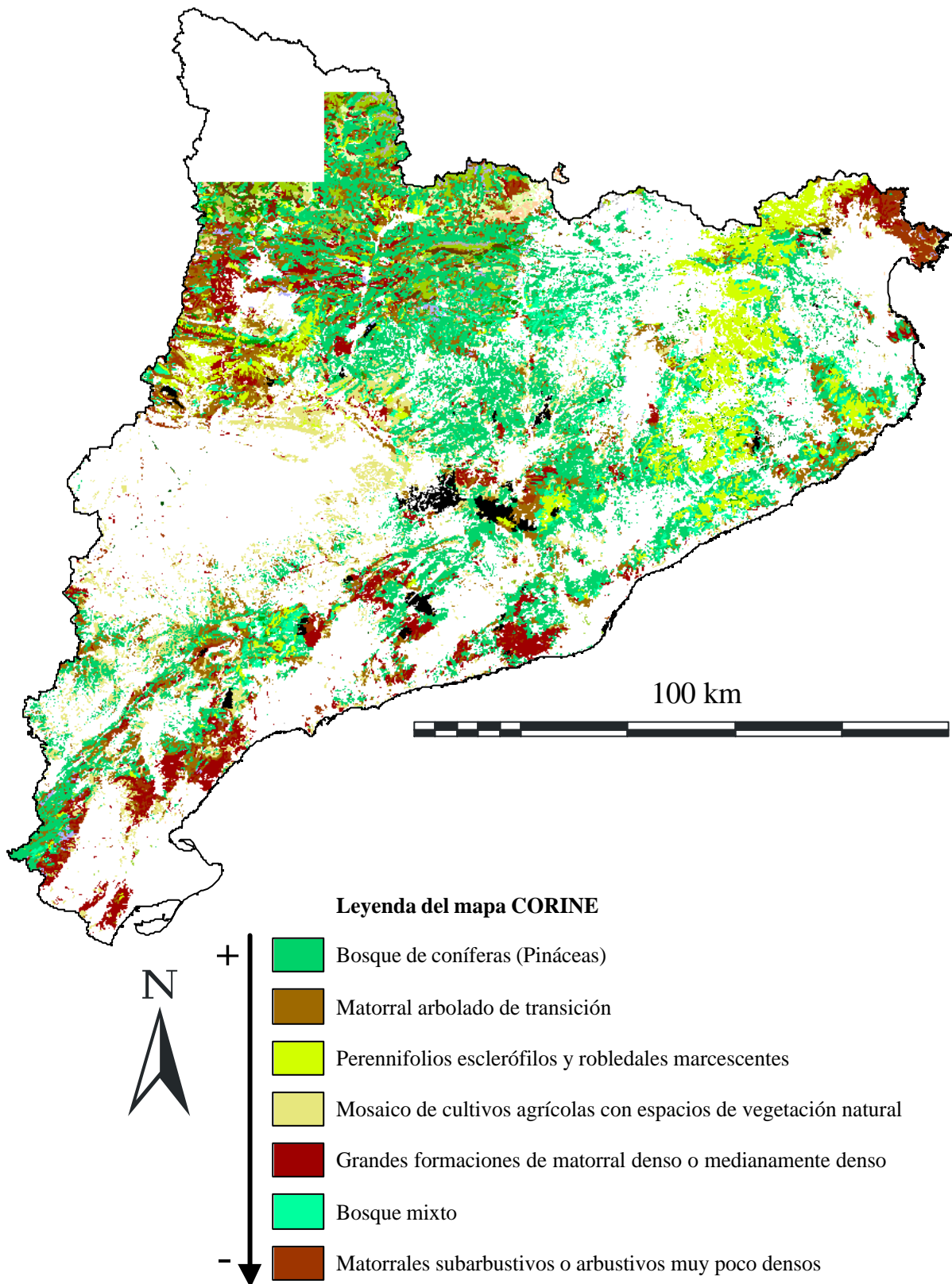


Figura 3: Mapa CORINE con las categorías consideradas en el estudio. La flecha indica la abundancia de las cubiertas en el área de estudio.

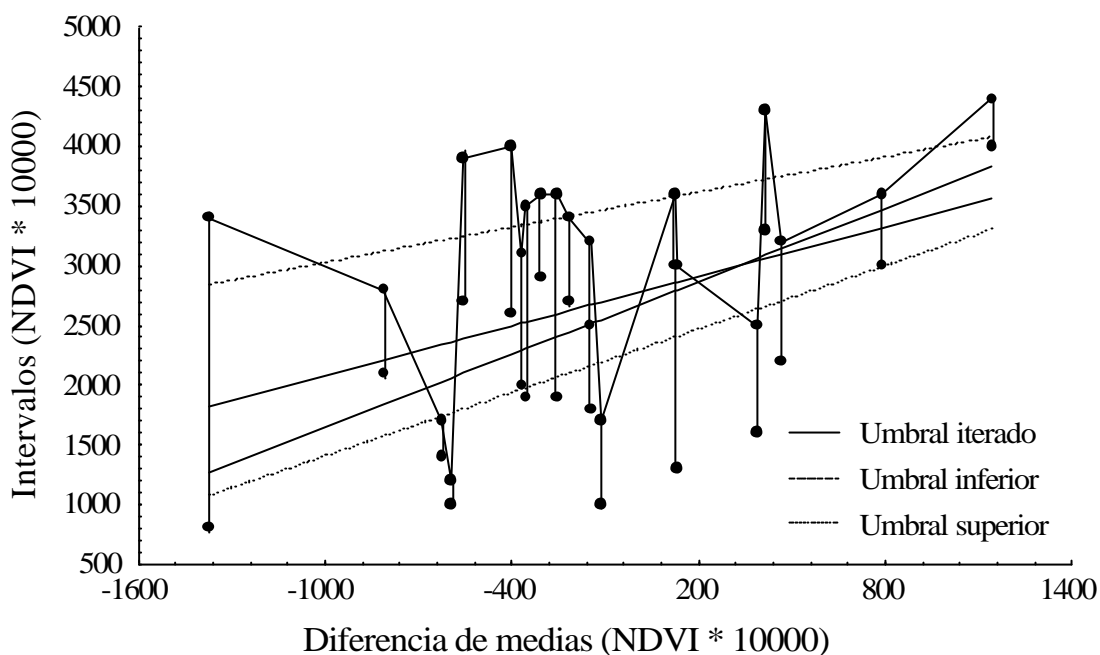


Figura 4: Modelos ajustados entre las diferencias de valores medios de NDVI entre las 2 imágenes consecutivas e intervalos de valores de NDVI (umbrales) entre los cuales cada uno de los 21 incendios de test son detectados perfectamente.

Mediante regresión lineal simple se ajustaron tres modelos, tal como se muestra en la figura 4. En ella se representan en el eje de abscisas, la resta de los valores promedio de NDVI entre las dos imágenes consecutivas completas (ventanas). En el de ordenadas, los intervalos de valores umbrales entre los que se distinguen completamente toda la superficie afectada por el fuego. Según la zona afectada, los umbrales son mayores o menores. Es por ello, que se ajustaron tres modelos lineales que recogieran la máxima variabilidad: uno para los umbrales máximos, otro para los mínimos y uno iterado, generado por convergencia con todos los intervalos.

A partir de estos modelos se propusieron dos métodos: A) el método que emplea únicamente el umbral iterado; B) el método que utiliza los umbrales mínimos y máximos. Este último facilita la detección marcando como “semillas” las áreas detectadas como zonas quemadas con los umbrales más restrictivos (mínimos) y añadiendo las áreas detectadas con los umbrales menos restrictivos, que se corresponde con el modelo de máximos (figura 5).

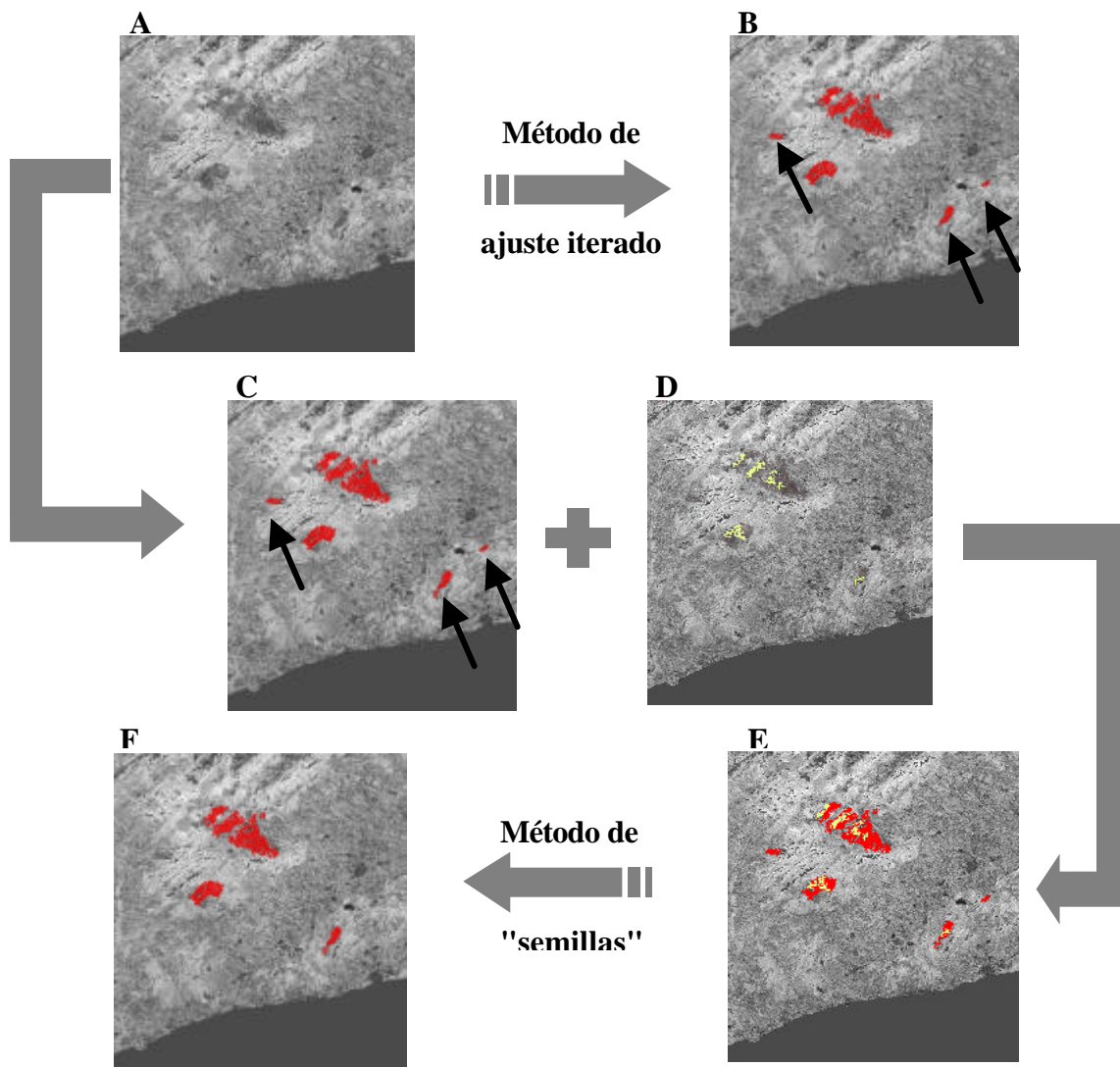


Figura 5. Los dos métodos propuestos para discriminar las zonas quemadas. La imagen A representa los valores de NDVI de las comarcas del Penedès en 1986, después de varios incendios. La resta de los valores de dicha imagen y la anterior de 1985 se emplea para aplicar diferentes umbrales. La imagen B muestra el resultado del método de ajuste iterado. Las imágenes C a F representan los resultados obtenidos aplicando el método de "semillas": la imagen C destaca las zonas quemadas detectadas por medio de la aplicación del modelo de los umbrales máximos, y la imagen D muestra en amarillo las zonas quemadas detectadas mediante el modelo de umbrales mínimos; por último, la imagen E superpone la C y la D, y se emplea para ilustrar la obtención de los resultados definitivos (F) del método de "semillas" (ver texto para más detalles). Las diferencias importantes entre ambos métodos están marcadas por flechas.

Los dos métodos fueron aplicados a todos los pares consecutivos de subimágenes, ya que el mosaico total de imágenes fue dividido en 31 ventanas, cada una con un tipo de vegetación y unas condiciones ambientales semejantes. Tal recorte de las escenas se efectuó con objeto de minimizar los efectos debidos a las diferentes intensidades de incendio o a la estado hídrico de la cubierta considerada entre otras. Cada umbral discriminó las súbitas disminuciones del valor de NDVI. El tamaño mínimo de área quemada considerado fue de 30 ha (ver Salvador *et al.*, 1997).

Los resultados ofrecidos por ambos métodos fueron evaluados estadísticamente mediante fuente independiente para la cuantificación de los errores de omisión y comisión (Chuvieco, 1996), con el fin de obtener los porcentajes de acierto de los métodos empleados.

2.5.- RESULTADOS

2.5.1.- Representación de los resultados

Las áreas en las que se produjo una disminución significativa del NDVI dentro de los umbrales establecidos como adecuados para las zonas incendiadas (ver Salvador *et al.* 1997), fueron almacenadas en formato digital ráster. A cada mancha de incendio se le atribuyó una categoría que corresponde al intervalo de tiempo recogido entre las dos imágenes de satélite utilizadas para la comparación del NDVI en función de los distintos umbrales (método de los umbrales superior e inferior o "de semillas" y método del umbral iterado). Así por ejemplo, las superficies quemadas detectadas entre las imágenes del 27 de Junio de 1975 y el 24 de Julio de 1975 poseen el atributo 19750627_19750724 (ver figura 6). En consecuencia, la fecha exacta de inicio del incendio, así como su duración resultaban variables desconocidas. Todas las zonas clasificadas como fuegos fueron almacenadas en un total de 54 imágenes binarias y 152 categorías (fechas consecutivas) diferentes. El criterio de identificación de cada fuego se detalla en el capítulo 4 (sección 4.2.1.).

A continuación, se procedió a elaborar una imagen sinóptica en la que figuraran todas las manchas correspondientes a superficies quemadas para el periodo máximo considerado,

entre el 27/VI/75 y el 9/VI/93. Teniendo en cuenta el fenómeno de recurrencia de incendios en la misma área, se ideó un procedimiento mediante el cual, aquellas superficies que solaparan como consecuencia de otro incendio posterior, adquirirían como valor o categoría la frecuencia de fuegos ocurridos sobre la superficie afectada. De esta manera, en el caso de un segundo fuego, el área de intersección adquiere categoría 2, de análoga forma a una suma aritmética y así sucesivamente.

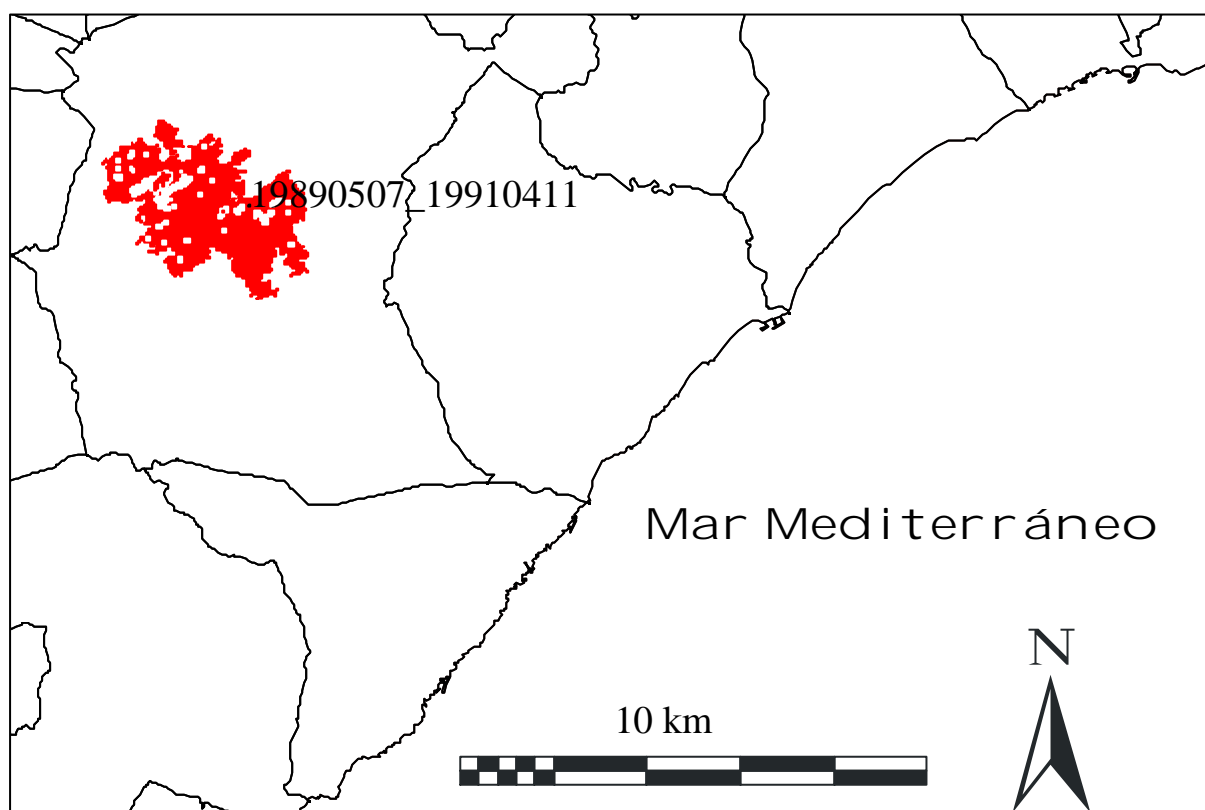


Figura 6: Incendio del municipio de Tivissa detectado en el periodo comprendido entre el 7 de Mayo de 1989 y el 4 de abril de 1991. Obsérvese que la metodología aplicada permite discriminar las denominadas islas de vegetación (Eberhart y Woodard, 1987) y al igual que los focos secundarios o *spots* (Trabaud 1992; Díaz-Delgado y Pons, en prensa).

Sin embargo, el proceso no era tan sencillo como una simple adición ya que algunas zonas quemadas detectadas entre un par de imágenes determinado, podían también haberse detectado en el par de imágenes del periodo anterior. Esto es debido a que la huella del incendio permanece en la zona afectada durante bastante tiempo, lo que permite discriminarla

aún en pares de imágenes que cubren un periodo más largo (Pereira *et al.*, 1997). Para evitarlo, cada vez que se encontraban dos áreas quemadas superpuestas se contrastaban las etiquetas o categorías (fechas consecutivas) de cada mancha. En el caso de que una incluyera la otra, no se añadía la mancha. Como resultado se obtuvo una imagen clasificada en zonas forestales mayores de 30 ha quemadas y las frecuencias de incendio de cada zona afectada representadas con una paleta de color para ambos métodos empleados (ver figura 7). Este tipo de representación pretende facilitar la rápida visualización de la frecuencia de incendios característica del régimen de fuegos de Cataluña. Tal disposición de los datos permite el cálculo del área quemada total acumulada y el nivel de recurrencia (geográficamente representada) en el intervalo de tiempo considerado, factores imprescindibles a la hora de ajustar un modelo de frecuencia de incendios adecuado (Johnson y Gutsell, 1991).

2.5.2.- Evaluación estadística de la metodología empleada

2.5.2.1.- Tests de validación con los datos procedentes del DARP y del ICONA

Para evaluar los resultados se contrastaron los resultados obtenidos para cada método con los ofrecidos por los inventarios de incendios elaborados por el *Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca* (DARP) desde el año 1983, los cuales disponen de la localización de cada fuego por municipio. Sin embargo, una posible comparación y asignación de las superficies de cada fuego inventariado por el DARP y detectado por los métodos aplicados no resulta factible dado que las superficies ofrecidas por el DARP corresponden al área quemada por municipio dónde tuvo lugar el inicio del fuego.

La validación estadística muestra el porcentaje de error por omisión (incendios contemplados por el DARP pero no detectados por los métodos desarrollados) y el porcentaje de error por comisión (superficies no inventariadas por el DARP, pero detectadas como quemadas), análogamente a la elaboración de una matriz de confusión para imágenes clasificadas (Aronoff, 1982; Owe y Orsmby, 1984). Dicha matriz presenta las clases de referencia consideradas "reales" en las filas, y en las columnas las categorías deducidas de la clasificación (Chuvienco, 1996). En este caso, la verdad terreno corresponde con los incendios

inventariados por el DARP (los únicos identificados a nivel de municipio) y las categorías a las superficies clasificadas como quemadas. Mediante consulta sobre un vector topológicamente estructurado de los límites municipales, se localizaron por municipio los incendios que correspondían con los registrados por el DARP. Cada zona quemada verdadera fue marcada con un vector de etiquetas, mediante el cual se discriminaron las no registradas por el método desarrollado, de las inventariadas por el DARP y se obtuvieron las superficies añadidas.

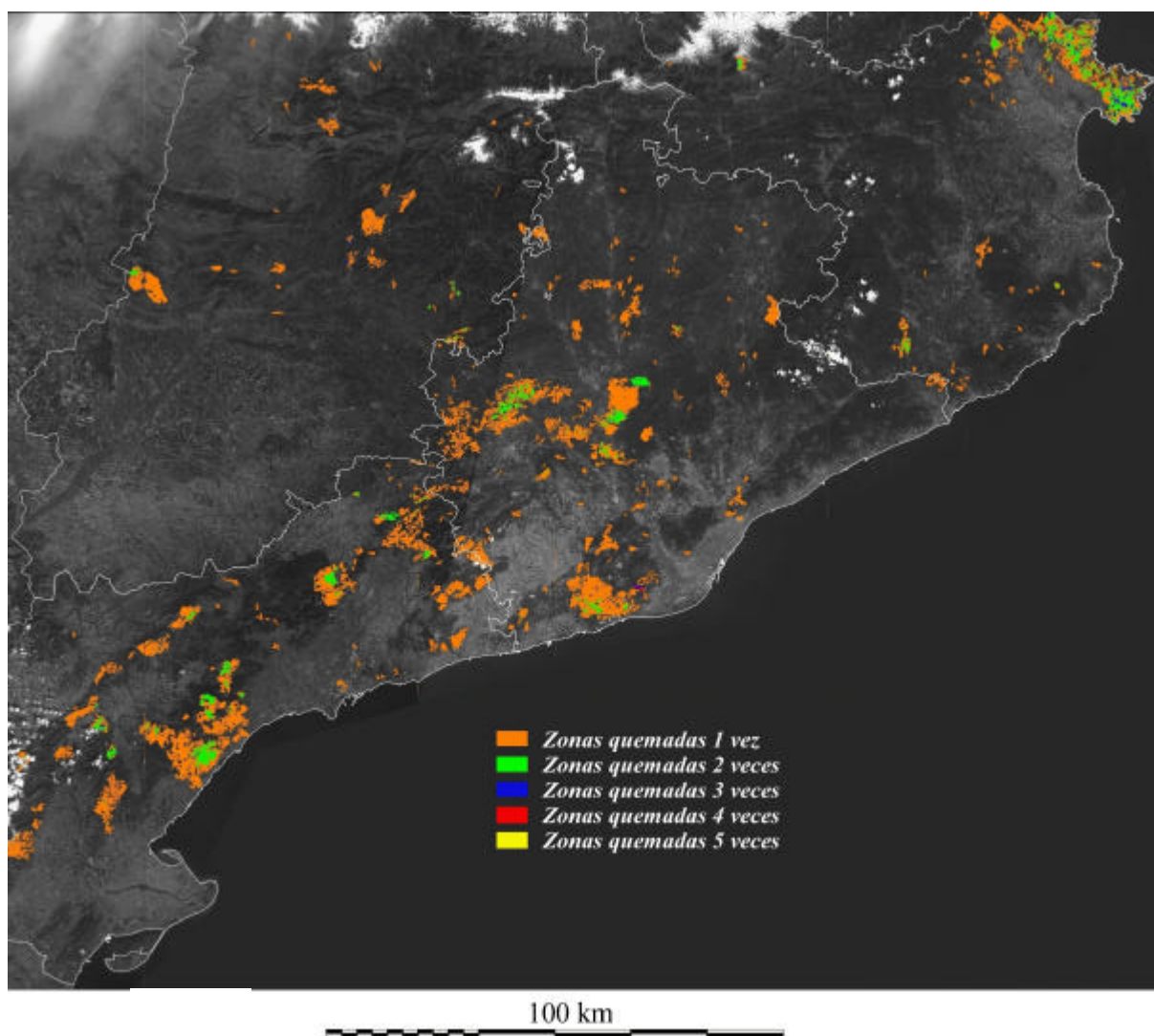


Figura 7: Mapa de recurrencia de incendios mayores de 30 ha obtenido a partir del método de "semillas" aplicado sobre las imágenes del Landsat MSS recogiendo el periodo 1975-1993. El resultado ha sido superpuesto a un mosaico de escenas MSS del canal 2 (rojo).

Paralelamente, se contabilizaron los incendios no detectados por el método empleado, considerados por lo tanto como errores de omisión. Para el cálculo del porcentaje se tuvieron en cuenta como referencia el número de incendios y el área inventariada por el DARP. Las figuras 8 y 9, muestran la variación del porcentaje de acierto de cada método con respecto al tamaño mínimo considerado. Como puede observarse, los porcentajes de acierto disminuyen en función del área.

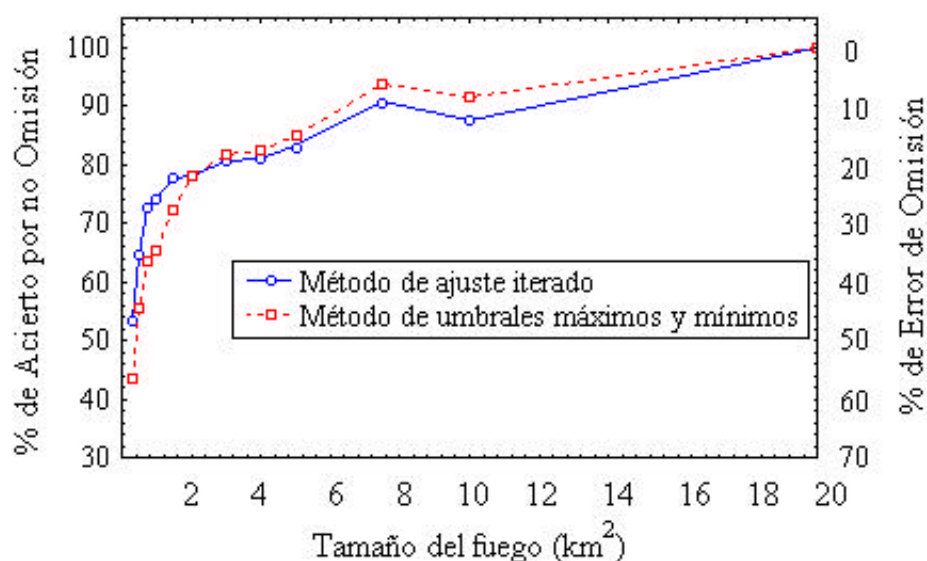


Figura 8: Porcentajes de acierto por no omisión y de error por omisión de las superficies detectadas como quemadas con respecto a los inventarios del DARP respecto al tamaño de fuego considerado (periodo 1983-1993)

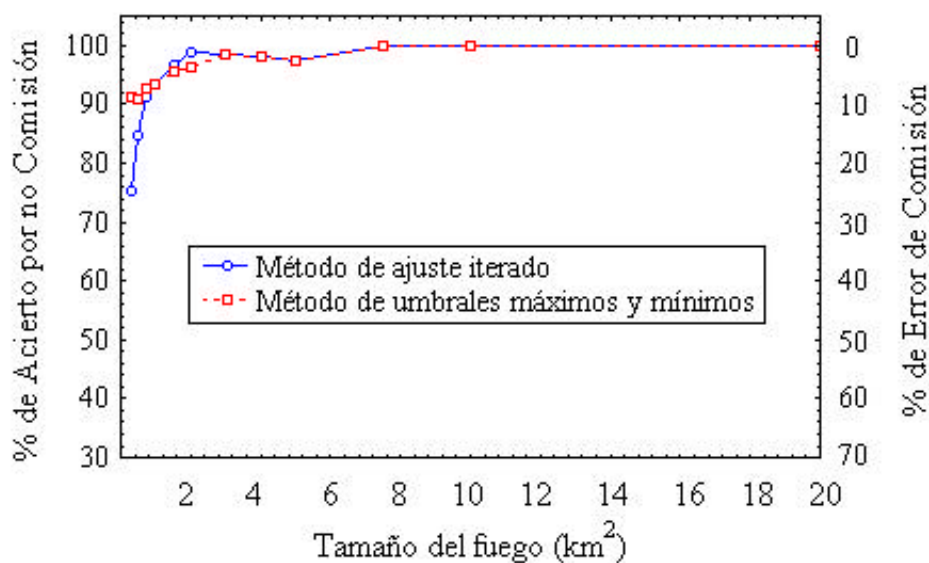


Figura 9: Porcentajes de acierto por no comisión y de error por comisión de las superficies detectadas como quemadas con respecto a los inventarios del DARP respecto al tamaño de fuego considerado (periodo 1982-1993)

El método de ajuste iterado ofrece, para todas las superficies quemadas mayores o iguales a 30 ha, un porcentaje de acierto mayor que el denominado de "semillas" (53% y 43% respectivamente, ver tabla 3). Sin embargo, para incendios mayores de 200 ha, ambos mantienen al menos, un 78% de acierto por no omisión. Con respecto a la comisión, el más certero parece ser el método de las "semillas", con un porcentaje de acierto del 91%, a diferencia del método de ajuste iterado (menos restrictivo) con un 75% (Díaz-Delgado *et al.*, 1997). Esto es debido en gran medida al gran efecto fenológico que se produce en ciertas comunidades arbustivas durante el período estival.

Paralelamente, se pretendió efectuar una estimación del error de la metodología en la estimación de la superficie total quemada para el periodo 1975-1982. El Instituto para la Conservación de la Naturaleza acumuló los datos de los incendios acontecidos entre los años 1968 y 1982. Los partes de incendios a los que tuvimos acceso proporcionan la superficie afectada (tanto forestal como no forestal), la fecha de inicio, la provincia en la cual tuvo lugar y las causas del incendio. Esta disposición sólo permite la comparación de áreas acumuladas por provincias, y el número de incendios por provincia o para el total de Cataluña.

En este punto, debe reseñarse la existencia de una laguna en la adquisición de datos por parte del ICONA durante el año 1979 en la provincia de Tarragona, por lo que la superficie quemada detectada por la metodología aplicada será con seguridad mayor. Se calcularon así, a partir de los resultados obtenidos por el método de "semillas", las superficies totales quemadas por provincias y se confrontó con la obtenida por el ICONA (ver tabla 4).

Conforme a las superficies detectadas como quemadas por el método de "semillas", la tabla 5 muestra el área total afectada en relación con la recurrencia de incendios, así como el porcentaje con respecto a la superficie forestal total, para el período 1975-93.

	Método Iterado	Método de "semillas"
Número de incendios omitidos (porcentaje de acierto)	175 (53,36%)	143 (43,60%)
Número de incendios añadidos (porcentaje de acierto)	57 (75,43%)	14 (91,08%)

Tabla 3: Número absoluto y porcentaje de acierto de zonas quemadas identificadas por el método de semillas y el método del umbral iterado para superficies mayores de 30 ha.

Número total de incendios DARP = 328.

	Barcelona	Girona	Lleida	Tarragona(*)	Cataluña
ICONA	33682	21647	8559	41317	105205
Método de "semillas"	18518 (54,97%)	13670 (63,15%)	3899 (45,55%)	26231 (63,48%)	62317 (59,23%)
Método de ajuste iterado	17806 (52,86%)	13323 (61,54%)	3653 (42,68%)	30100 (72,85%)	64882 (61,67%)

Tabla 4: Superficie total quemada (ha) y porcentaje de acierto respecto al área por provincias en Cataluña. Área mínima considerada = 30 ha.

Nivel de recurrencia	Superficie quemada (ha) y %	% de la superficie quemada 1 vez	% del área de estudio	% de la superficie forestal
Una vez	115 283 (87.43%)	100.00	6.890	5.911
Dos veces	14 786 (11.21%)	12.82	0.884	0.758
Tres veces	1 266 (0.96%)	1.09	0.076	0.065
Cuatro veces	316 (0.24%)	0.27	0.019	0.016
Cinco veces	160 (0.12%)	0.13	0.010	0.008
Seis veces	43 (0.03%)	0.03	0.003	0.002
Total	131 853 (100%)	14.37	7.880	6.761

Tabla 5: Superficies totales afectadas por nivel de recurrencia de incendio en Cataluña y porcentaje con respecto al área forestal (tamaño de incendio ≥ 30 ha, período 1975-93, método de umbrales máximos y mínimos).

2.5.2.2.- Tests de validación con otras fuentes: ICC8690, USOL87, USOL92, CORINE

Gracias a la importante producción de cartografía efectuada en las últimas décadas, los resultados obtenidos por el método de "semillas" pudieron ser testados respecto a otras cartografías en las que aparecen zonas quemadas. Los mapas empleados fueron los siguientes:

- *Mapa d'incendis forestals de Catalunya* del periodo 1986-1990, elaborado a escala 1:500000, por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) y el *DARP (Direcció del Medi Natural)* mediante clasificación multispectral de imágenes del Landsat TM y aplicación de umbrales de detección sobre la primera componente principal (ICC, 1992a).
- El mapa de usos del suelo y cubiertas CORINE 1:250000 que fue elaborado entre los años 1986 y 1991, a partir de la interpretación visual de escenas del Landsat TM. La clase 3.3.4 "Zonas quemadas" (Baulies *et al.*, 1991) fue la empleada para el cálculo de los porcentajes de acierto por no omisión y no comisión.

- El *Mapa d'Usos del Sòl de Catalunya*, 1:250000 realizado por el ICC a partir de la clasificación multiespectral de imágenes multitemporales TM de 1987 y de 1992, del satélite Landsat 5 (ICC, 1990; ICC, 1992b). Poseen una leyenda total de 21 clases, de las que la categoría *Zones Cremades* (Viñas *et al.*, 1989) correspondiente a incendios ocurridos entre 1986 y 1987 y a principios de 1992, fue confrontada con los resultados obtenidos.

Cada una de las cartografías posee una resolución final diferente en los formatos papel y digital, y consideran o al menos discriminan un tamaño mínimo de cubierta, uso o área quemada también distinto. La tabla 6 muestra tales diferencias.

Cartografía	Escala papel / Resolución digital / Resolución Sensor	Tamaño mínimo cubierta/uso	Tamaño mínimo zona quemada
ICC8690	1:500000 / 100 m / 30 m	—	50 ha
CORINE	1:500000 / 100 m / 30 m	1 ha	1 ha
<i>Usos del Sòl 87 y 92</i>	1:250000 / 30 m / 30 m	0.09 ha	0.09 ha

Tabla 6: Diferencias de escala y tamaños mínimos de las cartografías utilizadas.

La estima de acierto realizada con las cartografías citadas se efectuó tan solo para el cálculo de los errores por omisión de la cartografía generada a partir de la detección semiautomática de zonas quemadas (método de "semillas"). No se valoraron, en este caso, los errores de comisión del método desarrollado debido a las limitaciones en los tamaños mínimos considerados por cada una de las cartografías ICC8690, CORINE y *Usos del Sòl 87 y 92*.

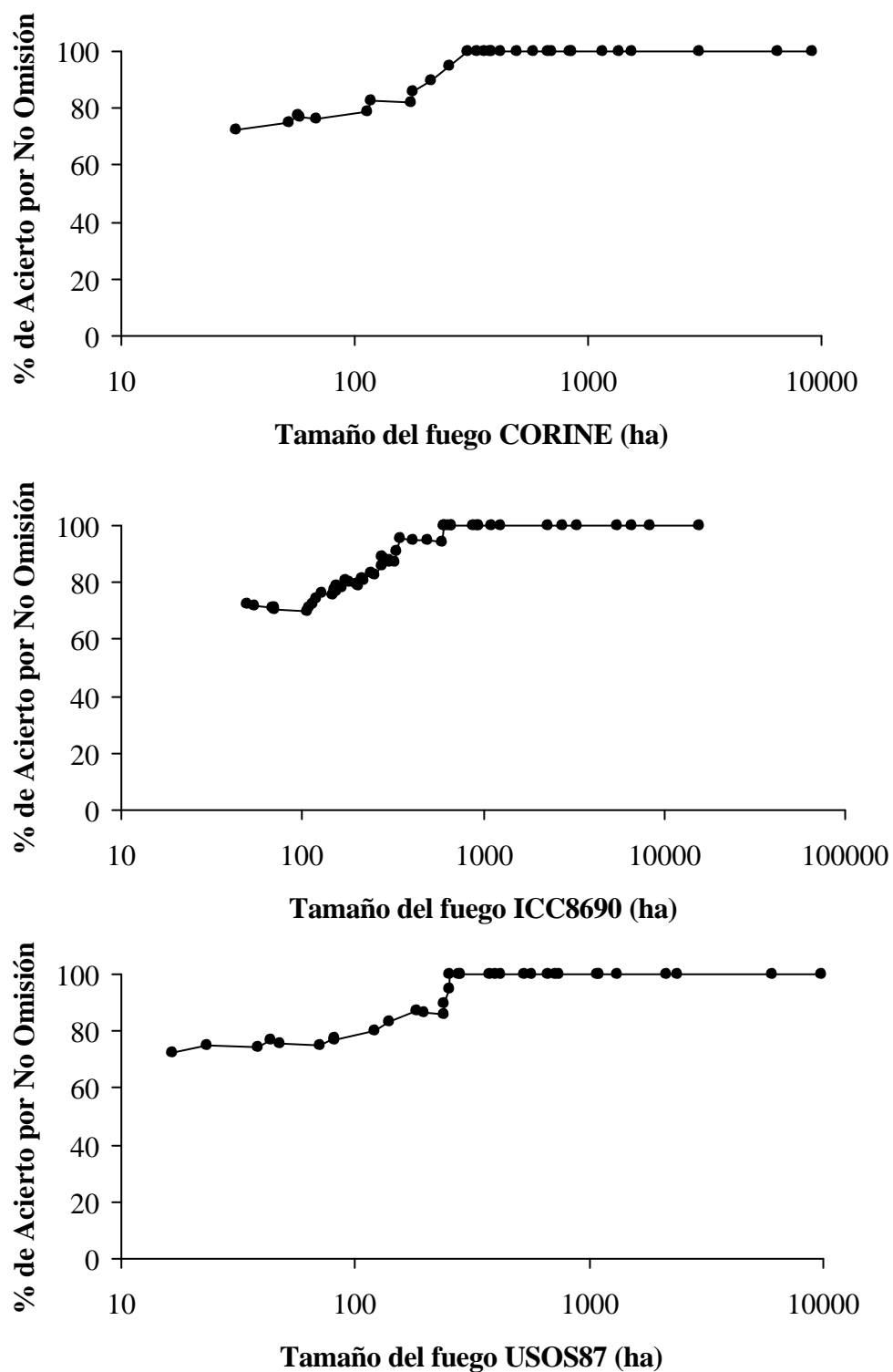


Figura 10: Gráficos de los porcentajes de acierto por no omisión del método de semillas frente a las cartografías CORINE, ICC8690 y *Usos del sòl* de 1987.

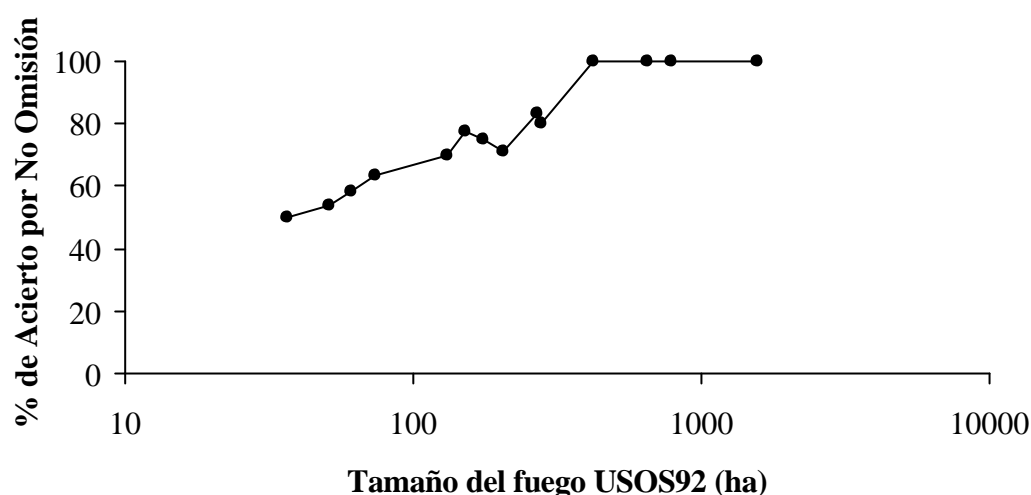


Figura 11: Gráficos de los porcentajes de acierto por no omisión del método de semillas frente a la cartografía *Usos del sòl* de 1992.

Los gráficos de las figuras 10 y 11 muestran así, la evolución del porcentaje de acierto por no omisión a medida que se consideran tamaños menores de incendios. El valor más bajo se obtiene frente al mapa de usos del suelo elaborado en 1992, en el que se llega para superficies quemadas mayores de 30 ha a un 50% de acierto. Sin embargo, cuando consideramos incendios de mayor tamaño (200 ha) se obtiene un porcentaje de acierto del 71%. Para el resto de las cartografías los resultados son aún mejores (ver tabla 7).

Cartografía	% de acierto por no omisión para superficies >30 ha	% de acierto por no omisión para superficies >200 ha
ICC8690	72 (37 de 51)	79 (27 de 34)
CORINE	72 (21 de 29)	90 (18 de 20)
USOS DEL SÒL 1987	72 (24 de 33)	85 (18 de 21)
USOS DEL SÒL 1992	50 (7 de 14)	71 (5 de 7)

Tabla 7: Valores del porcentaje de acierto por no omisión de la metodología desarrollada con respecto a las cartografías empleadas. Los valores figuran para todos los tamaños de incendio mayores de 30 ha y de 200 ha.

No obstante, el test de validación efectuado permite evaluar no solo la metodología desarrollada, sino también comparar entre las cartografías de referencia utilizadas (en este caso ICC8690, CORINE y *Usos del sòl* de 1987), ya que recogen información del mismo periodo. Tal comparación muestra que existen importantes errores de omisión entre ellas, incluso en los casos en los cuales el sensor e imágenes empleados fueron los mismos. Tales diferencias resultan más comprensibles en los casos de comparación con la cartografía CORINE realizada mediante fotointerpretación. Para el cálculo de los porcentajes de acierto por no omisión cruzados entre las diferentes cartografías de test, se utilizó como referencia, en cada caso, la cartografía con mayor número de zonas quemadas (figuras 12 y 13). Si bien, en el par CORINE-ICC8690, el mapa ICC8690 ejerció de referencia (51 zonas quemadas), ya que varios incendios ocurridos entre 1985 y 1987 de diferentes tamaños (desde 52 hasta 3024 ha) aparecen en la cartografía CORINE (además de ser detectados por nuestra metodología MSS) pero no aparece en el mapa ICC8690.

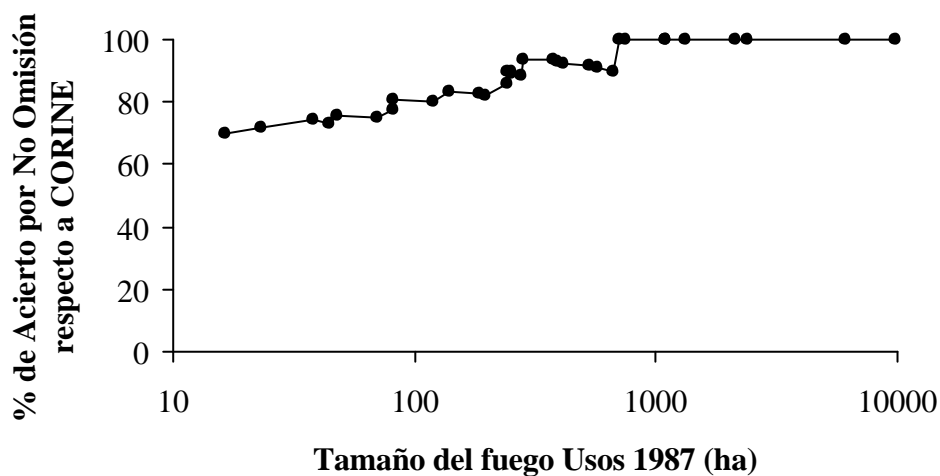


Figura 12: Porcentajes de acierto por no omisión cruzados con las cartografía de *Usos del sòl* de 1987 empleada en el test cruzado.

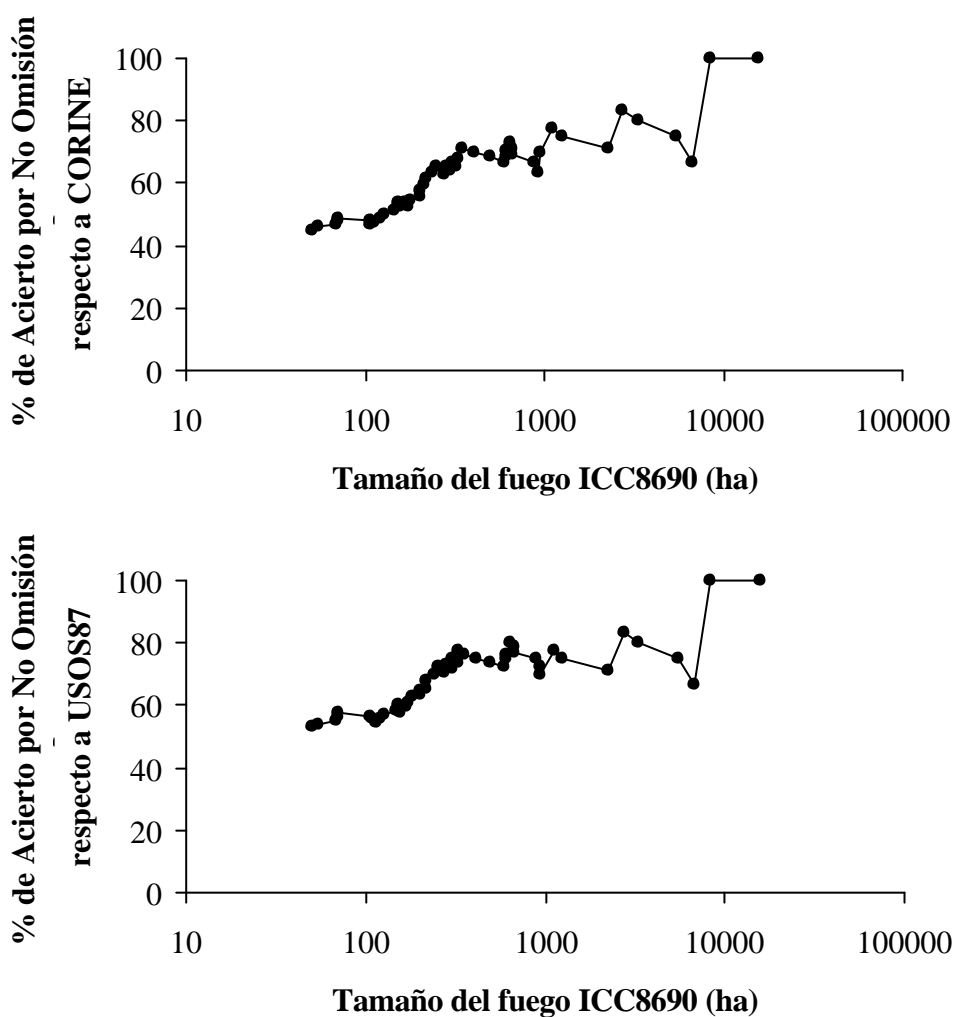


Figura 13: Porcentajes de acierto por no omisión cruzados entre las cartografías de test empleadas (viene de la página anterior)

Sin embargo, algunos de estos fuegos ocurridos en 1985 podrían no resultar patentes en imágenes posteriores lo que justificaría el hecho de que no aparezcan en el *Mapa d'Incendis Forestals* 1986-90. Lo mismo ocurre en la comparación USOS87-ICC8690, aunque en este caso algunos de los fuegos cartografiados por USOS87 (46 ha) están por debajo del tamaño mínimo de detección de ICC8690.

En cualquier caso, es evidente que no solo las diferentes cartografías utilizan diferentes metodologías, sino que también tienen diferentes resoluciones, tamaños mínimos de detección, y por supuesto, objetivos. Este hecho, ligado a la más que posible utilización de

imágenes de distintas fechas permite explicar la aparente omisión de determinados incendios (ver tabla 8).

2.6.- DISCUSIÓN

La figura 7 muestra el mapa de los resultados obtenidos con el método de "semillas" (valorado como el más preciso) y las frecuencias de incendio para cada superficie afectada por un fuego. En él pueden apreciarse las zonas que presentan una mayor recurrencia espacial de incendios a lo largo del periodo de estudio. Estas zonas aparecen en el Cabo de Creus (5 veces), el Garraf (4 veces), y alguna pequeña en el Solsonès, l'Alt Empordà y el Vallès Occidental (3 veces).

Cartografía	% de acierto por no omisión para superficies >30 ha	% de acierto por no omisión para superficies >200 ha
CORINE respecto ICC8690	45 (23 de 51)	55 (19 de 34) ¹
CORINE respecto USOS87	70 (23 de 33)	85 (18 de 21)
USOS87 respecto ICC8690	52 (27 de 51)	64 (22 de 34)

Tabla 8: Valores del porcentaje de acierto por no omisión de la metodología desarrollada con respecto a las cartografías empleadas. Los valores figuran para todos los tamaños de incendio mayores de 30 ha y de 200 ha.

La ocurrencia de incendios se sitúa preferentemente en la mitad meridional de Cataluña y de forma aparente a lo largo de las cadenas montañosas prelitoral y litoral. Los incendios más grandes en esta época fueron el de Roses con 10637 ha (8.34% del total quemado), Begues con 6191 ha (4.85%) y Rabós con 6033 ha (4.73%). Un total de 296 incendios fueron cartografiados de los cuales 17 quemaron cada uno más de 2000 ha (grandes incendios). Estos 17 fuegos arrasaron el 46% del total de la superficie quemada en el periodo 1975-1993.

¹ Valores bajos de acierto en el número de incendios de CORINE puesto que no recoge los incendios posteriores a 1987.

Algunos factores pueden ser citados como posibles causas en la imprecisión del método, tales como: la moderada disponibilidad de imágenes debido a la cobertura de nubes; la marcada fenología estival de ciertas cubiertas vegetales que puede superar los umbrales de cambio establecidos (Lambin, 1996); la rápida recuperación de algunas cubiertas de vegetación después del fuego; la radiometría de los suelos (Huete *et al.*, 1985); la deriva producida en los factores de calibración de los diferentes sensores empleados para todo el periodo (si bien la normalización lineal aplicada a toda la serie minimiza este efecto); las diversas intensidades de fuego o severidades de quema (Kushla y Ripple, 1997); y por último las actuaciones silvícolas y/o agrícolas. Todas ellas pueden considerarse como fuente de confusión.

Aún así, los modelos aplicados (figura 4) pretenden minimizar los efectos mencionados mediante la elección de umbrales de detección de zonas quemadas de la forma más precisa posible. Además, el método de "semillas" es muy restrictivo a la hora de añadir áreas que sufrieron un cambio de cubierta o uso pero no fueron afectadas por el fuego (bajo error de comisión).

Los tests de validación para el periodo 1983-1993 con los datos procedentes del DARP ponen de manifiesto la validez aproximada de los resultados de la metodología aplicada. Así, los porcentajes de acierto obtenidos por no omisión y no comisión parecen asumibles y aceptables para poder implementar el método en otras áreas de estudio. A su vez, permiten iniciar la reconstrucción de una cartografía de fuegos que recoge un amplio periodo con respecto a las existentes, si bien no debe olvidarse el tamaño mínimo considerado en dicha cartografía.

Por otro lado, el resto de tests efectuados corrobora los resultados previos del contraste con los inventarios DARP. Pero además, los errores de omisión existentes entre las diferentes bases cartográficas (ICC8690, CORINE, USOS1987 y USOS1992) indica que existen siempre discrepancias entre las diferentes aproximaciones empleadas para cartografiar los usos o las cubiertas (Díaz-Delgado *et al.*, 1997). Y éstas, no solo son debidas a las diferentes resoluciones o escalas de trabajo, sino también por supuesto, a los objetivos del estudio, al

tamaño mínimo de área considerada, a las fuentes de procedencia y a los errores inherentes de cada metodología.

Respecto a la comparación con los datos procedentes del ICONA (1975-1982), a primera vista puede apreciarse que existe una subestimación de la superficie por parte de las dos metodologías empleadas, si bien el método de ajuste iterado parece aproximarse más al total del área calculada para toda Cataluña y por provincias salvo para Tarragona. En el caso de Tarragona se alcanza con ambos métodos porcentajes más altos, lo que puede tener que ver con la falta de datos para el año 1979, ya que así la superficie total de zonas quemadas para esta provincia sería mayor. En definitiva, estos resultados concuerdan con los diferentes métodos utilizados ya que, aquél que recoge las disminuciones bruscas de NDVI comprendidas entre los umbrales estimados por ajuste iterado, incorpora mayor error de comisión. Esto aumenta previsiblemente el área total, y además de los fuegos reales, determina mejor la superficie total de cada incendio, ya que es mucho más sensible y menos restrictivo. Sin embargo, el método de "semillas" parece proceder con más cautela, limitando la inclusión de las superficies quemadas, como ya se ha comentado y en consecuencia ajustándose mucho más a los tamaños reales.

2.7.- CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos indican la aceptabilidad de la metodología empleada, y señalan puntos críticos en el proceso que pueden ser mejorados.

Las superficies quemadas mayores de 200 ha son determinadas por ambos métodos (iterado y de "semillas") en más de un 80 % para el periodo 1983-1993 con respecto a los datos ofrecidos por el DARP de incendios ocurridos en Cataluña.

El método de ajuste iterado incluye bastantes bajadas bruscas del NDVI que en realidad no corresponden a fuegos, en un porcentaje total del 24% (incendios superiores a 30 ha). El método de "semillas" tan sólo lo hace en un porcentaje del 9%. Este nivel de comisión aumenta a medida que disminuye el tamaño de la zona quemada considerada. Diferentes

procesos, ya mencionados, pueden generar respuestas similares en la disminución de los valores del índice de vegetación.

Con respecto a la estimación del área para el periodo 1975-82, no se aprecian diferencias notables entre ambos métodos, lo cual dificulta la tarea de distinguir tales diferencias de las superficies omitidas y/o añadidas.

Es importante destacar que los errores obtenidos asumen que los datos de superficies quemadas almacenados por las diferentes administraciones son cuantitativamente exactos. Este hecho resulta obviamente falso, dados los métodos, altamente aproximativos, usados en la mayoría de los casos para determinar el origen y la extensión de los incendios, en especial para fuegos de más de 30 ha, y en los que aparecen focos secundarios (spots) y/o zonas internas no quemadas (islas de vegetación, Eberhart y Woodard, 1987) que suelen ser desestimados o no apreciados. Es por ello que se sugiere cierta cautela al interpretar como erróneos los resultados obtenidos a partir de la teledetección, cuando, probablemente deberían ser considerados tan solo como discrepancias respecto a los datos oficiales.

A continuación se presentan las principales conclusiones extraídas a partir del presente estudio:

- Las imágenes de satélite poseen un elevado interés para la cartografía de zonas quemadas. En consecuencia, es posible emplearlas para la caracterización de los patrones espaciales y temporales que constituyen el régimen de fuegos de Cataluña, así como para otras regiones de estudio, dada la general disponibilidad de series temporales largas de imágenes del sensor MSS. Por ejemplo, la estación de Kiruna en Suecia que cubre el norte de Europa dispone de una serie desde 1975 hasta 1993.
- Los modelos lineales empleados se basan en la resta de las imágenes del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y en la utilización de umbrales variables. Dichos modelos resultan bastante sencillos para ser aplicados en otras áreas de interés.

Además los resultados muestran la utilidad del NDVI para reflejar las pérdidas de cubierta, lo cual le convierte en un índice satisfactorio.

- El método de ajuste iterado obtiene un porcentaje de acierto en omisión mejor, mientras que el de "semillas" lo hace en comisión. Sin embargo, el método seleccionado para la reconstrucción de la base geográfica de la historia de fuegos de Cataluña en el periodo estudiado ha sido el de "semillas" por resultar más restrictivo a la hora de incorporar superficies de cambio no quemadas.
- Los resultados obtenidos indican pues la aceptabilidad del método cartográfico, una vez contrastados con los inventarios procedentes de la administración. Aún así, los errores calculados de omisión y comisión, deben ser considerados como discrepancias, al menos en lo que respecta al porcentaje de acierto en superficie quemada por cada incendio y no como errores, dada la dificultad de contabilizar la superficie quemada sobre el terreno.
- La cartografía generada permite obtener rápidamente una idea del reparto geográfico de la ocurrencia y la recurrencia de incendios. Asimismo, constituye una base importante para la caracterización del régimen de fuegos de Cataluña, y en concreto de los patrones espaciales de ocurrencia que pueden ser cruzados con otras bases cartográficas de interés para evaluar la interacción de los incendios con el paisaje.
- La comparación entre cartografías pone de manifiesto la existencia no sólo de errores de omisión y comisión en la elaboración de unas frente a otras, sino también de discrepancias generadas por diversos motivos.

2.8.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aronoff, S. 1982. Classification accuracy: a user approach. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 48:1299-1307.
- Baulies, X., Joaniquet, M., Pineda, L. y Tardà, A. 1991. El proyecto CORINE-Land cover en el sector oriental peninsular y las islas baleares. *In Actas de la IV Reunión Científica de la AET*. Editado por J. M. Moreira. AET, Sevilla. Pp. 239-243.
- Caetano, M. S., Mertes, L. A. K. y Pereira, J. M. C. 1994. Using spectral mixture analysis for fire severity mapping. *In Proceedings of the 2nd Conference on Forest fire research*, vol II, C16. ADAI, Coimbra. Pp. 667-677.
- Caetano, M., Mertes, L., Cadete, L. y Pereira, J. M. C. 1996. Assesment of AVHRR data for characterising burned areas and post-fire vegetation recovery. *EARSel Advances in Remote Sensing*, 4(4):124-134.
- Chuvieco, E. 1996. *Fundamentos de Teledetección espacial*. Rialp, Madrid. Pp. 586. 3^a edición.
- CORINE. 1991. *Mapa de usos y cubiertas del suelo de Cataluña 1:250000*. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- DARP. 1999. *Foc Verd II. Programa de gestió del risc d'incendi forestal*. Ed. por Jordi Peix i Massip. Primersegona edicions, Direcció General del Medi Natural., Barcelona. Pp. 231.
- Díaz-Delgado, R. y Pons, X. En prensa. Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE Spain) along the period 1975-1995. Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management*.

- Díaz-Delgado, R. Salvador, R., Valeriano, J. y Pons, X. 1997. Resultados y Evaluación Estadística de un Método Semiautomático para la detección de Superficies Forestales Quemadas en Cataluña en el periodo 1975-93. *In* Teledetección aplicada a la gestión de recursos naturales y medio litoral marino. Ed. por C. Hernández y J. E. Arias. Asociación Española de Teledetección, Santiago de Compostela. Pp. 212-214.
- Durrieu, S. y Deshayes, M. 1994. Méthode de comparaison d'images satellitales pour la détection des changements en milieu forestier. Application aux monts de Lacaune (Tarn, France). *Annuaire des Sciences Forestières*, 51:147-161.
- Eberhart, K. E. y Woodard, P. M. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 17:1207-1212.
- Fung, T. y Le Drew, E. 1987. Application of principal components analysis to change detection. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 12:1649-1658.
- Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley A. E., Joel G., Peñuelas, J. y Valentini, R. 1995. Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian Vegetation types. *Ecological Applications*, 5:28-41.
- Geoimage. 1999. Remote sensing primer and price list. Geoimage Pty. Ltd. Annual Report. Pp. 68.
- Hall, F. G., Botkin, D.B., Strebel, D.E., Woods K. D. y Goetz, S. J. 1991. Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, 72:628-640.
- Huete, A. R., Jackson, R. D. y Post, D. F. 1985. Spectral response of a plant canopy with different soil background. *Remote Sensing of Environment*, 17:37-53.
- ICC. 1990. Mapa d'usos del sol de Catalunya 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. 2ª edición.

- ICC. 1992a. Mapa d'incendis forestals de Catalunya (1986-1990) 1:500000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- ICC. 1992b. Mapa d'usos del sol de Catalunya 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. 3^a edició.
- Johnson, E. A. y Gutsell, S. L. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research*, 25:239-287.
- Kasischke, E. S., French, H. F., Harrell, P., Christiensen, N. L., Ustin, S. L. y Barry, D. 1993. Monitoring of wildfires in boreal forests using large area AVHRR NDVI composite image data. *Remote Sensing of Environment*, 45:61-71.
- Kushla, J. D. y Ripple, W. J. 1997. The role of terrain in a fire mosaic of a temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95:97-107
- Lambin, E. F. 1996. Change Detection at Multiple Temporal Scales: Seasonal and Annual Variations in Landscape Variables. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62:931-938.
- Malingreau, J. P., Stephens, G. y Fellows, L., 1985. Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83. *Ambio* 14:314-321.
- Mather, P. M. 1999. *Computer Processing of Remotely Sensed images*. John Wiley & Sons, West Sussex. Pp. 351. 2nd edition.
- Milne, A. K. 1986. The use of remote sensing in mapping and monitoring vegetational change associated with bushfire events in Eastern Australia. *Geocarto International*, 1:5-28.

- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.
- Moreno, J. M. 1989. Los ecosistemas terrestres mediterráneos y el fuego. *Política Científica*, 18:46-60.
- Owe, M. y Ormsby, J. 1984. Improved classification of small scale urban watersheds using Thematic Mapper simulator data. *International Journal of Remote Sensing*, 5:761-767.
- Pereira, J. M. C., Chuvieco, E., Beaudoin, A. y Desbois, N. 1997. Remote sensing of burned areas: a review. *In A review of remote sensing methods for the study of large wildfires*, editado por E. Chuvieco. Universidad de Alcalá, Madrid. Pp. 127-183.
- Palà, V. y Pons, X. 1995. Incorporation of relief into a geometric correction based on polynomials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(7):935-944.
- Pons, X. y Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sens. Environ.* 48: 191-204.
- Martín, P. y Chuvieco, E. 1995. Cartografía y evaluación superficial de grandes incendios forestales a partir de imágenes de satélite. *Ecología*, 9:9-21.
- Salvador, R. 1997. Anàlisi de l'aplicabilitat de la teledetecció en la realització d'inventaris forestals i en la cartografia històrica d'àrees cremades. Tesis doctoral, UAB, Barcelona.
- Salvador, R., Pons, X., Valeriano, J., Romeu, J. y Palà, V. 1997. Un método de análisis de los incendios ocurridos en Cataluña durante el periodo 1975-1993 mediante imágenes de satélite. *In Teledetección aplicada a la gestión de recursos naturales y medio litoral marino.*

Ed. por C. Hernández y J. E. Arias. Asociación Española de Teledetección, Santiago de Compostela. Pp. 212-214.

- Terradas, J. y Piñol, P. 1996. Els gran incendis: condicions meteorològiques i de vegetació per al seu desenvolupament. *In* Ecologia del Foc. Ed. by J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 63-75.
- Trabaud, L. 1992. Les feux de forêt: Mécanismes, comportement et environnement. France selection, Paris. Pp. 278.
- Viñas, O., Baulies, X., Romeu, J. y Viña, M. 1989. Mapa 1:250000 de usos y cubiertas del suelo de Cataluña a partir de datos TM. *In* III Reunión Científica del GTT. GTT, Madrid. Pp. 43-50.
- Whelan, R. J. 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press. Pp. 346.
- Wilson, J. S. y Baker, P. J. 1998. Mitigating fire risk to late-successional forest reserves on the east slope of the Washington Cascade Range, USA. *Forest Ecology and Management*, 110(1-3):59-75.

3.- ANÁLISIS COMPARATIVO DE DIFERENTES CARTOGRAFÍAS DE INCENDIOS FORESTALES.

3.1.- INTRODUCCIÓN

La metodología desarrollada para la detección de las superficies quemadas en Cataluña durante el periodo 1975-1993 es una iniciativa para la recopilación de datos ante la falta de información geográfica precisa sobre los incendios forestales. Sin embargo, no ha sido la única realizada. A lo largo de este periodo se han elaborado diferentes cartografías temáticas, a diferentes escalas, algunas de las cuales incluyen las zonas quemadas como una categoría más. Éste es el caso del mapa de cubiertas y usos del suelo de Europa, *CORINE land-cover* (CORINE, 1991), realizado por diversas instituciones de cada país, por encargo de la C.E. sobre la base de las imágenes Landsat TM (*Thematic Mapper*) impresas a escala 1:100000. Sin embargo, es a partir del año 1985 cuando comienza el interés por la realización de cartografías específicas de superficies forestales quemadas. En concreto, el primer esfuerzo proviene del ICC (*Institut Cartogràfic de Catalunya*, ICC, 1984). Mediante el empleo de imágenes del sensor TM embarcado en la serie de satélites Landsat, se propone una metodología de detección de superficies forestales quemadas a lo largo del año 1984. En el informe ya se mencionan algunas de las razones por las cuales se hace necesario cartografiar los incendios forestales, como son:

- el conocimiento de la localización exacta,
- la cuantificación del área afectada, y
- el seguimiento a lo largo del tiempo de la evolución de estas zonas quemadas.

También se hace mención de los "importantes errores" que pueden derivarse de los métodos tradicionales (fotointerpretación, perimetración sobre el terreno) a la hora de cartografiar los incendios forestales.

En el año 1992 y como resultado de los buenos resultados obtenidos previamente, se realizó el *Mapa d'incendis forestals de Catalunya* (1986-1990) 1:500.000, por parte del ICC y la *Direcció General del Medi Natural* (DGMN). Se representan en él los incendios forestales superiores a 50 ha ocurridos en Cataluña entre los años 1986 y 1990. Las superficies quemadas se obtuvieron a partir del tratamiento digital de datos multitemporales captados por

el sensor TM del satélite Landsat-5 (Baulies *et al.*, 1995). Se incluyen en este trabajo incendios no detectados mediante las imágenes pero referenciados merced a los inventarios del DARP (*Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca*).

Desde el año 1994, tanto el DARP como el ICC, (éste por encargo del *Departament de Medi Ambient, DMA*), efectúan sistemáticamente en Cataluña la cartografía anual de zonas quemadas mayores de 50 ha. El primero mediante la perimetración con GPS (*Global Positioning System*) desde helicóptero. El segundo mediante clasificación multiespectral (*n-dimensional Probability Density Function*, nPDF, Cetin, 1993) de imágenes de SPOT (*Satellite Pour l'Observation de la Terre*), CASI (*Compact Airborne Spectrographic Imager*) y TM (Baulies *et al.*, 1995). Los vuelos con CASI se planean para todos los fuegos mayores de 50 ha una vez extinguidos. Así, sólo se esperan errores en la determinación del área y el perímetro para cada incendio, no de omisión ni comisión.

Recientemente (1998) ha aparecido una nueva edición del *Mapa d'incendis forestals de Catalunya*. Esta vez se recogen los incendios ocurridos entre 1986 y 1995 y ha sido elaborado a escala 1:500000 por el ICC para la DGMN del DARP. Se ofrece además del mapa de los incendios forestales superiores a 50 ha ocurridos en Cataluña entre los años 1986 y 1995, una cartografía de la evolución de las superficies de más de 100 ha quemadas entre 1986-1990. Se han utilizado imágenes de los satélites Landsat TM y SPOT, pero a partir de 1994 estos datos han sido completados con los obtenidos por el sensor CASI, instalado en el avión *Cessna Citation I* del ICC.

Sin embargo, estas cartografías recopilan los incendios ocurridos en periodos de tiempo relativamente cortos. Al contrario que la metodología implementada para la serie de imágenes MSS (ver capítulo 1), la cual recoge un intervalo de tiempo de 21 años. Además, en nuestro caso los resultados de esta cartografía figuran en formato digital integrados en un SIG (Sistema de Información Geográfica), el cual puede vincularse a bases de datos que contengan toda la información recabada sobre cada uno de los incendios.

3.2.- ¿POR QUÉ UNA CARTOGRAFÍA DE FUEGOS?

Existen diversas razones posibles para explicar el interés de la comunidad científica y de las administraciones por la cartografía de áreas quemadas.

La cuantificación del área posee un valor estadístico muy importante, dado que entre otras funciones, facilita la posterior tarea de indemnización por daños a los propietarios del territorio afectado (Vélez, 1999). Si bien, en ningún caso deben olvidarse otras funciones más inmediatas como:

- la construcción de una cartografía de base para la gestión post-incendio (replantaciones, extracciones madereras, seguimiento de la regeneración, protección del suelo contra la erosión, etc.)
- la valiosa información que constituye tanto para testar los modelos probabilísticos de simulación de fuegos (Kushla y Ripple, 1997), como para reconstruir la historia de incendios de una región (Johnson y Gutsell, 1994) y reconocer así los patrones de distribución temporal de la ocurrencia de incendios.

Recientemente, se ha puesto de manifiesto la importancia de los patrones espaciales de la ocurrencia de incendios, y su interacción con el paisaje (Turner *et al.*, 1997; Li *et al.*, 1999), así como con la distribución espacial de las cubiertas y usos que lo conforman. Las islas de vegetación (zonas interiores del incendio no afectadas por el fuego) parecen jugar un papel relevante en la recolonización del medio perturbado contribuyendo básicamente al reclutamiento de nuevos individuos (Eberhart y Woodard, 1987) desde zonas más próximas que los propios perímetros principales. Los cambios de cubiertas y/o usos asociados al fuego como elemento perturbador son objeto de minucioso seguimiento por parte de la comunidad científica internacional a través de programas como el LUCC (*Land Use and Land Cover Change*, LUCC, 1996). Además, la creciente conciencia ambiental y el aumento generalizado de las superficies quemadas en la península Ibérica (Moreno *et al.*, 1998) consideradas como incendios catastróficos en muchos casos, ha promovido la necesidad de efectuar cartografías más o menos precisas, con objeto de evaluar la magnitud del evento.

En el caso de Cataluña, en los últimos 30 años el número de incendios y la superficie afectada han aumentado paulatinamente (Piñol *et al.*, 1997). Además, los años 1986 y 1994 alertaron a las instituciones públicas sobre la magnitud de los incendios acontecidos en esos dos años. En 1986 los incendios de las comarcas de *l'Anoia* (6 de julio de 1986, 20.000 ha) y de *l'Alt Empordà* (16 de julio de 1986, 23.800 ha) significaron más del 50% del total quemado durante ese año (DARP, 1986). En 1994 el incendio acontecido en la comarca *Berguedà* (4 de julio de 1994, 38976 ha) representó el incendio más grande registrado en la historia reciente de incendios forestales de Cataluña y aproximadamente el 46% de la superficie total quemada de ese año.

Para el periodo 1976-1986, el porcentaje medio anual de superficie quemada sobre la superficie total de Cataluña es de 0.89% (DARP, 1986). El estimado a partir de la base cartográfica 1975-1998 (ver capítulo 4) es del 4.16%. El valor se ha multiplicado por cinco a consecuencia de los grandes incendios ocurridos en 1994 y 1998.

En consecuencia, el DARP puso en marcha en 1986 el plan de prevención de incendios forestales conocido como *FocVerd*. Entre sus objetivos destacan el fomentar las *Agrupacions de Defensa Forestal* (ADF), aumentar la vigilancia y la infraestructura de prevención, planificar las actividades recreativas, reducir la carga de combustible y establecer áreas estratégicas de prevención (Casanovas *et al.*, 1989). El mismo año y de forma paralela la *Direcció General de Política Forestal* (DGPF) elaboró el *Mapa Potencial de Risc d'Incendi Forestal Estival a Catalunya* (Casanovas *et al.*, 1987). Surge ya una necesidad del empleo de cartografía temática para planificar la prevención de incendios forestales. Para su elaboración se tuvieron en cuenta 3 factores: vegetación, relieve, clima y riesgo histórico. Las técnicas de análisis espacial SIG utilizadas fueron la superposición de capas, la clasificación, y el análisis multicriterio (Saaty, 1977).

Ya en 1999 se ha puesto en marcha el programa *FocVerd II*, con similares objetivos, si bien se incorporan dos novedades principales: la delimitación de los denominados perímetros de acción prioritaria y el programa de quemas controladas (ver figuras 1a y 1b) llevadas a cabo por el GRAF (*Grup de Reforç d'Actuacions Forestals*). Desde 1994 el DARP a través

del SARPIF (*Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals*), ya había comenzado un programa de quemas controladas en zonas de alta montaña (DARP, 1999).

Por otro lado, parece ser que el incremento de medios de extinción no ha supuesto una reducción del área total quemada sino más bien del número de incendios (Vélez, 1999), al menos en España (figura 2). Tal apreciación ha resultado en una potenciación de la política de prevención por la de supresión, mediante la realización de campañas integradas de fuegos prescritos, de actuaciones silvícolas, de concienciación y de vigilancia. Todo un esfuerzo realizado con objeto de facilitar una planificación territorial para la lucha contra los incendios forestales, en la que la cartografía temática actualizada juega un papel muy importante (Cerdán, 1995).

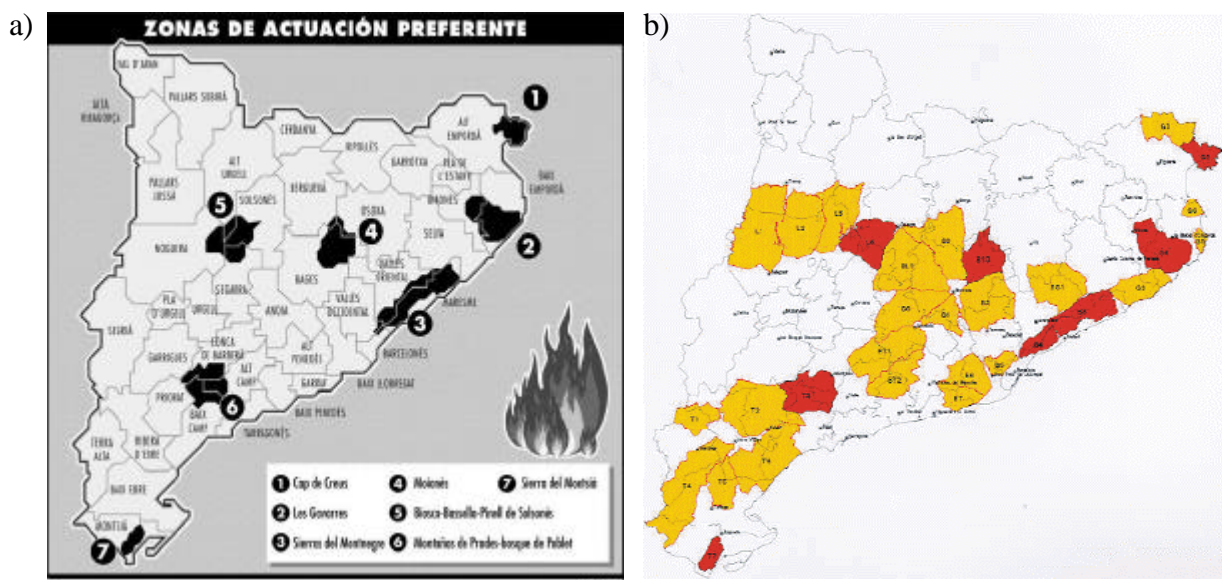


Figura 1. a) Mapa de perímetros de protección prioritaria: 31 zonas de alto riesgo de grandes incendios que cubren un 40% de la superficie forestal de Cataluña (Fuente: La Vanguardia, marzo de 1999). Algunas áreas coinciden con las declaradas de alto riesgo de incendio forestal por el Plan de Protección Civil de Emergencias para Incendios Forestales en Cataluña (INFOCAT) representadas en la figura 1b (Fuente: DARP).

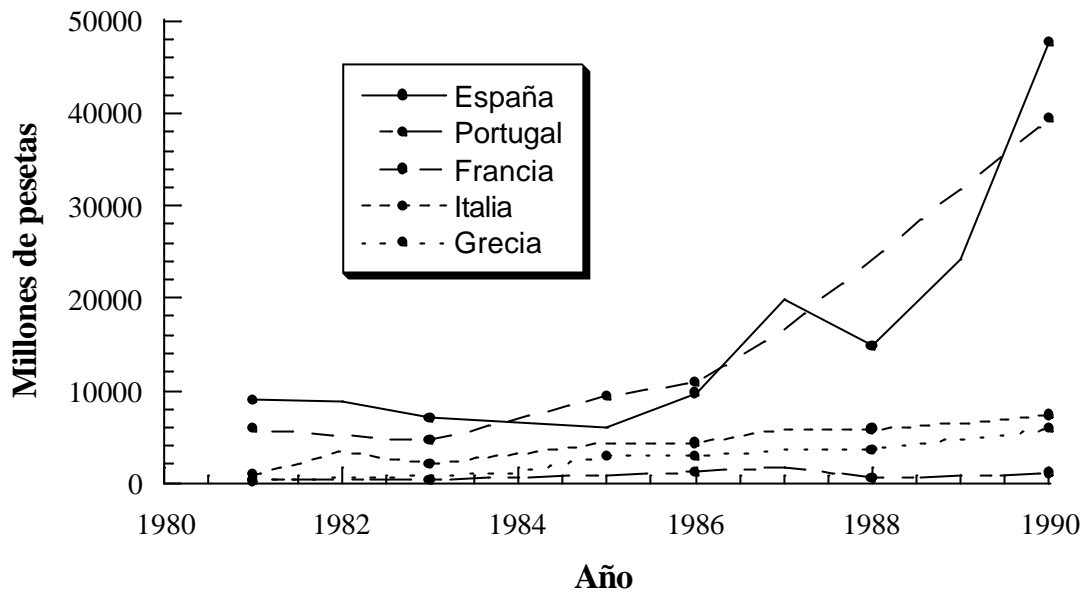


Figura 2: Evolución de la inversión en protección contra incendios a lo largo de la década 1980-90 (datos de Vélez, 1999).

A todo ello se une el creciente desarrollo e implantación de las herramientas SIG para el análisis espacial (Comas y Ruiz, 1993), el empleo de la teledetección (Justice *et al.*, 1993) y de los modelos de propagación del fuego (BEHAVE, Rothermel, 1972; FARSITE, Finney, 1994). Las aportaciones de la ecología del paisaje permiten formular hipótesis y testarlas de cara a ofrecer resultados encaminados a la prevención de los incendios forestales y sus consecuencias. Si a ello le sumamos la representación cartográfica de los incendios, que posibilita, entre otras cosas, el análisis del riesgo histórico geográfico, podremos establecer las bases de una gestión del territorio más completa.

3.3.- OBJETIVOS

Considerando los aspectos básicos referentes a cartografía surgen una serie de cuestiones elementales como: ¿cuán precisas son estas cartografías?, ¿existen diferencias entre ellas?, y de existir, ¿a qué son debidas?. Así, los objetivos del presente capítulo son la revisión detallada de las cartografías de zonas quemadas existentes y el análisis de su precisión mediante una comparación entre cada uno de sus fuegos que permita testar las diferencias existentes así como sus posibles causas.

3.4.- METODOLOGÍA COMPARATIVA

Para efectuar una primera aproximación al análisis comparativo entre las diferentes cartografías de áreas quemadas producidas se tuvieron en cuenta tres variables:

- el tamaño de cada incendio,
- el número total de incendios ofrecido por cada cartografía (si disponible, para el cálculo del acierto por no omisión, ver capítulo 2, sección 2.5.2.1.) y
- la diferencia entre los tamaños de cada fuego estimados por cada uno de los métodos y por el desarrollado sobre la serie de imágenes MSS.

A diferencia del capítulo anterior, en el que se contabilizó el número de fuegos compartidos para el cálculo del error por omisión y por comisión, en éste se analizan los parámetros mencionados con objeto de caracterizar así uno a uno todos los fuegos procedentes de cada cartografía y detallar las diferencias con respecto a los tamaños detectados por cada cartografía del mismo fuego (en el caso de ser detectado por ambas). En cada comparación sólo se consideran aquéllos fuegos presentes en una u otra cartografía y referentes a cada periodo de detección.

Las comparaciones efectuadas pretenden recoger todas las aportaciones posibles de metodologías aplicadas al mismo periodo de tiempo, considerando, en todas las comparaciones posibles, la cartografía resultante de la metodología descrita en el primer capítulo, realizada a partir de las imágenes Landsat MSS. La tabla 1 muestra los periodos y métodos finalmente comparados.

Ninguna de las metodologías comparadas es contemplada como la correcta, es decir, no se corresponde con una verdad terreno (Richards, 1994). En vez de ello, cada metodología es confrontada por pares con el fin de establecer las diferencias entre ellas.

La terminología empleada para hacer referencia a los métodos comparados en el presente capítulo es la siguiente: MSS/CREAF, descrita en el capítulo 2 del presente trabajo;

DGMR, referencia ICC (1984); ICC84, referencia ICC (1984); ICC8690, referencia ICC (1992a); ICC87, referencia ICC (1990); ICC92, referencia ICC (1992b); ICC94, referencia ICC (1994); DARP, datos no publicados; NOAA, referencia Fernández *et al.* (1997). Cada uno de los documentos se recoge en la bibliografía y amplían la metodología aplicada.

Periodo de tiempo	Origen de los datos/Productor/resolución	Origen de los datos/Productor/resolución	Origen de los datos/Productor/resolución
1984	TM/ ICC/30 m	MSS/CREAF/60 m	DGMR/DESC
1986/87	TM/CORINE/100 m	MSS/CREAF/60 m	-----
1986/90	TM/ ICC/30 m	MSS/CREAF/60 m	-----
1987	TM/USOS87/ICC/50 m	MSS/CREAF/60 m	-----
1992	TM/USOS92/ICC/50 m	MSS/CREAF/60 m	-----
1994	CASI/TM/SPOT/ ICC/30 m	HCPT/DARP/1.5 m	NOAA/1000 m

Tabla 1. Periodos de tiempo y cartografías de incendios comparadas. La resolución en el caso de la perimetración desde helicóptero se estimó a partir del IFOV (*Instantaneous Field of View*) del ojo humano y la altura media de vuelo (ver anexo 4). DESC: desconocida, HCPT: helicóptero.

Posteriormente, al apreciar la relevancia jugada por las islas de vegetación y los focos secundarios de cada fuego, en los casos en los que son detectados, para la determinación de la superficie total afectada por cada incendio, se realizó una segunda aproximación mediante la cuantificación de los siguientes parámetros espaciales:

- el número y superficie media y máxima de las islas de vegetación con respecto al tamaño del fuego (NIV, SMIV y SXIV respectivamente)

- el número y superficie media y máxima de los focos secundarios¹ con respecto al tamaño del fuego, sin considerar el perímetro principal, es decir, el de mayor superficie (NS, SMS y SXS, respectivamente)
- la distancia máxima alcanzada por los focos secundarios de cada fuego, con respecto a la zona quemada más cercana incluida el perímetro principal (DMS)

La extracción de dichas variables fue posible para todas las comparaciones salvo para la más antigua que corresponde al trío DGMR-ICC84-MSS/CREAF dado que ICC84 no figura en formato digital. Para ello fueron emplearon diversos métodos de consulta espacial SIG (de atributos, de distancias y de superficies de polígonos, Bosque, 1997) que permitieron su rápida cuantificación.

3.5.- RESULTADOS

3.5.1.- Comparación ICC-DGMR-MSS/CREAF

Los resultados procedentes del informe "*Detecció i avaluació de les superfícies forestals cremades durant l'any 1984 a Catalunya, mitjançant tècniques de percepció remota*" se confrontaron con las superficies inventariadas por la DGMR. El método de detección se basó en una clasificación no supervisada de las imágenes procedentes del sensor Landsat TM (ICC, 1984). El porcentaje de acierto total por no omisión referido por los autores con respecto a los fuegos inventariados por la DGMR alcanza el 88% (63 incendios de un total de 71), si bien el calculado a partir de los datos publicados en el informe de la DGMR baja al 83% para todas las superficies mayores de 10 ha (ver figura 3).

¹ Los criterios adoptados para identificar los focos secundarios se definen en el capítulo 4 (sección 4.2.1.)

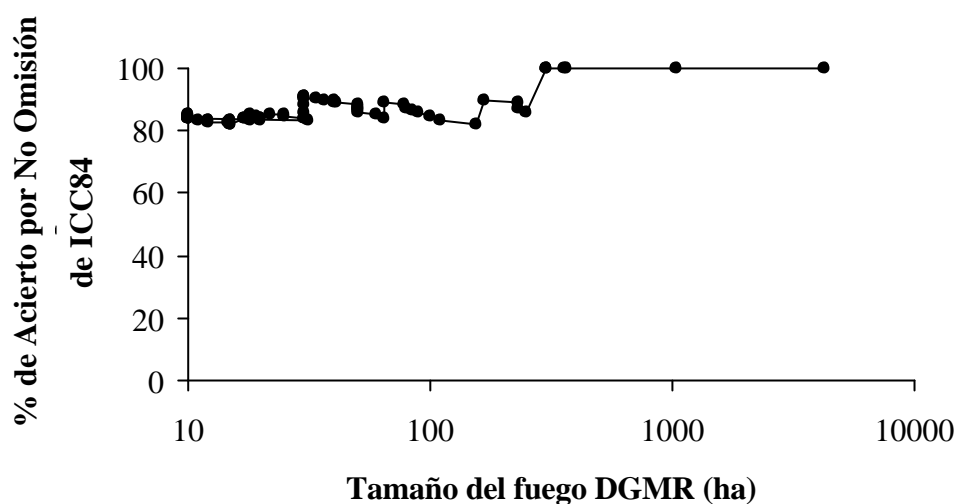


Figura 3: Porcentaje de error por no omisión de los incendios detectados por el informe del ICC84 con respecto a los inventarios de la DGMR en función del tamaño de incendio considerado.

En esta primera aproximación se mantiene una alta correlación ($r^2 = 0.99$, $p < 0.001$, $n = 54$) entre las áreas detectadas por el ICC84 y las estimadas por la DGMR (figura 4a). Tan sólo en un caso de un incendio de 4250 ha aparecen discrepancias en las superficies (con una diferencia de 446.42 ha). Las correlaciones entre ICC84 y MSS/CREAF (figura 4b), y DGMR y MSS/CREAF muestran la similitud en las estimaciones de superficies entre los diferentes métodos comparados ($Y=MSS$, $X=DGMR$, $r^2 = 0.98$, $p < 0.001$, $n = 11$; $Y=MSS$, $X=ICC84$, $r^2 = 0.98$, $p < 0.001$, $n = 11$).

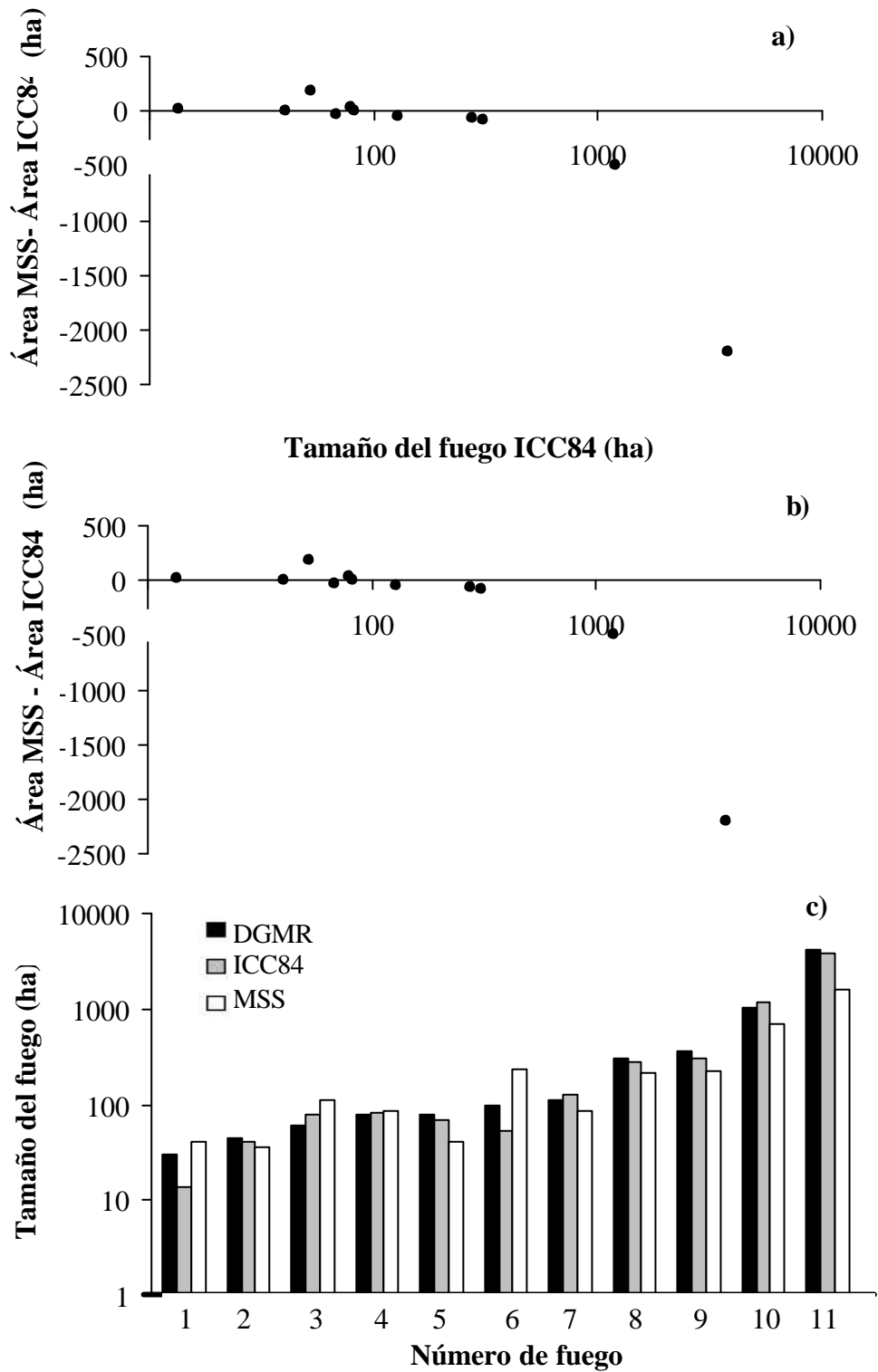


Figura 4: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por la DGMR-ICC84 (4a) y ICC84- MSS/CREAF (4b) con respecto al tamaño de fuego considerado. 4c) tamaños de los 11 incendios determinados por las 3 metodologías comparadas (DGMR-ICC84-MSS/CREAF).

Así, para aquéllas zonas quemadas detectadas por el MSS/CREAF puede apreciarse que las superficies detectadas y las estimadas por los métodos de la DGMR y del ICC84 no difieren en gran medida (test de Student pareado de dos colas: DGMR-ICC84, $p = 0.40$, $t = 0.86$; DGMR- MSS/CREAF, $p = 0.27$, $t = 1.16$; ICC84- MSS/CREAF, $p = 0.26$, $t = 1.19$; $n = 11$). Si bien, las mayores diferencias parecen existir siempre entre las cartografías MSS/CREAF e ICC84. En la figura 4c, puede apreciarse una ligera tendencia de la cartografía MSS/CREAF a sobrestimar las superficies pequeñas, y subestimar las grandes, siempre respecto a las otras fuentes.

Los datos procedentes del informe del ICC84, incluidos los que aparecen como proporcionados por la DGMR, no figuran cartografiados, por lo que no ha sido posible extraer ni las islas de vegetación ni los focos secundarios. Por la misma razón, no fue posible calcular el porcentaje de acierto por no omisión con respecto a la cartografía MSS/CREAF.

3.5.2.- Comparación CORINE-MSS/CREAF

El proyecto CORINE (*Coordination of Information on the Environment*) tiene como objetivo inventariar, coordinar y contabilizar la información del estado del medio ambiente y de los recursos naturales de la Comunidad Europea (OJ/L176, 1985). El mapa de usos del suelo y cubiertas con una escala en papel de 1:250000, fue elaborado entre los años 1986 y 1991, a partir de la interpretación visual de escenas del Landsat 5 TM a escala 1:100000. Una vez digitalizado se asignaron un total de 44 categorías unitarias para todos los países de la CEE, 64 para el correspondiente a España y 58 para el sector oriental peninsular y las islas baleares (Baulies *et al.*, 1991). De ellas, la clase 3.3.4. "Zonas Quemadas" ha sido la empleada para la siguiente comparación.

De un total de 29 incendios interpretados visualmente y digitalizados sobre las imágenes Landsat TM para la base CORINE y mayores de 30 ha, la metodología semiautomática MSS/CREAF detectó 21 de ellos (72.4%). Sin embargo, el porcentaje de acierto aumenta con el área, al igual que ocurría con la validación estadística mediante los datos del DARP (ver capítulo 2).

Con respecto a la superficie total estimada para cada incendio inventariado por ambos métodos, puede apreciarse que existen diferencias importantes de sobre y subestimación en algunos fuegos concretos con valores entre +3000 y -1950 ha (ver figura 5), más patentes conforme aumenta el tamaño de cada incendio. Hay una correlación significativa entre las dos metodologías ($Y=MSS/CREAF$, $X=CORINE$, $r^2 = 0.79$, $p < 0.001$, $n=21$, $\beta = 0.89$). Para el total de pares de estimaciones, las diferencias no son significativas (test de Student pareado de 2 colas, $n = 21$, valor de $t = 0.76$, $p = 0.45$).

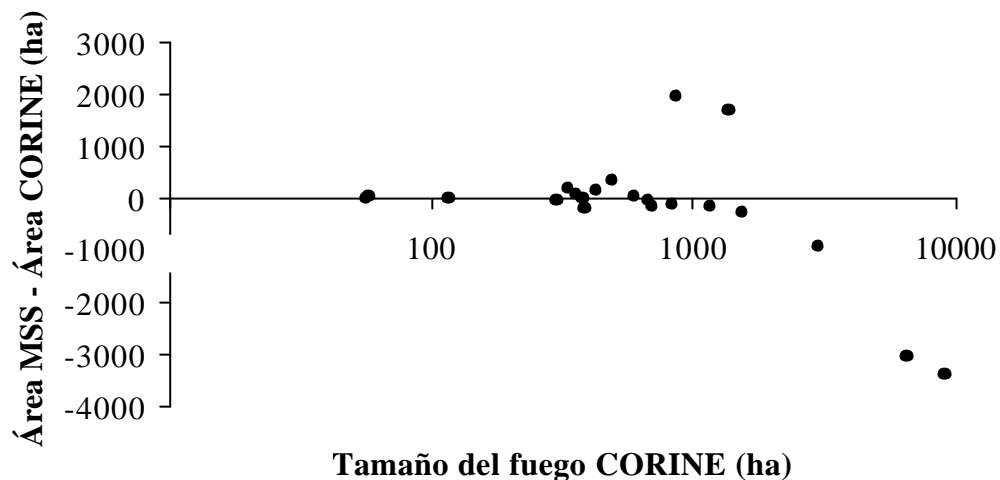


Figura 5: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por las cartografías CORINE y MSS/CREAF con respecto al tamaño de fuego considerado

Una vez extraídos todos los focos secundarios, las distancias máximas y las islas de vegetación se compararon entre sí mediante un test de t de Student pareado. Los resultados muestran que las únicas diferencias significativas corresponden a las variables NS y NIV ($t = -2.26$, $p = 0.03$, $n = 21$ y $t = -3.51$, $p < 0.01$, $n = 21$, respectivamente). En ambos casos los valores de NS y NIV de la cartografía MSS/CREAF son mayores que los obtenidos a partir de la cartografía CORINE. El resto de parámetros (SMS, SXS, SMIV, SXIV y DMS) no presentan diferencias significativas entre las dos cartografías comparadas.

3.5.3. Comparación ICC8690-MSS/CREAF

Para la elaboración del *Mapa d'incendis forestals de Catalunya (1986-1990)* por parte del ICC y la DGMN, se aplicaron dos métodos en función del periodo de tiempo transcurrido entre la captación de las dos imágenes del Landsat TM correspondientes a la pareja homóloga. Para periodos largos, los archivos multitemporales fueron sometidos a una clasificación multiespectral; para periodos cortos, se establecieron umbrales de detección sobre la componente principal que recogía la variación radiométrica de la cubierta afectada por el fuego (Baulies *et al.*, 1991).

El mapa original en formato papel fue escaneado y georeferenciado como se especifica en el anexo 7, con objeto de realizar esta comparación y también actualizar la base histórica de fuegos con aquéllos incendios no detectados por la metodología semiautomática implementada y sí cartografiados en el *Mapa d'incendis forestals de Catalunya (1986-1990)*.

Existe una correlación significativa entre las dos metodologías ($Y = \text{MSS/CREAF}$, $X = \text{ICC8690}$, $r^2 = 0.88$, $p < 0.001$, $n = 37$). Las diferencias son más patentes conforme aumenta el tamaño de cada incendio (ver figura 6). La mayoría de tamaños están subestimados por parte de la metodología MSS/CREAF con respecto a la cartografía de fuegos ICC8690. Si bien, varios de los incendios presentes en la cartografía semiautomática no han podido ser detectados por el ICC. Así, para el total de pares de estimaciones, las diferencias entre ambas no son significativas por muy poco (test de Student pareado de 2 colas, $n = 38$, valor de $t = -2.0$, $p = 0.052$).

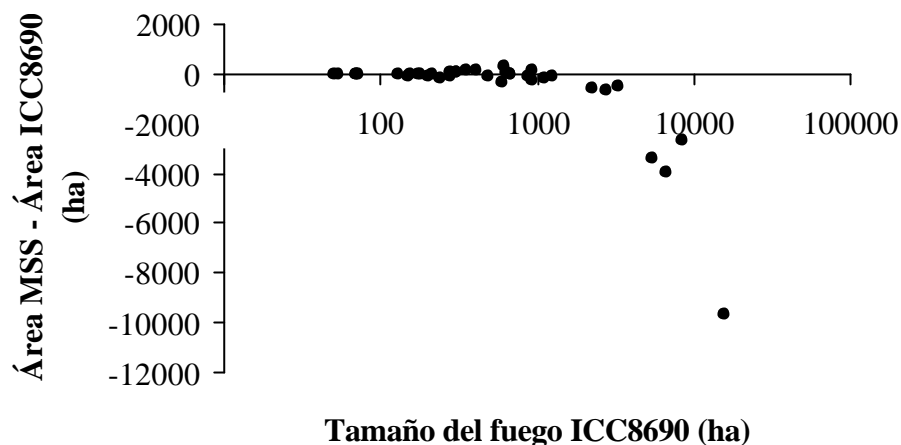


Figura 6: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por las cartografías ICC8690 y MSS/CREAF con respecto al tamaño de fuego considerado.

Del resto de parámetros espaciales analizados los que presentan diferencias significativas son la SMS, NIV y la SMIV ($t = -2.49$, $p = 0.01$, $n = 37$; $t = 2.75$, $p < 0.01$, $n = 37$; $t = -4.07$, $p < 0.01$, $n = 37$, respectivamente). Para ambas cartografías, los valores de SMS y de SMIV de MSS/CREAF $>$ SMS de ICC8690 y los de NIV de ICC8690 $>$ NIV de MSS/CREAF.

3.5.4.- Comparación USOS87-MSS/CREAF y USOS92-MSS/CREAF

El *Mapa d'Usos del Sòl de Catalunya* fue realizado por el ICC a partir de clasificación multiespectral de imágenes multitemporales TM de 1987 y de 1992, del satélite Landsat 5 (Viñas *et al.*, 1989) a escala 1:250000. Posee una leyenda total de 21 clases. Existen 3 ediciones, la primera de 1984, la segunda de 1990 y la tercera de 1996. Las imágenes captadas durante la primavera y el verano pretenden recoger aspectos de la dinámica fenológica estacional de la vegetación. Esta información, una vez corregida geométricamente, fue analizada en la edición de 1990 junto con la información topoclimática proveniente del trabajo realizado por Martín Vide y colaboradores (ICC, 1997). El análisis conjunto de todas las variables se realizó mediante un proceso de clasificación digital, basado en el método de máxima verosimilitud. El resultado fue una segmentación del área de estudio en zonas homogéneas (clases) desde el punto de vista espectral y topoclimático. A la vez, se

confeccionó el denominado fichero de campo, que consistió en una selección de áreas representativas de todas las cubiertas a cartografiar y en el etiquetaje de éstas según la cubierta que representaban para ser cruzado con el de la clasificación. Finalmente, la cartografía generada fue revisada con técnicas de fotointerpretación sobre vuelos fotogramétricos con objeto de detectar y corregir algunos posibles errores de asignación. Los usos artificiales (cubiertas y usos urbanos e infraestructura viaria) se obtuvieron a partir de la planimetría del *Mapa comarcal de Catalunya 1:50000*, y el *Mapa CORINE Land Cover de Catalunya 1:250000*, lo que permitió discriminarlos con una mayor precisión.

Ambos mapas pues, incorporan como clase las zonas quemadas, que fueron las consideradas para la comparación con la cartografía semiautomática desarrollada.

3.5.4.1.- USOS87-MSS/CREAF

La correlación entre ambos es significativa y elevada ($Y = \text{MSS/CREAF}$, $X = \text{USOS87}$, $r^2 = 0.93$, $p < 0.01$, $n = 24$), si bien para tamaños grandes de fuegos (a partir de 6000 ha) la cartografía MSS/CREAF tiende a subestimar las superficies quemadas (figura 7). (test de Student pareado de 2 colas, $n = 24$, valor de $t = -1.22$, $p = 0.23$).

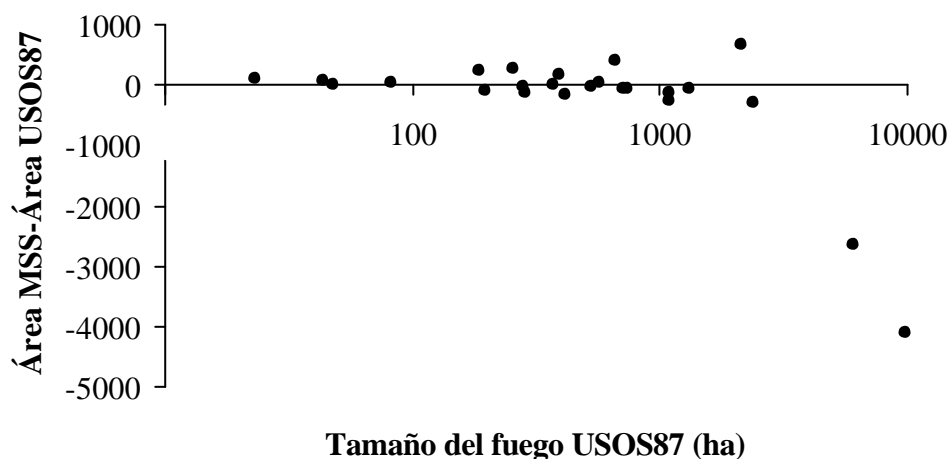


Figura 7: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por las cartografías USOS87 y MSS/CREAF con respecto al tamaño de fuego considerado

Con respecto a los parámetros descriptivos de los focos secundarios y las islas de vegetación, existen diferencias significativas entre todos los parámetros comparados salvo para las SXIV y SXS de cada fuego (NS, $t = 2.93$, $p < 0.01$, $n = 24$; SMS, $t = -3.79$, $p < 0.01$, $n = 24$; DMS, $t = 4.00$, $p < 0.01$, $n = 24$; NIV, $t = 2.78$, $p = 0.01$, $n = 24$; SMIV, $t = -4.04$, $p < 0.01$, $n = 24$).

Los valores de NS, DMS y NIV detectados por el mapa de usos de 1987 son mayores que los que presenta la metodología MSS/CREAF. Sin embargo, los valores de SMS y SMIV son mayores para MSS/CREAF.

3.5.4.2.- USOS92-MSS/CREAF

De nuevo los tamaños de cada uno de los fuegos cartografiados por el mapa de usos de 1992 y los detectados por la metodología MSS/CREAF para el mismo periodo están altamente correlacionados de forma significativa ($Y = \text{MSS/CREAF}$, $X = \text{USOS92}$, $r^2 = 0.92$, $p < 0.01$, $n = 7$). Aunque en este caso el número de incendios a comparar es más bajo que en los anteriores. Las diferencias no son significativas (test de Student pareado de 2 colas, $n = 7$, valor de $t = -1.58$, $p = 0.16$)

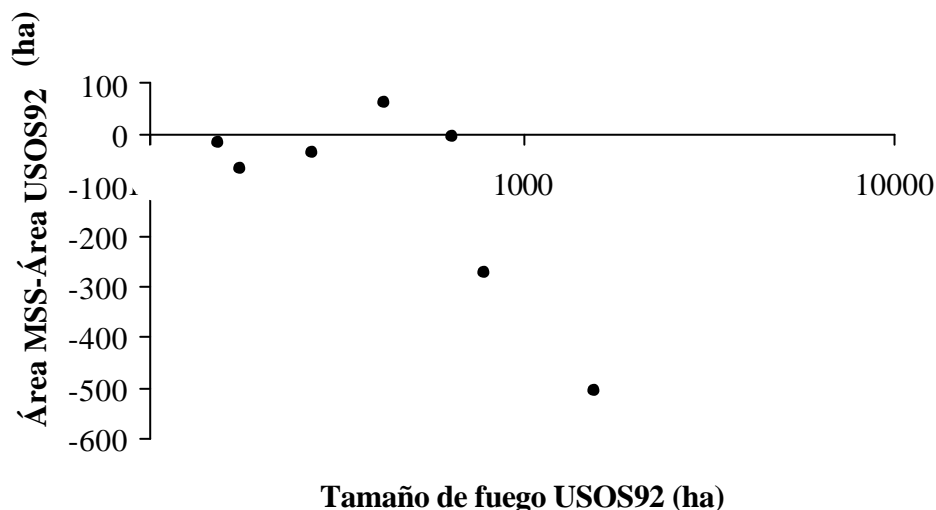


Figura 8: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por las cartografías USOS92 y MSS/CREAF con respecto al tamaño de fuego considerado

Sin embargo, con respecto a este mapa la cartografía procedente del método de semillas subestima los tamaños de cada fuego, y notablemente a partir de superficies mayores de 700 ha (figura 8). El contraste del resto de parámetros espaciales, no ofrece diferencias significativas entre ambas cartografías para ninguno de las variables.

3.5.5.- Comparación ICC94-DARP-NOAA

3.5.5.1.- Cartografía del ICC mediante imágenes de CASI, TM y SPOT

A partir del año 1994, gracias a la adquisición del sensor CASI por parte del ICC y la disponibilidad del avión *Cessna Citation I* en el que se instala, el ICC comenzó a realizar anualmente una serie de vuelos sobre las superficies forestales quemadas mayores de 50 ha. De forma paralela, la adquisición de imágenes procedentes de los satélites Landsat TM y SPOT facilitó la cartografía de los fuegos aportando información complementaria como imágenes previas y posteriores para el seguimiento de la regeneración vegetal. Así por ejemplo, en la primera campaña, en 1994, se realizó la cartografía de un total de 56 fuegos, 15 de ellos mediante imágenes procedentes del sensor CASI, 16 del Landsat TM y 25 del SPOT multiespectral. La metodología de detección más empleada fue la clasificación por máxima verosimilitud (Richards, 1994) aplicada sobre los resultados de un análisis previo de componentes principales de las imágenes de diferentes fechas y sobre imágenes NDVI (Baulies *et al.*, 1995). Además, se aplicó la metodología de clasificación multiespectral desarrollada por Cetin *et al.* (1993) denominada nPDF para la cuantificación del área quemada. Las superficies detectadas fueron cruzadas con el *Mapa d'Usos del Sòl de Catalunya* inmediatamente anterior al incendio y se establecen así las superficies de cubiertas afectadas por el fuego. Algunos de los fuegos acontecidos a lo largo de 1994 no fueron cartografiados por diversos motivos, como son la superficie insuficiente, la rápida recuperación de la cubierta vegetal en la imagen posterior al incendio, la inexistencia de indicios en las imágenes acordes a la fecha del incendio y problemas meteorológicos durante el vuelo (ICC, 1994).

3.5.5.2.- Cartografía del DARP mediante helicóptero y GPS.

El DARP comenzó la cartografía de incendios mediante el empleo de helicóptero y GPS también en el año 1994. La perimetración se realiza con el modelo GPS *Pathfinder* de *Trimble* no diferencial, lo cual produce un error aproximado teórico de posicionamiento de unos 100 m, luego reducido a ≈ 10 m. El helicóptero sobrevuela las zonas afectadas a una altura media de 50 m (Emili Ponsa, comunicación personal). Tal altura de vuelo permite establecer, en base al denominado poder de resolución del ojo humano o mínimo separable (Casas, 1985), la resolución espacial esperada o el IFOV (*Instantaneous Field of View*, Mather, 1999). Por convenio, dadas las diferencias en la agudeza visual de cada persona, suele asumirse un valor de 1' como el límite de separación media angular. Este valor permite calcular el IFOV a una distancia de 50 m. que se encontraría en torno a los 1.5 m (ver anexo 4). Tal nivel de resolución espacial ayuda a precisar los límites entre quemado y no quemado, si bien, estos resultan a veces bastante imperceptibles. Además, las diferentes intensidades de luz también intervienen en la separabilidad visual de forma que los mayores contrastes proporcionan una mejor discriminación de un objeto frente a otro de hasta 38" (Mather, 1999; Casas, 1985).

Los perímetros establecidos son incorporados a un SIG y proyectados cartográficamente a UTM-31N.

3.5.5.3.- Cartografía NOAA

La compilación regional de datos sobre incendios es una iniciativa del Grupo de Trabajo sobre incendios del Programa Internacional Geosfera/Biosfera, Sistema de Información y Datos (IGBP/DIS). En ella intervienen el Instituto de Aplicaciones Espaciales del *Joint Research Center* de la Comisión Europea (JRC), el *Goddard Space Flight Center* (GSFC) de la NASA, el Departamento de Forestales de la Universidad Técnica de Lisboa (D.E.F./I.S.A), y varios científicos con experiencia en incendios alrededor del mundo.

Dicha compilación contiene datos sobre incendios de diferentes regiones del mundo, extraídos a partir de varios instrumentos de teledetección. Pretende facilitar el acceso a estos datos y demostrar las posibilidades que presentan los sensores empleados para detectar y seguir la evolución de los incendios, reforzando para ello la colaboración internacional.

La metodología aplicada sobre imágenes del Levante español detectó 35 grandes incendios (mayores de 2.000 ha) desde Abril a Agosto de 1994. Las imágenes empleadas proceden del satélite NOAA11/AVHRR (*Advanced Very High Resolution Radiometer*) y fueron georreferenciadas y calibradas para obtener reflectividades de los canales 1 y 2 y temperaturas de brillo de los canales 3, 4 y 5. También se aplicaron métodos para la eliminación de nubes. Los Compuestos de Máximos Valores (MVC) de NDVI para cada pixel en periodos de 10 días fueron comparados entre imágenes de NDVI previas y posteriores a los incendios. Dos técnicas fueron aplicadas sobre los pares de comparaciones:

1) la resta de las imágenes previa y posterior a cada uno de los incendios cuyo umbral se establece a partir de:

$$NDVI_B - NDVI_A \mu_{B/A} + 2s_{B/A}$$

donde $\mu_{B/A}$ y $s_{B/A}$ son la media y la desviación típica de los valores de diferencia en una ventana de 100 x 100 píxeles (recordemos que el tamaño del pixel para las escenas de NOAA es de 1 km²);

2) regresión lineal entre las 2 fechas considerando como píxeles quemados aquéllos que cumplan:

$$NDVI_A < NDVI_{AE} - 2S$$

donde $NDVI_A$ es el valor del índice de vegetación de la segunda fecha, $NDVI_{AE}$ corresponde al valor estimado de NDVI de la segunda fecha en relación a la primera y S es el error asociado (también en una ventana de 100 x 100 píxeles) ofrecido por el ajuste de regresión.

Según los autores (Fernández *et al.*, 1997), la comparación con datos sobre el terreno (una muestra de 44 incendios de 400 ha) determinó errores menores del 25% por omisión.

3.5.5.4.- Comparación ICC94/DARP/NOAA

El número de incendios cartografiados por el DARP en el año 1994 es de 28 mientras que el detectado por el ICC asciende a 56, lo que significa un 50% de incendios omitidos. No obstante, la cartografía del ICC no pudo determinar, por motivos meteorológicos, el incendio de la *Pobla de Massaluca* de 6145 ha que tuvo lugar a mediados del mes de septiembre. En el caso de los detectados mediante el empleo de NOAA, el total de fuegos es de 10 en Cataluña, lo que le otorga un 18% de acierto por no omisión, si bien, se emplearon tan solo imágenes correspondientes al mes de julio de 1994, lo que le impide determinar fuegos ocurridos antes y después de esas fechas.

Además, comparando los tamaños de cada superficie quemada, se obtienen diferencias importantes. La comparación DARP/ICC94 muestra que la perimetración con helicóptero siempre sobrestima la superficie total quemada de cada incendio con respecto a la cartografía ICC. Además esta tendencia se incrementa conforme aumenta el tamaño del fuego considerado (ver figura 9). A pesar de existir una clara correlación entre ambas estimaciones de tamaños ($Y = \text{DARP}$, $X = \text{ICC94}$, $r^2 = 0.99$, $p < 0.01$, $n = 27$), las diferencias entre ellos son significativas (test de Student pareado de 2 colas, $n = 27$, valor de $t = 2.25$, $p = 0.03$).

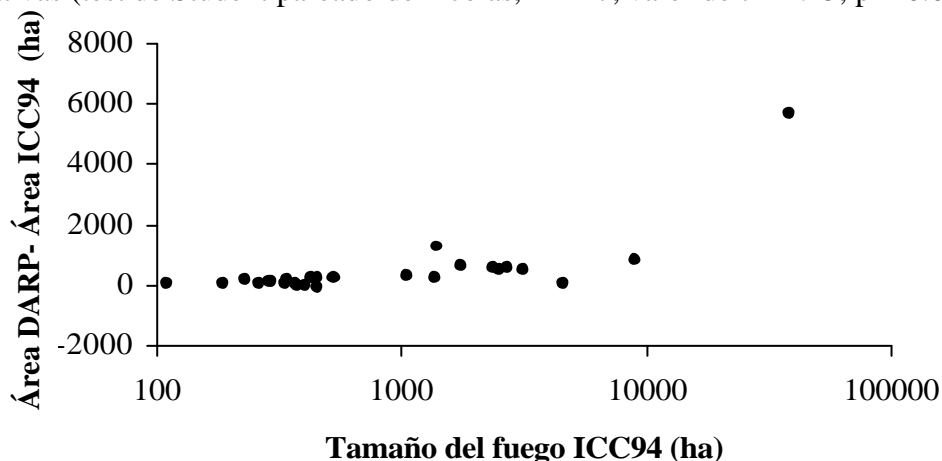


Figura 9: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por las cartografías del DARP y del ICC del 94 con respecto al tamaño de fuego considerado

En el caso de los tamaños estimados por NOAA también están estrechamente correlacionados con los valores de área del ICC94 ($r^2 = 0.99$, $p < 0.01$, $n = 10$, $\beta = 0.99$), aunque parece existir una tendencia a subestimar los tamaños por parte de NOAA con respecto a ICC94 (figura 10). No obstante, las diferencias no son significativas probablemente debido al bajo número de fuegos de la muestra (test de Student pareado de 2 colas, $n = 10$, valor de $t = -1.86$, $p = 0.094$).

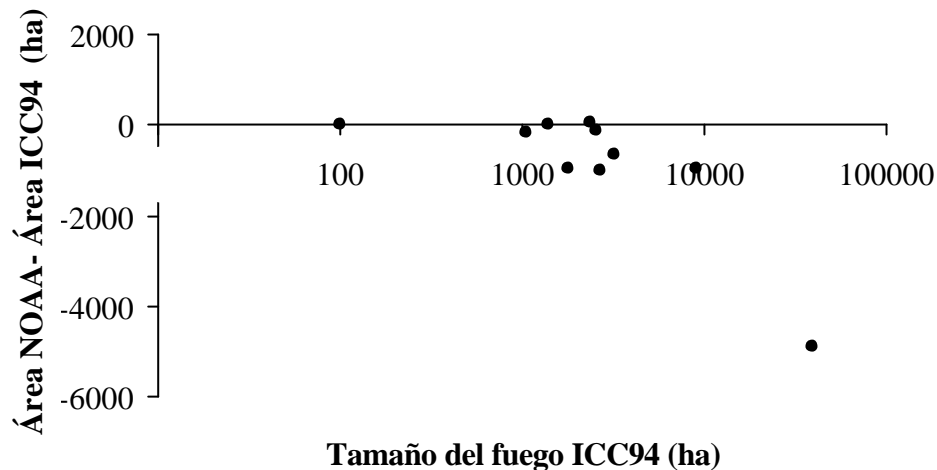


Figura 10: Relación entre las diferencias de superficie estimadas para cada incendio por las cartografías del NOAA y del ICC94 con respecto al tamaño de fuego considerado

Las causas de las sobre y subestimaciones pueden provenir de la detección de más o menos focos secundarios, islas de vegetación y de las diferencias en los tamaños de ambos. En el caso de la comparación ICC94-DARP, tan solo 5 fuegos de la cartografía DARP, de un total de 25, presentan focos secundarios. Además, mientras que el valor medio de NS para ICC94 es de 142.68, el del DARP es de 0.40 considerando los fuegos sin focos secundarios. Sin embargo, la media de las SMS de todos los incendios del DARP es hasta 16 veces mayor que la del ICC94. Las diferencias entre las comparaciones NOAA-ICC94 y DARP-ICC94 de SXS resultan significativas (test de Student pareado de 2 colas, NOAA-ICC94, $n = 9$, valor de $t = 3.22$, $p = 0.01$; DARP-ICC94, $n = 25$, valor de $t = 2.94$, $p = 0.07$ respectivamente).

3.6.- DISCUSIÓN

La comparación sistemática de cartografías permite obtener una impresión rápida de las principales diferencias existentes entre ellas y de las ventajas e inconvenientes de cada una. De esta forma, los tamaños de cada zona cartografiada, así como sus características espaciales constituyen variables interesantes de cara a establecer las tendencias de sobre y subestimación de unas frente a otras. No obstante, existe otro aspecto interesante a la hora de contrastar dos o varias cartografías. Este aspecto es el del nivel de incertidumbre en la trayectoria de una línea (Felicísimo, 1994) o en nuestro caso el del perímetro del fuego. Tal nivel de incertidumbre suele provenir de dos fuentes diferentes: por un lado del denominado error de posición (Keefer *et al.*, 1988) consecuencia del proceso de digitalización; por otro, a partir del error de generalización (Felicísimo, 1994). Este último proviene de la simplificación de las líneas que tiene lugar durante el proceso de generalización cartográfica. Sin duda, todas y cada una de las fuentes cartográficas de incendios aquí presentadas poseen un cierto nivel de esta incertidumbre geográfica que no ha podido ser cuantificada. La banda *epsilon* (Lowell, 1995; Peuker y Douglas, 1974; Perkal, 1965) o banda de probabilidad en torno a la línea, establecida en base a la resolución espacial de cada uno de los sensores empleados en las diferentes cartografías de fuegos, podría ayudar a determinar los niveles de incertidumbre geográfica de una base respecto a las otras (ver figura 11). El porcentaje de superposición entre bandas y sus probabilidades ofrecerían una aproximación de las cartografías más similares entre sí desde un punto de vista geográfico (Lowell, 1995) y permitiría descartar perímetros con un alto nivel de incertidumbre. Es sin duda éste, un aspecto a considerar en futuras aproximaciones a la problemática abordada en el presente capítulo.

Pero, centrándonos en los resultados de la simple comparación efectuada, resulta evidente la tendencia generalizada del aumento de las diferencias entre los tamaños de fuego conforme se consideran incendios más grandes. Los valores de estas diferencias dependen de las comparaciones consideradas (tabla 2). Los tamaños a partir de los cuales se disparan las diferencias varían también según las bases cartográficas comparadas. Si consideramos como similares diferencias menores de 50 ha (valor absoluto) en la estimación del tamaño, 3 de las bases comparadas (ICC84, DGMR y USOS92) poseen tantas o más similitudes que sobre o

subestimaciones, es decir, son, *grosso modo*, muy similares. Para el resto de comparaciones la tendencia más común es la subestimación de tamaños por parte de la cartografía MSS/CREAF, pero hay algún caso de sobrestimación repartidos a lo largo de todos los tamaños de fuegos en las diferentes comparaciones. La subestimación sin embargo, aumenta, como se ha comentado, conforme se consideran fuegos más grandes.

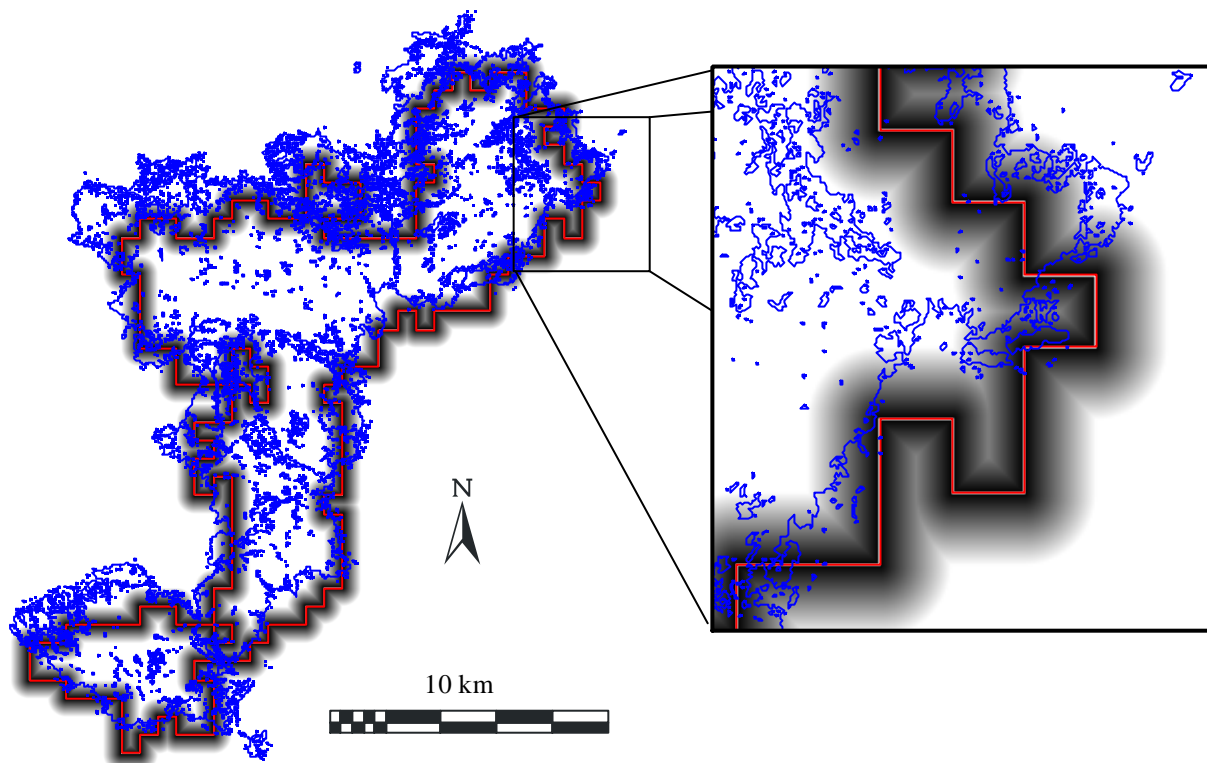


Figura 11: Detalle de la banda de error *epsilon* para el incendio del 4/07/94 que afectó a la comarca del Berguedà (38976 ha). La figura muestra la cartografía de dicho fuego del ICC94 en azul, y en rojo la realizada mediante NOAA. Sobre esta última se establece la banda de probabilidad *epsilon*, la cual otorga mayor probabilidad de ubicación del perímetro (colores oscuros) cuanto más próxima al perímetro definitivo, y menor probabilidad (colores claros) cuanto más lejana. En este caso la banda tiene un ancho asignado de 1 km a cada lado establecido en función del tamaño del píxel de NOAA. Puede apreciarse en la ampliación que la banda en algunos casos no alcanza siquiera el perímetro ofrecido por el ICC94.

Cartografía (N° de fuegos)	Sobrestimación (%) (tamaños)	Subestimación (%) (tamaños)	Similaridades ± 50 ha (tamaños)
ICC84 (11)	9.09% (52.65 ha)	36.36% (≥274 ha)	54.55% (13.5 a 128.34 ha)
DGMR (11)	18.18% (60 a 100 ha)	36.36% (≥300 ha)	45.45% (30 a 110 ha)
CORINE (21)	28.57% (334 a 1357 ha)	42.86% (≥303 ha)	28.57% (57 a 671 ha)
ICC8690 (37)	16.22% (276 a 931 ha)	48.65% (≥151 ha)	35.14% (50 a 667 ha)
USOS87 (24)	33.33% (23 a 2143 ha)	45.83% (≥196.38 ha)	20.83% (48 a 508 ha)
USOS92 (7)	14.29% (424 ha)	42.86% (≥175.41 ha)	42.86% (175.41 a 651.33 ha)

Tabla 2: Porcentaje del número de fuegos de tamaño sobrestimado y subestimado por la cartografía MSS/CREAF con respecto a las otras empleadas en la comparación. Se muestran también los tamaños similares (± 50 ha) y para cada porcentaje los valores e intervalos en los que se produce la similaridad, sobre o subestimación de la superficie total de cada fuego.

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV	
CORINE	-	+	-	+	-	+	-	a)
ICC8690	+	- (*)	-	+	+	- (*)	+	
USOS87	+	- (*)	+	+	+	- (*)	-	
USOS92	-	+	+	-	+	-	-	

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV	
DARP	-	+	-	-	-	+	-	b)
NOAA	-	+	-	-	-	+	- (*)	

Tablas 3a y 3b: Comparación de los valores medios obtenidos para los 7 parámetros espaciales calculados entre MSS/CREAF y el resto de cartografías (tabla 3a), y entre ICC94 y DARP-NOAA (tabla 3b). Los valores positivos implican mayor valor promedio que la cartografía MSS, los valores negativos, menor valor promedio. (*) = significación estadística al 95%.

Existen también diferencias importantes entre los valores de los parámetros espaciales escogidos para la comparación (tablas 3a y 3b). Si asumimos que la precisión en la cartografía de zonas quemadas aumenta con el hecho de que se detecten más detalles del fuego, es decir, un mayor número de focos secundarios e islas de vegetación, puede pues establecerse un criterio para discernir entre la calidad de las bases comparadas. Se obviará por tanto, la precisión cartográfica establecida en función de la incertidumbre en la localización geográfica.

Al abordar los valores de la comparación ICC94-DARP-NOAA a través de los parámetros espaciales (tabla 3b), se observa una clara tendencia de las cartografías DARP y NOAA a subestimar el número de focos secundarios e islas de vegetación con respecto a ICC94. La baja resolución espacial de NOAA impide detallar los perímetros de incendio. Sin embargo, en el caso de detectar algún spot y/o isla de vegetación del fuego lo hace de forma grosera (SMIV mayor). La metodología DARP, a pesar de poseer un nivel de resolución elevado, actúa de forma similar. Dicho resultado podría deberse a la existencia de criterios subjetivos a la hora de perimetrar la zona quemada que impiden detectar las islas internas así como sobrevolar los focos secundarios lejanos o incluirlos en el perímetro principal dotándole de cierta continuidad.

Si analizamos de igual manera las comparaciones con la metodología MSS/CREAF (tabla 3a), observamos que para todos los casos los valores de tres de los parámetros espaciales comparados son más altos, lo que *a priori*, indica una mayor concordancia que la existente entre las cartografías DARP y NOAA con respecto a ICC94. Además, en el caso del par formado con la cartografía USOS87, los valores son más altos para 4 de las 7 variables comparadas.

Se propone así un índice de concordancia (IC) que permite evaluar las comparaciones efectuadas y jerarquizar las metodologías en función de la mayor o menor detección de los parámetros espaciales considerados en el estudio. Este índice varía entre 0 y 1 (mínima y máxima concordancia respectivamente) expresado como:

$$IC = -\frac{N(+)}{(NB - 1) \cdot NV} + 1$$

donde $N(+)$ es el número de valores positivos en las tablas comparativas, NB es el número total de bases cartográficas comparadas y NV el número de variables empleadas en la comparación. Aunque sigue siendo una forma de comparación sólo válida para cartografías de la misma fecha, permite la comparación directa entre bases al obtenerse en valor relativo al número de ellas comparadas. Así, por ejemplo, para la cartografía del ICC94, $IC_{ICC94} = 0.71$, $IC_{NOAA} = 0.21$, $IC_{DARP} = 0.57$. Los valores de IC para el resto de comparaciones figuran a continuación (ver tablas en anexo 5).

$$IC_{CORINE} = 0.57$$

$$IC_{USOS87} = 0.52$$

$$IC_{MSS/CREAF} = 0.50$$

$$IC_{ICC8690} = 0.47$$

$$IC_{USOS92} = 0.42$$

Aunque el índice varía en función del número de bases cartográficas consideradas permite establecer una jerarquía en las comparaciones. Así, la cartografía MSS/CREAF resultaría menos detallada que CORINE y USOS87 pero curiosamente por encima de la única cartografía específica de zonas quemadas ICC8690 y de USOS92.

Un aspecto relevante de las metodologías de cartografía de fuegos es el coste económico. La aproximación efectuada en el presente estudio para comparar las diferentes fuentes de información sobre incendios permite una rápida impresión sobre la calidad cartográfica de las bases de datos. El siguiente paso necesario debe considerar la relación calidad/precio ya que en alguno de los casos metodológicos aquí expuestos los gastos derivados de la cartografía se corresponden con cantidades importantes. Es el caso de la cartografía realizada sistemáticamente por el ICC desde 1994 mediante el empleo del sensor aerotransportado CASI. Los costes de vuelo aproximados del avión reactor *Cessna Citation I* ascienden a 202 pts por ha cartografiada (5 m de resolución) y con un gasto mínimo debido al

despegue que ronda el millón y medio de pts (R. Arbiol, comunicación personal). Este aspecto le convierte sin duda en el más caro de los métodos evaluados. A ello, debería sumarse la adquisición de imágenes TM y SPOT que son empleadas de forma adicional para la cartografía de zonas quemadas. Sin embargo, el hecho de que constituya una de las cartografías que mayor resolución espacial ofrece y la que mayor número de focos secundarios e islas de vegetación detecta, le convierten muy probablemente en la metodología de trabajo más precisa.

En cuanto al coste económico de la cartografía realizada por el DARP, la hora de vuelo en helicóptero se sitúa entre 70000 y 80000 pts; La superficie mínima afectada que se sobrevuela es de 500 ha (Emili Ponsa, comunicación personal). El valor total de la cartografía en un año con grandes superficies quemadas como el 94 resulta elevado.

No obstante, la metodología semiautomática desarrollada por el CREAM y aplicada sobre imágenes del Landsat MSS, parece responder también de forma aceptable a la detección de las peculiaridades espaciales de los incendios. Si le añadimos la relativa facilidad de adquisición de las imágenes MSS (36.000 pts/escena completa, alrededor de 4 millones y medio para un total de 120 imágenes, unas 214.000 anuales), obtenemos una relación calidad/precio mejor que la ofrecida por la cartografía ICC e incluso que la obtenida por el DARP. Un último valor añadido de esta metodología viene dado por la posibilidad de retroceder en el tiempo y detectar fuegos ocurridos en el pasado (recordemos que desde 1972 existen imágenes archivadas) lo cual se distancia de las campañas de vuelos inmediatas y de las imágenes proporcionadas por satélites como Landsat TM, SPOT, IRS, NOAA, etc. de más reciente puesta en órbita. Sin embargo, métodos como la perimetración mediante helicóptero efectuada por el DARP ofrecen la ventaja de la inmediatez de resultados, aspecto sólo comparable con el método ICC94 cuando los resultados se obtienen de vuelos CASI y no cuando provienen de datos TM o SPOT.

3.7.- CONCLUSIONES

La aproximación efectuada para comparar los resultados de diferentes métodos de cartografía y detección de incendios ha puesto de manifiesto las siguientes conclusiones:

- Los tamaños de incendio cartografiados por las diferentes metodologías comparadas mantienen en todos los casos altas correlaciones. Si bien, a medida que aumenta el tamaño considerado, los valores de la diferencia se incrementan de manera notable y generalmente hacia la subestimación de MSS/CREAF respecto de las demás.
- Los parámetros espaciales que detallan las peculiaridades de la cartografía de cada fuego revelan diferencias significativas en algunas de las comparaciones. Los más evidentes se desprenden de la comparación NOAA-DARP-ICC94, los cuales pueden ser debidos en gran medida al bajo número de focos secundarios e islas de vegetación detectados por las metodologías DARP y NOAA respecto de la efectuada por el ICC en el 94.
- Las comparaciones cruzadas han permitido elaborar un índice de concordancia (IC) que no considera la incertidumbre geográfica sino los valores medios de los parámetros espaciales de los fuegos. Los valores de IC obtenidos ofrecen una jerarquía de calidad cartográfica bajo la asunción de que a valores altos de las variables espaciales utilizadas, mayor validez de la información cartográfica, suponiendo que la riqueza de información aportada al detectar focos secundarios e islas de vegetación, incrementan la calidad de los datos disponibles.
- En la jerarquía establecida la mejor cartografía sería la llevada a cabo por el ICC en el año 1994. La realizada por el CREAM mediante MSS, se sitúa por debajo de las de USOS87 y CORINE y sobre ICC8690 y de USOS92. La peor de ellas resulta ser la aplicada sobre las imágenes NOAA. Su baja resolución espacial juega un papel importante a la hora de caracterizar propiamente las superficies quemadas.

- Por último, los costes económicos y la posibilidad de obtener datos históricos y de gran detalle dotan a los proyectos de cartografía de fuegos de un valor añadido frente a la calidad metodológica. La relación calidad/precio permite valorar cada proyecto y efectuar tomas de decisión acordes con las posibilidades de cada organismo encargado de realizar este tipo de trabajos.

3.8.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Baulies, X., Joaniquet, M. y Tardà, A. 1995. Evaluation of forest fires effects using CASI data. *In Remote Sensing and GIS applications to forest fire management. Proceedings of the EARSeL International Workshop.* Ed. por E. Chuvieco. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid. Pp. 82-84.
- Baulies, X., Joaniquet, M., Pineda, L. y Tardà, A. 1991. El proyecto CORINE-Land cover en el sector oriental peninsular y las islas baleares. *In Actas de la IV Reunión Científica de la AET.* Editado por J. M. Moreira. AET, Sevilla. Pp. 239-243.
- Bosque, J. 1997. *Sistemas de información geográfica.* Rialp, Madrid. Pp. 451.
- Casanovas, E., Molné, F., Rodríguez J. y Sumpsi, C. 1987. Mapa de zones de risc d'incendis. 1:250000. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- Casanovas, E., Molné, F., Rodríguez, J. y Sumpsi, C. 1989. Desenvolupament d'estructures de prevenció a Catalunya i de la cartografia de risc d'incendis. *In La prevenció dels incendis forestals.* Diputació de Barcelona, Barcelona. Pp. 23-27.
- Casas, J. 1985. *Óptica.* Librería Pons. Zaragoza. Pp. 452.
- Cerdán, R. 1995. El sistema català de lluita contra els incendis forestals. *In Els incendis forestals.* Institució Catalana d'Estudis Agraris, Barcelona. Pp. 86.
- Cetin, H., Warner, T. A. y Levandowsky, D. W. 1993. Data classification, visualization, and enhancement using n-dimensional probability functions (nPDF): AVIRIS, TIMS, TM, and geophysical applications. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing,* 59:1755-1764.

- Comas, D. y Ruiz, E. 1993. Fundamentos de los sistemas de información geográfica. Ariel, Barcelona. Pp. 295.
- CORINE. 1991. Mapa de usos y cubiertas del suelo de Cataluña 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- DARP. 1986. Incendios Forestales. Causas, Problemas, Soluciones. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. Pp. 71.
- DARP. 1999. Foc Verd II. Programa de gestió del risc d'incendi forestal. Ed. por Jordi Peix i Massip. Primersegona edicions, Direcció General del Medi Natural., Barcelona. Pp. 231.
- Eberhart, K. E. y Woodard, P. M. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 17:1207-1212.
- Felicísimo, A. M. 1994. Los modelos digitales del terreno. Introducción y aplicaciones en las ciencias ambientales. Edición digital. Pp. 118.
- Fernández, A., Illera, P. y Casanova, J. L. 1997. Automatic mapping of surfaces affected by forest fires in Spain using AVHRR NDVI composite image data. *Remote Sensing of Environment*, 60:153-162.
- Finney, M. A. 1994. Modelling the spread and behaviour of prescribed natural fires. *In Proceedings of the 12th Conference on Fire and Forest Meteorology*, Jekyll Island, GA. Society of American Foresters, Bethesda. Pp. 138-143.
- ICC. 1984. Detecció i avaluació de les superfícies forestals cremades durant l'any 1984 a Catalunya, mitjançant tècniques de percepció remota. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. Pp. 25.

- ICC. 1990. Mapa d'usos del sol de Catalunya 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. 2^a edició.
- ICC. 1992a. Mapa d'incendis forestals de Catalunya (1986-1990) 1:500000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- ICC. 1992b. Mapa d'usos del sol de Catalunya 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. 3^a edició.
- ICC. 1994. Focs 94. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. Pp. 111.
- ICC. 1997. Atlas Climàtic de Catalunya 1:500000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. 42 láminas.
- Johnson, E. A., y Gutsell, S. L. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research*, 25:239-287.
- Justice, C. O., Malingreau, J.-P. y Setzer, A. W. 1993. Satellite remote sensing of fires: potential and limitations. *In Fire in the environment: The Ecological, Atmospheric, and Climatic Importance of Vegetation Fires*. Ed. por P. J. Crutzen y J. G. Goldammer. John Wiley & Sons, Berlín. Pp. 77-87.
- Keefer, B. J., Smith, J. L. y Gregoire, T. G. 1988. Simulating manual digitizing error with statistical models. *In GIS-LIS '88 Proceedings*, vol. 1. GIS-LIS, San Antonio. Pp. 475-483.
- Kushla, J. D. y Ripple, W. J. 1997. The role of terrain in a fire mosaic temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95:97-107.
- Li, C., Corns, I. G. W. y Yang, R. C. 1999. Fire frequency and size distribution under natural conditions: a new hypothesis. *Landscape Ecology*, 14(6):533-542.

- Lowell, K. 1995. Manipulating uncertainty-based digital maps to perform like polygon-based thematic maps. *In* Proceedings of the 17th International Cartographic Conference. Barcelona. Pp. 168-175
- LUCC. 1996. Land use and cover change open science meeting proceedings. LUCC Report Series No. 1. Ed. por L. Fresco, R. Leemans, B.L. Turner II, D. Skole, A.G. vanZeijl-Rozema y Viola Haarmann. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. Pp. 143.
- Mather, P. M. 1999. Computer processing of remotely sensed Images. An introduction. John Wiley & Sons, Chichester. Pp. 292. 2^a Edition.
- Moreno, J. M., Vázquez, A. y Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. *In* Large Forest Fires. Ed. por J. M. Moreno. Backhuys Publishers, Leiden. Pp. 159-185.
- OJ/L176. 1985. Diario oficial de las Comunidades Europeas, serie de legislación L176 del 6 de julio de 1985.
- Perkal, J. 1965. On the length of empirical curves. *In* Michigan Inter-University Community of Mathematical Geographers. University of Michigan, pp. 32.
- Peuker, T. K. y Douglas, D. H. 1974. Detection of surface-specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data. *Computer Geographics and Image Processing* 4:375-387.
- Richards, J. A. 1994. Remote Sensing Digital Image Analysis. Springer-Verlag, Berlin. Pp.340.
- Rothermel, R. C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA Forest Service Research Papers INT-115.

- Saaty, T. L. 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15:234-281.
- Turner, M. G., Romme, W. H., Gardner, R. H. y Hargrove, W. W. 1997. Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*, 67(4):411-433.
- Vélez, R. 1999. Protection contre les incendies de forêt: principes et méthodes d'action. CIHEAM, Zaragoza. Pp. 118.
- Viñas, O., Baulies, X., Romeu, J. y Viña, M. 1989. Mapa 1:250000 de usos y cubiertas del suelo de Cataluña a partir de datos TM. *In* III Reunión Científica del GTT. GTT, Madrid. Pp. 43-50.

II.- CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE FUEGOS DE CATALUÑA EN EL ÚLTIMO CUARTO DE SIGLO (1975-1998).

4.- INCORPORACIÓN EN UN SIG Y ACTUALIZACIÓN DE LA BASE CARTOGRÁFICA DE FUEGOS DE CATALUÑA PARA EL ANÁLISIS DE LOS PATRONES ESPACIALES DE LA OCURRENCIA DE INCENDIOS FORESTALES (1975-98).

4.1.- INTRODUCCIÓN

Los avances y la disponibilidad de tecnología actual han permitido la creación y mantenimiento de grandes bases de datos con diferentes propósitos. A partir de la implementación generalizada de los SIG (Sistemas de Información Geográfica), los datos en múltiples formatos han podido ser vinculados a entidades geográficas mediante el modelo entidad-relación (Huxhold, 1991; Pons, 1997). Las actividades catastrales, urbanas, censales, militares, cartográficas, forestales y geológicas, entre otras muchas, constituyen ejemplos de inventarios sistemáticos que se han visto mejorados gracias a la aparición de los SIG a finales de la década de los 60 (Comas y Ruiz, 1993). Algunas de las características más importantes de los SIG se citan a continuación. La mayoría de ellas les convierten en idóneos para el propósito general de este capítulo:

- Manejo y almacenamiento de un importante volumen de datos geográficos
- Facilidad de mantenimiento y recuperación de los datos
- Facilidad de manipulación y análisis de los datos
- Integración y tratamiento simultáneo de la información espacial (límites), temática y temporal (por ejemplo "incendio de 1994 en Solsona").
- Capacidad de exploración y de evaluación con criterios científicos o de gestión
- Posibilidad de actualización ante cambios temporales que pueden a su vez ser analizados
- Automatización y edición de producción cartográfica
- Combinación analítica de capas de información espacial

Esta última característica constituye el principio básico de los SIG (Stow, 1993). Por tales motivos se planteó la necesidad de integrar la información resultante de la aplicación del método semiautomático de detección de zonas quemadas (ver capítulo 2) en una estructura SIG vectorial. Además considerando la existencia de otras bases geográficas auxiliares y la posibilidad de obtener la cartografía sistemática de zonas quemadas, se programó la continua actualización y mejora de la cartografía histórica de zonas quemadas en Cataluña desde el año 1975 hasta 1998.

A través de esta poderosa herramienta se plantean cuestiones del tipo ¿qué vegetación se ha visto mayormente afectada en un determinado incendio?. El cruzamiento de la capa de incendios y la capa de un mapa de vegetación en formato digital previo al fuego resuelve esta clase de consultas.

Por otro lado, el análisis en sí de los detalles espaciales de los incendios cartografiados permite caracterizar su morfología. Unos de los aspectos de mayor interés dentro de este estudio lo constituyen las islas de vegetación residual y los focos secundarios o *spots*. La aparición de focos secundarios es debida al fenómeno de convección generado por el calentamiento de la columna de aire del fuego, que proyecta a largas distancias partículas incandescentes (Trabaud, 1992). Estas brasas pueden iniciar un nuevo foco de incendio a distancias considerables del perímetro principal del fuego. La distancia alcanzada viene determinada, según las ecuaciones de Rothermel (1972) implementadas en el software de simulación BEHAVE, por la velocidad del viento, la altura media de la cubierta arbórea, la diferencia de altitud entre el lugar del fuego y el valle más próximo (de cotas altitudinales inferiores) y la longitud transversal de dicho valle. Las islas de vegetación (mencionadas en el capítulo 3), constituyen zonas interiores del perímetro del fuego que no han sido quemadas (Eberhart y Woodard, 1987). Diversos trabajos han remarcado su importancia como origen de propágulos en los procesos de reclutamiento tanto para especies vegetales como animales (Zasada, 1971; Gasaway y DuBois, 1985). Esta función le otorga a las islas de vegetación un papel relevante en la regeneración post-incendio de las cubiertas vegetales. La cartografía histórica de fuegos generada a partir de imágenes de satélite aporta una valiosa información para el estudio de ambos fenómenos. La variabilidad en el número, tamaño medio y máximo de las islas de vegetación y de los focos secundarios, así como la distancia máxima al perímetro principal, ya ha sido abordada en el capítulo anterior. Sin embargo, el presente capítulo ahonda en la relación existente entre estas variables y el tamaño del incendio, la cual puede ofrecer una idea de las circunstancias en las que se da la ocurrencia de ambos fenómenos. Algunas de las cuestiones con respecto a este tema que se plantean en este capítulo son: ¿existe una relación entre estas variables y el tamaño del fuego?, ¿de qué tipo? y ¿en qué medida determinan la aparición de estas características espaciales?

Además del análisis individual de cada fuego y sus características espaciales, se plantea como objetivo reconocer el contexto en el que tienen lugar. Este análisis contextual permite obtener una visión sinóptica de, por ejemplo, el tipo de vegetación (especies y/o comunidades vegetales) o el substrato litológico que se vieron afectados. Ambas variables combinadas con otros parámetros descriptores del medio físico, como la pendiente, el grado de insolación, la altitud, etc. desarrollan sin duda, un papel trascendental en la ocurrencia y desarrollo de los incendios forestales (Perry *et al.*, 1999; Donnegan y Rebertus, 1999). La variabilidad climática y su distribución geográfica también condicionan el riesgo de incendio (Piñol *et al.*, 1998). Un claro ejemplo lo constituyen los periodos de sequía tan característicos de los ecosistemas mediterráneos. La mayor duración de las sequías, unida a otros factores ha favorecido el incremento del número de incendios de gran magnitud en las últimas décadas (Moreno *et al.*, 1998), efecto éste acrecentado por la incidencia del cambio climático (el informe del IPCC confirma que la década de los 90 ha sido la más cálida del milenio, IPCC, 2000). Otras variables de cariz socio-económico tales como la propiedad forestal, el abandono rural, la accesibilidad a las masas forestales, y el estado legal de protección, pueden estar determinando el riesgo de ignición en función de la gestión y planificación territorial que en ellos concurre (Folch, 1996).

Por otro lado, un ejemplo excelente del tipo de aproximación para la caracterización de los patrones espaciales de incendio es el trabajo de Minnich y Chou (1997). Con los antecedentes establecidos 14 años antes (Minnich, 1983), este estudio analiza la distribución de tamaños de incendio con objeto de profundizar en las regularidades del proceso de ocurrencia de fuegos a una escala de paisaje. En el presente capítulo, se aplica, de forma análoga, este tipo de aproximación sobre la historia de fuegos de Cataluña a lo largo del periodo 1975-1998, detallada en la sección de métodos.

Por último, en los últimos años en los que la ecología del paisaje se ha desarrollado de forma notable, se ha hecho especial hincapié en las relaciones fractales (Mandelbrot, 1977) que presentan las distintas formas de las cubiertas y/o usos del suelo. Mención especial requiere el trabajo realizado por Krummel *et al.*, (1987) en el que se emplea este enfoque analítico para interpretar a qué escalas es mayor la presión antrópica sobre las masas

forestales. Se persigue así, a través de este tipo de aproximación, analizar la variabilidad de la dimensión fractal frente al tamaño de incendio, constituyendo otra de las interesantes metodologías aplicadas en el presente capítulo.

4.2.- METODOLOGÍA

A partir de la cartografía de zonas quemadas elaborada se llevó a cabo el proceso de integración en una estructura SIG (la cual proporciona a la cartografía la posibilidad de análisis y consulta) que constó de las siguientes etapas:

- Identificación de cada fuego a través de un criterio de identidad (ver sección 4.2.1.)
- A partir del resto de cartografías temáticas de la misma época se pretendió completar y mejorar la cartografía histórica de incendios mediante adición de los fuegos omitidos por la metodología desarrollada.
- Mediante el empleo de imágenes de satélite recientes y bases cartográficas auxiliares se realizó una actualización periódica anual de las superficies quemadas que prolongó la serie estudiada (1975-1998)
- Se procedió a la asignación de fechas y otros atributos de interés a la base de datos de fuegos

Los pasos citados resultan imprescindibles para cruzar la cartografía de fuegos con otra información geográfica que permita analizar las posibles relaciones existentes con los patrones espaciales y temporales de ocurrencia de incendios (véase frecuencia, extensión, estacionalidad e intensidad). La identificación de cada fuego y la detallada caracterización de su morfología, así como de las comunidades vegetales y/o especies más afectadas, entre otros muchos parámetros geográficos, fueron los primeros objetivos del análisis espacial.

4.2.1.- Integración en el SIG, identificación, mejora y actualización

Diversos autores han implementado SIG para el análisis de las zonas quemadas. Wells y McKinsey (1990) demuestran la efectividad en el almacenamiento y accesibilidad de los

datos de la estructura SIG ráster de cara a la toma de decisiones en la gestión contra incendios forestales en el sur de California. Por otro lado, el formato vectorial resulta incluso más eficiente desde el punto de vista de jerarquía estructural (Maffini, 1987). La aproximación efectuada por Minnich y Chou (1997) para el estudio de los tamaños de incendio en el Chaparral de California constituye un buen ejemplo de empleo y aplicación de un SIG de estructura vectorial.

A pesar de que el formato original de las zonas quemadas era ráster (ver figura 6, capítulo 2), el SIG final se transformó a formato vectorial topológicamente estructurado, susceptible de consulta y análisis y que ofrece la posibilidad de trabajar sobre las bases de datos asociadas a cada registro (Comas y Ruiz, 1993). El *software* empleado fue MiraMon. De esta forma, diferentes capas de información auxiliar pudieron ser superpuestas y cruzadas con la base de datos de ocurrencia y frecuencia de incendios para analizar las posibles relaciones existentes con diferentes parámetros ambientales considerados de relevancia.

Las zonas quemadas detectadas en el mismo periodo y en la misma ventana geográfica (ver métodos capítulo 2) y relativamente próximas, poseían un mismo atributo para el campo "periodo de detección". Con objeto de distinguirlas se estableció un criterio de identificación. La identidad de cada zona quemada detectada entre dos imágenes fue otorgada según las distancias entre manchas (≤ 1 km). Tal criterio se estableció en base a la distancia máxima de *spotting* esperada para comunidades forestales mediterráneas (algunos centenares de metros, Trabaud, 1992) y en función de la máxima distancia de focos secundarios o *spots* observada para todos los fuegos ocurridos en 1994 y 1995 en Cataluña (distancia máxima = 1140 m, incendio de la comarca del Berguedà del 4 de julio de 1994, 38976 ha quemadas).

Las cartografías empleadas en el proceso de mejora fueron: el *Mapa d'incendis forestals de Catalunya* (1986-1990), el mapa de usos del suelo y cubiertas CORINE (1991) y los *Mapa d'Usos del Sòl de Catalunya* de 1987 y de 1992. Cada una de ellos aportó a los resultados de la metodología MSS/CREAF respectivamente 14, 3, 3 y 10 zonas quemadas, en total 30 fuegos (las coincidencias entre ellas se retuvieron tan solo una vez).

Posteriormente se añadió a la base la cartografía de las áreas incendiadas en los años 1994, 1995, 1996, 1997 y 1998 mayores de 50 ha, proporcionada por el DMA e ICC (*Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya e Institut Cartogràfic de Catalunya*), con lo que se amplió la serie temporal desde 1975 hasta 1998 (un total de 24 años).

Naturalmente, para toda la serie de zonas quemadas existe una alta probabilidad de que se dé el fenómeno de recurrencia geográfica entre dos o más incendios. Esta posibilidad es la que genera el mapa de recurrencia de fuegos, si bien, su formato ráster le permite una fácil representación y almacenamiento adquiriendo como atributo el nivel de recurrencia (frecuencia de incendio). Para resolver la integración en un SIG vectorial en el que se producen por lo tanto cruzamientos y cortes entre arcos, se empleó como alternativa el multiregistro. Si un mismo elemento geográfico con un único identificador gráfico está vinculado a varios registros entonces tenemos una estructura del elemento geográfico con registro múltiple (Date, 1995). La ventaja es clara, los polígonos no deseados generados por el cruce de arcos pertenecientes a diferentes fuegos poseerán el mismo identificador gráfico pero diferente registro que les permitirá ser distinguidos desde el punto de vista temático (ver figura 1).

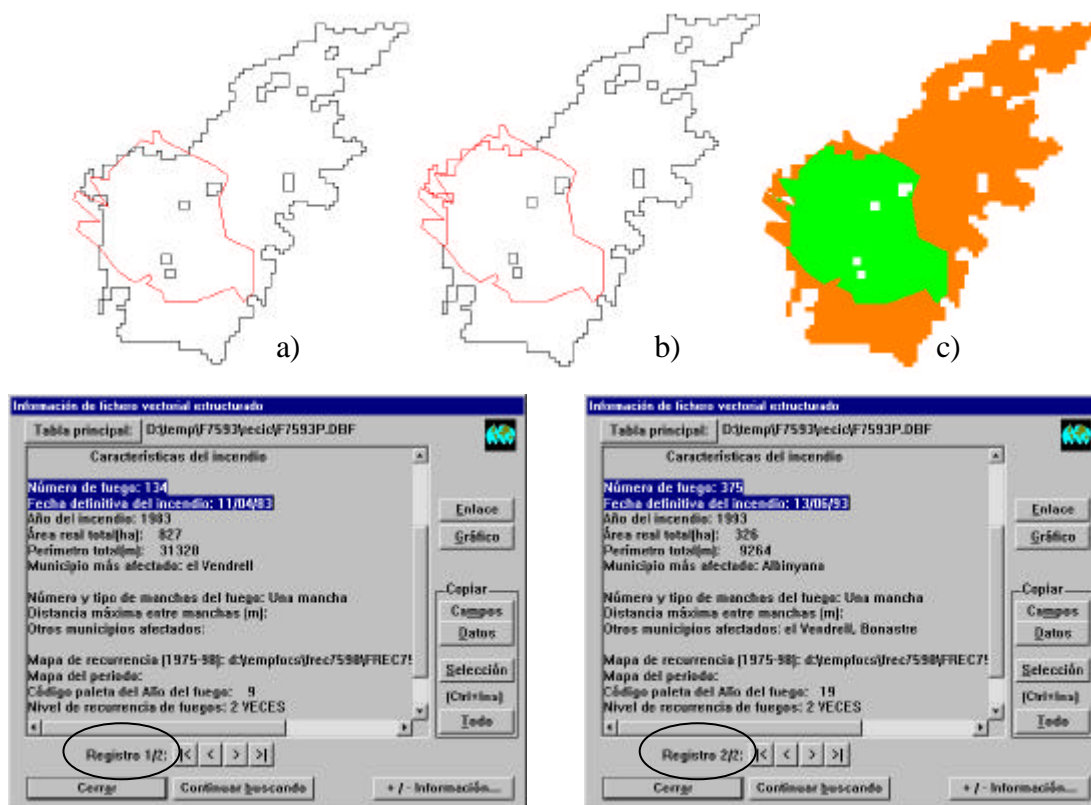


Figura 1: Ejemplo del proceso de cruzamiento de 2 fuegos co-ocurrentes y generación de nuevos polígonos: a) Perímetros de los 2 fuegos, b) nuevos polígonos en rojo generados como consecuencia del cruce, y c) polígonos de recurrencia de fuegos (naranja → 1 vez quemado, verde → 2 veces quemado). Los cajetines muestran la posibilidad de contemplar el doble registro vinculado al polígono 2 veces quemado.

4.2.2.- Asignación de fechas

Los perímetros originales provienen en su mayor parte de las máscaras ráster obtenidas como resultado de la aplicación de la metodología semiautomática de detección de zonas quemadas. En consecuencia, el único atributo temático retenido para cada mancha es el intervalo de fechas entre las que fue detectada la zona quemada. En un gran número de casos (casi el 20%) el periodo estaba incluido en un mismo año, lo cual, permite directamente realizar la caracterización de los patrones temporales del régimen de fuegos (Johnson y Gutsell, 1994). En el 35% de los casos el periodo entre imágenes no superaba el año, y el 60% no pasaba del año y medio. Sin embargo, algún intervalo resultaba demasiado amplio para tal

102. *Incorporación en SIG y actualización de la base cartográfica de fuegos de Cataluña para el análisis de los patrones espaciales de la ocurrencia de incendios forestales (1975-98)*

análisis, abarcando en un caso extremo hasta 4 años (incendio que tuvo lugar en el municipio de Tortosa entre septiembre de 1976 y septiembre de 1980, debido a la falta de imágenes por la presencia de nubes y que posteriormente pudo ser datado en el año 1978 por el ayuntamiento).

En estos casos de intervalos largos de detección, a asignación de fechas se realizó por diferentes medios:

- Mediante bibliografía sobre incendios acontecidos en Cataluña (Arola, 1996; Vicente y Soler, 1993; DARP, 1986; DARP, 1999)
- Mediante el empleo de cartografía temática auxiliar (CORINE, USOS, ver capítulo 3)
- Mediante la base de datos sobre incendios del DARP que va desde 1966 a 1998. El periodo 1966-1986 no incluye los conatos y los datos sobre incendios figuran por municipio, comarca y provincia (DARP, 1999), excepto para la provincia de Lleida durante el periodo 1966-1983
- Por último, en los restantes casos a través de consulta a los ayuntamientos de los municipios más afectados (ver formulario en anexo 6)

Tal proceso de búsqueda y recuperación de fechas se realizó de forma extensiva dando como resultado la asignación de fechas exactas (día, mes y año) para un 48% de los fuegos y del año de ocurrencia para un 49%, lo que deja un 3% de fuegos sin fecha exacta (13 fuegos con un intervalo máximo de 2 años, de los que finalmente, la fecha de su ocurrencia fue vinculada al año que recogía el periodo estival en el intervalo).

4.2.3.- Patrones espaciales

Un total de 445 fuegos mayores de 30 ha fueron incorporados finalmente en la estructura del SIG vectorial. Cada uno de ellos con un identificador gráfico que les vincula

con la base de datos en la que figura la información explícita de un polígono, esto es, área y perímetro, además de otra información geométrica como el número de vértices, de arcos, de polígonos que componen cada elemento gráfico, junto con sus coordenadas. Para cada polígono, existe también el identificador temático o atributo que le vincula a un tesoro en el que figura la siguiente información auxiliar: fecha exacta del incendio, año, fechas de la imagen anterior y posterior entre las que se detectó la zona quemada, la superficie y perímetros reales (calculados en el formato original ráster), el municipio más afectado por el fuego y su código municipal, el número de focos secundarios, la máxima distancia alcanzada por el foco más lejano, otros términos municipales afectados y finalmente, tres hiperenlaces: uno que llama al mapa de recurrencia de fuegos para el periodo de estudio, otro al mapa de fuegos correspondiente a cada año y el último al mapa resultado de la combinación analítica de capas entre el fuego y el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (MCA) de finales de los 70 (MAPA, 1980a) y/o el *Mapa Forestal de Catalunya* elaborado por el DARP (DARP, 1996) en función de la fecha del incendio. Los mapas resultantes de esta combinación ofrecen la superficie de las cubiertas forestales afectadas por cada uno de los fuegos.

La mayor parte de la información se obtuvo mediante combinación simple de capas con la opción que genera una nueva capa cruzada en la que se conservan todos los atributos de cada elemento gráfico. El resto de variables se extrajeron de los diferentes análisis de consulta por atributo que origina una tabla de estadísticas sobre la selección efectuada. Para el caso concreto de las distancias, éstas fueron calculadas mediante la opción de medidas rápidas implementada en el *software* MiraMon.

4.2.3.1.- Tamaños de incendio

Para abordar la distribución de tamaños de las zonas quemadas se emplearon tres tipos de aproximación diferentes. La primera de ellas representa gráficamente el número de fuegos con respecto al tamaño. Para ello, los fuegos se ordenan de menor a mayor tamaño y se contabiliza el número de ellos menores a un tamaño concreto. Representa pues una distribución continua acumulada del número de incendios. Este tipo de representación permite interpretar de forma rápida la abundancia relativa de fuegos pequeños y grandes. Además de

mostrar esta relación para el total del periodo estudiado (1975-98) se representó también por lustros con objeto de resaltar las posibles diferencias entre intervalos de 5 años en los que la ocurrencia de fuegos y las políticas contra incendios forestales fueron distintas (DARP, 1999).

La segunda aproximación se basa en la representación de los tamaños de fuegos mediante las curvas de Lorenz. Este tipo de gráficos ilustran sobre el nivel de "concentración" o de "desigualdad" de una variable. Consiste en una curva representativa de la frecuencia acumulada en la que se comparan los porcentajes de dos series de datos de tipo ordinal (como en este caso, si bien pueden también ser de tipo intervalo o cociente). La línea que recorre la diagonal se denomina línea de igualdad, de forma que cuanto menor sea la distancia de la curva a ésta, más repartida estará la distribución de la variable (ver figura 2a). Usualmente empleado en los cálculos de igualdad de salarios en economía, la forma de comparar curvas de Lorenz entre sí pasa por el cálculo del coeficiente de Gini (Lee y Seyoung, 1998). Este coeficiente varía entre 0 (máxima igualdad) y 1 (máxima desigualdad). No obstante, también ha sido empleado para cuantificar la desigualdad en la distribución de variables de interés ecológico (Weiner y Thomas, 1986; Bendel *et al.*, 1989; Lieffers y Titus 1989, entre otros), Este coeficiente se calcula hallando el cociente del área existente entre la curva y la línea diagonal dividido por el área del triángulo por debajo de la diagonal (figura 2b).

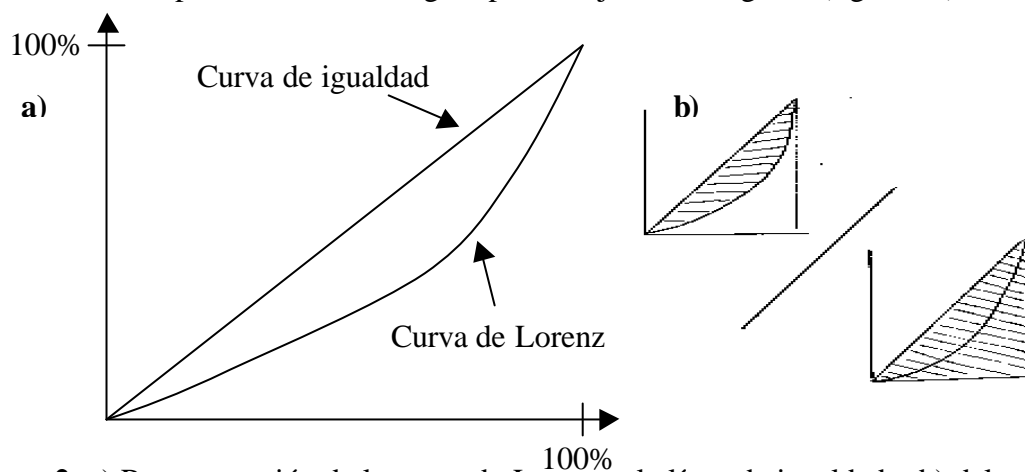


Figura 2: a) Representación de la curva de Lorenz y la línea de igualdad y b) del cociente de las áreas para el cálculo del coeficiente de Gini.

La tercera aproximación emplea una representación similar a las curvas de Lorenz, si bien en vez de utilizar el porcentaje del número de fuegos ordenados por tamaño, se calcula el

porcentaje relativo de superficie respecto del incendio más grande (Díaz-Delgado y Pons, en prensa; Díaz-Delgado *et al.*, 1998). De esta forma pueden apreciarse rápidamente los tamaños de incendio que suponen la mayor parte del porcentaje de superficie quemada total.

La cuarta y última aproximación se basa en el tipo de representaciones gráficas aplicadas por Malamud *et al.* (1998) y Ricotta *et al.* (1999), en las que se asemeja la ocurrencia de incendios forestales con el funcionamiento de un sistema de comportamiento crítico autorganizado (*Self-organized Critical Behavior*). En él la distribución del número de incendios a lo largo de un periodo determinado exhibe una relación potencial (fractal) con respecto al tamaño mínimo considerado de la siguiente forma:

$$\frac{N_F}{N_S} \approx f(A_F^{-\alpha})$$

donde N_F corresponde al número de fuegos de tamaño igual o superior a A_F durante el periodo estudiado, N_S es el número de años del periodo (o unidades de tiempo), A_F es el tamaño de incendio y α es el valor de la pendiente en el modelo lineal ajustado sobre la representación de $\log N_F / N_S$ versus $\log A_F$. El valor de α cuando $\alpha > 1$ indica que los fuegos pequeños contribuyen mayoritariamente al área total quemada. Un valor por el contrario inferior a 1 indica la relevancia de los grandes incendios en el total de la superficie quemada.

Tal aproximación permite comparar los patrones espaciales de ocurrencia de fuegos para regímenes de incendios con diferentes frecuencias asociadas. A su vez determina qué tamaños de fuegos contribuyen más al área total quemada al igual que los métodos anteriores. Y aún más interesante resulta la posibilidad de predecir el tamaño máximo de incendio esperado para un intervalo dado de años.

4.2.3.2.- Los focos secundarios y las islas de vegetación

Las variables: número medio de focos secundarios, número medio de islas de vegetación no quemadas o residuales, así como la máxima distancia alcanzada por los focos secundarios de cada fuego, fueron analizadas con objeto de caracterizar sus relaciones con el

área quemada total de cada incendio. De todas las distancias establecidas entre los *spots* y su perímetro principal, se retuvieron únicamente las máximas alcanzadas por el *spot* más lejano para cada incendio. Todas ellas figuran como campos en la base de datos global, lo que permite su consulta y análisis. Los polígonos vecinos en diagonal con el perímetro principal fueron considerados también como focos secundarios. La distancia máxima para ellos fue asignada arbitrariamente.

4.2.3.3.- *Combinaciones analíticas de capas*

Con el propósito de reconocer el tipo de cubiertas afectadas, así como sus características físicas, para cada uno de los fuegos y obtener las estadísticas con respecto al total de la superficie quemada en el periodo estudiado, se practicaron una serie de combinaciones analíticas de la base geográfica de zonas quemadas con diferentes capas de información auxiliar de interés por su implicación con la ocurrencia de fuegos. Las capas empleadas fueron:

- Capa de especies vegetales y usos dominantes: Proveniente de dos fuentes. Por un lado del MCA realizado a finales de los 70 (MAPA, 1980a) que permite extraer las superficies de cada uso y cubierta vegetal afectadas por incendios entre 1975 y 1986, ya que además permite calcular los porcentajes de recubrimiento de cada uno mediante la representación de las asociaciones y los mosaicos de especies y/o usos. Por otro lado, se empleó el *Mapa Forestal de Catalunya* elaborado por el DARP a lo largo de la década 1986-96, para fuegos posteriores a alguno de los años comprendidos en este periodo (la fecha del mapa varía con la hoja 1:50000).
- Modelo Digital de Elevaciones (MDE): se emplearon un total de 16 rangos de altitudes clasificadas a partir del MDE original (ICC-DARP, 1993), con un píxel de 45 x 45 m. Las pendientes (12 clases) extraídas también fueron combinadas con la capa de fuegos.

- Atlas climático: la distribución geográfica de las variables precipitación media anual, temperatura media anual, evapotranspiración media anual y amplitud térmica anual fueron extraídas del *Atlas Climatic de Catalunya* (ICC, 1997), a escala 1:500000.
- Estado legal del territorio: uso público o privado, escala 1:100000.
- Mapa de las zonas incluidas en el *Pla d'espais d'interès natural* (PEIN): escala 1:100000.
- Mapa de radiación solar real: procedente del modelo de Pons (1996) a 180 m de resolución espacial del pixel.
- Mapa de la superficie urbanizada en Cataluña: a escala 1:250000.
- Mapa Litológico: elaborado a partir de la reclasificación de las 224 categorías del *Mapa Geològic de Catalunya* 1:250000 (ICC, 1989) en tan solo 10 atendiendo a la capacidad del sustrato a responder después del fuego (erosionabilidad y disponibilidad hídrica y de nutrientes). Las categorías finales fueron: calizas y dolomías; gres, arenas y areniscas; aluviales consolidados; arcillas, lutitas, pelitas y limos; rocas silíceas; aluviales no consolidados; margas; rocas basálticas/volcánicas; yesos y sales; y otros no asignados.

4.2.3.4.- Relación entre la dimensión fractal y el tamaño de los incendios y las cubiertas.

El empleo de la dimensión fractal (D) en los análisis sobre la estructura del paisaje posibilita la interpretación de los patrones espaciales de los elementos considerados (Nikora *et al.*, 1999). La regularidad de las formas de dichos elementos se refleja en los valores obtenidos de la D. Así, las relaciones establecidas entre D y las características de los elementos que componen el paisaje (tipo de cubierta, abundancia de esa cubierta, etc.) permiten una rápida interpretación de la estructura del paisaje. En este trabajo, se pretende

establecer este tipo de relación entre D y el tamaño de incendio. Tal parámetro podrá ayudarnos a determinar la regularidad de las formas de los incendios con respecto al tamaño del fuego.

La dimensión fractal se obtiene de forma teórica de la siguiente manera:

$$P \approx \sqrt{A^D}$$

o lo que es lo mismo

$$\log P \approx \frac{1}{2} D * \log A$$

donde P y A son el perímetro y la superficie, respectivamente, de cada zona quemada y D es la dimensión fractal que describe el nivel de irregularidad de las formas de las zonas quemadas consideradas.

En este caso, sin embargo, se empleó el método de la pendiente (Lovejoy, 1982), el cual permite estimar D a partir de la pendiente del ajuste de regresión lineal efectuado sobre la representación log/log del perímetro frente a la superficie. Los focos secundarios fueron considerados por separado partiendo de la premisa por la cual sus patrones espaciales (tamaño y perímetro) responderían o se verían determinados por los patrones espaciales de las cubiertas que queman. Se obtuvieron así un total de 2862 registros, correspondientes cada uno de ellos a un polígono quemado (al igual que para los focos secundarios, se consideraron por separado aquéllos vinculados con el perímetro principal a modo de vecinos en diagonal, es decir, compartiendo un único nodo).

Con objeto de comparar los valores de D obtenidos para los incendios con los de las cubiertas en los que tuvieron lugar, se realizó la misma aproximación con el *Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya* 1:25000, elaborado entre 1994 y 2000 (DARP, 1998). A pesar de constituir una cartografía precisa realizada a una escala detallada de las cubiertas y usos del suelo, en la gran mayoría de los casos la cartografía se realizó sobre las cubiertas y usos posteriores a los fuegos. Aún así, se tuvieron en consideración las cubiertas forestales con recubrimiento arbóreo mayor del 20% (denominadas de arbolado denso, con un total de

60255 registros) debido a la más que posible relación de efecto existente entre los patrones espaciales de este tipo de cubiertas y los patrones de los incendios.

4.3.- RESULTADOS

4.3.1.- Distribución de tamaños de incendio

La figura 3 muestra en el eje de abscisas, el número de fuegos iguales o superiores al tamaño considerado ocurridos en Cataluña en cada lustro del periodo analizado, así como para el total entre 1975 y 1998. En ella se aprecia que los grandes incendios resultan infrecuentes. Por otro lado, se representan las curva de Lorenz para Cataluña (periodo 1975-98) y el Sur de California (periodo 1956-71; Minnich y Chou, 1997) con objeto de evaluar la desigualdad de la variable tamaño de fuego (figura 4). La figura 5 lo hace por lustro. La tabla 1 ilustra las superficies afectadas por incendios mayores de 30 ha en el periodo 1975-98, en función del nivel de recurrencia. El tamaño medio de fuego es de 621.75 ha, el valor estadístico de la mediana se sitúa entorno a las 123 ha, y el valor más frecuente o modal alrededor de las 54 ha (n=445).

Nivel de recurrencia	Superficie quemada (ha) y %	% de la superficie quemada 1 vez	% del área de estudio	% de la superficie forestal
Una vez	204178 (87.18%)		12.20	10.47
Dos veces	27121 (11.58%)	13.28	1.62	1.39
Tres veces	2378 (1.01%)	1.16	0.14	0.12
Cuatro veces	316 (0.13%)	0.15	0.02	0.02
Cinco veces	160 (0.06%)	0.08	0.01	<0.01
Seis veces	43 (0.01%)	0.02	<0.01	<0.01
Total	234195 (100%)	14.70	13.996	12.008

Tabla 1: Superficies totales afectadas por nivel de recurrencia de incendio en Cataluña y porcentaje con respecto al área forestal, al área total quemada 1 vez y al área de estudio considerada (tamaño de incendio \geq 30 ha, período 1975-98).

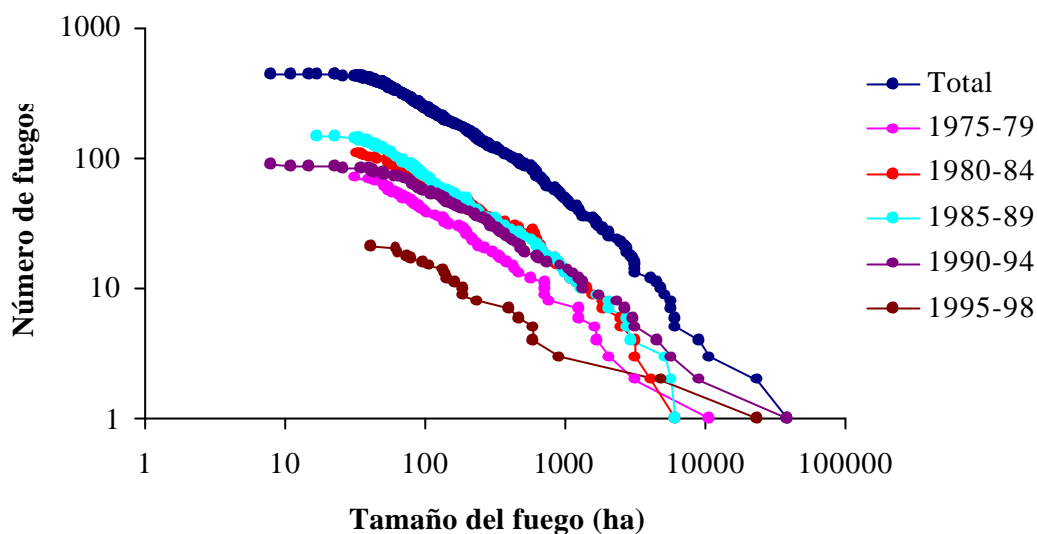


Figura 3: Distribución del número de fuegos mayor o igual a un determinado tamaño de incendio.

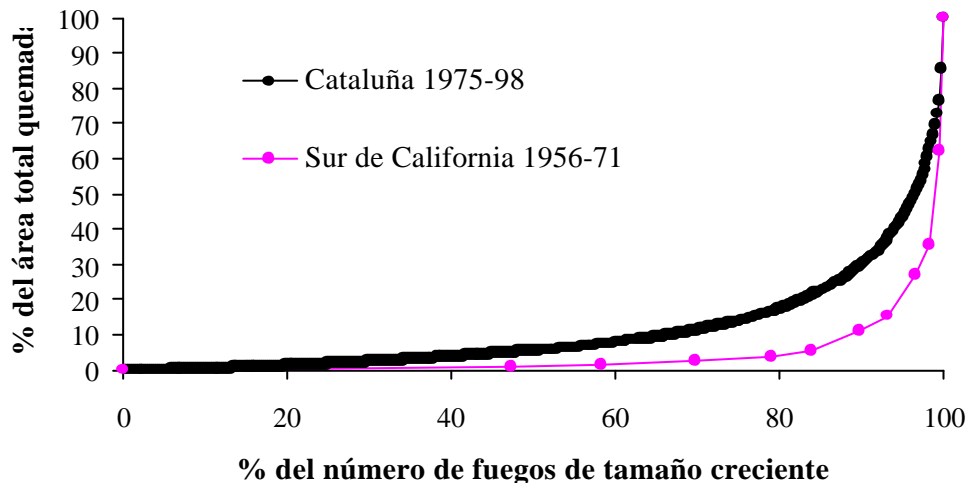


Figura 4: Comparación de las curvas de Lorenz del tamaño de incendio de Cataluña, (periodo 1975-98) y el Sur de California (periodo 1956-71; extraído de Minnich y Chou, 1997).

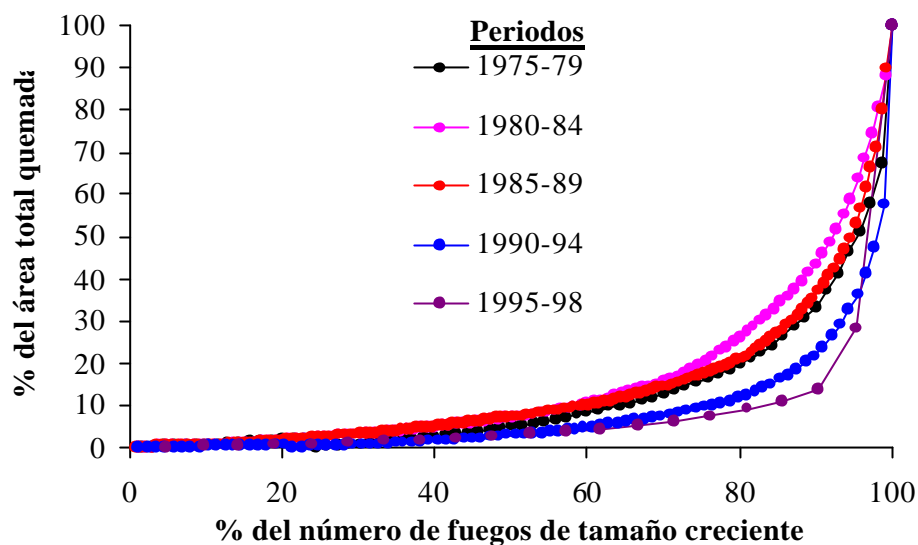


Figura 5: Curvas de Lorenz del tamaño de incendio por lustros en Cataluña.

De modo análogo, la figura 6 representa los tamaños de fuegos frente al porcentaje que representa cada uno respecto al incendio más grande para Cataluña y el sur de California. En este caso, el 100% del eje de abscisas representa el mayor fuego ocurrido en 1994, con una superficie afectada entorno a las 40000 ha. Puede apreciarse que casi el 70% del área quemada total es debida a incendios menores de 8000 ha (20%) y que el 50% a tamaños por debajo de 4000 ha (10%).

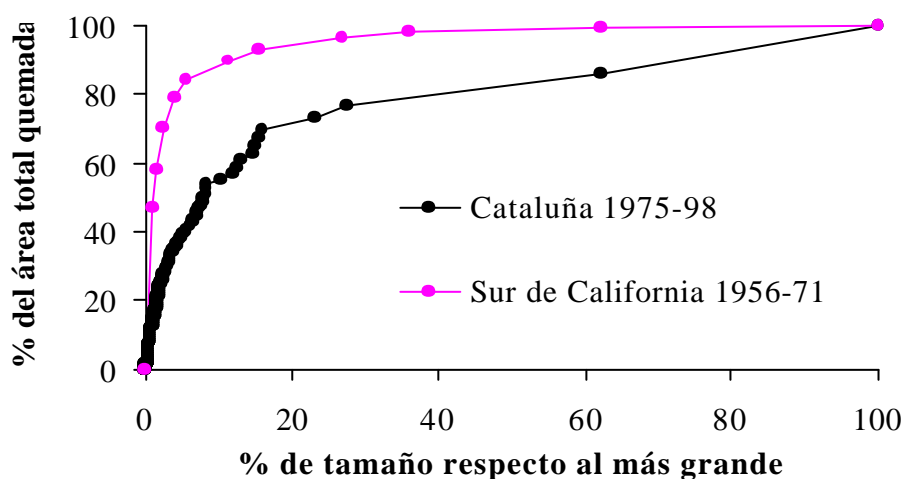


Figura 6: Distribución de tamaños de incendio con respecto al mayor fuego.

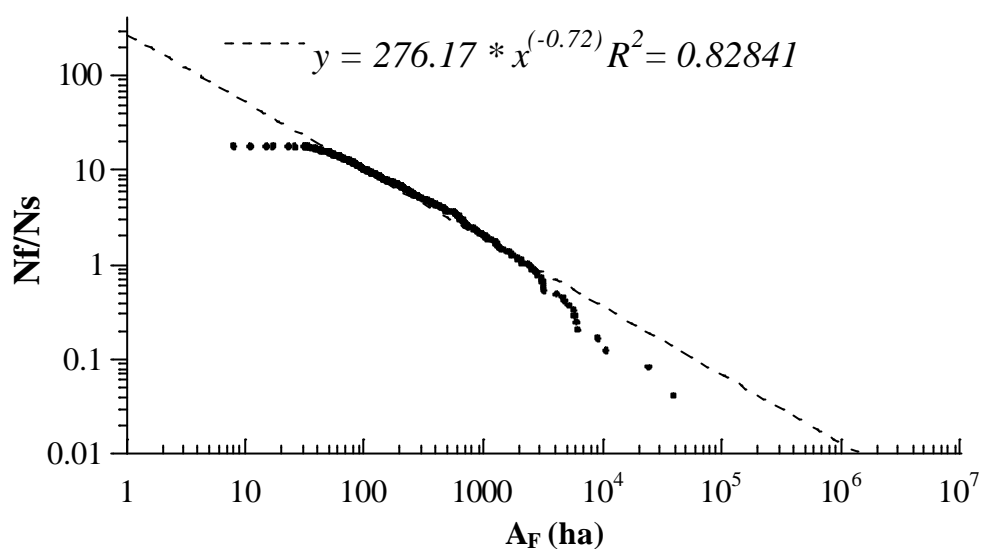


Figura 7: Distribución de tamaños de incendio con respecto al número de fuegos en el periodo de estudio y modelo ajustado total.

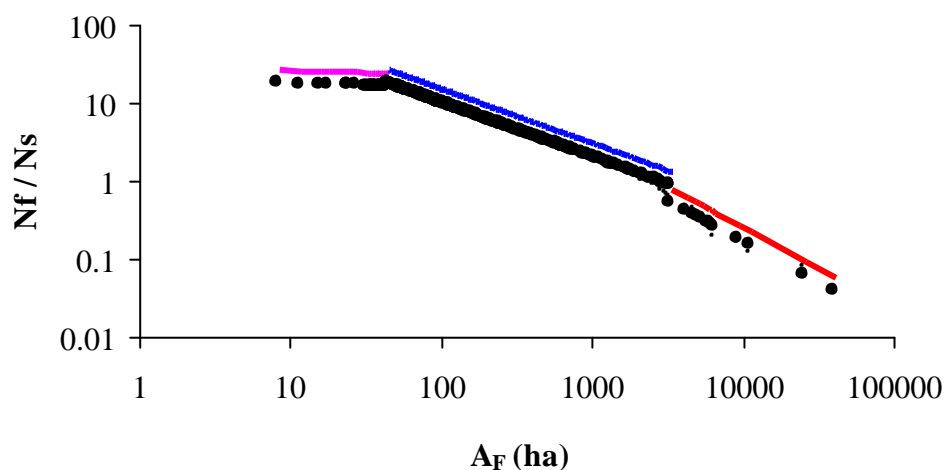


Figura 8: Distribución de tamaños de incendio con respecto a la frecuencia de incendio y modelos ajustados por órdenes de magnitud.

La comparación con la distribución de tamaños de fuegos ocurridos en el sur de California indica la existencia de incendios aún de mayor tamaño. El coeficiente Gini estimado para ambos casos es de 0.91 para la serie del sur de California, y 0.77 para la serie de Cataluña. Resulta interesante apreciar el desplazamiento de la distribución de tamaños mediante las curvas de Lorenz establecidas por lustros. En ellas se aprecia el aumento de la desigualdad en los tamaños (incremento del número de fuegos de gran tamaño) notablemente

en los periodos 1990-94 y 1995-98. Estos periodos han incorporado a la historia reciente de fuegos, incendios de gran magnitud. La tabla 2 muestra los coeficientes Gini para cada una de las series de cinco años.

Lustro	Coefficiente GINI
1975-79	0.76
1980-84	0.69
1985-89	0.72
1990-94	0.84
1995-98	0.85

Tabla 2: Valores de los coeficientes de Gini calculados para cada uno de los lustros del periodo estudiado.

La representación del tamaño de incendios en función del número de fuegos a lo largo del periodo estudiado (N_f/N_s) permite identificar el comportamiento autorganizado del parámetro tamaño de incendio con respecto a la frecuencia de ocurrencia (esta última condicionada por el número de fuegos igual o por debajo de cada tamaño). Sin embargo, a pesar de poder ajustar un modelo lineal a la representación logarítmica ($r^2 = 0.82$, $p < 0.001$, $n = 445$), el modelo no parece poder predecir el comportamiento de los extremos (pequeños y grandes tamaños). Así pueden observarse los denominados *cut-offs* (Ricotta *et al.*, 1999) que rompen la pendiente, la cual determina la distribución de tamaños y la frecuencia de incendios (en este caso $\alpha = 0.72$). La figura 8 muestra los ajustes efectuados para los tres órdenes de magnitud en los que el coeficiente de correlación se maximiza. Los valores predichos de corte con el eje x para el modelo total, es decir, el tamaño de fuego máximo esperado en un intervalo de unos 365 años se corresponden aproximadamente con un valor de 10^6 ha (figura 7), siempre que se mantenga la frecuencia de incendios del último cuarto de siglo.

4.3.2.- Cubiertas y usos del suelo afectados

Los resultados obtenidos a partir de las combinaciones con el MCA y con el mapa forestal por especie, cubierta, y uso principal pueden apreciarse en la figura 1 del anexo 8. Sin

embargo, la interpretación más sencilla la ofrecen los valores de superficie quemada total por año de las cubiertas y usos agrupados en cinco categorías: frondosas, coníferas, matorral (cubierta arbustiva), pastizal y cultivos (figura 9).

A primera vista, llama la atención el hecho de que los cultivos constituyan un porcentaje importante del total quemado (casi un 12%) y lo hagan de forma continua cada año. Incluso las frondosas, los pastos, y el matorral, dejan de hacerlo algún año de la serie considerada, lo que les otorga cierta relevancia en la superficie total quemada, además de otras implicaciones.

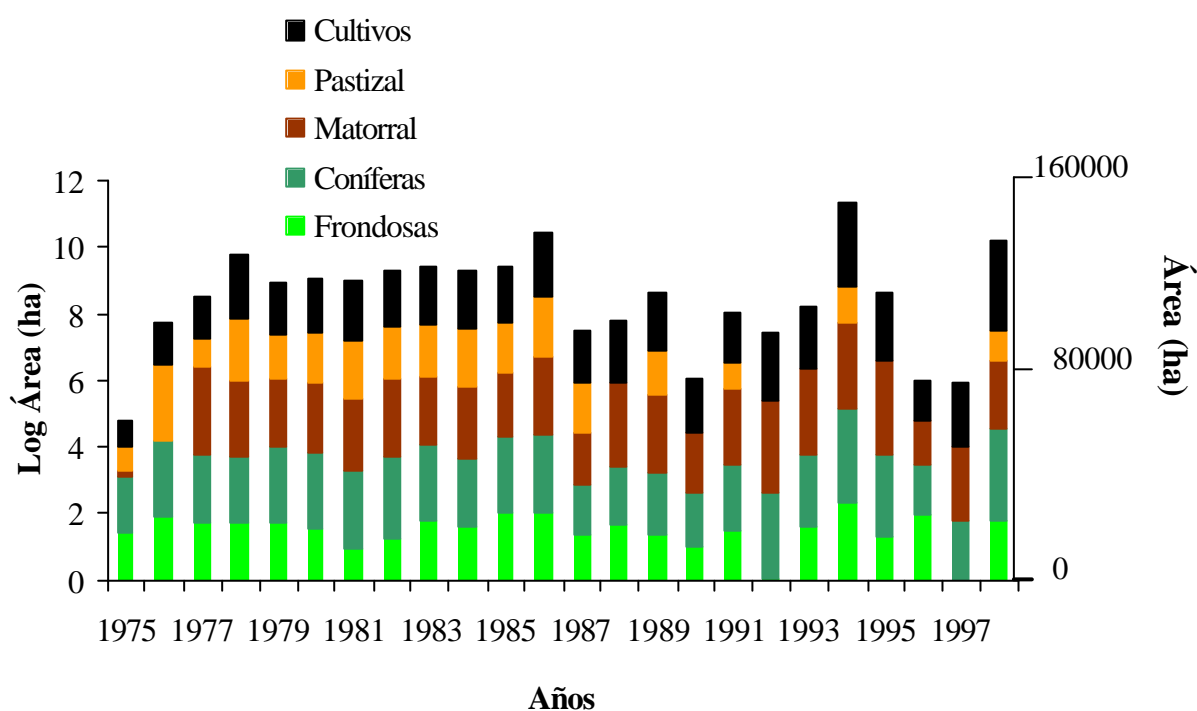


Figura 9: Superficie anual quemada por cubiertas dominantes a lo largo del periodo 1975-98.

En porcentaje relativo al total quemado, son las cubiertas dominadas por coníferas (Pináceas, Taxáceas y Cupresáceas) las más afectadas a lo largo del periodo estudiado (43%). En concreto, los pinares dominados por *P. halepensis* con un porcentaje del 25%, los dominados por *P. nigra* con un 14% y los dominados por *P. sylvestris* con casi un 2%, todos sobre el total quemado, representan las coníferas más afectadas por el paso del fuego (su aportación al total quemado de coníferas asciende al 95%). Le siguen de mayor a menor

porcentaje relativo: las cubiertas arbustivas o de matorral (31%); los cultivos ya mencionados; las frondosas (que recogen especies silvestres pertenecientes a las familias: Fagáceas, Salicáceas, Mirtáceas -*Eucalyptus* sp.-, Aceráceas, Betuláceas y Oleáceas -*Fraxinus* sp.-) con un 7% (de los que *Quercus suber* con casi un 4% y *Q. ilex* con casi un 2%, ambos sobre el total quemado, representan el 80% del total de frondosas quemado; y los pastizales (tanto de alta montaña como de diente) con un 3%. En total representan un 96% de la superficie quemada total. El 4% restante se reparte entre la superficie catalogada en el MCA como "terreno improductivo" (1%), la suma de las categorías "desconocido" y "otros cultivos y aprovechamientos no representados" (2%) y un 1% en zonas periurbanas.

Los valores de porcentaje relativo de cada tipo de cubierta o uso con respecto a la superficie total previa al periodo de estudio figuran en la tabla 3 para las especies extraídas del primer inventario forestal nacional (IFN; MAPA, 1979; MAPA, 1980b) y también para las cubiertas y usos extraídos del MCA. Este mapa constituye el más antiguo y permite reconocer el tipo de cubierta previa al incendio. Para ello, se llevó a cabo la suma de las cubiertas y usos procedentes de las 81 hojas 1:50000 editadas para Cataluña del MCA.

	Total	% relativo MCA	% relativo IFN
<i>Frondosas</i>	19142.78	5.05	8.2
<i>Coníferas</i>	115443.61	13.41	21.3
<i>Matorral</i>	83257.38	22.93	-
<i>Pastizal</i>	8587.74	3.04	-
<i>Cultivos</i>	31949.07	3.17	-

Tabla 3: Superficie total quemada en el periodo 1975-98 por cubiertas dominantes y porcentajes relativos al total del MCA y al ofrecido por el primer inventario forestal nacional.

Los datos ofrecidos por el primer inventario forestal nacional para las coníferas y las frondosas (MAPA, 1979; MAPA, 1980b) representan un 37% y 38% menos del ofrecido por el MCA respectivamente. Por esta razón los porcentajes relativos quemados son mayores cuando se consideran los datos del primer IFN.

En definitiva, las coníferas son por tanto, la cubierta forestal más afectada a lo largo del periodo de estudio. La aportación al total quemado por cada categoría se muestra en la figura 10.

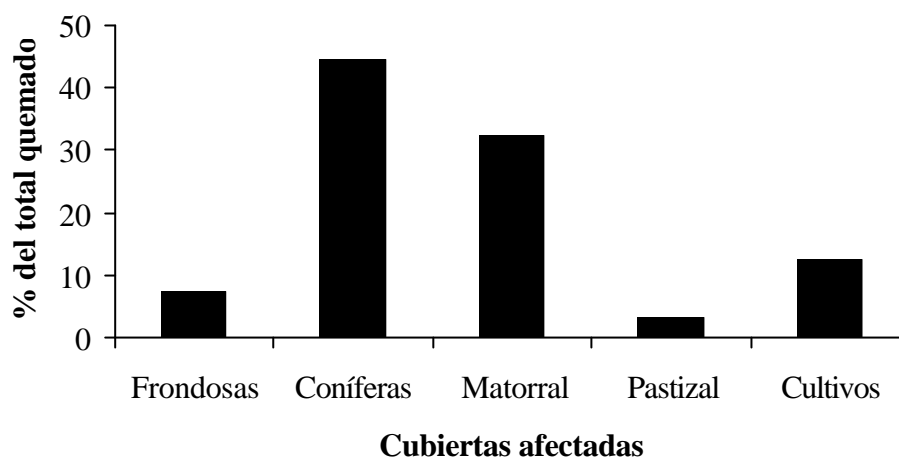


Figura 10: Porcentaje de la superficie total quemada de cada una de las cubiertas dominantes.

4.3.3.- Ocurrencia de fuegos y variables topoclimáticas

En este apartado se analizan los resultados procedentes del resto de cruzamientos efectuados con las capas de información topográfica y climática. La interpretación de los resultados se efectúa a través de gráficos en los que aparecen los porcentajes relativos respecto al total existente de cada categoría o rango de valores en todo el territorio catalán. El motivo de ello subraya la necesidad de considerar la abundancia de cada clase dadas las grandes diferencias entre ellas con respecto a la superficie total ocupada por cada una.

4.3.3.1.- Altitud, pendientes, y radiación solar anual real

Un total de 10 rangos de altitud se han visto afectados por los incendios registrados en la cartografía de fuegos. Estos rangos comprenden altitudes desde el nivel del mar hasta los 2500 m. Sin embargo, no todos estos rangos se han visto afectados en la misma medida, pues el rango 0-1000 m constituye casi la totalidad de la superficie afectada (figura 11a). Además,

en este rango se distribuye también el 98% de la superficie urbanizada (ver figura 2 del anexo 8). El valor relativo de superficie quemada en este rango alcanza el 35% del total.

Por otro lado, los rangos de pendientes más afectados son aquéllos que comprenden las pendientes entre el 10 y el 60%. Un pico de ocurrencia tiene lugar entre el 20 y el 40% (23% relativo del total, figura 11b), rangos que a pesar de resultar menos abundantes que las pendientes más suaves (un 25% del total frente al 52% entre los rangos 0-20% de pendiente), parecen mostrar una reincidencia especial en la ocurrencia y recurrencia de fuegos (40% del total quemado).

Por último, el análisis cruzado con el modelo espacial de radiación solar real ofrece una relación lineal incremental con la ocurrencia de fuegos (figura 12). Es decir, a medida que aumentan los valores de radiación solar media anual, aumenta la superficie quemada tanto una como varias veces. Curiosamente, el máximo de radiación situado entre los 17.000 y 18.000 $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ acapara un porcentaje relativo quemado respecto a la superficie total de su categoría del 14% cuando representa menos del 1% de la superficie total. En él no sólo tiene lugar una ocurrencia considerable de incendios, sino también se da una importante recurrencia de fuegos (de hasta 3 veces quemado). Los valores más abundantes en el territorio catalán, entre 13.000 y 16.000 $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$, suponen un 80% en porcentaje relativo a la superficie ocupada por estas categorías, un 84% de la superficie total quemada, y un 7% quemado relativo a la superficie que ocupan.

4.3.3.2.- Clima

Las variables consideradas en la combinación analítica de capas fueron la precipitación, la temperatura, la evapotranspiración y la amplitud térmica; todos los valores correspondientes a los promedios anuales.

En primer lugar, las áreas más afectadas por la ocurrencia de fuegos se sitúan entre los rangos de precipitación 550-700 mm, que es precisamente el intervalo de precipitación más abundante en superficie. En este caso la distribución de la superficie quemada parece guardar

una relación estrecha con la propia de la precipitación en toda la superficie analizada (figura 13a).

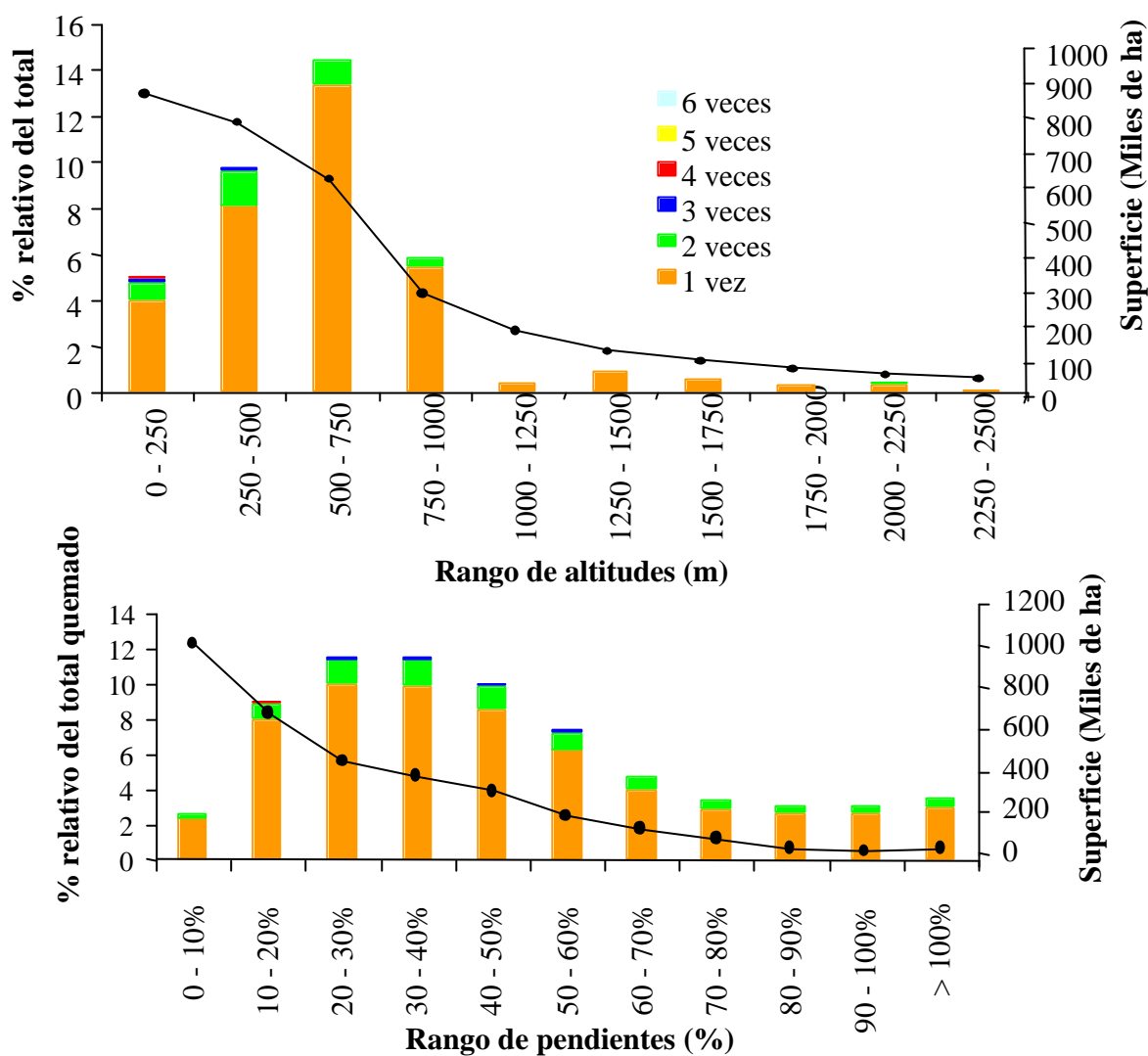


Figura 11: Distribución del porcentaje relativo de superficie quemada por nivel de recurrencia con respecto a cada rango de a) altitud y b) pendientes. Las líneas continuas muestran la abundancia de cada variable en todo el territorio catalán.

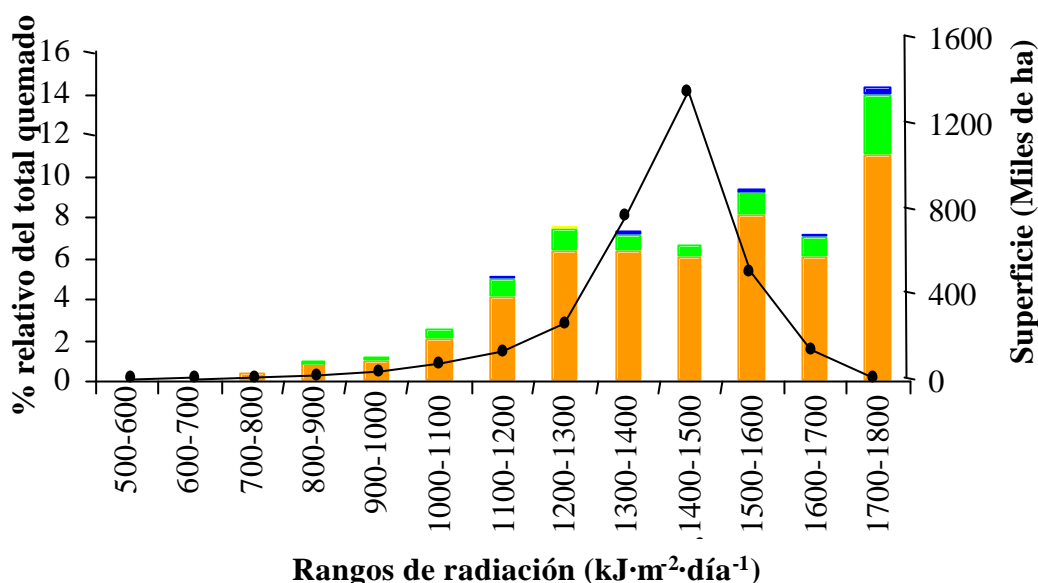


Figura 12: Distribución del porcentaje relativo de superficie quemada por nivel de recurrencia con respecto a cada rango de radiación solar real. Las líneas continuas muestran la abundancia de la insolación en todo el territorio catalán.

Las superficies que ostentan rangos de temperatura más quemados se sitúan mayoritariamente entre los 11 y los 15°C (figura 13b). No obstante, a pesar de representar gran parte de la superficie total, entre 11 y 12°C puede observarse un pico de superficie quemada en porcentaje relativo del total (ambos alcanzan el 22% relativo y el 41% absoluto).

La evapotranspiración concentra la superficie quemada en torno a los rangos más abundantes, entre 572 y 855 mm (el 53% del territorio), ya que las categorías establecidas son tan sólo 4. El rango 712-855 representa el 75% de la superficie quemada total (figura 13c).

Por último, la amplitud térmica que considera la media de la variación máxima anual de las temperaturas, muestra precisamente una especial incidencia de fuegos (26%) entre sus rangos más extremos (18-19°C) con respecto a la superficie en la que se dan tales amplitudes (figura 8c). En cuanto al valor absoluto tan solo representan el 35%.

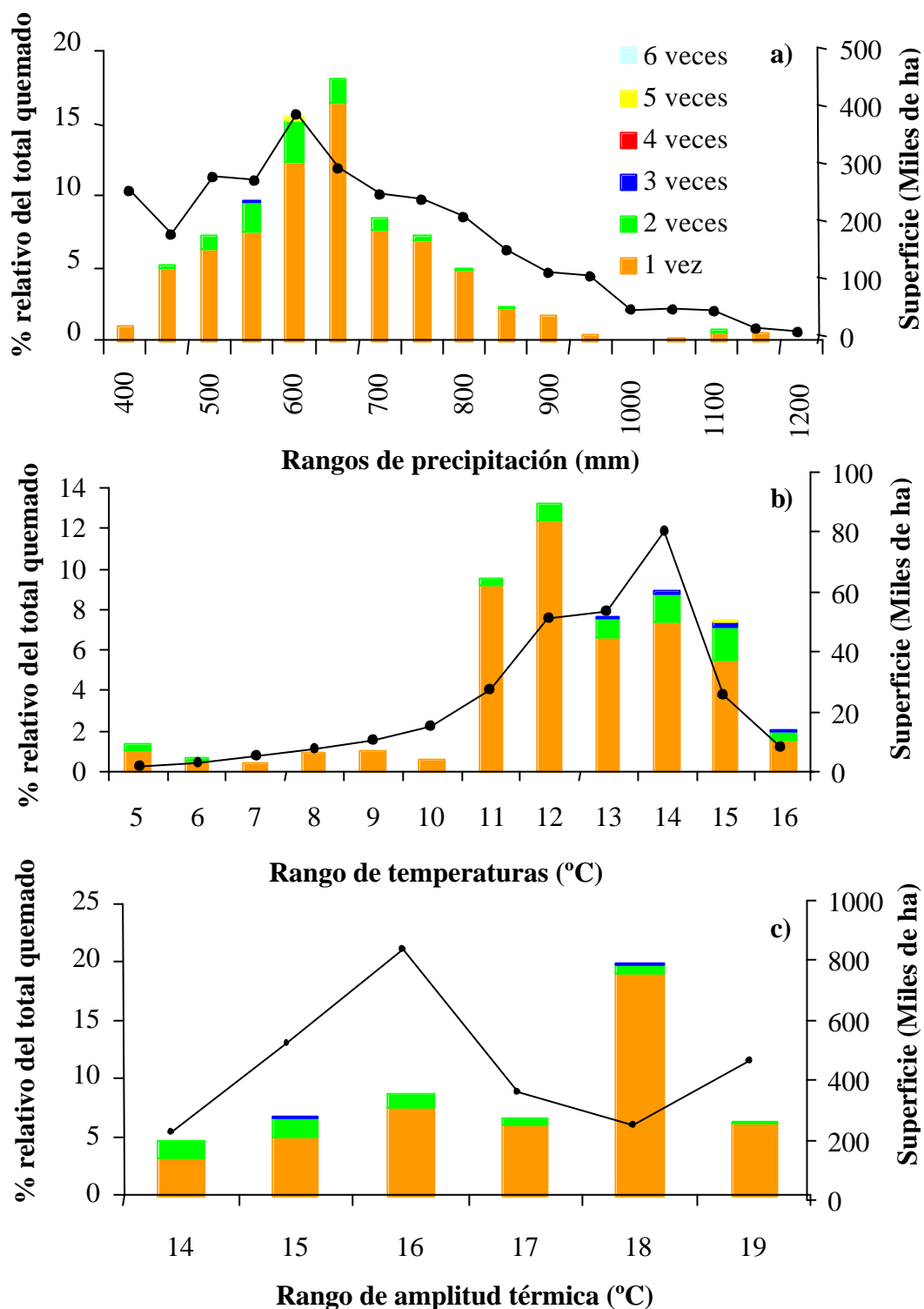


Figura 13: Distribución del porcentaje relativo de superficie quemada por nivel de recurrencia con respecto a cada rango de a) precipitación media, b) temperatura media y c) amplitud térmica media. Las líneas continuas muestran la abundancia de cada variable en todo el territorio catalán.

4.3.3.3.- Litología

A la hora de analizar los substratos litológicos afectados por el paso del fuego, se aprecia una mayor incidencia sobre las rocas calizas y las dolomías cuya superficie absoluta quemada alcanza el 21% (el 12% del total existente en superficie).

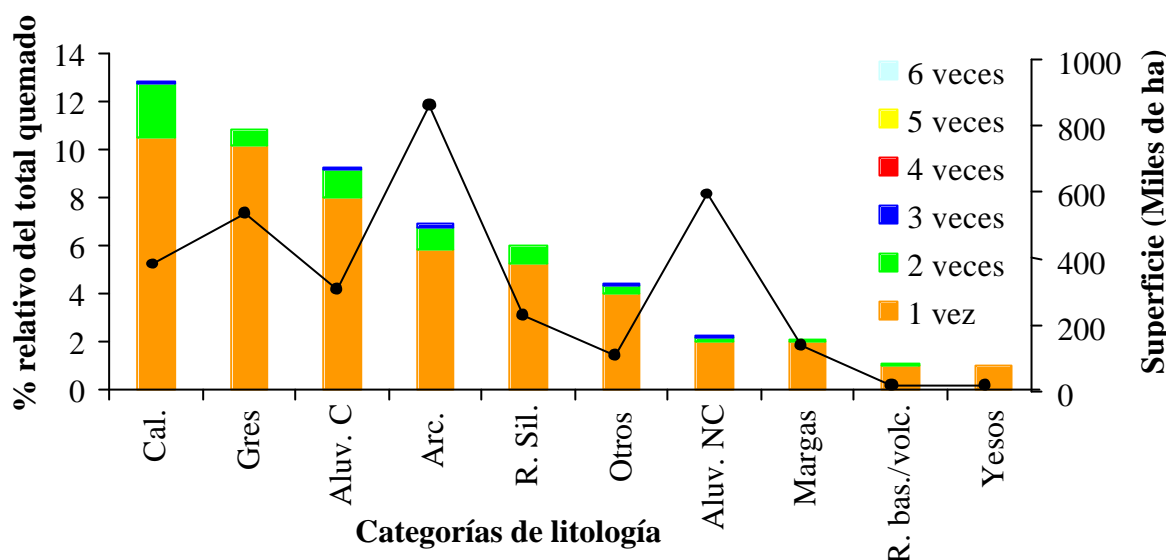


Figura 14: Distribución del porcentaje relativo de superficie quemada por nivel de recurrencia con respecto a cada clase de litología. Las líneas continuas muestran la abundancia de los substratos litológicos en todo el territorio catalán. Cal: Calizas, Aluv. C: aluviales consolidados, R. Sil: rocas silíceas, Aluv. NC, aluviales no consolidados, R. bas/volc.: rocas basálticas y volcánicas.

Los substratos con mayor abundancia en todo el territorio corresponden a las arcillas, lutitas, pelitas y limos (figura 14), de granulometría fina, que no se han visto afectados más que en un 7% del total existente, si bien representan un 26% del total quemado.

4.3.3.4.- Estado legal, protección y superficie urbanizada

Si se tiene en consideración el estado legal del territorio, es decir, su condición de propiedad, se aprecia que a pesar del hecho de que el territorio catalán es en su mayoría de propiedad privada (87%) y que, en términos relativos, se quema más el monte público (el 8% por un 3% de los terrenos privados). Además, la distribución geográfica de estos terrenos,

situados la gran mayoría en el cuadrante noroccidental del principado y el tipo de bosques que contienen (pinos montanos), podría limitar la ocurrencia de incendios, si bien, este hecho no se refleja en los resultados obtenidos.

En cuanto al territorio protegido, por supuesto no se ha visto exento de las llamas, a lo largo del periodo de estudio, precisamente un periodo en el que se han declarado la gran mayoría de figuras de protección existentes en Cataluña. El total de espacios protegidos es de 144, con una superficie total preservada de 639957 ha (el 20% del territorio). Así, el área protegida afectada por los fuegos representa un 24% del total quemado, si bien, en términos relativos alcanza el 10% de la superficie total. Por el contrario, el resto de territorio no protegido representa el 76% de la superficie total quemada, pero tan solo el 3% en porcentaje relativo a la superficie total.

Para terminar, la capa de superficie urbanizada, que ofrece las cifras correspondientes al censo poblacional efectuado en 1991, se cruzó con la base geográfica de incendios. El interés de este análisis radica en la posibilidad de observar la relación entre la superficie quemada y la superficie ocupada por las 10 clases de población establecidas en base al tamaño poblacional.

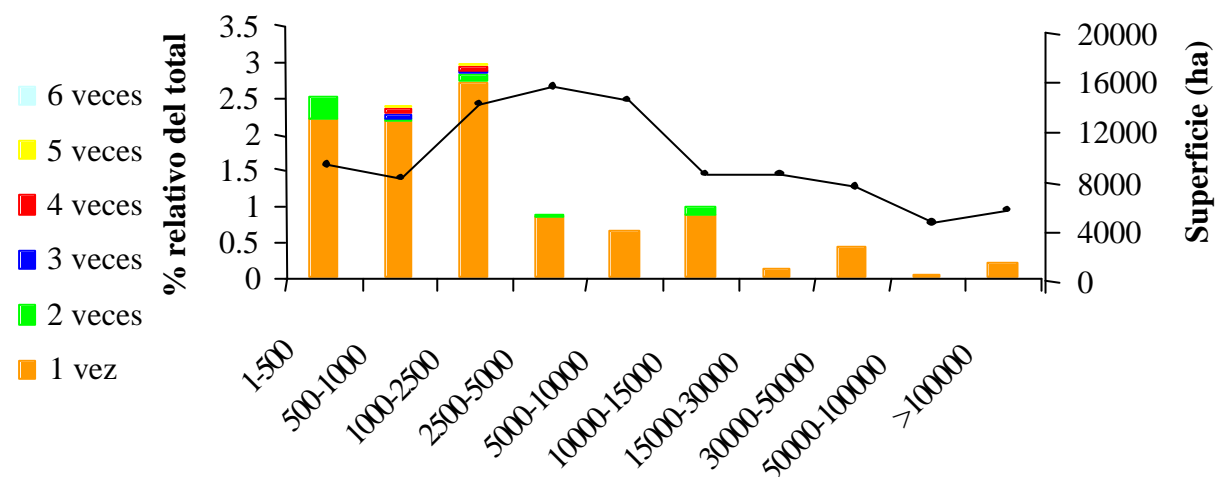


Figura 15: Distribución del porcentaje relativo de superficie quemada por nivel de recurrencia con respecto a cada tamaño poblacional considerado de la superficie urbanizada. Las líneas continuas muestran la abundancia de los tamaños de población en todo el territorio catalán.

Esta combinación indica tan solo el porcentaje relativo de superficie quemada ocupada por poblaciones de un determinado tamaño con respecto al total que ocupan en el territorio (figura 15). Los pueblos, aldeas, villas, etc., que representan las poblaciones más pequeñas (hasta 2500 habitantes) muestran el porcentaje relativo de superficie quemada más alto (el 8%) y también del valor absoluto (69%). Sin duda, el hecho generalizado de disponer de menos medios (tanto humanos como técnicos), así como encontrarse ubicados en una matriz más forestal, implica necesariamente una mayor ocurrencia de fuegos o bien una menor efectividad en las tareas de extinción.

4.3.4. - Focos secundarios e islas de vegetación

A primera vista, en la figura 16, puede observarse una estrecha relación entre el tamaño del fuego y el número de focos secundarios generados por éste, y a su vez con los valores de máximas distancias alcanzadas por los focos secundarios desde el perímetro principal del fuego.

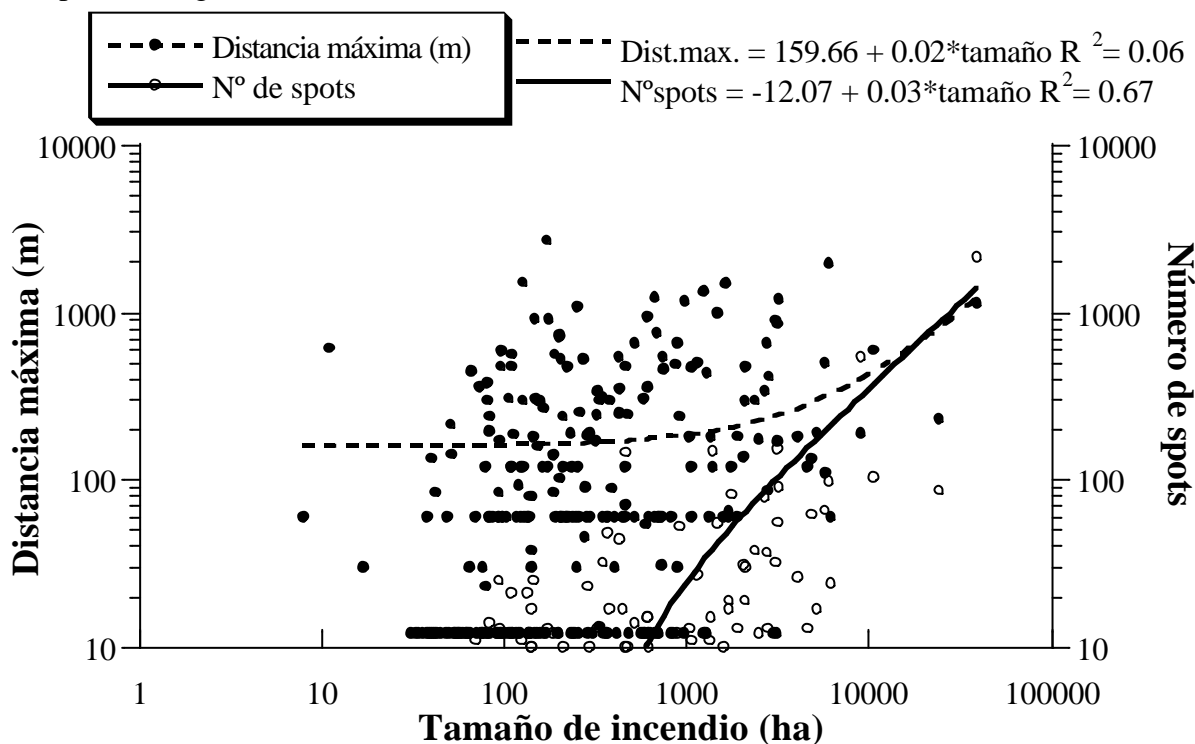


Figura 16: Número de focos secundarios y distancias máximas alcanzadas con respecto al tamaño de los incendios ocurridos entre 1975 y 1998. Los ejes se encuentran en escala logarítmica.

Existe una correlación significativa entre el tamaño de incendio y el número de focos secundarios ($r^2 = 0.68$, $p < 0.0001$, $n = 304$), así como con las distancias máximas alcanzadas por sus *spots* ($r^2 = 0.06$, $p < 0.0001$, $n = 304$), si bien ésta es muy débil. El número de fuegos que no presentan focos secundarios es de 141 (31% del total), repartidos la mayoría en la clase de tamaños 35-500ha (el 91%), lo que corrobora que es una variable definitivamente ligada a la superficie total del incendio (figura 16). Así, por término medio, un 18% de la superficie total quemada por cada fuego se debe al área quemada por los focos secundarios. Este porcentaje relativo aumenta como es de prever con el tamaño del fuego (del 18.5%, incendios entre 35-200ha, al 27.1%, fuegos entre 5.000 y 40.000 ha).

Con respecto a las islas de vegetación residuales, existe igualmente una correlación altamente significativa entre la superficie total quemada y el número de islas ($r^2 = 0.80$, $p < 0.0001$, $n = 244$) y con la superficie total de éstas ($r^2 = 0.90$, $p < 0.0001$, $n = 244$). La figura 17 muestra esta relación entre el tamaño de incendio y el número de islas y la superficie ocupada total por éstas, de forma aún más patente.

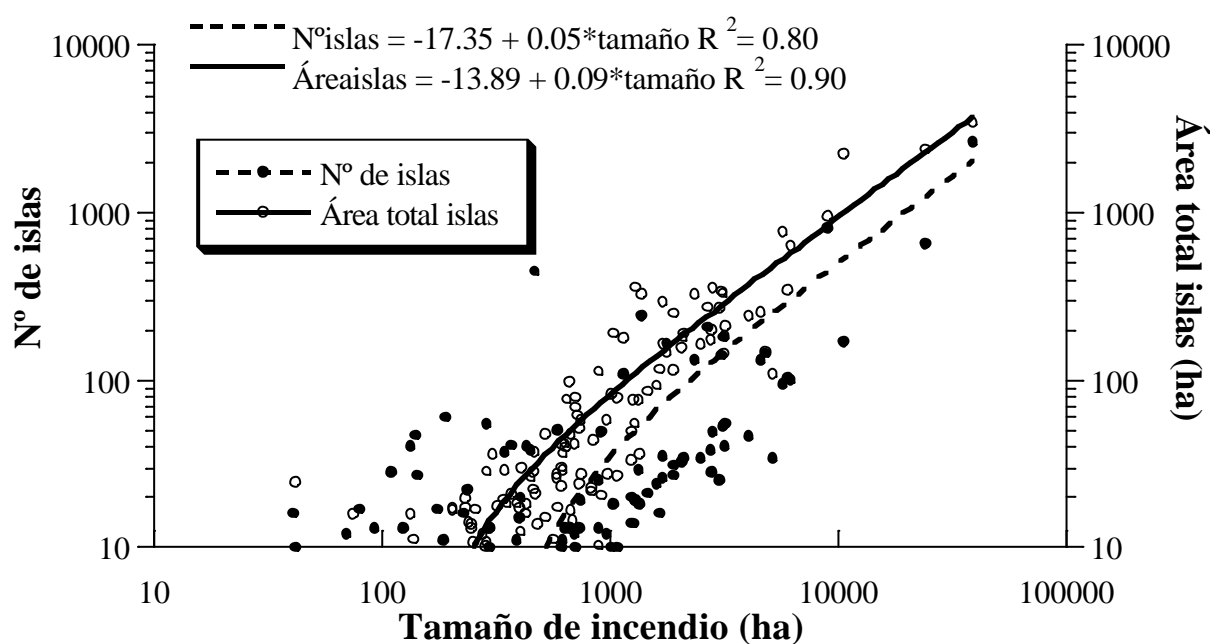


Figura 17: Número y superficie total ocupada por las islas de vegetación residual en función del tamaño de incendio ocurridos entre 1975 y 1998. Los ejes se encuentran en escala logarítmica.

Un 45% de los fuegos no presentan islas de vegetación. Sin embargo, el 95% de ellos se encuentran en la categoría de tamaños de incendio más pequeña (35-200 ha).

4.3.5. - Dimensión fractal

Una vez obtenidos todos los perímetros y superficies de cada polígono correspondiente por un lado a las zonas quemadas, y por otro a las cubiertas forestales con recubrimiento arbóreo mayores del 20%, se estimó D como la pendiente del ajuste de regresión lineal entre dichos parámetros espaciales. La figura 18 muestra la variación de D , calculada considerando en primer lugar todos los tamaños, y posteriormente el tamaño inmediatamente superior hasta el máximo, descartando en cada paso los valores por debajo del tamaño considerado.

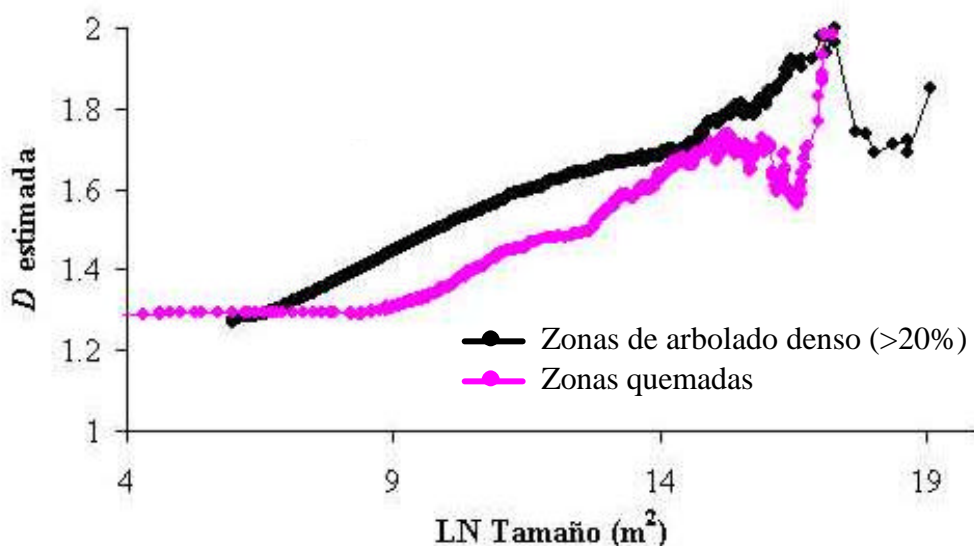


Figura 18: Gráfico de la variación de la dimensión fractal con respecto al tamaño de incendio considerado.

Como es de esperar, los valores de D aumentan conforme se consideran tamaños de fuegos o de cubiertas más grandes. Las formas son mucho más irregulares, suponiendo un incremento mayor en la superficie que en el perímetro. Sin embargo, mientras que para las cubiertas el incremento es continuo y progresivo, en el caso de las zonas quemadas se producen cambios bruscos. Estos puntos en los que la pendiente cambia de forma importante se dan en los tamaños entorno a 1 ha, 30 ha y a las 2000 ha. Los valores altos de D para

grandes tamaños, tanto de cubiertas como de zonas quemadas, no son significativos pues los ajustes de regresión efectuados ofrecen coeficientes de correlación demasiado bajos. El valor total de D para los fuegos es de 1.49, y para las cubiertas forestales con recubrimiento arbóreo mayor del 20%, de 1.26.

4.4.- DISCUSIÓN

Según el patrón espacial observado de la distribución de tamaños de fuego, es interesante resaltar la importancia de los grandes incendios sobre la superficie quemada total en Cataluña, pese a su reducido número. Así, el 6% de los incendios mayores de 30 ha que ocurrieron entre 1975 y 1998, fueron grandes incendios (tamaño superior a 2000 ha), los cuales constituyen prácticamente el 61% de la superficie total quemada en el período estudiado. No obstante, si lo comparamos con la distribución de fuegos de otra región del mundo de clima mediterráneo como es el sur de California (figuras 4 y 6), no parece ser tan relevante la importancia de los grandes incendios, ya que, sin duda, factores como la fragmentación de las cubiertas susceptibles de arder, y el nivel de accesibilidad al territorio para las labores de extinción juegan un papel decisivo en la ocurrencia de estos incendios de gran tamaño (Leach y Givnish, 1996; Hill y Read, 1984). El periodo de cinco años en el que hubo un mayor número de fuegos (de tamaño superior a 30 ha) fue el de 1985-89 (figura 5), época en la que se implementó el plan *FocVerd* I, y en la que precisamente tan solo un 5% de los fuegos fueron grandes incendios, pero arrasando el 50% de la superficie quemada. El número de fuegos se ha visto desde entonces reducido progresivamente, (periodo 1995-98, 21 incendios), pero los porcentajes relativos aumentan: el 10% de los fuegos fueron de gran tamaño, y la superficie que quemaron constituyó el 86% del total. Además, a pesar de ser el único periodo de 4 años, es el que muestra un valor del coeficiente Gini más cercano a 1 (tabla 2), es decir, con mayor desigualdad en la distribución de los tamaños de fuego. Sin duda, el hecho de considerar la proporción de área quemada atribuida a las diferentes clases de tamaños de incendios puede ser de ayuda a la hora de asignar recursos a la prevención y supresión de acuerdo con la variabilidad regional observada en la distribución espacial de tamaños (Strauss *et al.*, 1989).

El valor de la pendiente del ajuste potencial sobre la distribución total de frecuencias-tamaños ($\alpha = 0.72$), indica, al ser menor que la unidad, la importancia de los fuegos de gran magnitud en la superficie total quemada, confirmando los resultados previos. No obstante, estos análisis pueden resultar algo sesgados por el hecho de considerar sólo incendios mayores de 30 ha. Ahora bien, la pendiente obtenida para un intervalo de 14 años (1983-97) con datos del DARP en los que figuran conatos (incendios menores de 1 ha), es incluso menor: 0.36. El incendio más grande esperado para un periodo de 206 años es de 10^{11} ha, algo aún más inverosímil. En cualquier caso, es necesario destacar que estos modelos totales, no se ajustan a los diferentes órdenes de magnitud sobre los que se trabaja. Ante esta problemática, se ha argumentado que otro tipo de factores, de carácter exógeno, pueden estar condicionando los valores observados, tales como, la eficacia de extinción sobre los incendios pequeños lo que reduciría su número o bien la disponibilidad y fragmentación del combustible para los grandes incendios (Ricotta *et al.*, 1999).

Es precisamente, el amplio reparto de superficie quemada entre las cubiertas dominantes más afectadas (figura 9), un resultado más de la importancia de los grandes incendios. A pesar de las diferencias máximas de dos órdenes de magnitud en la superficie quemada anual (entre 1975 y 1994), cada una de las cubiertas principales se ha visto afectada por los fuegos. En concreto, los cultivos parecen tener un papel importante en la superficie total quemada. Un excelente ejemplo de ello lo constituye el reciente incendio del Solsonès-Cardona, que afectó a 6 municipios en agosto de 1998, con un total de 24214 ha quemadas. En él, un 58% de la superficie quemada correspondió a cubierta forestal con más del 20% de recubrimiento arbóreo y los cultivos quemados alcanzaron el 33% del total (calculado a partir del *Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya*, 1:25000, DARP, 1998).

También llama la atención el porcentaje relativo de cubiertas arbustivas y matorrales quemado (23%, tabla 3). Ésta constituye la cubierta más afectada por el paso del fuego. Un hecho éste, que determina la relevancia de los matorrales en la ocurrencia de incendios. Al representar las primeras etapas de recuperación de la cubierta vegetal, la gran superficie de esta cubierta afectada por el fuego, implica un rápido retorno a las condiciones post-incendio

y podría contribuir al establecimiento y mantenimiento de especies ligadas al fuego de forma similar al proceso de autosucesión propuesto por Hanes (1971) para el chaparral californiano.

Los factores extrínsecos que tienen, con certeza, incidencia sobre la ocurrencia y recurrencia de fuegos, tales como las condiciones topoclimáticas muestran relaciones interesantes con la superficie quemada a lo largo del periodo estudiado. Así por ejemplo, un escenario factible para el desarrollo de un incendio en Cataluña, al margen de las características del combustible, se encontraría entre los 250 y 750 m de altitud, tendría substratos calizos o dolomíticos con pendientes medias (10-60%), preferentemente solanas bien soleadas ($15000-18000 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ de promedio anual) con una temperatura media anual alrededor de 11-12°C, pero en los cuales puede haber heladas (18°C de amplitud térmica) y precipitaciones medias anuales entre 550 y 750 mm. La posibilidad de poseer un régimen de propiedad público y encontrarse protegido bajo una figura de protección medioambiental le conferirían cierta probabilidad de ocurrencia. Si la ignición tiene lugar finalmente, en un entorno poco poblado, en el que las superficies urbanizadas no sobrepasen los 2500 habitantes, entonces la superficie quemada será mayor. El escenario así establecido en base a condiciones puramente físicas (topografía y clima) puede fácilmente ser delimitado. El presente ejemplo ofrece varias zonas a lo largo del área de estudio (2135 ha) que cumplen los requisitos mencionados.

No resulta excesivamente difícil tener una idea de dónde concurren los fuegos en el área de estudio. Pero los patrones espaciales analizados contribuyen a determinar qué cantidad de superficie se ha quemado y cuánta podría quemarse en breve bajo esas mismas condiciones. Es decir, permite establecer el riesgo de ocurrencia de fuegos en función de los patrones espaciales observados. Pero no son los únicos factores que intervienen. El modelo requiere otros datos de entrada tan importantes como los patrones temporales (ver capítulo 5) de ocurrencia de incendios recogidos a medio y largo plazo, además de los índices de riesgo basados en las condiciones meteorológicas (Piñol *et al.*, 1998) y el peso de los incendios de origen antrópico, quizás los más difíciles de predecir.

Por otra parte, existe una estrecha correlación entre el tamaño de incendio y el número de focos secundarios junto con la máxima distancia alcanzada por estos. Estos resultados permiten corroborar la relación existente entre tamaño e intensidad del incendio, ya que a mayor energía emitida por un frente de fuego, mayores temperaturas alcanzadas y mayor la columna de convección capaz de transportar briznas y brasas (pedazos de corteza, escamas de piñas) incandescentes, y por lo tanto, mayor será la distancia que pueden alcanzar y seguidamente generar focos secundarios. De igual forma, el número de *spots* producidos como consecuencia de un fuego forestal intenso, de dichas características, aumentará. En la mayoría de los casos, los fuegos intensos se corresponden con incendios de copa y dirigidos por vientos fuertes. Parece pues, factible, utilizar esta información como accesoria para clasificar los tipos de fuego y la intensidad que tuvo lugar *a posteriori*.

La existencia de islas de vegetación no quemadas dentro de los incendios puede explicarse por varias razones entre las que destacan: los gradientes de humedad edáfica (Quirk y Sykes, 1971); las variaciones topográficas (Rowe y Scotter, 1973; Van Wagner, 1983); los cambios en la dirección y/o velocidad del viento; la ubicación de zonas húmedas, zonas denudadas, zonas rocosas y cuerpos de agua; así como cualquier entidad que actúe a modo de cortafuegos de la continuidad horizontal del combustible (Foster, 1983; Eberhart y Woodard, 1987). Conforme aumenta la superficie quemada aumenta también el número de islas y la superficie media que éstas ocupan en el interior del fuego. Los resultados obtenidos son similares a los que Eberhart y Woodard (1987) presentan. Las clases de tamaño más pequeñas presentan un menor número de islas y menor superficie no quemada, probablemente debido al tiempo de residencia del fuego, que en caso de ser largo, aumentaría la probabilidad de sufrir diferentes intensidades y direcciones de viento, los cuales parecen ser uno de los factores más importantes en la creación de islas de vegetación (Foster, 1983). También existe la posibilidad de que las islas se generen a consecuencia, no ya del proceso de avance del frente de fuego que bordea el área cortafuegos, sino también a consecuencia de los focos secundarios que comiencen a arder más allá de la futura isla de vegetación y acaben reuniéndose alrededor de ella.

El análisis a través de la dimensión fractal, de las cubiertas de arbolado denso y de los incendios, muestra el incremento progresivo de los valores de D con el tamaño de polígono considerado. Este incremento es más rápido en las cubiertas que en los perímetros de incendio. Sin embargo, a partir de tamaños entre 120 y 1500 ha, ambos valores convergen, lo que podría indicar cierto paralelismo en la regularidad de los contornos de ambos elementos (zonas quemadas y cubierta de arbolado denso). Es decir, la geometría de las cubiertas estaría determinando el perímetro final del incendio (fuegos conducidos por combustible). Aquéllos fuegos cuyos valores de D se encuentran por debajo de los obtenidos para las zonas de arbolado denso no llegarían nunca a quemar todo el combustible disponible (eficacia de extinción). Los valores de D superiores indicarían incendios cuya geometría sobrepasa la de las cubiertas de arbolado denso, probablemente debido a las condiciones meteorológicas (fuegos conducidos por vientos extremos). La tabla 4 ilustra la variabilidad encontrada en los tamaños de los dos elementos del paisaje analizados.

	Zonas quemadas	Zonas de arbolado denso
<i>Mediana</i>	0.270	0.495
<i>Moda</i>	0.090	0.100
<i>Media</i>	0.965	0.603
<i>Máximo</i>	38.438	111.132
<i>Mínimo</i>	0.005	0.039
<i>Número total</i>	2862	60255

Tabla 4: Parámetros descriptivos del tamaño de las cubiertas de arbolado denso y de las zonas quemadas en ha.

Los puntos en los que el valor de D se incrementa rápidamente (figura 18), pueden corresponder aproximadamente a los intervalos entre los cuales tendría lugar este paralelismo entre los valores de D de ambos elementos. En cualquier caso, se requiere profundizar en este tipo de aproximaciones para analizar las posibles relaciones comentadas.

Por último, debe hacerse especial énfasis en el hecho de considerar la recurrencia espacial en su correcta apreciación, es decir, repetición de incendios en la misma unidad espacial. Algunos estudios han abordado la frecuencia de incendios haciendo referencia a una

superficie determinada, sin que ello implique auténtica reiteración del evento sobre la misma ubicación geográfica. Así, la frecuencia de incendios calculada en los trabajos sobre el régimen de fuegos, estima el número de fuegos total por área de estudio, sin considerar si existió solapamiento o no entre ellos (Vázquez, 1996).

4.5.- CONCLUSIONES

- La cartografía y recopilación de zonas quemadas permite el cruzamiento con otras capas de información espacial que facilitan la interpretación de la ocurrencia y desarrollo de incendios así como el establecimiento de medidas para la gestión y conservación de la zona afectada.
- La distribución de tamaños de incendios en Cataluña entre los años 1975 y 1998, muestra una gran aportación (61%) al área total quemada por grandes incendios (>2000 ha) que en número no superan el 6% del total de los ocurridos.
- Las cubiertas más afectadas por los incendios fueron de mayor a menor superficie quemada: coníferas, matorral, cultivos, frondosas y pastizales. Los cultivos contribuyen año tras año al total de la superficie quemada desde un 1% (año 1977) hasta un 35% (año 1998). Los matorrales y cubiertas arbustivas, no obstante, pasaron de no arder en 1976, a representar el 82% de la superficie total quemada al año siguiente.
- Con respecto a la superficie existente por cubierta en el MCA, la cubierta más afectada fue la de matorral (23%) por encima de las coníferas (13%) y de las frondosas (5%).
- El número de focos secundarios y la máxima distancia alcanzada están directamente relacionados con el tamaño del incendio y, muy probablemente, con la intensidad y el tipo

de fuego. De igual forma, el número y superficie media de las islas de vegetación no quemadas dentro de los incendios aumenta con el tamaño de fuego.

- El análisis a través de la dimensión fractal pone de manifiesto la relación lógica entre ésta y el tamaño del elemento del paisaje considerado, si bien, también muestra el posible determinismo existente entre la continuidad horizontal de las cubiertas (combustible disponible) y los perímetros de fuego resultante.
- La posibilidad de actualización continua de la base de datos de incendios, permite aumentar la serie temporal y desde un punto de vista topográfico, litológico y climático analizarla e incorporar anualmente los fuegos ocurridos con el fin de confirmar los diferentes grados de recurrencia, intensidad y tipo de incendio, tamaños de fuego y estacionalidad.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arola, J. 1996. Cent dies de foc. Els incendis forestals al Bages, 1986. Centre d'Estudis del Bages. Manresa. Pp. 103.
- Bendel, R. B., Higgins, S. S., Teberg, J. E. y Pyke, D. A. 1989. Comparison of skewness coefficient, coefficient of variation, and Gini coefficient as inequality measures within populations. *Oecologia*, 78(3):394-400.
- Comas D. y Ruiz, E. 1993. Fundamentos de los sistemas de información geográfica. Ariel, Barcelona. Pp. 295.
- CORINE. 1991. Mapa de usos y cubiertas del suelo de Cataluña 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- DARP. 1986. Incendios Forestales. Causas, Problemas, Soluciones. Generalitat de Catalunya, Barcelona. Pp. 71.
- DARP. 1996. Mapa Forestal de Catalunya 1:100000. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- DARP. 1998. Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya 1:25000. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- DARP. 1999. FocVerd II. Programa de gestió del risc d'incendi forestal. Generalitat de Catalunya. Primersegona edicions, Barcelona. Pp. 231.
- Date, C. J. 1995. An introduction to database systems. Addison-Wesley Publishing Company, Reading. Pp. 839. 6ª edición.

- Díaz-Delgado, R. y Pons, X. En prensa. Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE España) along the period 1975-1995. Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management*.
- Díaz-Delgado, R., Salvador, R., Valeriano, J. y Pons, X. 1998. Detección de superficies forestales quemadas en Cataluña mediante imágenes de satélite durante el período 1975-1995. Aplicación para la caracterización del régimen de incendios y los procesos de regeneración de la vegetación. *Serie Geográfica*, 7:129-138.
- Donnegan, J. A. y Rebertus, A. J. 1999. Rates and mechanisms of subalpine forest succession along an environmental gradient. *Ecology*, 80(4):1370-1384.
- Eberhart, K. E. y Woodard, P. M. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 17:1207-1212.
- Folch, R. 1996. Socioecologia dels incendis forestals. *In Ecologia del Foc*. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 255-261.
- Foster, D. R. 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Canadian Journal of Botany*, 61:2459-2471.
- Gasaway, W. C. y DuBois, S. D. 1985. Initial response of moose to a wildfire in interior Alaska. *Canadian Field Naturalist*, 99:135-140.
- Hanes, T. L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, 41:27-52.
- Hill, R. S. y Read, J. 1984. Post-fire regeneration of rainforest and mixed forest in western Tasmania. *Australian Journal of Botany*, 32(5):481-493.

- Huxhold, W. E. 1991. An introduction to urban geographic information systems. University Press, Oxford. Pp. 337.
- ICC. 1989. Mapa Geològic de Catalunya 1:250 000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona, España.
- ICC. 1997. Atlas Climàtic de Catalunya 1:500000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona. 42 láminas.
- ICC-DARP. 1993. Modelo digital de elevaciones de Cataluña, 45 m. Institut Cartogràfic de Catalunya y Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. Edición digital.
- Johnson, E.A., y S.L. Gutsell. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research* , 25:239-287.
- Krummel, J. R., Gardner, R. H., Sugihara, G., O'Neill, R. V. y Coleman, P. R. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, 48:321-324.
- Leach, M. K. y Givnish, T. J. 1996. Ecological determinants of species loss in remnant prairies. *Science*, 273:1555-1558.
- Lee, Ch., Seyoung, K., 1998. Measuring earnings inequality and median earnings in the tourism industry. *Tourism Management*, 19:341-348.
- Lieffers, V. J. y Titus, S. J. 1989. The effects of stem density and nutrient status on size inequality and resource allocation in lodgepole pine and white spruce seedlings. *Canadian Journal of Botany*, 67(10):2900-2903.
- Lovejoy, S. 1982. Area-perimeter relation for rain and cloud areas. *Science*, 216:185-187.

- Maffini, G. 1987. Raster versus vector data encoding and handling: a commentary. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53:1397-1398.
- Malamud, B. D., Morein, G. y Turcotte, D. L. 1998. Forest fires: an example of self-organized critical behavior. *Science*, 281:1840-1841.
- Mandelbrot, B. B. 1977. *Fractals; form, chance and dimension*. Freeman, San Francisco. Pp. 213.
- MAPA. 1979. *Las coníferas en el primer inventario forestal nacional*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Pp. 174.
- MAPA. 1980a. *Mapa de Cultivos y Aprovechamientos, 1:50000*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MAPA. 1980b. *Las frondosas en el primer inventario forestal nacional*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Pp. 235.
- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.
- Minnich, R. A. y Chou, Y. H. 1997. Wildland fire patch dynamics in the chaparral of Southern California and Northern Baja California. *International Journal of Wildland Fire*, 7(3):221-248.
- Moreno, J. M., Vázquez, A. y Vélez, R. 1998. Recent history of forest fires in Spain. *In Large Forest Fires*. Ed. por J. M. Moreno. Backhuys Publishers, Leiden. Pp. 159-185.
- Nikora, V. I., Pearson, C. P. y Shankar, U. 1999. Scaling properties in landscape patterns: New Zealand experience. *Landscape Ecology*, 14(1):17-33.

- Perry, G. L. W., Sparrow, A. D. y Owens, I. F. 1999. A GIS-supported model for the simulation of the spatial structure of wildland fire, Cass Basin, New Zealand. *Journal of Applied Ecology*, 36(4):502-518.
- Piñol, J., Terradas, J. y Lloret, F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern España. *Climatic Change*, 38:345-357.
- Pons, X. 1996. Estimación de la radiación solar a partir de modelos digitales de elevaciones: Propuesta metodológica. *In Modelos y Sistemas de Información en Geografía*. Ed. por J. Juaristi y I. Moro. UPV-AGE, Vitoria. Pp. 87-97.
- Pons, X. 1997. Els sistemes d'informació geogràfica: la nova carta. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 64:37-52.
- Quirk, W. A. y Sykes, D. J. 1971. White spruce stringers in a fire-patterned landscape in interior Alaska. *In Fire in the Northern Environment. A symposium*. Ed. por C. W. Slaughter, R. J. Barney y G. M. Hansen. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland. Pp. 179-197.
- Ricotta, C., Avena, G. y Marchetti, M. 1999. The flaming sandpile: self-organized criticality and wildfires. *Ecological Modelling*, 119:73-77.
- Rothermel, R. C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. *USDA Forest Service Research Papers INT-115*.
- Rowe, J. S. y Scotter, G. W. 1973. Fire in the boreal forest. *Quaternary Research*, 3:444-464.
- Stow, D. A. 1993. The role of GIS for landscape ecological studies. *In Landscape Ecology and GIS*. Ed. por Roy Haynes-Young, David R. Green y Stephen H. Cousins. Taylor & Francis, Londres. Pp. 11-21.

- Strauss, D., Bednar, L. y Mees, R. 1989. Do one percent of forest fires cause ninety-nine percent of the damage?. *Forest Science*, 35: 319-328.
- Trabaud, L. 1992. Les feux de forêt. France selection, Paris. Pp. 278.
- Van Wagner, C. E. 1983. Fire behavior in northern conifer forests and shrublands. *In* The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Ed. por R. W. Wein y D. A. MacLean. John Wiley and Sons, New York. Pp. 65-80.
- Vázquez, A. 1996. Régimen de incendios en España peninsular (1974-94): relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis inédita de la Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología, Madrid.
- Vicente, A. M. y Soler, B. 1993. El foc, un desastre ecològic?. Els efectes dels incendis a la Catalunya central. Centre d'Estudis del Bages, Manresa. Pp. 185.
- Weiner, J. y Thomas, S. C. 1986. Size variability and competition in plant monocultures. *Oikos*, 47(2):211-222.
- Wells, M. L. y McKinsey, D. E. 1990. Using a geographic information system for prescribed fire management at Cuyamaca Rancho State Park, California. *In* Proceedings of the GIS'90 Symposium. GIS'90, Los Angeles. Pp. 87-93.
- Zasada, J. C. 1971. Natural regeneration of interior Alaska forests. Seed, seedbed and vegetative reproduction considerations. *In* Fire in the Northern Environment: A Symposium. Ed. por C. W. Slaughter, R. J. Barney y G. M. Hansen. USDA Forest Service, Portland. Pp. 231-246.

5.- APLICACIÓN DE LOS DIFERENTES MODELOS DE FRECUENCIA DE INCENDIOS PARA EL ANÁLISIS DE LOS PATRONES TEMPORALES DEL RÉGIMEN DE FUEGOS EN CATALUÑA (PERIODO 1975-98).

5.1.- INTRODUCCIÓN

El término régimen de fuegos, acuñado a mediados de los 70, recoge diferentes conceptos relacionados con los patrones temporales y espaciales de la ocurrencia de incendios en un área concreta y sus efectos ecológicos. Desde que fuera propuesto por Gill (1975) ha servido como marco de actuación a la hora de planificar experimentos, para describir las relaciones entre el fuego y la vegetación o bien formular planes de gestión del territorio estudiado (Fox y Fox 1987; Trabaud, 1987; Russell-Smith *et al.*, 1998). Gill propuso en su día cuatro componentes que caracterizan el régimen de fuegos de una región: intensidad, extensión, frecuencia y estacionalidad. Los dos primeros representan claramente patrones espaciales y los dos últimos temporales. La intensidad, determinada por las temperaturas alcanzadas en el frente de fuego y el tiempo de residencia de éste sobre el combustible (Pérez y Moreno, 1998), es específica de cada incendio y zona afectada, y relacionada con la severidad de quema (efecto sobre la vegetación). Juega un papel determinante en el nivel de destrucción causado por el fuego y la capacidad de recuperación de las especies vegetales y animales (Retana, 1996). La extensión de la zona quemada constituye un factor relevante en el proceso de regeneración. Especies con una respuesta al fuego determinada por una estrategia basada en el banco de semillas (en el suelo o aéreo) pueden ver reducidas sus poblaciones si esta estrategia se ve anulada por efecto del fuego y también, como consecuencia de la dificultad de dispersión de individuos no afectados desde el margen no quemado del incendio por medio de propágulos viables. La frecuencia de incendios de un punto o un área de estudio, se antoja como uno de las características más relevantes del régimen de fuegos a medio y largo plazo, puesto que interfiere en las posibilidades de supervivencia al reducir el plazo de tiempo necesario para el restablecimiento de los individuos afectados después de un primer incendio. Por último, la estacionalidad ha sido un factor ampliamente estudiado (Trabaud, 1987) en cuanto determina el estado fisiológico de las plantas, el banco de semillas y la propia intensidad del fuego. También influye en gran medida sobre la respuesta de la vegetación al fuego, tanto para las especies con una estrategia post-incendio rebrotadora como para aquéllas que dependen de la germinación de sus semillas.

de la cartografía histórica de fuegos. Para ello se recurre a diversas metodologías propuestas en el contexto de la ecología del fuego en las últimas décadas.

La relevancia del papel jugado por la frecuencia de incendios y las interacciones con el resto de elementos que determinan el régimen de fuegos de una región se muestran en la figura 1. Este esquema conceptual, identifica tales relaciones, basado también en la acumulación de combustible a lo largo del tiempo.

5.2.- ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se corresponde al igual que en el resto de capítulos a la superficie considerada en el primero de ellos, es decir, aquella recogida por las categorías del mapa de usos del suelo y cubiertas CORINE seleccionadas. En total algo más del millón y medio de ha de zona forestal arbolada u arbustiva.

5.3.- MÉTODOS

Diferentes modelos de frecuencia de incendios han sido propuestos a lo largo del tiempo basados en las técnicas de muestreo disponibles (cicatrices en los anillos de los árboles, restos de carbón en el suelo, análisis de los depósitos polínicos y de macrorestos en los fondos de los lagos, fotointerpretación aérea, y reconstrucción a partir de las cohortes forestales de regeneración post-incendio). Desde principios de los 80, la teledetección ha aportado una herramienta importante a la reconstrucción histórica de los perímetros de zonas quemadas y por extensión a la caracterización del régimen de fuegos (Minnich 1983; Press 1988). Estos modelos han sido igualmente aplicados mediante el empleo de los perímetros cartografiados a través de la teledetección y algunos de ellos han sido escogidos en el presente capítulo.

5.3.1.- Periodo de rotación natural de fuegos (Natural Fire Rotation Period)

Propuesto por Heinselman (1973) y empleado posteriormente por Agee (1993) y Heyerdahl y Agee (1996), resulta una aproximación sencilla basada en el porcentaje equivalente al área de estudio quemado a lo largo del periodo analizado según:

$$NFR = \frac{\text{Nº de años en el periodo estudiado}}{(\text{Área total quemada} / \text{Área de la zona de estudio})}$$

Dicha aproximación se presenta ventajosa en cuanto:

- Esta estima de la frecuencia de incendios no depende de ningún modelo de frecuencia de incendios y por lo tanto no requiere ninguna asunción de estacionaridad del proceso o de regiones homogéneas (espacial o temporalmente) que otros métodos requieren.
- Resulta un método simple y fácil de entender.
- Dado que este método emplea el área total quemada y su distribución en el tiempo y en el espacio, el NFR representa de forma rápida y aproximada la variabilidad espacial y temporal del régimen de fuegos.

Por el contrario existen diversas limitaciones para esta estimación:

- Se puede dar un sesgo importante si las superficies afectadas no se determinan de forma precisa a lo largo del periodo de estudio. La identificación de los límites de cada fuego es por tanto un factor a precisar en el que tanto el análisis digital como la fotointerpretación de imágenes juegan un papel importante.
- La falta de un modelo estadístico impide los tests de hipótesis (por ejemplo, con respecto a la relación entre la ocurrencia de incendios y el clima, diferencias entre regiones o periodos, etc.).

5.3.2.- Ajuste a la distribución de Poisson

La función de distribución de Poisson de una variable discreta x (ocurrencia de fuegos por unidad temporal o espacial) es válida para sucesos aleatorios e independientes entre sí:

$$p(x) = \frac{e^{-\lambda} * \lambda^x}{x!}$$

donde $p(x)$ es la probabilidad de la ocurrencia de fuegos y λ equivale a $E(x)$, es decir, la esperanza de x . El parámetro λ es característico de la distribución de Poisson y representa el número medio de fuegos por intervalo considerado y por unidad de área.

Si la ocurrencia de incendios a lo largo del tiempo se ajusta a una distribución de Poisson, entonces el número de fuegos ocurridos en periodos de tiempo t iguales sigue dicha distribución. Lo mismo se puede afirmar para el análisis de la distribución de la ocurrencia de incendios en el espacio, efectuado a través de un muestreo aleatorio estratificado. El método aleatorio estratificado divide el área en matrices ortogonales de celdas y elige una localización aleatoria dentro de cada matriz (Idrisi, 1992). Este tipo de muestreo combina la buena cobertura espacial del método sistemático con el bajo potencial de sesgo del método aleatorio.

Debido a la importancia de la escala a la hora de efectuar el test del ajuste a la distribución de Poisson, en el caso de Cataluña se realizaron dos muestreos con diferentes tamaños muestrales y superficies abarcadas por cada área de muestreo. En el primero se escogieron 60 zonas, si bien, fueron descartadas todas aquéllas zonas situadas sobre el mar, lo que redujo el total a 34. Este hecho se debe al requerimiento de efectuar el muestreo sobre el ráster. Cada punto escogido se amplió en un radio de 5 km correspondiendo por tanto, a una superficie de 7855 ha por zona y un total de 267070 ha del área de estudio cubierta. En el segundo se seleccionaron 500 zonas que quedaron reducidas a 272 por la misma causa que el anterior. El segundo se realizó con un radio de 1581 m, lo que generó áreas de unas 785.5 ha (10 veces más pequeñas que en el primer muestreo) y permitió cubrir unas 213656 ha. Estas parcelas circulares fueron cruzadas de forma excluyente con la base geográfica de fuegos ocurridos entre 1975 y 1998. Los incendios ocurridos en cada una de las áreas de muestreo fueron inventariados y la distribución de ocurrencias analizada por zona.

Una distribución aleatoria de la ocurrencia de fuegos asume varias premisas:

1. El clima y las condiciones locales se suponen uniformes a lo largo del área de estudio y el periodo de tiempo analizado.
2. Las igniciones se distribuyen aleatoriamente a lo largo del tiempo y tienen lugar de forma aleatoria en todo el área de estudio.
3. El número de fuegos por periodo de tiempo considerado, es independiente del número de fuegos del periodo previo. Si el análisis se realiza por unidad de superficie, el número de fuegos en cualquier zona es independiente del número de fuegos en otra.

Aunque el modelo produce resultados útiles incluso si no se cumplen rigurosamente todas las premisas, la magnitud del error introducido por el hecho de alejarnos de ellas no ha sido testada aún de forma seria. Por ejemplo, se sabe que existe una alta correlación espacial en la ocurrencia de incendios, debido al incremento de la probabilidad de incendio de una ubicación geográfica aledaña a otra que arde, pero en ciertos casos (Agee, 1993) el ajuste a la distribución de Poisson se produce igualmente.

Por otro lado existen diversas ventajas del modelo, a recordar. En primer lugar, los modelos basados en la distribución de Poisson poseen propiedades interesantes:

- Son relativamente simples y fáciles de entender.
- Han sido ajustados a diferentes series de datos.
- Al emplear distribuciones estadísticas son útiles de cara a los tests de hipótesis.
- Pueden emplearse para distinguir entre regiones espacio-temporales con frecuencias de incendios significativamente diferentes.

Por último, deben contemplarse ciertas limitaciones:

- Los datos empleados en el ajuste del modelo temporal suelen ser bastante difíciles de obtener para un solo punto (salvo en la determinación por cicatrices de incendio) por lo cual, a menudo se procede al empleo de datos de un área de estudio. Por lo tanto, el

resultado no puede considerarse una estimación de la frecuencia de incendios en un punto del área de estudio.

- El modelo espacial asume que todas las localidades tienen una frecuencia de fuegos homogénea. Las áreas de muestreo por lo tanto son consideradas como réplicas, si bien esta asunción resulta difícil de testar.
- Finalmente, el modelo de Poisson no permite una completa interpretación, ya que no describe las funciones de supervivencia, mortalidad o riesgo de quema características de los modelos de frecuencia de incendios.

5.3.3.- Intervalo medio entre fuegos (Mean Fire Interval, MFI)

Con objeto de paliar las carencias del modelo de Poisson, varios autores (Arno y Sneek, 1977; Kilgore y Taylor, 1979; Agee, 1993) proponen el modelo alternativo del intervalo medio entre fuegos. Éste se basa en la estimación del intervalo medio del tiempo entre fuegos en cualquier punto del área de estudio. Para ello se extraen las fechas de ocurrencia de fuegos de cada una de las zonas seleccionadas aleatoriamente en todo el área de estudio. De ellas se deducen los intervalos entre fuegos para cada zona. Se contabilizan entonces los tamaños de intervalos y se estima la proporción de intervalos con determinado tamaño.

La proporción de intervalos entre fuegos de determinado tamaño equivale a la función de densidad $f(t)$ que representa la probabilidad de encontrar un intervalo entre fuegos de tamaño t según:

$$f(t) = ((c * t^{c-1}) / b^c) * \exp(-(t/b)^c)$$

donde c es el denominado parámetro de la forma, b el parámetro de la escala y t , es el tamaño del intervalo entre fuegos considerado. El cálculo de c y b se efectúa de la siguiente manera:

$$c = \frac{1}{\frac{\sum [x_i^c * \ln(x_j)]}{\sum x_i^c} - \frac{\sum \ln(x_j)}{N}}$$

$$b = \left[\sum x_i^c / N \right]^{1/c}$$

donde x_i ($i=1, N$) es el intervalo i entre fuegos, y N es el número total de intervalos observados. Para calcular el parámetro c , que condiciona la distribución, es necesario realizar un ajuste iterado que minimice las diferencias a partir de un valor inicial.

En el caso de que el ajuste a la distribución de Poisson a lo largo del tiempo sea significativo, el número de fuegos en cada periodo se considera independiente. Entonces se prevé que la distribución del intervalo de tiempo entre fuegos siga una exponencial negativa. El parámetro b , característico de la exponencial negativa, determinará el intervalo medio entre fuegos. La distribución de la exponencial negativa equivale a una función de distribución de Weibull en la que el parámetro c es constante ($c=1$). Una ocurrencia de fuegos no independientes entre sí ni en el espacio ni a lo largo del tiempo (figuras 2, 3 y 4), indica una variabilidad del parámetro c en la distribución de Weibull que viene determinada por el riesgo de incendio¹, $\lambda(t)$, el cual se incrementa conforme aumenta la edad de las masas forestales. Así $\lambda(t)$ informa de la probabilidad de quema de una zona o, lo que es lo mismo, de la dependencia existente entre la mortalidad y la edad de la masa forestal en cuestión. $\lambda(t)$ se calcula de la siguiente manera:

$$\lambda(t) = c * t^{c-1} / b^c$$

Este riesgo se traduce en una tasa de mortalidad que acumulado determina la probabilidad de quema en función del tiempo que ha pasado desde el último fuego. En consecuencia, tanto las curvas de mortalidad, $F(t)$, y supervivencia, $A(t)$, pueden ser estimadas teóricamente de la siguiente forma:

$$F(t) = 1 - \exp(-(t/b)^c)$$

$$A(t) = \exp(-(t/b)^c)$$

ambas, recíprocas entre sí, se obtienen empíricamente a partir de la proporción observada de intervalos de determinado tamaño entre fuegos. $F(t)$ indica la probabilidad de experimentar un intervalo menor o igual a t años. $A(t)$ por su parte representa la probabilidad de experimentar un intervalo mayor o igual a t años. De hecho $\lambda(t)$ puede calcularse a partir de:

¹ No necesariamente ligado al riesgo debido a la acumulación de combustible (ver Johnson y Gutsell, 1994).

$$\lambda(t) = f(t) / A(t)$$

El aspecto de las diferentes funciones representativas de la frecuencia de incendios se representa en la figura 2 en función del modelo ajustado (Weibull o exponencial negativa).

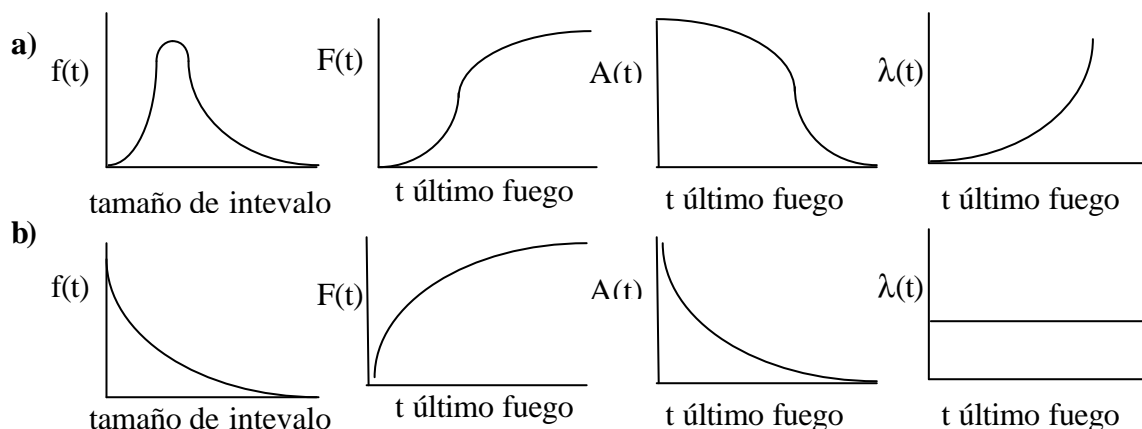


Figura 2: Aspecto general de las funciones características de la frecuencia de incendios.

Nótese las diferencias entre los modelos empleados para el ajuste a las distribuciones empíricas: a) Weibull y b) exponencial negativa. f(t) corresponde a la distribución de intervalos entre fuegos; F(t) a la probabilidad de supervivencia en tiempo desde el último fuego; A(t) a la probabilidad de mortalidad en tiempo desde el último fuego; y λ(t) al riesgo de incendio desde el último fuego.

De nuevo, existe una serie de premisas implícitas en el modelo:

- El registro de los fuegos se mantiene razonablemente preservado para cada zona de muestreo.
- El modelo establecido en base a la distribución de Weibull asume que todas las masas forestales tienen diferente flamabilidad en función sólo de la edad. Las igniciones tienen lugar de forma aleatoria a partir de una distribución polinomial basada en la edad (definida como el tiempo desde el último fuego).
- En el caso del modelo exponencial negativo se asume que toda la masa forestal tiene igual flamabilidad independientemente de su edad. Las igniciones también ocurren al azar.

La ventaja principal de esta metodología es que permite trabajar directamente con las series de fechas de incendios pertenecientes a cada zona de muestreo, lo que implica que:

- puede realizarse el ajuste directo de la distribución de intervalos entre fuegos a los datos, permitiendo la modelización e interpretación directa,
- la frecuencia de incendios puede calcularse para áreas pequeñas (de hecho se calcula para cada localidad y puntualmente), y
- los datos ofrecen resolución temporal y espacial sobre la frecuencia de incendios; así, cambios en ésta a lo largo del tiempo, o diferencias entre zonas de muestreo pueden ser testadas bajo cualquier hipótesis de trabajo.

Por otro lado, existen diversas limitaciones a considerar:

- El modelo requiere una larga serie de datos con múltiples eventos para cada zona de muestreo, algo poco común.
- La falta de consideración del total de incendios ocurridos en cada área analizada puede producir un sesgo importante en los resultados. La tendencia general es la sobrestimación de la frecuencia de fuegos. Tal sobrestimación aumenta con el intervalo de tiempo estudiado.
- La frecuencia de incendios así estimada aumenta también con el tamaño del área de estudio (Kilgore y Taylor, 1979), y además deja de corresponder a la frecuencia de incendios de un solo punto para convertirse en lo que Agee (1993) denomina el intervalo de recurrencia de fuegos en un área.
- Además a la hora de estimar la frecuencia de incendios existe una dependencia con respecto a la unidad espacial empleada en el muestreo.

En el presente estudio no se tuvieron en cuenta como intervalos las zonas en las que sólo tuvo lugar un incendio.

5.4.- RESULTADOS

5.4.1.- Periodo de rotación natural de fuegos (Natural Fire Rotation Period)

A lo largo del periodo analizado, un total de 443 fuegos mayores de 30 ha tuvieron lugar en la zona de estudio (1673244 ha). Los años en los que hubo un mayor número de fuegos por encima de este tamaño fueron 1986 (60) y 1994 (53). Las mayores superficies quemadas tuvieron lugar en 1994 (83426 ha) y en 1998 (55242 ha), ambas influidas por dos fuegos superiores a las 20000 ha (figura 2). Debe remarcarse la existencia de una correlación significativa entre el número de fuegos y la superficie anual quemada ($r^2 = 0.36$, $p < 0.05$, $n = 24$). Son precisamente los años en los que tuvieron lugar incendios catastróficos los que presentan unos mayores residuos en el ajuste.

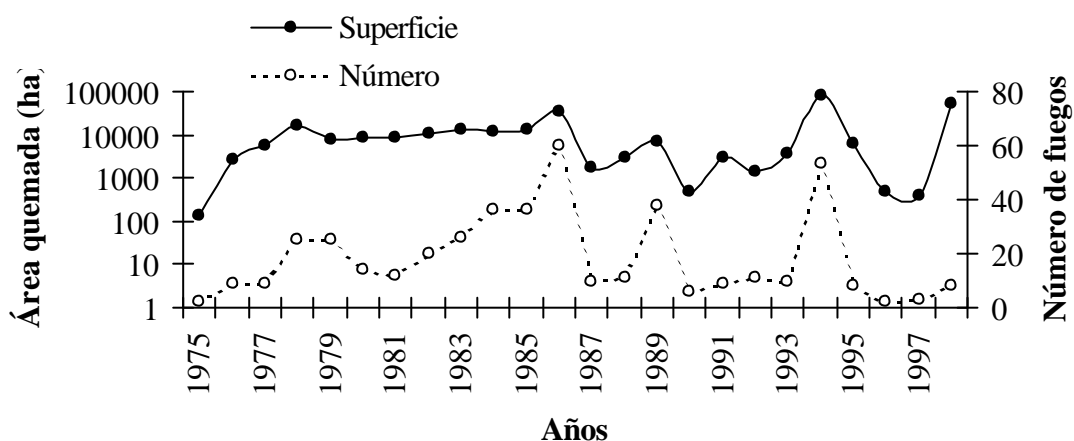


Figura 2: Número de fuegos y superficie quemada a lo largo del periodo 1975-98 en Cataluña.

El tiempo estimado para que arda una superficie equivalente a la zona de estudio (*NFR*) a partir de los datos empíricos es de 133 años. Este valor, según el modelo, sería equivalente al intervalo medio entre fuegos para un punto en el área de estudio. El valor recíproco, 0.0075, ofrece la proporción media de la zona de estudio que se quema anualmente (en tanto por uno correspondiente a 0.75% en porcentaje anual quemado). También indica la probabilidad media de incendio en un punto del área de estudio en cualquier año, es decir, la frecuencia de incendio en dicho punto. Esta medida es por supuesto dependiente de la escala,

es decir, si en vez de calcular el *NFR* para un intervalo de 24 años, se estima para otro, el valor así calculado del *NFR* variará bastante.

5.4.2.- Ajuste a la distribución de Poisson

5.4.2.1.- En el tiempo

Si se consideran como periodos, cada año dentro del intervalo de estudio 1975-98, el valor de λ es de 18.45 fuegos por año. Los valores estimados de la distribución de Poisson mediante máxima verosimilitud (MV), junto con las proporciones de años se representan en la figura 3 en función del número de fuegos por año. El cálculo se efectuó considerando toda la zona de estudio.

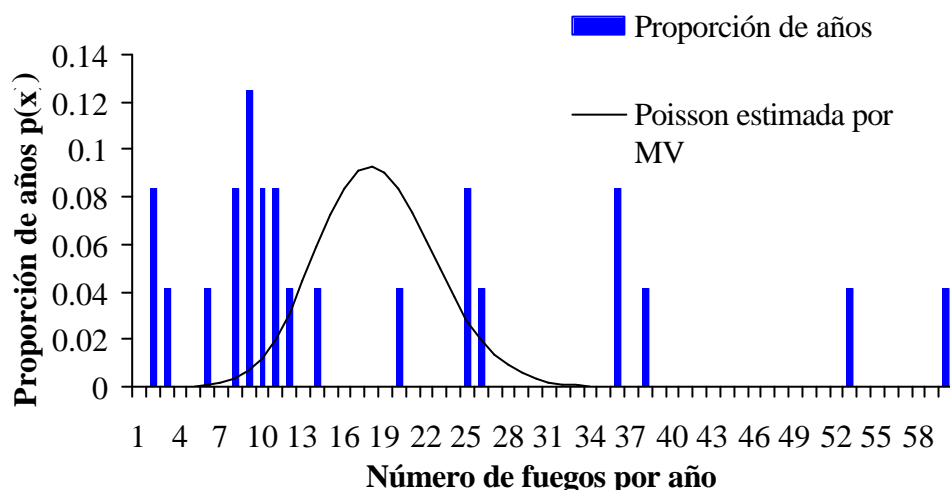


Figura 3: Distribución estimada por máxima verosimilitud (MV) de Poisson y de las proporciones de años con respecto al número de eventos por año para todo el área de estudio.

A primera vista, el número de fuegos por año no sigue una distribución de Poisson. La bondad del ajuste entre ambas distribuciones fue testada mediante el test de χ^2 . Los resultados obtenidos sugieren rechazar la hipótesis nula según la cual, la distribución del número de fuegos por año sigue una distribución de Poisson ($\chi^2 > 100$, $p < 0.01$).

5.4.2.2.- En el espacio

Se efectuaron dos muestreos aleatorios estratificados sobre la totalidad del área de Cataluña. En el primer muestreo, el promedio de superficie forestal por zona alcanzó el 52% y en el segundo, el 54%. El test de ajuste a la distribución de Poisson de la proporción de zonas con n fuegos (figuras 4 y 5) permite rechazar en ambos casos la hipótesis nula, es decir, la ocurrencia espacial de incendios no sigue una distribución al azar de Poisson (muestreo 34 zonas de 7855 ha, $\chi^2 = 14.19$, $p < 0.01$; muestreo 272 zonas de 785.5 ha, $\chi^2 = 17.73$, $p < 0.01$). En ambos casos, tanto si se consideran las zonas de muestreo en las que no tuvieron lugar incendios como si no, los resultados obtenidos son los mismos. Además si se analiza la relación entre el número de fuegos ocurridos y el porcentaje de superficie forestal de cada zona, los coeficientes de correlación indican una importante independencia entre ambas variables (muestreo 34 zonas de 7855 ha, $r^2 = 0.01$, $p = 0.53$; muestreo 272 zonas de 785.5 ha, $r^2 = 0.07$, $p < 0.01$). En el primer muestreo el valor estimado de λ fue 1.93, en el segundo λ de 1.71. Ambos corresponden a los valores medios de fuegos anuales esperados para cada una de las superficies muestreadas (es decir, 12.09 fuegos por año en el primer muestreo, y 13.39 en el segundo).

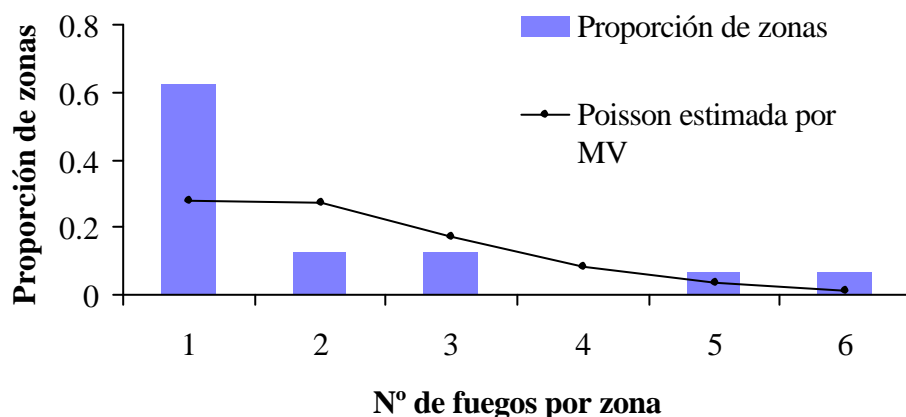


Figura 4: Distribución estimada de Poisson por máxima verosimilitud (MV) y de las proporciones de zonas con respecto al número de eventos por zona del muestreo de 34 zonas de 7855 ha cada una.

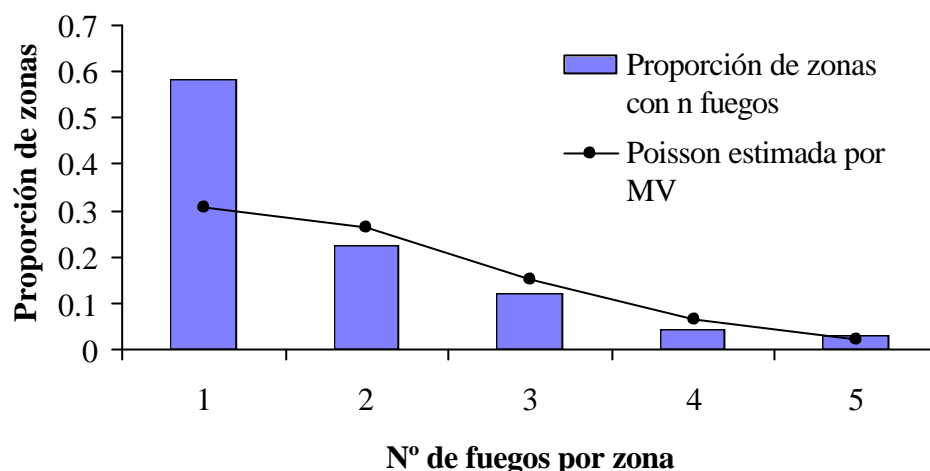


Figura 5: Distribución estimada de Poisson por máxima verosimilitud (MV) y de las proporciones de zonas con respecto al número de eventos por zona del muestreo de 272 zonas de 785.5 ha cada una.

5.4.3.- Intervalo medio entre fuegos (Mean Fire Interval, MFI)

El diseño de muestreo empleado para analizar la distribución de la ocurrencia espacial de incendios fue aprovechado para evaluar la distribución de los intervalos entre fuegos. Tanto los resultados obtenidos a partir del muestreo de 34 zonas de 7855 ha cada una, como el de 272 zonas de 785.5 ha cada una, presentan una distribución unimodal de la proporción de intervalos entre fuegos observada que se ajusta a una Weibull (figuras 6 y 7; áreas de 7855 ha, $\chi^2 = 10.43$, $p = 0.10$, y áreas de 785.5 ha, $\chi^2 = 19.07$, $p = 0.32$). Esta distribución se corresponde con la función de mortalidad $f(t)$, la cual proporciona la probabilidad de experimentar un fuego en un intervalo de tiempo t .

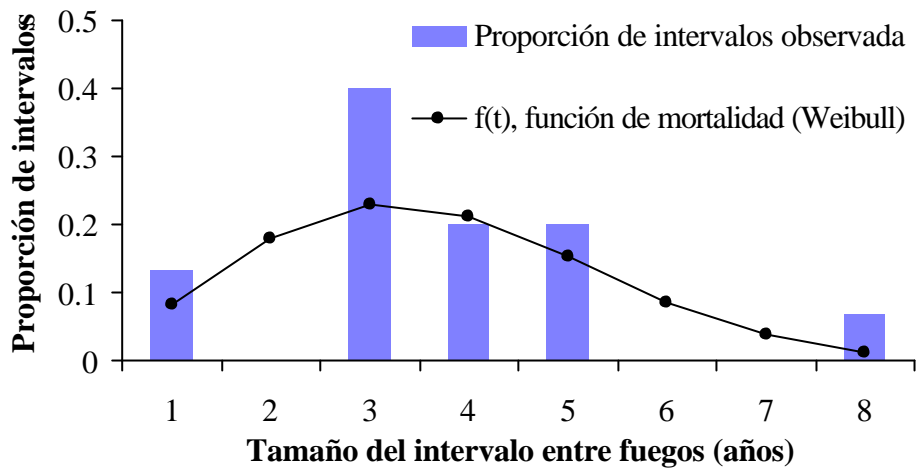


Figura 6: Proporción de intervalos entre fuegos de tamaño n observados y función de mortalidad ajustada según la distribución de Weibull para el muestreo con 34 áreas de 7855 ha.

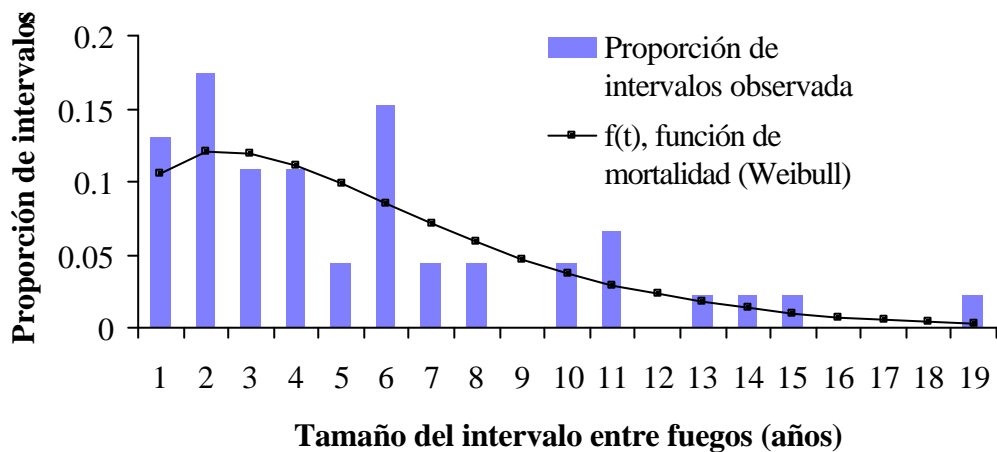


Figura 7: Proporción de intervalos entre fuegos de tamaño n observados y función de mortalidad ajustada según la distribución de Weibull para el muestreo con 272 áreas de 785.5 ha.

Los valores obtenidos del intervalo medio entre fuegos son de 3.6 y 5.5 para el primer y segundo muestreo (áreas de 7855 ha y 785.5 respectivamente). Estos datos indican el número medio de años entre fuegos para las dos superficies consideradas en el análisis. También reflejan el tiempo necesario para quemar superficies equivalentes a las cubiertas por cada muestreo. Extrapolando a todo el área de estudio se obtiene el periodo de rotación o ciclo

de fuego, el cual se sitúa entre 23 y 42 años aproximadamente. Estos valores a su vez son indicativos del porcentaje medio del área de estudio que se quema anualmente (entre el 2 y el 4%).

Las figuras 8, 9 y 10 representan respectivamente las curvas de riesgo acumulado, mortalidad y supervivencia estimadas empírica y teóricamente. Todas ellas estimadas a partir de los datos del segundo muestreo mediante el empleo de 272 zonas de 785.5 ha cada una.

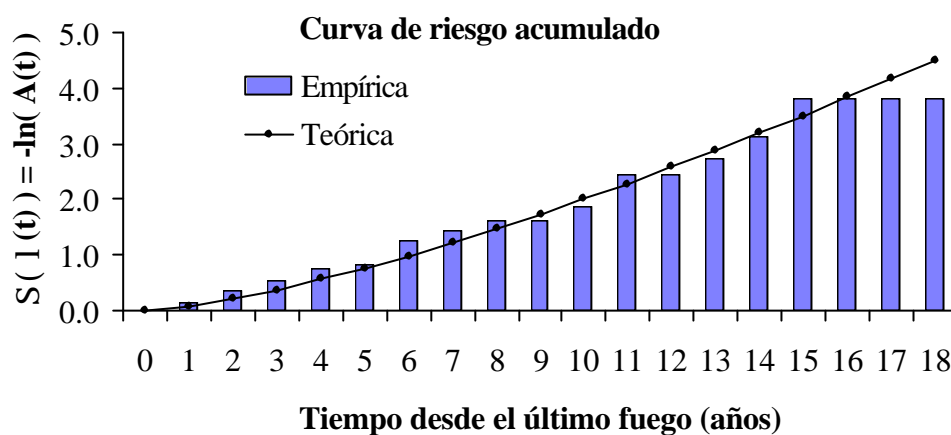


Figura 8: Curvas de probabilidad acumulada de riesgo de quema desde el último incendio. Estimadas a partir de los datos procedentes del muestreo de 272 zonas de 785.5 ha cada una.

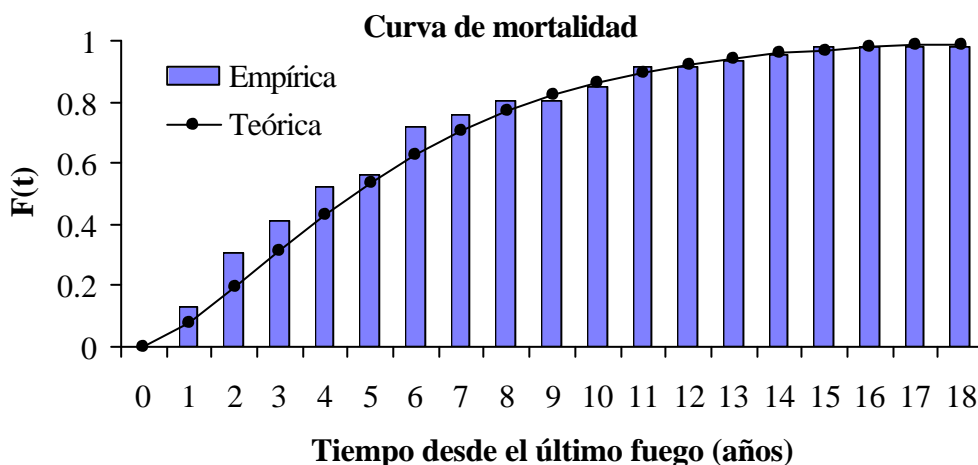


Figura 9: Curvas de probabilidad de mortalidad desde el último incendio. Estimadas a partir de los datos procedentes del muestreo de 272 zonas de 785.5 ha cada una.

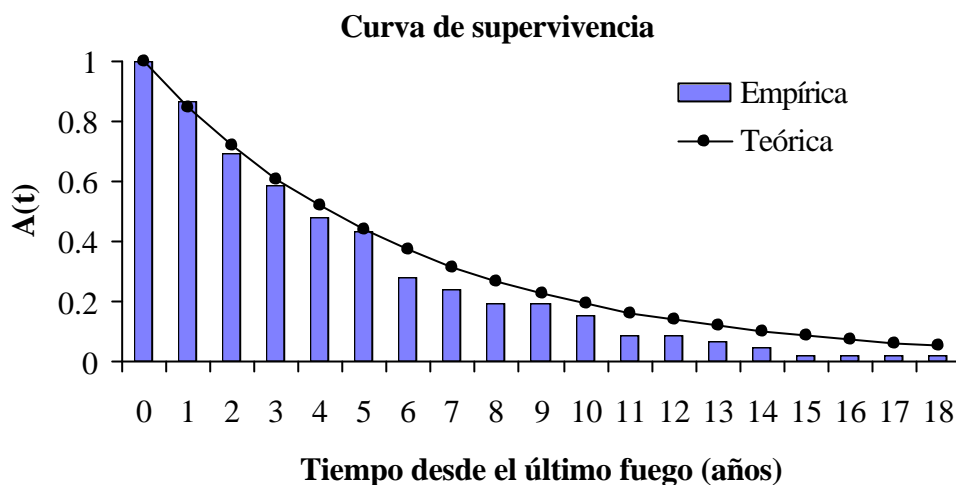


Figura 10: Curvas de probabilidad de supervivencia desde el último incendio. Estimadas a partir de los datos procedentes del muestreo de 272 zonas de 785.5 ha cada una.

En la figura 8 puede apreciarse como la probabilidad acumulada del riesgo de quema aumenta conforme lo hace el periodo entre fuegos o tiempo desde el último fuego. Existe además un buen ajuste entre las distribuciones teórica y empírica salvo a partir de los 15-16 años, momento en el cual el riesgo deviene constante (masas forestales de edad mayor que 15-16 años mantienen el mismo riesgo de incendio que las que se encuentran en estas edades).

Las curvas de mortalidad y supervivencia indican la probabilidad de ocurrencia y no ocurrencia de incendios respectivamente conforme aumenta el tiempo desde el último incendio acontecido.

5.4.4.- Intervalo medio entre fuegos por zona forestal

Los valores de intervalo medio entre fuegos pueden ser estimados para diferentes zonas y comparados con objeto de establecer las diferencias entre las frecuencias de incendio de cada una de estas zonas. Una subdivisión apropiada es la establecida bajo el marco del *Pla General de Política Forestal* del *Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca*, (DGMN, 1994) el cual agrupa diversas comarcas en regiones naturales de similares condiciones climáticas que constituyen finalmente cada una de las 8 zonas forestales consideradas en la

planificación de los bosques en Cataluña. Nos encontramos así ante un abanico de regiones forestales que cubren superficies similares, con diferentes porcentajes de superficie forestal y que han sido afectadas de distinta manera por los incendios en los últimos 24 años. Por ello, se efectuó una estimación del intervalos medio entre fuegos para cada una de estas zonas forestales (tabla 1).

ZF	MFI (años)	Intervalo máximo (años)	Nº Intervalos	Área ZF (ha)	% de área forestal
1	2.11	4	9	523164.90	89.03
2	2.71	7	7	348159.64	48.16
3	1.20	3	15	389015.90	53.69
4	1.44	4	16	435081.67	70.65
5	1.19	2	16	323679.22	53.34
6	1.10	2	20	249785.31	46.26
7	1.22	3	18	380669.05	48.59
8	1.33	3	15	558585.29	32.91

Tabla 1: Valores del intervalo medio entre fuegos (MFI) para cada una de las ocho zonas forestales de Cataluña estimados con respecto a la superficie forestal de cada una de ellas. Se representa también el intervalo más largo entre fuegos de cada zona, el número total de intervalos y el porcentaje de área forestal de cada zona.

La región que padece una mayor frecuencia de incendios es la número 6, localizada al norte de Tarragona (figura 11). Una zona en la que de los 20 intervalos que se han dado en este último cuarto de siglo, tan solo 2 han sido mayores de 1 año. Una región por lo tanto en la que los incendios han tenido lugar un año tras otro (al menos los fuegos superiores a 30 ha contenidos en la cartografía de incendios). Además el porcentaje de superficie forestal está por debajo del promedio de todas las zonas forestales, lo que indica cierta independencia entre la ocurrencia de fuegos y el área forestal existente en la zona.

Sin embargo, la número 6 también es la zona forestal de menor superficie, lo cual podría indicar cierto sesgo en el cálculo de los valores medios de intervalo debido al área. A

pesar de ello, la correlación entre estos valores y la superficie cubierta por cada una de las zonas forestales no resulta significativa ($r^2 = 0.03$, $p = 0.66$).

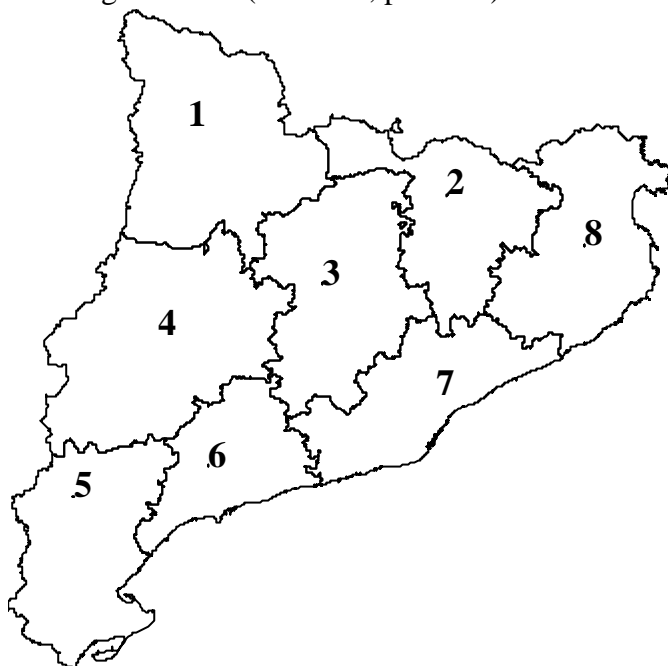


Figura 11: Mapa de las zonas forestales de Cataluña.

En el otro extremo, la zona 2, localizada en el Pirineo central, posee una frecuencia de incendios menor, con intervalos entre fuegos de hasta 7 años.

5.5.- DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Aunque la mayoría de estudios sobre la frecuencia de incendios han sido llevados a cabo sobre áreas de superficie menor que la del presente trabajo, la posibilidad de extraer un patrón genérico para Cataluña ha permitido abordar un análisis prospectivo sobre los patrones temporales de la ocurrencia de incendios. Además, este tipo de análisis puede concretarse mediante el estudio de regiones adecuadamente delimitadas para valorar las diferencias entre ellas.

La aproximación efectuada a partir del periodo de rotación natural de fuegos (NFR) resulta poco informativa aunque sí orientativa sobre el ritmo de la ocurrencia de incendios en el área estudiada. Un intervalo entre fuegos de 133 años resulta poco factible para la mayor

parte de la superficie estudiada, si bien el hecho de constituir un dato de frecuencia de incendios con respecto a un punto cualquiera del paisaje indica también la posibilidad de encontrar algún árbol mayor o igual a dicha edad. Sin embargo, el valor sí puede constituir perfectamente el periodo necesario para quemar una superficie equivalente al área de estudio, pues en 24 años se ha quemado en torno al 14% del área de estudio (ver capítulo 4). Posiblemente, la variedad de cubiertas y usos del suelo del área de estudio implica una gran variabilidad en el intervalo entre fuegos difícil de ser representada por el NFR obtenido para todo el territorio analizado.

La correlación encontrada entre el número de incendios y la superficie quemada por año podría estar influida por el hecho de considerar en el periodo de estudio analizado tan solo aquellas zonas quemadas superiores a 30 ha (capítulo 2). Esta consideración debe tenerse en cuenta para el resto de resultados obtenidos en el presente capítulo, pues todos los métodos aplicados no incorporan información alguna sobre los fuegos por debajo de este tamaño.

Por otro lado, los tests efectuados sobre el ajuste de la distribución empírica de fuegos en el tiempo y en el espacio sobre la distribución de Poisson determinan una ocurrencia de eventos no independientes entre sí. Tal evidencia constata la no estacionaridad (*sensu* Minnich y Chou, 1997) de este fenómeno en el área estudiada (figura 3), que vincula la ocurrencia de fuegos a periodos (años) y zonas concretas. Sin duda, a ello contribuye el porcentaje tan bajo representado por las causas de ignición naturales en el total de eventos registrados (entorno al 5% de los incendios, Vázquez, 1996). Además, los periodos prolongados de sequía, tan frecuentes en la región mediterránea, contribuyen a la mayor incidencia de fuegos unos años con respecto a otros. La distribución del combustible, las políticas de gestión contra incendios forestales y el peso de la actividad humana sobre la ocurrencia de fuegos desempeñan un papel fundamental a la hora de explicar la distribución espacial de los incendios.

A consecuencia de los resultados obtenidos, la aproximación efectuada a partir del estudio de la distribución del intervalo entre fuegos se presenta como alternativa adecuada para la estimación del intervalo medio entre fuegos y las funciones asociadas a éste. Además,

el ajuste a la distribución de Weibull se antoja como el más apropiado debido a una asunción constatada *a posteriori*: el riesgo de incendio se incrementa con la edad de las masas forestales. Los resultados muestran así para dos muestreos a diferentes escalas un buen ajuste a esta distribución y manteniendo unos valores de intervalo medio entre fuegos del mismo orden de magnitud: 23-42 años. Estos valores se encuadran dentro de los promedios observados en otras regiones de clima mediterráneo (20-50 años según Chandler *et al.*, 1983) y más precisan que el obtenido mediante el NFR. Por otro lado, se observa una tendencia a la estabilidad del riesgo de quema a partir de los 15-16 años alejándose de la distribución teórica (figura 8). Ciertas comunidades dominadas por coníferas de rápido crecimiento, como es el caso del *P. halepensis*, podrían encontrarse suficientemente desarrolladas en ese intervalo como para experimentar un nuevo fuego con independencia del constante incremento en la acumulación de combustible. Incluso algunas comunidades arbustivas de esa edad constituyen una cubierta susceptible de arder por la carga de combustible y su continuidad horizontal, entre otros factores (Pla y Rodà, 1999).

Aunque diversos autores han recalcado la importancia de la superficie de muestreo a la hora de estimar el intervalo medio entre fuegos (Kilgore y Taylor, 1979; Agee, 1993), en el presente trabajo tan solo se han constatado cambios en el valor del intervalo medio entre fuegos del mismo orden de magnitud. No se observaron sin embargo efectos sobre el tipo de modelo de frecuencia de incendios que mejor se ajustó a los valores observados.

Las diferencias observadas entre los valores de frecuencia de incendios característicos de cada zona forestal no sólo ponen de manifiesto las divergencias en la ocurrencia de fuegos en estas subregiones sino que también demuestran dos aspectos importantes a considerar en este tipo de estudios:

- Por un lado, recalca la necesidad de subdividir el territorio analizado en base a criterios concretos como pueden ser la política forestal (como en el presente estudio), la planificación contra incendios forestales, la variabilidad climática, los usos del suelo, etc.
- Por otro, estos análisis resultan fundamentalmente indicados para la comparación del régimen de fuegos entre diferentes zonas.

A pesar de haber realizado una primera aproximación para la caracterización de los patrones temporales del régimen de fuegos de Cataluña, y aplicado el modelo de intervalos entre fuegos, debe recordarse la posibilidad que ofrecen otras metodologías propuestas en los últimos años, pero no empleadas en el presente capítulo:

- En primer lugar, el denominado ciclo de fuegos (Van Wagner, 1978; Agee, 1993; Johnson y Gutsell, 1994) que emplea normalmente la exponencial negativa para el ajuste a la función de supervivencia $A(t)$. La reconstrucción de esta función de densidad del porcentaje de superficie quemada del área de estudio tiene lugar con respecto al tiempo desde el último fuego (como en la figura 10). La inversa de la pendiente de dicho ajuste (b) representa el periodo de rotación, el intervalo medio entre fuegos o la vida media de una cohorte forestal, y el valor en sí el porcentaje anual quemado del área de estudio o la probabilidad anual de un punto en toda la región analizada de arder. En un ensayo prospectivo, el valor de b obtenido fue de 105 años. Este método se basa en el mapa del tiempo desde el último fuego, el cual suele obtenerse indirectamente a partir de la edad de las cohortes forestales (Van Wagner, 1978). En estos casos se conoce por tanto este dato para la gran mayoría del área de estudio. Lamentablemente, en el caso de Cataluña no disponemos de datos anteriores al año 1975 lo que sugiere la posibilidad de considerar esta metodología en futuros trabajos con un mayor esfuerzo de muestreo. Además, en los casos de la literatura en los que se ha aplicado, el gran interés recae entorno a los cambios bruscos en la pendiente a lo largo de los siglos ante factores como el clima o el asentamiento humano (Johnson y Larsen, 1991; Baker, 1992; Yin, 1993; Swetnam, 1993). No es éste el caso, ya que se poseen datos relativos tan solo al último cuarto de siglo. Recientemente, se ha perfeccionado esta aproximación mediante la posibilidad de elaborar intervalos de confianza para las funciones que del modelo se desprenden y por lo tanto testar estadísticamente el ajuste de los datos empíricos con los esperados, además de poder reconocer el nivel de correlación espacial (a través de un índice de contagio) de la ocurrencia de fuegos (Reed *et al.*, 1997).
- En segundo lugar y no menos interesante, la propuesta metodológica del estudio únicamente de los incendios más grandes de cada año planteada por Moritz (1997)

permite igualmente comparar diferentes regímenes de fuegos desde otra perspectiva. Concretamente, a partir de la controversia generada en torno a la supresión de incendios, particularmente en Norteamérica, como factor desencadenante de grandes incendios (Oberle, 1969; Minnich, 1983; Strauss *et al.*, 1989; Chou *et al.*, 1993; Keeley *et al.*, 1999). En el caso específico de Cataluña, en sólo 6 de los 24 años analizados, más del 50% de la superficie quemada se debe a la aportación del incendio más grande de cada año (figura 12). Curiosamente, ninguno de los años en los que tuvieron lugar incendios de gran envergadura (véase 1986, 1994 o 1998) aparece entre estos 6 años, debido al alto número de incendios de gran envergadura que tuvieron lugar en 1986 y 1994. En cualquier caso, el porcentaje de la superficie total quemada representado por los fuegos más grandes de cada año llega al 40%, un valor a tener en cuenta en la planificación contra incendios forestales.

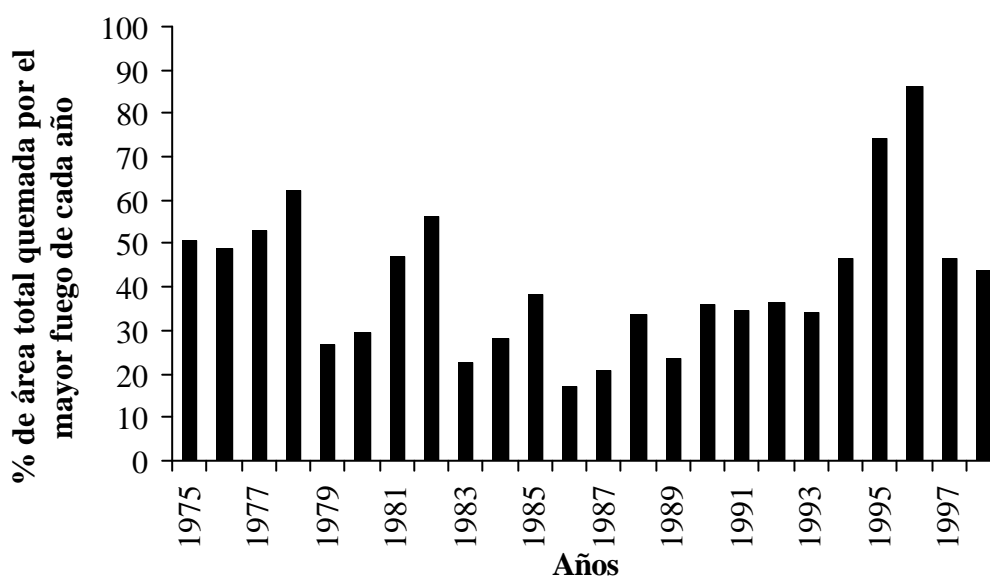


Figura 12: Porcentaje de la superficie total quemada aportada por el incendio más grande de cada año del periodo estudiado en Cataluña.

Por último, ante la perspectiva de poder utilizar la teledetección como fuente auxiliar de datos sobre la historia de fuegos, se sugiere la necesidad de establecer la definición de un nuevo concepto: la recurrencia espacial. Si la frecuencia de incendios ha sido tradicionalmente estimada con respecto a un área o un punto (este último caso en contadas ocasiones), la recurrencia espacial, surgida de la superposición directa de capas vectoriales o

ráster correspondientes a los incendios forestales ocurridos, viene determinada por el punto o localidad geográfica. El empleo de la recurrencia espacial evita el sesgo que se da en otras técnicas ampliamente empleadas en la reconstrucción de la historia de fuegos. Este sesgo se debe a la suposición de que los árboles registran el paso de todos los fuegos (Reed *et al.*, 1997), y a la imposibilidad de confirmar si las superficies más recientemente quemadas esconden o no aquéllas que ardieron anteriormente (Fall, 1998). En definitiva, se propone el término recurrencia espacial para paliar la ambigüedad a la hora de emplear el término frecuencia de incendios, y se define exactamente como el número de veces que un punto o ubicación geográfica ha sido quemado a lo largo de un periodo de tiempo concreto.

5.6.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agee, J.K. 1993. Fire Ecology of Pacific Northwest Forests. Island Press, Washington, DC.
- Arno, S.F., y Sneek, K.M. 1977. A method for determining fire history in coniferous forests of the mountain west. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-42.
- Baker, W. L. 1992. Effects of settlement and fire suppression on landscape structure. *Ecology*, 73:1879-1887.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P. Trabaud, L., y Williams, D. 1983. Fire in forestry. Vol. 1 y 2. Wiley, New York.
- Chou, Y. H., Minnich, R. A. y Dezzani, R. J. 1993. Do fire sizes differ between Southern California and Baja California?. *Forest Science*, 39(4):835-844.
- DGMN, 1994. Pla General de Política Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Barcelona. Pp. 155.
- Fall, J. G. 1998. Reconstructing the historical frequency of fire: a modelling approach to developing and testing methods. Master of Natural Resources Management, School of Resource and Environmental Management, Report No. 255. Simon Fraser University, Burnaby.
- Fox, M. D. y Fox, B. J. 1987. The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of Eastern Australia. *In* The role of fire in ecological systems. Ed. por L. Trabaud. SPB Academic Publishing, La Haya. Pp. 23-48.
- Gill, A. M. 1975. Fire and the Australian flora: a review. *Australian Forestry*, 38:4-25.

- Heinselman, M. L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research*, 3:329-382.
- Heyerdahl, E. K. y Agee, J. K. 1996. Historical fire regimes of four sites in the Blue Mountains, Oregon and Washington. University of Washington, College of Forest Resources, Final Report.
- Idrisi. 1992. *In Idrisi user's guide*. Technical reference. Ed. por J. R. Eastman. Clark University, Massachusetts. Pp. 159.
- Johnson, E. A. y Larsen, C. P. S. 1991. Climatically induced change in fire frequency in the Southern Canadian Rockies. *Ecology*, 72(1):194-201.
- Johnson, E. A., y Gutsell, S. L. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research*, 25:239-287.
- Keeley, J. E., Fotheringham, C. J. y Morais, M. 1999. Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science*, 284:1829-1832.
- Kilgore, B. M. y Taylor, D. 1979. Fire history of a Sequoia-Mixed Conifer forest. *Ecology*, 60:129-142.
- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.
- Minnich, R. A. y Chou, Y. H. 1997. Wildland fire patch dynamics in the chaparral of Southern California and Northern Baja California. *International Journal of Wildland Fire*, 7(3):221-248.

- Moritz, M. A. 1997. Analyzing extreme disturbances events: fire in Los Padres national forest. *Ecological Applications*, 7(4):1252-1262.
- Oberle, M. 1969. Forest fires: Supression policy has its ecological drawbacks. *Science*, 187:568-571.
- Pérez, B. y Moreno, J. M. 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*, 139(1):91-101.
- Pla, E. y Rodà, F. 1999. Aproximació a la dinàmica successional de combustible en brolles mediterrànies. *Orsis* 14:79-103.
- Press, A. J. 1988. Comparisons of the extent of fire in different land management systems in the Top End of the Northern Territory. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 15:167-175.
- Reed, W. J., Larsen, C. P. S., Johnson, E. A. y MacDonald, G. M. 1997. Estimation of Temporal Variations in Historical Fire frequency from Time-Since-Fire Map Data. *Forest Science*, 44:465-475.
- Retana, J. 1996. Característiques d'intensitat i extensió dels incendis. *In Ecologia del foc*. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 59-62.
- Russell-Smith, J., Ryan, P. G., Klessa, D., Waight, G. y Harwood, R. 1998. Fire regimes, fire-sensitive vegetation and fire management of the sandstone Arnhem Plateau, monsoonal northern Australia. *Journal of Applied Ecology* 35(6):829-846.
- Strauss, D., Bednar, L. y Mees, R. 1989. Do one percent of forest fires cause ninety-nine percent of the damage?. *Forest Science*, 35(2):319-328.

- Swetnam, T.W. 1993. Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science*, 262:885-889.
- Trabaud, L. 1987. Fire and the survival traits of plants. *In* The role of fire in ecological systems. Ed. por L. Trabaud. La Haya. SPB Academic Publishing. Pp. 65-89.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research*, 8:220-227.
- Vázquez, A. 1996. Régimen de incendios en España peninsular (1974-94): relaciones con la climatología y el paisaje. Tesis inédita de la Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Ciencias Biológicas, Departamento de Ecología, 1996.
- Yin, Z-Y. 1993. Fire regime of the Okefenokee swamp and its relation to hydrological and climate conditions. *International Journal of Wildland Fire*, 3(4):229-240.

**III.- EFECTO DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL RÉGIMEN DE FUEGOS
SOBRE LA REGENERACIÓN VEGETAL POST-INCENDIO.**

6.- EFECTO DE LA RECURRENCIA DE INCENDIOS SOBRE LA RESILIENCIA POST-INCENDIO DE LAS COMUNIDADES VEGETALES DE CATALUÑA A PARTIR DE IMÁGENES DE SATÉLITE.

6.1.- INTRODUCCIÓN

Se estima que a lo largo de los diferentes biomas, la superficie anual afectada por incendios es de aproximadamente $8.2 \times 10^6 \text{ km}^2$, lo que implica el consumo de alrededor de 6.3 petagramos de biomasa. Los ecosistemas mediterráneos queman entorno a los 6000 km^2 cada año (Vélez, 1999). Los efectos negativos de los incendios se relacionan comúnmente con las emisiones gaseosas y de partículas hacia la atmósfera, incluyendo CO_2 , CO, NO_x y compuestos hidrocarbonados (Piñol, 1996; Schwela, 1998). Recientemente, se ha encontrado la primera evidencia directa de la inhibición de la precipitación por parte del humo de los incendios (Rosenfeld, 1999). Los cambios inducidos por el fuego sobre el funcionamiento de los ecosistemas y en la composición florística y faunística también son consecuencia de cambios en el balance hídrico, pérdidas de biomasa y de la calidad de los suelos. Así, el fuego se convierte en un importante conductor de la dinámica de los ecosistemas y su funcionamiento a lo largo de una variedad de biomas (Kozłowski y Ahlgren, 1974; Attiwill, 1994). Además, la recurrencia de incendios puede alterar la dinámica espacial y temporal de procesos clave en los ecosistemas (Menges y Hawkes, 1998). La dinámica de regeneración post-incendio contribuye de manera importante a la variabilidad espacial y temporal de la biosfera terrestre, pero suele ser con frecuencia ignorado debido al hecho de que los patrones y procesos ecológicos son habitualmente estudiados en pequeñas parcelas. Mientras que la mayoría de trabajos se basan fundamentalmente en observaciones de zonas quemadas concretas, se requiere un amplio número de zonas quemadas para poder generalizar sobre los factores más relevantes que determinan la resiliencia de las comunidades vegetales ante incendios. Es inviable la realización de muestreos extensivos que incluyan grandes áreas quemadas con la idea de relacionar la recurrencia de fuegos y la regeneración vegetal post-incendio. Por contra, la teledetección se ofrece como una metodología más eficiente para la detección de superficies quemadas, y para el seguimiento de la recuperación vegetal después del fuego (Minnich, 1983; Malingreau *et al.*, 1985; Viedma *et al.*, 1997).

En el presente capítulo se muestra, a una escala regional, como la recurrencia de incendios a lo largo del periodo 1975-1998, provoca una disminución significativa de la resiliencia de los bosques y matorrales mediterráneos de Cataluña. También se ha observado

que la recuperación post-incendio en las zonas quemadas tan solo una vez está significativamente determinada por las estrategias de regeneración de las especies dominantes y por el clima regional.

La resiliencia, un parámetro relevante del ecosistema, puede definirse como la capacidad de los ecosistemas o comunidades para retornar a las condiciones previas a la perturbación (Fox y Fox, 1986; Pimm, 1984). Puede estimarse, en un intervalo determinado de tiempo, como el cociente entre las medidas post-perturbación y pre-perturbación de la variable descriptora del ecosistema (Tilman y Downing, 1994).

Varios factores parecen jugar un rol importante a la hora de determinar la resiliencia de las diferentes comunidades vegetales a los incendios. Algunos de ellos han sido analizados en este estudio. Ciertos parámetros descriptores del régimen de fuegos como son la recurrencia de incendios, el intervalo entre fuegos y el tamaño de incendio, fueron seleccionados para evaluar su influencia sobre la resiliencia post-incendio de diferentes comunidades vegetales bajo distinta variabilidad topoclimática. Los mecanismos de regeneración de las comunidades vegetales estudiadas, dependientes de las especies dominantes fueron también analizadas en el estudio.

6.2.- ÁREA DE ESTUDIO

La región estudiada incluye un área de aproximadamente 32100 km² en el noreste de la Península Ibérica, lindando con el mar Mediterráneo (figura 1). Aproximadamente un 60% de ella está cubierta por vegetación (mayoritariamente bosques y matorral). Sin embargo, este paisaje se encuentra muy fragmentado en manchas de cubiertas vegetales y usos del suelo debido principalmente a la alta densidad humana que soporta. Aunque existen algunas áreas muy montañosas (Pirineos, 1500-3000 m) con un clima invernal frío, la mayoría del área de estudio posee un típico clima mediterráneo, de inviernos suaves y una sequía estival prolongada que genera frecuentemente incendios forestales (Terradas y Piñol, 1996). Por lo tanto, esta región es representativa de los ecosistemas sujetos a continuos fuegos en los que abundan las especies con una reconocida capacidad de regeneración después del fuego

(Trabaud, 1987; Moreno y Oechel, 1995). En las últimas décadas, el número de incendios ha aumentado en Cataluña (Piñol *et al.*, 1998, Díaz-Delgado y Pons, en prensa). Aunque la capacidad de germinación y rebrotada de la mayoría de especies permite predecir la recuperación de la vegetación, queda por demostrar a escala regional, los factores que condicionan esta regeneración y en particular el efecto de la alta recurrencia de incendios, que tradicionalmente ha sido considerada como causa de regresiones sucesionales de formaciones arbóreas a arbustivas y herbáceas.

6.3.- MÉTODOS

6.3.1.- Detección de zonas quemadas

Como ya se ha visto en los capítulos 2 y 3, para la detección de zonas quemadas a lo largo del periodo 1975-1998 se emplearon más de 100 imágenes procedentes de los sensores *Multi-Spectral Scanner* (MSS) y *Thematic Mapper* (TM) embarcados en la serie de satélites Landsat 1 al 5 (resolución espacial 79 x 59 m y 30 x 30 m). Una vez corregidas geométrica y radiométricamente (Palà y Pons, 1995; Pons y Solé-Sugrañes, 1994) se calcularon las imágenes de índice de vegetación (NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*, Mather, 1999) a partir de las bandas del infrarrojo cercano y del rojo. La sustracción de las imágenes de NDVI consecutivas proporcionó finalmente las áreas quemadas mayores de 0.3 km² (Salvador *et al.*, 2000) (figura 1). El NDVI responde de forma general a la cantidad de biomasa verde, independientemente de las especies que formen la comunidad (Blackburn y Milton, 1995; Gamon *et al.*, 1995) y constituye una buena herramienta para cuantificar globalmente el recubrimiento vegetal (Anderson *et al.*, 1993; Duncan *et al.*, 1993)

6.3.2.- Seguimiento de la regeneración

Se denominó como Q_{NDVI} al cociente entre el promedio de valores de NDVI procedente de las zonas quemadas y el promedio de valores de NDVI procedente de las zonas no quemadas control, establecidas en la inmediata vecindad de las zonas quemadas (ecuación 1).

$$Q_{\text{NDVI}} = \frac{\text{Promedio NDVI}_{\text{FUEGO}}}{\text{Promedio NDVI}_{\text{CONTROL}}} \quad (1)$$

Las áreas control se extrajeron del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos a escala 1:50000 realizado a finales de los 70 (MAPA, 1980). Tanto las zonas quemadas como las testigos compartían las especies dominantes existentes previas al fuego. También poseían el mismo tamaño. Este procedimiento pretende minimizar los efectos de las variaciones fenológicas intra e interanuales. La resiliencia se calculó como la proporción de los valores

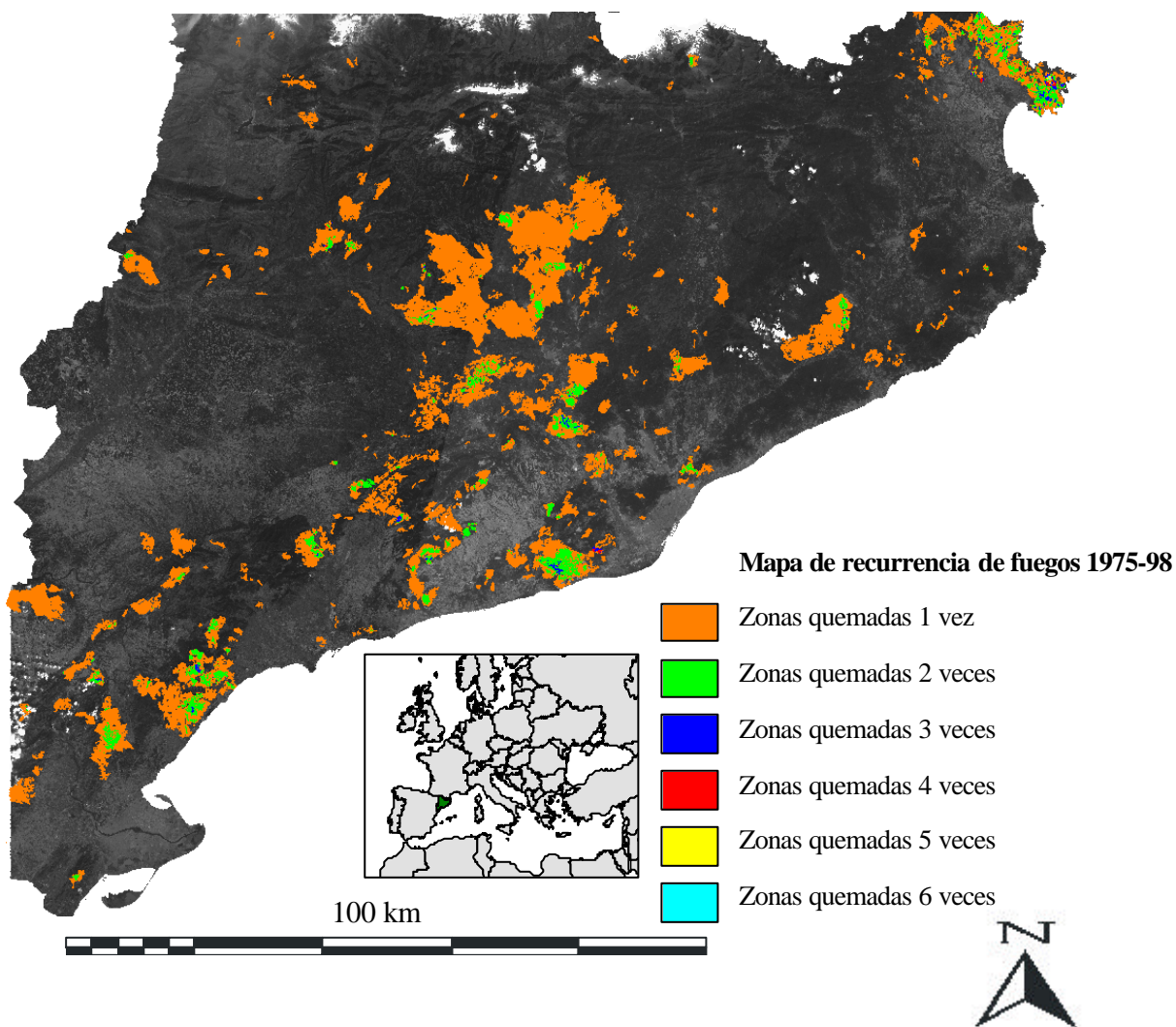


Figure 1. Mapa de recurrencia de incendios (1975-1998). La zona más recurrente, el Cabo de Creus, ardió 6 veces en 24 años.

pre-incendio de Q_{NDVI} alcanzados por los valores post-incendio de Q_{NDVI} a un determinado intervalo de tiempo.

Los valores de Q_{NDVI} previos al fuego se obtuvieron a partir del promedio de las 3 medidas consecutivas anteriores al incendio. Los valores de Q_{NDVI} posteriores al incendio se promediaron a partir de las 3 medidas consecutivas después del intervalo. El cociente de los valores de Q_{NDVI} post-incendio así obtenidos entre los valores de Q_{NDVI} pre-incendio también fue estimado para un total de 139 áreas quemadas tan solo una vez. En este caso, se pretendía evaluar el efecto del clima, altitud y la extensión del fuego sobre el recubrimiento vegetal después del incendio.

Por lo tanto, en este trabajo la resiliencia se estimó como la proporción de los valores de Q_{NDVI} previos al incendio (promedio de las medidas de NDVI de las zonas quemadas escaladas con el promedio de las medidas de NDVI de las zonas no quemadas adyacentes) alcanzada por los valores de Q_{NDVI} post-incendio a varios intervalos de tiempo. El efecto de la recurrencia fue evaluado mediante la comparación de tales proporciones pertenecientes a los valores de Q_{NDVI} después del primer y segundo incendio con respecto a los valores de Q_{NDVI} previos al primer fuego (figura 2).

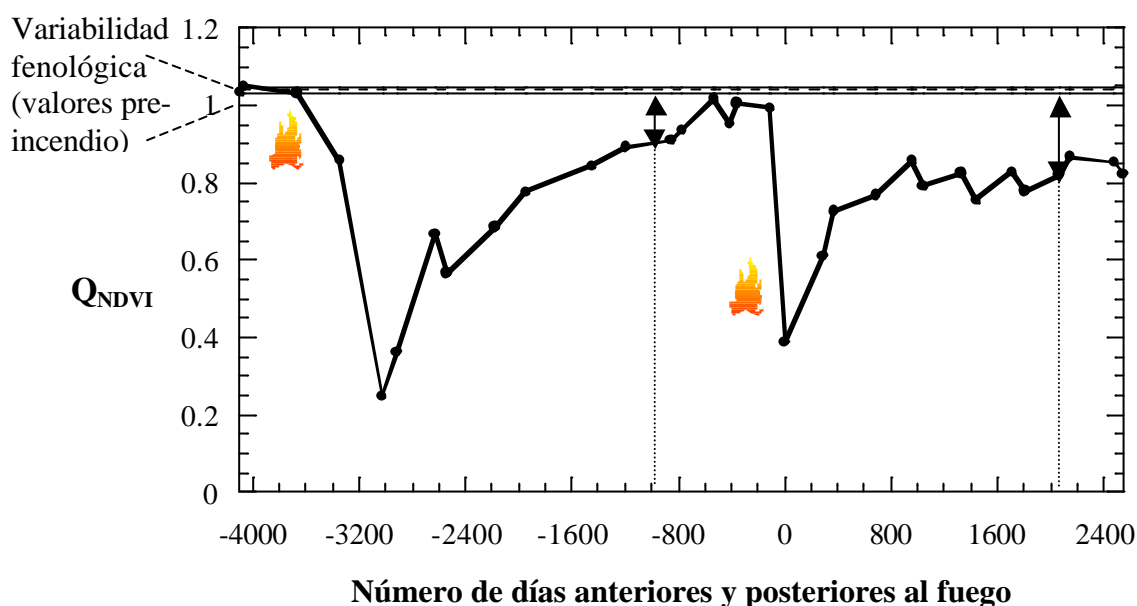


Figura 2. Resiliencia del recubrimiento vegetal después de 2 incendios consecutivos. La figura muestra las variaciones de Q_{NDVI} después de 2 fuegos ocurridos en 1976 y 1985 en un alcornocal (dominancia del rebrotador *Quercus suber*, capaz de rebrotar a partir de los tejidos epicórmicos, así como de cepa). Las flechas indican los valores de Q_{NDVI} a tiempo=2096 días (70 meses) después de cada fuego.

Un total de 10 substratos litológicos diferentes y 8 tipos de vegetación fueron considerados en el análisis previa reclasificación a partir de las 224 categorías de la leyenda del *Mapa Geológico de Catalunya* (ICC, 1989) 1:250000 y de las 68 categorías procedentes del Mapa de Cultivos y Aprovechamientos de 1978 (MAPA, 1980) a escala 1:50000. La clasificación geológica se realizó empleando como criterio básico de clasificación la capacidad del substrato a responder después del fuego (erosionabilidad y disponibilidad hídrica y de nutrientes). Las categorías seleccionadas fueron las siguientes: margas; rocas silíceas; rocas basálticas; gres, arenas y areniscas; arcillas, lutitas, pelitas y limos; aluviales no consolidados; calizas y dolomías; aluviales consolidados; y la categoría "Otros" no asignados en el mapa geológico.

El substrato litológico más abundante así como el tipo de vegetación dominante de cada superficie quemada se interpretaron como las representativas de cada fuego particular.

Por lo tanto, para cada superficie quemada se recabaron las siguientes variables: tamaño del fuego y perímetro (que varían entre 0.3 km^2 y 68 km^2 y $3 \times 10^{-2} \text{ km}$ y 0.34 km respectivamente), el tiempo transcurrido desde el último fuego en las zonas quemadas una sola vez (de 6 a 16 años) y el intervalo de tiempo entre los dos fuegos (de 4 a 11 años), de forma que pudiera verificarse la influencia de estos parámetros del régimen de fuegos sobre la resiliencia.

Un total de 240 zonas detectadas como quemadas se seleccionaron para el estudio (139 quemadas una vez y 25 dos veces). Tales áreas se distribuyen a lo largo de toda el área de estudio recogiendo lugares que sólo ardieron una o dos veces (recordemos que el valor máximo de recurrencia de incendios en Cataluña en el periodo 1975-1998 es de 6 veces en esos 24 años).

Finalmente, varios parámetros topoclimáticos de las áreas afectadas por tan solo un fuego fueron extraídos a través de la superposición con diferentes capas SIG (ICC-DARP, 1993; ICC, 1997) con objeto de dilucidar su papel en la recuperación post-incendio de la vegetación. Así, los valores medios anuales de radiación solar (de 12000 a $16000 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$), la altitud media (de 54 a 1589 m), la precipitación media anual (de 425 a 975 mm) y los valores de precipitación total pertenecientes al año inmediatamente posterior al fuego (de 322 a 1175 mm). Estos datos fueron aportados por el Centro Meteorológico Territorial del Instituto Nacional de Meteorología. La estimación de la radiación solar media anual considera varios parámetros: la posición del Sol en la bóveda celeste, la distancia Tierra-Sol, la atenuación atmosférica, los ángulos de incidencia en cada punto y los ocultamientos topográficos en cada punto. Algunos de los parámetros fueron obtenidos a partir del modelo digital de elevaciones de Cataluña a 45 m de resolución. Los valores de radiación medios almacenados por la red de estaciones meteorológicas permitieron ajustar el modelo de radiación potencial y convertirlo en un modelo de radiación real para todo el territorio (Pons, 1996).

6.4.- RESULTADOS

6.4.1.- Recurrencia de incendios

Los resultados muestran que los valores de resiliencia después del segundo fuego son significativamente menores que los obtenidos después del primero, para un intervalo de tiempo de 70 meses (entorno a los seis años) (test de t pareado de 2 colas, $t = 2.79$, $p = 0.01$, $n = 11$ fuegos). Estas diferencias no son significativas en intervalos más cortos (38 meses, $t = 1.47$, $p = 0.15$, $n = 25$ fuegos; 44 meses, $t = 0.64$, $p = 0.52$, $n = 23$ fuegos; 57 meses, $t = 0.46$, $p = 0.64$, $n = 16$ fuegos). Este seguimiento indica que la respuesta inmediata no es significativamente diferente después del primer y del segundo fuego, pero cuando se consideran intervalos más largos de observaciones, la capacidad para recuperarse disminuye después de un segundo incendio. Este tipo de respuesta se ajusta a un modelo logarítmico (Díaz-Delgado *et al.*, 1998) en el que el valor de la asíntota es menor después del segundo incendio que después del primero (figura 2).

Por otro lado, también existe una correlación positiva significativa entre la resiliencia después del primer fuego y la resiliencia después del segundo, considerando un intervalo de 38 meses después de ambos incendios, que es el periodo de tiempo mínimo disponible para todas las superficies analizadas ($r = 0.40$, $p = 0.04$, $n = 25$).

6.4.2.- Intervalo entre fuegos

La resiliencia así calculada también está positivamente correlacionada con el intervalo de tiempo entre fuegos consecutivos (figura 3), que varía entre 1552 y 4099 días (aproximadamente 4 a 11 años) ($r = 0.44$, $p = 0.02$, $n = 25$, medidas a 38 meses después del segundo fuego).

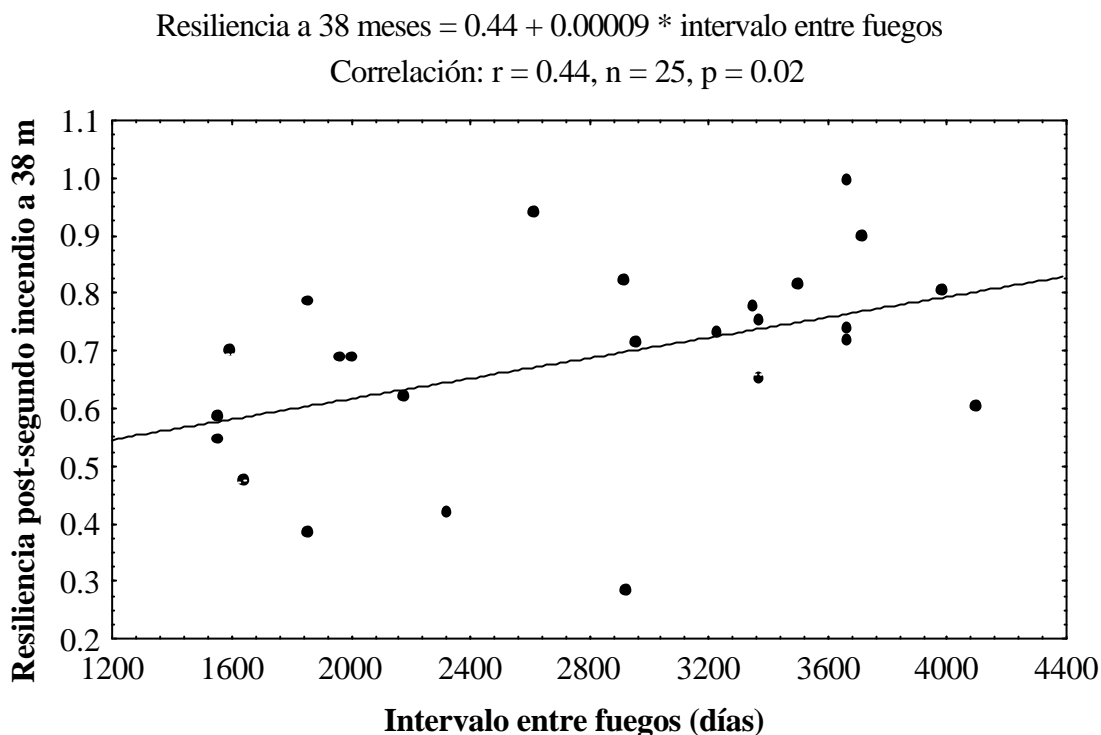


Figure 3. Relación entre la resiliencia de todas las comunidades vegetales quemadas dos veces y el intervalo entre fuegos.

6.4.3.- Tipos de bosques

Se encontraron también diferencias en el recubrimiento después del segundo incendio entre los dos tipos de bosque mayoritarios: los dominados por las quercíneas rebrotadoras (*Quercus ilex* y *Q. suber*), y los dominados por los pinos incapaces de rebrotar (*Pinus halepensis*, *P. sylvestris* y *P. nigra*). Tales diferencias en las respuestas determinan cambios en el tipo de vegetación que se desarrolla después del segundo fuego. Incluso después de 2 incendios sucesivos, es de esperar que las comunidades dominadas por las quercíneas se desarrolle una cubierta arbustiva en la que aún sean dominantes. Después de 2 incendios, los pinares pueden convertirse en un matorral bajo o incluso un herbazal, ya que los intervalos cortos entre fuegos impide a los pinos alcanzar el estado reproductivo. Así, las comunidades dominadas por las quercíneas muestran valores más altos de resiliencia que los pinares pre-incendio después del segundo fuego (ANOVA de un factor, $F_{1,23} = 8.8, p = 0.006, n = 25$, medidas a 38 meses después del segundo fuego). Sin embargo, la disminución de la capacidad

de regeneración después del segundo fuego es mayor para las quercíneas que para las zonas en las que se asentaban los pinares (quercíneas: test de t pareado de 2 colas, $t = 2.65$, $p = 0.037$, $n = 7$ fuegos; pinar: test de t apareado de 2 colas $t = 1.05$, $p = 0.36$, $n = 4$ fuegos; figura 4). Estos tests no se realizaron a los 70 meses por el pequeño número de incendios recurrentes con este intervalo entre fuegos.

6.4.4.- Variables topoclimáticas

En las áreas quemadas una sola vez, la resiliencia estimada a 70 meses después del incendio se ve significativamente afectada por el sustrato litológico dominante (one-way ANOVA, $F_{8,137} = 5.0$, $p < 0.001$) (figura 5A), y por el tipo de vegetación (ANOVA de un factor, $F_{7,137} = 2.3$, $p = 0.0285$) (figura 5B). No obstante, la reflectividad del suelo constituye un factor que influye sobre el NDVI y otros índices de vegetación simples (Huete *et al.*, 1985). Factores relacionados con la recuperación de la vegetación como son la susceptibilidad a la erosión y la disponibilidad de nutrientes, también dependen del sustrato. A partir de los datos observados en este estudio no fue posible distinguir ambos tipos de efectos.

El clima y la altitud si muestran un claro y significativo efecto sobre la resiliencia post-incendio (regresión múltiple, modelo total: $r^2 = 0.23$, $p < 0.0001$, $n=139$ fuegos; precipitación media, coeficiente de regresión estandarizado $\beta = 0.22$, $p < 0.05$; radiación solar media, coeficiente de regresión estandarizado $\beta = -0.22$, $p < 0.05$; altitud media, coeficiente de regresión estandarizado $\beta = -0.27$, $p < 0.05$, medidas a 2144 días, aproximadamente 70 meses después del fuego). Sin embargo, la precipitación total del año inmediatamente posterior al incendio no mostró ninguna correlación con la resiliencia de las zonas quemadas (coeficiente de regresión estandarizado $\beta = 0.49$, $p > 0.05$).

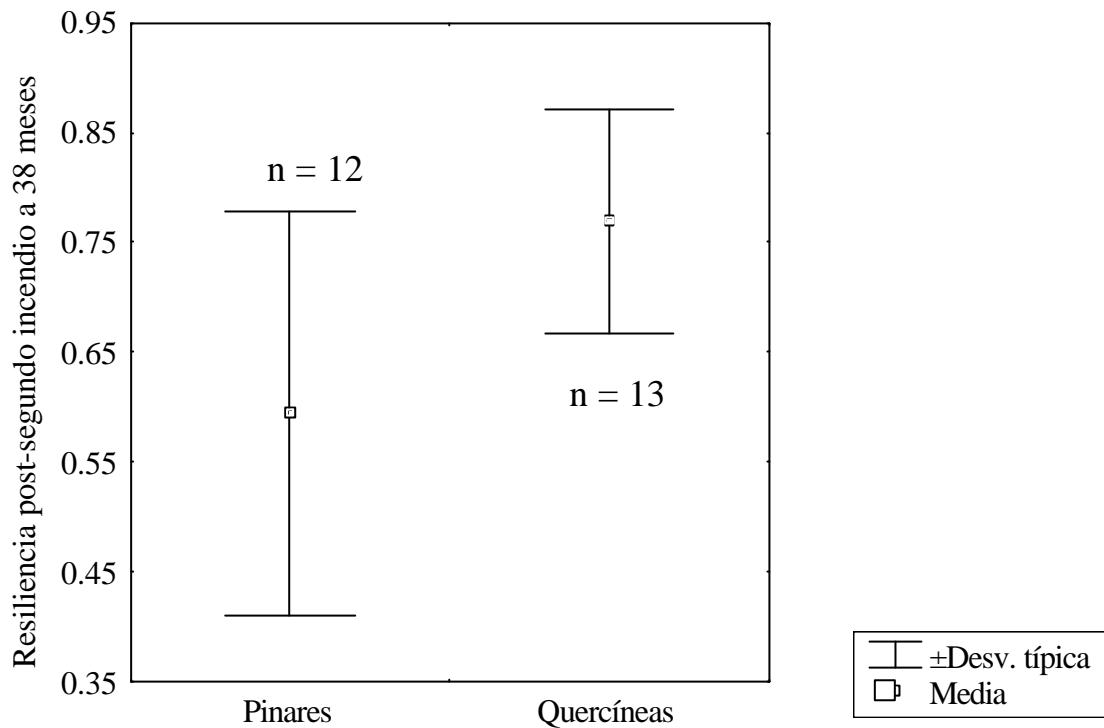
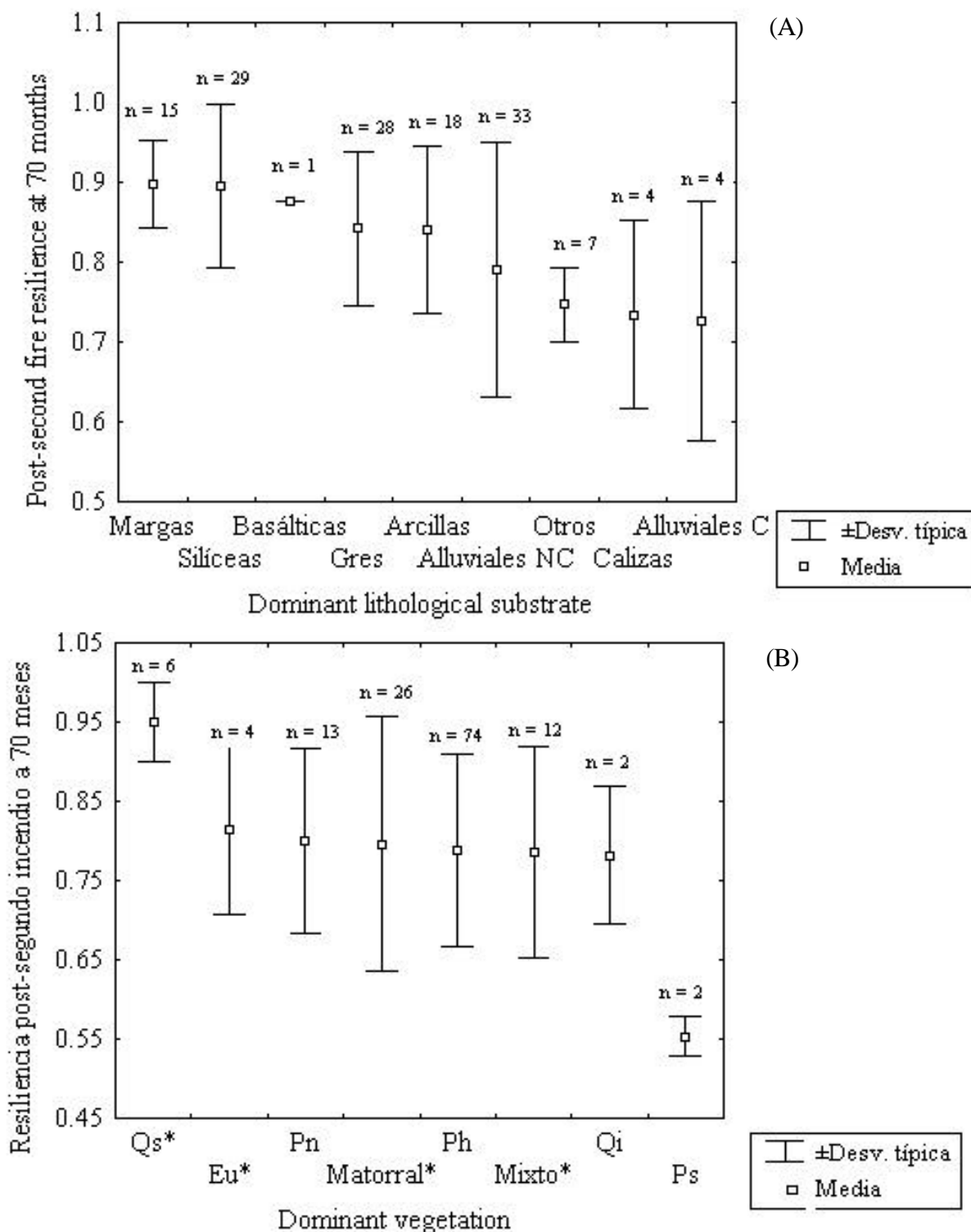


Figura 4: Resiliencia de los pinares y de las quercúes con respecto a la doble recurrencia de incendios.

6.4.5.- Tamaño de incendio

Los parámetros relacionados con la magnitud del fuego, tales como el tamaño y perímetro de incendio, no muestran ninguna correlación con la resiliencia post-incendio (regresión múltiple, modelo total: $r^2 = 0.017$, $p = 0.311$, $n = 139$ fuegos; tamaño del fuego, coeficiente de regresión estandarizado $\beta = -0.31$, $p > 0.05$; perímetro del fuego, coeficiente de regresión estandarizado $\beta = 0.244$, $p > 0.05$, medidas a 70 meses después fuego).



Figuras 5A y 5B. Qs: *Quercus suber*, Qi: *Q. ilex*, Ph: *Pinus halepensis*, Ps: *P. sylvestris*, Pn: *P. nigra*, Eu: *Eucaliptus sp.* Matorral: (Bosque Mixto). Las categorías marcadas con un asterisco en la figura 5B indica las rebrotadoras.

6.5.- DISCUSIÓN

Como se ha mostrado, la temprana recuperación de la vegetación por parte de las rebrotadoras o las especies pioneras ocurre igualmente después del primero como del segundo fuego. Sin embargo, el recubrimiento tardío se debe fundamentalmente a las especies arbóreas y arbustivas dominantes, con una debilitada capacidad para crecer después de incendios consecutivos (Zedler *et al.*, 1983; Trabaud, 1991). La relación encontrada entre los valores de resiliencia del primer y del segundo fuego, a parte de representar la respuesta de las comunidades al fuego, también sugiere que los mismos factores que determinan la recuperación post-incendio (la productividad y el potencial biológico para la regeneración, es decir, las características de la historia de vida) operan en ambos momentos (Christensen, 1993). Este resultado indica que una buena regeneración después del primer fuego no implica necesariamente una peor recuperación después de un segundo.

Por otro lado, el intervalo entre fuegos juega un rol importante en el proceso de regeneración post-incendio. Intervalos de tiempo entre incendios más cortos implican una disminución en la resiliencia del ecosistema debido a que las poblaciones vegetales no han alcanzado aún el estado reproductivo completo, o bien, para los rebrotadores perennes, no ha habido suficiente tiempo para restaurar los recursos usados en el crecimiento post-incendio (Canadell y López-Soria, 1998). El recubrimiento vegetal disminuye significativamente cuando las perturbaciones tienen lugar en intervalos cortos de tiempo (menores de 11 años), incluso en los ecosistemas mediterráneos, con un reconocido potencial de recuperación después de incendio (Trabaud, 1987; Hanes, 1971; Moreno y Oechel, 1995). La composición florística, que determina los mecanismos de regeneración y el uso de los recursos en la comunidad, juega un papel importante en esta respuesta. En algunos casos, con dominancia de especies rebrotadoras, una alta frecuencia de incendios puede reducir drásticamente el banco de yemas de los rebrotadores, o, con dominancia de germinadoras, causar la muerte de las plantas antes de que alcancen el estado reproductivo. Cuando las especies dominantes son sensibles a los fuegos recurrentes, otras especies de crecimiento más rápido o de mayor capacidad en el establecimiento, se convierten en esenciales en el proceso de la recuperación del recubrimiento vegetal. Las especies de corta vida pueden incrementar la germinación de

semillas por estimulación del calor, y también aumentar sus efectivos merced a la liberación de recursos producida por el fuego (Gill, 1981). Por lo tanto, los estudios sobre la resiliencia del ecosistema deben considerar la relación entre las características de la historia de vida y la función en el ecosistema. El presente trabajo revela que tales relaciones, que operan al nivel de comunidad, son importantes para entender los patrones observados de resiliencia a escalas regionales amplias.

Los resultados que muestran las diferencias en los valores de resiliencia entre tipos de bosques (figura 4) se deben en mayor medida al hecho de que los pinares poco densos (bajo recubrimiento arbóreo) existentes en la región suelen poseer un sotobosque más abundante, de recubrimiento más alto que los bosques perennifolios de quercíneas. Así al menos lo demuestran los datos procedentes del Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN, 1997). El valor promedio del recubrimiento del sotobosque es del 62% para los pinares (n=1945 puntos de muestreo), y del 40% para los bosques de quercíneas (n=1518 puntos de muestreo). De esta forma, este sotobosque puede asegurar el recubrimiento vegetal después de las quemaduras recurrentes.

Con respecto a las áreas quemadas una sola vez, las diferencias encontradas entre los tipos de vegetación se deben en su mayor parte a las diferencias en su resiliencia, que resulta mayor para las comunidades dominadas por las especies rebrotadoras (*Quercus suber*, *Q. ilex*, *Eucalyptus sp.*) que para las comunidades dominadas por los pinos no rebrotadores (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. halepensis*). En las comunidades dominadas por los pinos antes del fuego, el recubrimiento vegetal después de arder estaría mayormente determinado por el reclutamiento de plántulas, o bien por el crecimiento de los rebrotadores existentes en el sotobosque.

La precipitación media anual juega también un importante rol en la respuesta de los ecosistemas al fuego, dado que en los ecosistemas mediterráneos, el crecimiento vegetativo está muy influido por el estrés hídrico que tiene lugar durante el periodo de sequía estival. Además, el establecimiento de plántulas también sigue un patrón estacional ya que requiere unas condiciones de humedad (Keeley, 1986; Specht *et al.*, 1983). No obstante, los efectos a

corto plazo de la precipitación en el año inmediatamente posterior al incendio no muestran correlación alguna con la resiliencia, probablemente debido al hecho de que la rebrotada está altamente determinada por los recursos previamente almacenados en los órganos subterráneos (Canadell y López-Soria, 1998). Con respecto a la correlación negativa existente entre la resiliencia post-incendio y la radiación solar media, ésta puede bien explicarse debido a que el incremento en los valores de radiación solar implica necesariamente un aumento de la evapotranspiración, lo que podría causar deficiencias hídricas suficientes para perjudicar el establecimiento de nuevos individuos y su crecimiento. Por otro lado, la correlación negativa existente entre la altitud y post-incendio resiliencia puede deberse a la típica distribución de las comunidades mediterráneas en las áreas costeras de Cataluña: a mayores altitudes, las especies con una menor capacidad de regeneración post-incendio devienen más abundantes. Así, por ejemplo, las especies *P. nigra* y *P. sylvestris* no son capaces ni de rebrotar ni de establecer una considerable cantidad de plántulas después del fuego. El 80% de las poblaciones de estas especies se distribuyen en altitudes comprendidas entre los 450 y los 1000 m, y entre los 700 y los 1600 m respectivamente. Los rebrotadores como *Q. ilex* y *Q. suber*, y la especie semilladora *P. halepensis* se encuentran distribuidas (el 80% de sus poblaciones) desde los 240 y los 985 m, entre los 115 y los 940 m y desde los 140 a los 650 m respectivamente (datos procedentes del Segundo Inventario Forestal Nacional, IFN, 1997).

La esperada interacción entre la extensión del incendio (superficie y perímetro) y la recuperación vegetal post-incendio, no ha sido observada en el presente estudio, a pesar del reconocido papel que juega no sólo la extensión, sino también la forma, en el proceso de recuperación de la zona afectada tanto por parte de la vegetación como de la fauna (Fox y Fox, 1987).

A una escala regional, la productividad y la composición florística determinan la recuperación de la vegetación después del fuego. Los factores abióticos tienen un importante efecto en dicha recuperación. Así, la precipitación media anual y la altitud media a la que se encuentra la zona, explican una considerable parte de la variabilidad observada en tal respuesta. Las lluvias están claramente relacionadas con la disponibilidad hídrica, un factor clave en la productividad de los ambientes semiáridos. En general, la altitud está

positivamente correlacionada con la precipitación, pero los mecanismos de regeneración asociados a las comunidades mediterráneas también se hacen más raros a medida que nos alejamos de las áreas sujetas a la típica sequía estival mediterránea.

6.6.- CONCLUSIONES

Algunos trabajos anteriores han puesto de manifiesto la relevancia de la recurrencia de incendios en la respuesta de los ecosistemas al fuego a nivel de parcela. Los diversos escenarios de cambio global están revelando la importancia de los incendios como un conductor mayor de los cambios de cubiertas y usos del suelo, así como de la química atmosférica (Crutzen y Andreae, 1990). Algunas de las conclusiones que la interpretación de los resultados permite son las siguientes:

- Las medidas de NDVI obtenidas a partir de las imágenes de satélite resultan adecuadas en los estudios a gran escala que requieren el seguimiento a lo largo de extensos periodos de tiempo de variables relevantes para el análisis de los ecosistemas terrestres.
- Es interesante resaltar la importancia de la consideración del intervalo de variación fenológica previa al incendio que muestra la zona de estudio en los seguimientos de la regeneración. Tal aproximación no había sido considerada en trabajos anteriores. El rango de variación puede ser usado como referencia para determinar el nivel máximo esperado de recuperación de la vegetación (por medio del cociente entre NDVIs) que se alcanzará en el proceso de regeneración post-incendio (Malingreau *et al.*, 1985). Este aspecto puede resultar de utilidad en estudios basados en cronosecuencias después del fuego (Gracia y Sabaté, 1996).
- Las medidas de NDVI proporcionan una buena base para el seguimiento del recubrimiento vegetal, parámetro asociado a otras importantes propiedades de los ecosistemas terrestres. Aproximaciones de este tipo con una cobertura espacial y temporal larga podrían unirse a los programas de desarrollo de modelos regionales y globales y

contribuir en gran medida a una mejor representación de la dinámica de los flujos biogeoquímicos y de energía de los ecosistemas terrestres.

- Los resultados y el enfoque metodológico sugieren la inclusión del parámetro recurrencia de incendios además de la simple ocurrencia como un requisito indispensable a la hora del desarrollo de modelos capaces de reproducir escenarios de futuro sobre la vegetación dominante y el funcionamiento de los ecosistemas a una escala regional.
- Dado que la respuesta al incendio de las comunidades vegetales afectadas puede ser monitorizada, la modelización a través de las variaciones del NDVI se presenta de forma factible, con el fin de determinar las diferentes tasas de recuperación en función de las características ambientales del área afectada.
- Además de las variables topoclimáticas, el tipo de respuesta post-incendio de la vegetación dominante juega un papel esencial en la regeneración, de forma que germinadoras y rebrotadoras determinan pautas diferentes a escala regional.

6.7.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, G. L., Hanson, J. D. y Haas, R. H. 1993. Evaluating Landsat Thematic Mapper derived vegetation indices for estimating above-ground biomass on semiarid rangelands. *Remote Sensing of Environment*, 45:165-175.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63: 247-300.
- Blackburn, G. A. y Milton, E. J. 1995. Seasonal variations in the spectral reflectance of deciduous tree canopies. *International Journal of Remote Sensing*, 16:709-720.
- Canadell, J. y López-Soria, L. 1998. Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Functional Ecology*, 12:31-38.
- Christensen, N. L. 1993. Fire regimes and ecosystem dynamics. *In Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires*. Ed. por P. J. Crutzen y J. G. Goldammer. John Wiley & Sons Ltd., Berlin. Pp. 233-244.
- Crutzen, P. J. y Andreae, M. O. 1990. Biomass burning in the Tropics: impact on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science*, 250:1669-1678.
- Díaz-Delgado, R. y Pons, X. En prensa. Spatial patterns of forest fires in Catalonia (NE España) along the period 1975-1995. Analysis of vegetation recovery after fire. *Forest Ecology and Management*.
- Díaz-Delgado, R., Salvador, R. y Pons, X. 1998. *In Fire Management and Landscape Ecology*. Ed. por L. Trabaud. International Association of Wildland Fire, Fairfield, USA. Pp. 315-326.

- Duncan, J., Stow, D., Franklin, J. y Hope, J. 1993. Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 14:3395-3416.
- Fox B. J. y Fox, M. D. 1986. Resilience of animal and plant communities to human disturbance. *In Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Ed. por B. Dell, A. J. M. Hopkins y B. B. Lamont. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. Pp. 39-64.
- Fox, M. D. y Fox, B. J. 1987. The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of Eastern Australia. *In The role of fire in ecological systems*. Ed. por L. Trabaud. SPB Academic Publishing, La Haya. Pp. 23-48.
- Gamon, J. A., Field, C. B., Goulden, M. L., Griffin, K. L., Hartley A. E., Joel G., Peñuelas, J. y Valentini, R. 1995. Relationships between NDVI, canopy structure, and photosynthesis in three Californian vegetation types. *Ecological Applications*, 5:28-41.
- Gill, A. M. 1981. Adaptive responses of Australian vascular plant species to fires. *In Fire and the Australian Biota*. Ed. por A. M. Gill, R. H. Groves y I. R. Noble. Australian Academy of Science, Canberra. Pp. 243-272.
- Gracia C. y Sabaté, S. 1996. Canvis en l'estructura de la vegetació. *In Ecologia del foc*. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 162-172.
- Hanes, T. L. 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs*, 41:27-52.
- Huete, A. R., Jackson, R. D. y Post, D. F. 1985. Spectral response of a plant canopy with different soil background. *Remote Sensing of Environment*, 17:37-53.
- ICC. 1989. Mapa Geològic de Catalunya 1:250000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.

- ICC. 1997. Atlas Climàtic de Catalunya 1:500000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- ICC-DARP. 1993. Digital elevation model of Catalonia, 45 m. Institut Cartogràfic de Catalunya y Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. Edición digital.
- IFN. 1997. Segundo Inventario Forestal Nacional. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Keeley, J. E. 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fires. *In Resilience in Mediterranean-type Ecosystems*. Ed. por B. Dell, A.J.M. Hopkins y B.B. Lamont. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht. Pp. 95-112.
- Kozlowski, T. T. y Ahlgren, C. E. 1974. Fire and Ecosystems. Academic Press, New York. Pp. 542.
- Malingreau, J. P., Stephens, G. y Fellows, L., 1985. Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83. *Ambio*, 14:314-321.
- MAPA. 1980. Mapa de Cultivos y Aprovechamientos 1:50000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- Mather, P. M. 1999. Computer processing of remotely sensed images. John Wiley & Sons, New York. Pp. 292. 2nd edition.
- Menges, E. S. y Hawkes, C. V. 1998. Interactive effects of fire and microhabitat on plants of Florida scrub. *Ecological Applications*, 8:935-946.
- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.

- Moreno, J. M. y Oechel, W. C. 1995. The role of fire in Mediterranean-type Ecosystems Springer-Verlag, New York. Pp. 201.
- Palà, V. y Pons, X. 1995. Incorporation of relief into a geometric correction based on polynomials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(7):935-944.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307:321-326.
- Piñol, J. 1996. El procés de combustió i les característiques dels vegetals que l'afecten. *In Ecologia del foc*. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 76-81.
- Piñol, J., Terradas, J. y Lloret, F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change*, 38:345-357.
- Pons, X. 1996. Estimación de la radiación solar a partir de modelos digitales de elevaciones: Propuesta metodológica. *In Modelos y Sistemas de Información en Geografía*. Ed. por J. Juaristi y I. Moro. UPV-AGE, Vitoria. Pp. 87-97.
- Pons, X. y Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48:191-204.
- Rosenfeld, D. 1999. TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall. *Geophysical Research Letters*, 26:3105-3108.
- Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X. y Díaz-Delgado, R. 2000. A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*, 21:655-673.
- Schwela, D. 1998. Forest fires and their public health impacts: global aspects. *In Forest Fire Research*. Ed. por D. X. Viegas. ADAI, University of Coimbra. Pp. 23-37.

- Specht, R. L., Moll, E. J., Pressinger, F. y Sommerville, J. 1983. Moisture regime and nutrient control of seasonal growth in Mediterranean ecosystems. *In* Mediterranean-type Ecosystems. The role of nutrients. Ed. por F. J. Kruger, D. T. Mitchell y J. U. M. Jarvis. Springer-Verlag, Berlin. Pp. 120-132.
- Terradas, J. y Piñol, J. 1996. Els grans incendis: condicions meteorològiques i de vegetació per al seu desenvolupament. *In* Ecologia del Foc. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 63-75.
- Tilman, D. y Downing, J. A. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367:363-365.
- Trabaud, L. 1987. Fire and the survival traits of plants. *In* The Role of Fire in Ecological Systems. Ed. por L. Trabaud. SPB Academic Publishing, The Hague. Pp. 65-89.
- Trabaud, L. 1991. Fire regimes and phytomass growth dynamics in a *Quercus coccifera* garrigue. *Journal of Vegetation Science*, 2:307-314.
- Vélez, R. 1999. Perspectiva global de los incendios forestales en el mundo al final del siglo XX. *In* Incendios históricos. Una aproximación multidisciplinar. Ed. por E. Araque. Universidad Internacional de Andalucía, Baeza. Pp. 411-422.
- Viedma, O., Meliá, J., Segarra, D. y García-Haro, J. 1997. Modeling rates of ecosystem recovery after fires by using Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 61:383-398.
- Zedler, P. H., Gautier, C. R. y McMaster, G. S. 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology*, 64, 809-818.

7.- EFECTO DE LA SEVERIDAD DE QUEMA SOBRE LA RECUPERACIÓN DE LA VEGETACIÓN DESPUÉS DEL FUEGO. CASO DEL INCENDIO DE *BIGUES I RIELLS*.

7.1.- INTRODUCCIÓN

Los efectos del fuego sobre las plantas y el suelo varían en función de la intensidad y el tiempo de exposición (Pérez y Moreno, 1998). La intensidad viene determinada por las máximas temperaturas alcanzadas, y es considerada como uno de los parámetros esenciales a la hora de reconocer el régimen de fuegos de una región (Whelan, 1995). El tiempo de exposición o de residencia del fuego puede variar en función de la carga de combustible y las características topográficas y meteorológicas (Fahnestock y Hare, 1964). Además de estos dos factores clave para evaluar el nivel de daño que sufre una biocenosis ante un incendio, existen otros importantes como son la productividad y el potencial biológico, que condicionan la capacidad de regeneración después de la perturbación (Christensen 1993; Grubb, 1977).

La severidad de un incendio es un término descriptivo que integra los cambios físicos, químicos y biológicos ocurridos en un lugar como consecuencia del fuego (White *et al.*, 1996). Varios autores han evaluado desde diversas perspectivas el daño causado por los fuegos. Así, por un lado están los inmediatos sobre la vegetación aérea, que se manifiestan de forma evidente en la muerte o destrucción de los individuos. Ciertos individuos de porte arbóreo pueden sobrevivir gracias a que sus copas se hallan a gran altura, lo que constituye para el fuego una discontinuidad vertical del combustible. No obstante, en ciertas ocasiones, concretamente cuando el tiempo de residencia del fuego es elevado, puede producirse el denominado fenómeno de socarramiento. Una exposición prolongada a altas temperaturas puede resultar letal para estos individuos si el cambium se ve afectado (Neary *et al.*, 1999). El grosor de la corteza y las propiedades ignífugas de cada especie configuran la variabilidad de estos tiempos de exposición. El conocimiento de estos intervalos permite por ejemplo una selección de pies en aclareos por quemadas controladas (Tveten y Fonda, 1999).

Por otro lado, se encuentran los efectos sobre el suelo, también de carácter inmediato. Suelen tener mayor relevancia en los horizontes más superficiales, pues a medida que aumenta la profundidad disminuye la temperatura (Heyward, 1938; Beadle, 1940; DeBano *et al.*, 1977). En la mayor parte de los casos se produce una combustión de la materia orgánica y alteraciones en la relación C/N que pueden reducir la respuesta de regeneración (Thomas y

Wein, 1985). Indirectamente, es decir, después del incendio, suelen producirse otros efectos tales como la pérdida de nutrientes a través de la escorrentía superficial y la pérdida de elementos de granulometría fina pertenecientes a los horizontes más superficiales (Díaz-Delgado *et al.*, 1997).

También de forma indirecta, sobre la vegetación, pueden producirse fenómenos de sustitución de especies ligadas al intervalo entre fuegos, o bien una disminución del recubrimiento vegetal debido a la erosión y pérdida del substrato (Alcañiz *et al.*, 1996) que puede estar ligada a una alta recurrencia de incendios (Franklin *et al.*, 1997).

Ante todos estos efectos, nos encontramos con una variada respuesta de la vegetación capaz de regenerar después del paso del fuego. Cuáles de todos estos factores pesan más en la recuperación vegetal, es una de las cuestiones aún por resolver. Sin embargo, algunos factores relacionados con la topografía se manifiestan continuamente como son la orientación solar de la zona afectada o la pendiente (Díaz-Delgado *et al.*, 1998).

El objetivo del presente capítulo analiza los efectos de la severidad de quema sobre el proceso de regeneración vegetal a medio plazo. Para ello, se recurrió al empleo de imágenes de teledetección con objeto de efectuar un seguimiento de la variabilidad del índice de vegetación (NDVI) a lo largo del proceso de recuperación posterior a un fuego ocurrido en julio de 1994, en el municipio barcelonés de *Bigues i Riells*. Gracias al mapa de categorías de severidad realizado sobre el terreno a principios del año 1995, fue posible monitorizar de forma individual cada una de las áreas afectadas por un determinado nivel de severidad.

También se estudió la interacción de esta respuesta con la especie dominante de las cubiertas afectadas por el fuego. Se estableció como hipótesis de partida la *a priori* relación directa entre la severidad y la capacidad de regeneración. Es decir, mayores niveles de daño determinan una peor capacidad de regeneración. Por último se consideró la variabilidad topográfica, climática y forestal, procedentes de diversas capas de información auxiliar de cara, para evaluar los efectos sobre el proceso de recuperación.

7.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

El mapa de categorías de severidad se realizó entre los meses de enero y marzo de 1995. Las categorías empleadas se basan en criterios de interpretación establecidos mediante la observación sobre el terreno y en función del modelo de intensidad de fuego desarrollado por Moreno y Oechel (1989) el cual considera el número de ramas finas remanentes. Dichas categorías pretenden recoger toda la variabilidad de daño observada sobre la vegetación. Se distinguieron, además de la zona no quemada, las siguientes clases de severidad de quema (ver figura 1):

1. fuego de sotobosque
2. parte de la copa verde
3. árboles quemados que conservan las hojas quemadas
4. árboles quemados con ramas finas en todo el tronco
5. árboles quemados con ramas finas sólo en la parte superior
6. árboles quemados sin ramas finas
7. árboles quemados de los que sólo queda el tronco

Cada una de estas clases fue reconocida mediante muestreo extensivo sobre el terreno en manchas uniformes y plasmadas en una cartografía de referencia a escala 1:5000 editada por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) restituida a partir de un vuelo del año 1986. Un total de 12 hojas fueron empleadas en esta fase de construcción de la cartografía sobre el terreno.

Además de la serie temporal de imágenes MSS (capítulo 2) que se extienden desde 1975 hasta finales de 1993, se adquirieron 5 imágenes del satélite Landsat TM (resolución espacial 30 x 30 m) que cubrían el periodo 1994-1997. Las fechas de las imágenes son las siguientes:

- 05/05/1994 (60 días antes del incendio)
- 17/07/1994 (13 días después del fuego)

- 24/05/1995 (324 días después del fuego)
- 03/05/1996 (669 días después del fuego)
- 11/04/1997 (1012 días después del fuego)

De la serie de imágenes MSS se utilizaron un total de 10, cuya fecha más antigua corresponde al 4 de abril de 1991 (1180 días antes del fuego), con objeto de reconocer la variación fenológica pre-incendio en un periodo considerable y similar al post-incendio. En este caso, las MSS fueron remuestreadas a 30 m por medio de una interpolación bicúbica. Cada una de las imágenes fue utilizada para el cálculo del NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, capítulo 2). Las bandas del infrarrojo cercano y del rojo (3 y 4 del TM: 0.63-0.69 μm y 0.76-0.90 μm respectivamente; 5 y 6 del MSS: 0.6-0.7 μm y 0.7-0.8 μm respectivamente) fueron seleccionadas para el cálculo del cociente entre la diferencia de ambas bandas y su suma:

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{i, \text{IRC}} - \rho_{i, \text{R}}}{\rho_{i, \text{IRC}} + \rho_{i, \text{R}}} \quad (1)$$

donde ρ son los valores de reflectividad del píxel i en la banda del infrarrojo cercano (IRC) y del rojo (R). A pesar de que cada sensor recoge para las bandas utilizadas, intervalos espectrales diferentes, su comparación resulta posible de acuerdo con los resultados obtenidos por Teillet *et al.*, (1997) acerca de las diferencias en el cálculo de NDVI en función del ancho de banda y la resolución espacial. Estos autores muestran la relativa importancia del ancho de la banda situada en la región del rojo, recomendando un valor entorno a los 50 nm (60 nm en TM y 100 nm en MSS) y centrada en 660 nm (equivalente a la de TM y 650 nm en MSS), si bien la localización y centro de la banda espectral en la región del infrarrojo cercano no parece modificar de forma importante los valores de NDVI. Con respecto a la resolución espacial, es a partir de los 260 m donde se producen diferencias significativas en los valores de NDVI variables según las cubiertas analizadas.

Todas las imágenes fueron corregidas geométrica y radiométricamente por medio de los modelos desarrollados por Palà y Pons (1995) y Pons y Solé-Sugrañes (1994) respectivamente. El error cuadrático medio (RMS) del ajuste polinómico empleado en la

georeferenciación no superó en ningún caso el tamaño del píxel. El proceso de remuestreo se efectuó por el vecino más próximo.

Los valores de NDVI promedio fueron extraídos para todo el área afectada. A su vez, se establecieron un total de 10 áreas no quemadas exteriores al fuego a modo de zonas testigo (figura 2), en las que las cubiertas dominantes eran similares a las afectadas por el incendio, empleando para ello el *Mapa Forestal de Catalunya* 1:100000 (DARP, 1996). Los valores de NDVI de cada imagen para estas zonas control, que cubren una superficie total de 845.4 ha, fueron promediados al igual que los de las zonas quemadas. Estos valores promedio pasaron a formar parte del denominador en el cociente denominado Q_{NDVI} (ver capítulo 6), que junto con el NDVI, fueron finalmente los parámetros monitorizados. De esta forma, las variaciones fenológicas interanuales pudieron ser minimizadas para las comparaciones entre cubiertas afectadas.

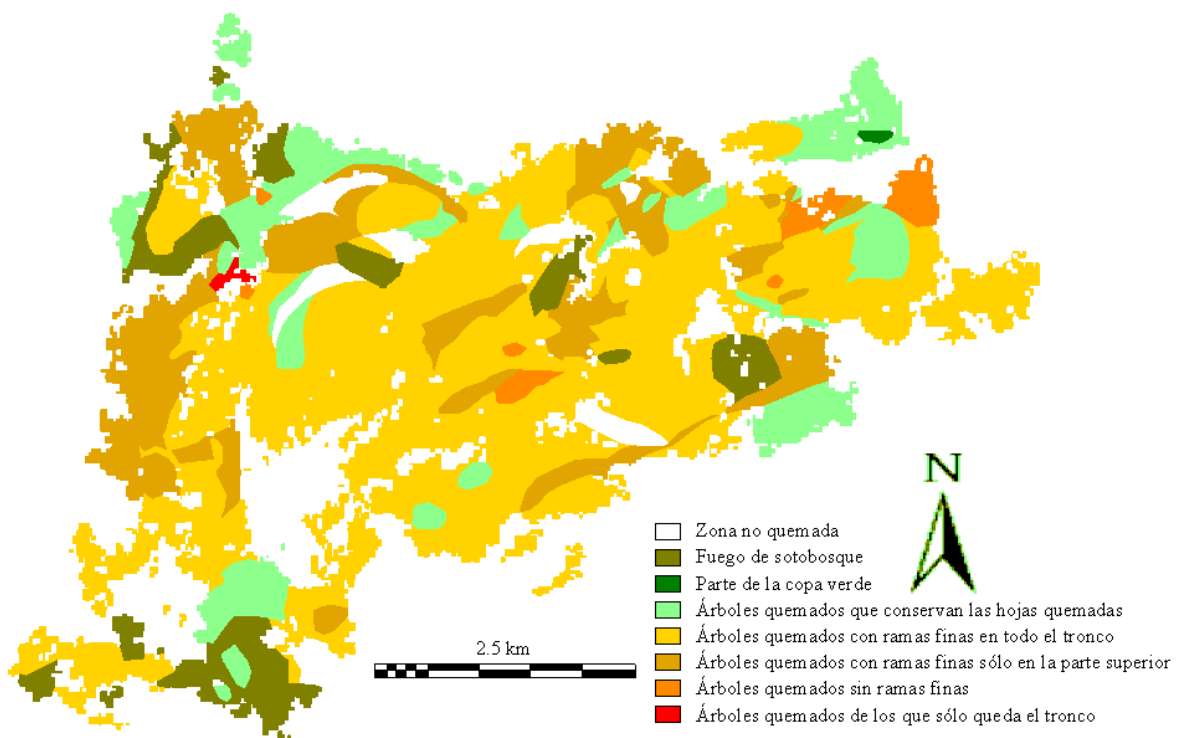


Figura 1: Mapa de severidad efectuado sobre el terreno en la zona quemada por el fuego de *Bigues i Riells* de julio de 1994. (Fuente: CREAM)

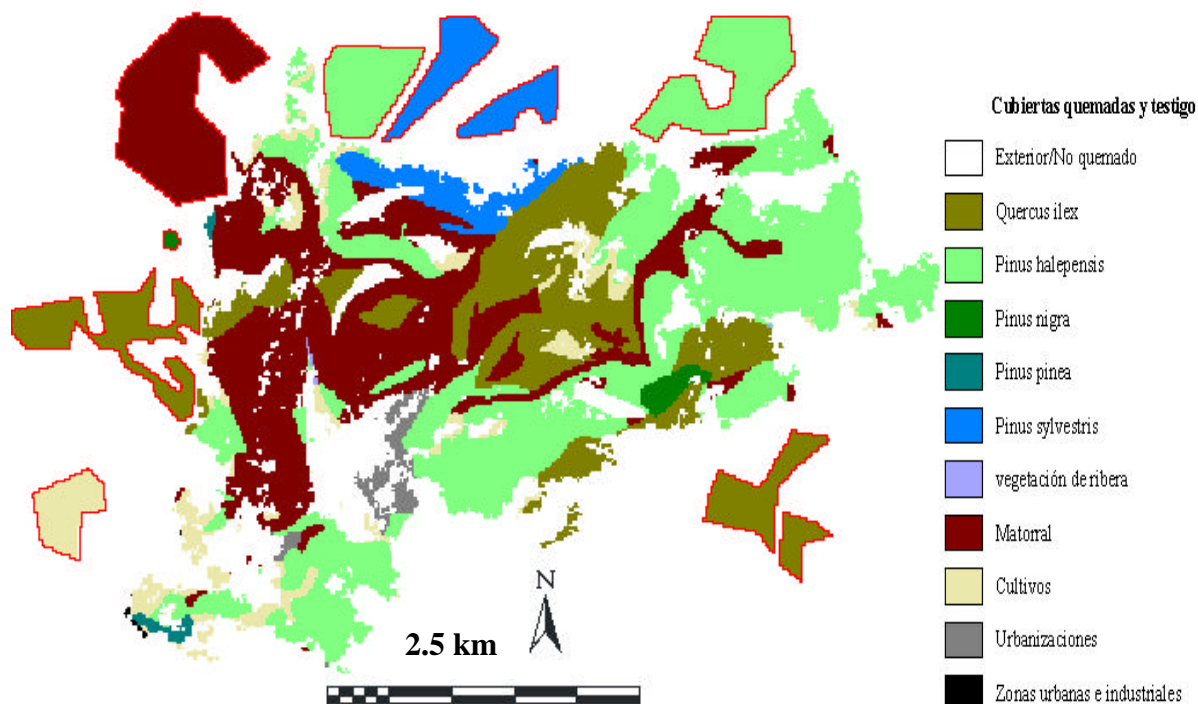


Figura 2: Mapa forestal por especie principal de la zona quemada y los testigos no quemados.

Por un lado, se llevó a cabo el proceso de seguimiento de Q_{NDVI} por categoría de severidad. Por otro, en función de la especie principal dominante de la cubierta afectada, y en último lugar en función de los resultados del cruce de ambos factores, es decir, para cada zona cubierta por una especie concreta y afectada por un nivel de daño determinado.

Paralelamente, se consideraron diversos parámetros de orden topográfico y climático: la precipitación media anual (extraídas del *Atlas Climatic de Catalunya*, ICC, 1997), la radiación real media anual (Pons, 1996), la pendiente y la altitud (MDE; ICC-DARP, 1993). Todas ellas fueron también analizadas para evaluar los niveles de daño de la zona afectada (severidad de quema) y la incidencia en la regeneración vegetal post-incendio.

Por último, a partir del Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN, 1997) y del *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya* (IEFC, 2000), ambos realizados antes del incendio (entre 1991 y 1992) en parcelas de un tamaño alrededor de 3-4 ha en el caso del IEFC y de tamaño variable en el IFN, se extrajeron para un total de 34 estaciones dentro del fuego,

diversos parámetros forestales de posible incidencia tanto en la variabilidad de la severidad de quema como en la recuperación post-incendio. Las variables consideradas fueron: la cobertura de sotobosque (%), la cantidad de hojarasca ($t \cdot ha^{-1}$), la densidad total (pies/ha), el porcentaje total de pies menores de 15 cm de DBH (%), el área basal total ($m^2 \cdot ha^{-1}$), el DBH (Diámetro Basal a una altura de 137 cm) medio total (cm), el volumen del tronco total ($m^3 \cdot ha^{-1}$), el volumen de madera total (m^3/ha), la producción de madera total ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$), la biomasa de ramas total (t/ha), el índice de área foliar total (LAI, m^2 hojas $\cdot m^{-2}$ suelo) y la cobertura arbórea total (%).

Con objeto de evaluar tanto la incidencia en la severidad de quema como en la respuesta regenerativa de estas variables espaciales, se consideraron dos indicadores de ambos procesos. Por un lado, para evaluar la severidad de quema, se calculó la diferencia de valores de NDVI y Q_{NDVI} entre las imágenes inmediatamente anterior y posterior al fuego, denominándose esta nueva variable *Ant_post*. Valores altos de *Ant_post* implicarán una pérdida importante de cubierta vegetal. Por otro lado, la respuesta regenerativa fue valorada a partir del resultado de la suma de todos los valores pre-incendio menos la suma de todos los valores post-incendio de NDVI y Q_{NDVI} . Esta variable recibió el nombre de *Distancia* por hacer referencia a la distancia que existe entre los valores alcanzados y los previos al fuego (figura 3). El método estadístico empleado en todos los casos fue el ajuste de regresión simple y el múltiple paso a paso (*Forward Stepwise*) que introduce y extrae las variables desde ninguna hasta el máximo número aumentando progresivamente la variabilidad explicada (Sokal y Rohlf, 1969).

7.3.- RESULTADOS

7.3.1.- Pauta general de la severidad y la regeneración

La tendencia general del proceso de regeneración de la zona afectada por el fuego de *Bigues i Riells* a través de los valores de Q_{NDVI} es de recuperación, si bien, a casi 3 años del fuego aún no se han alcanzado los valores previos al incendio (figura 3).

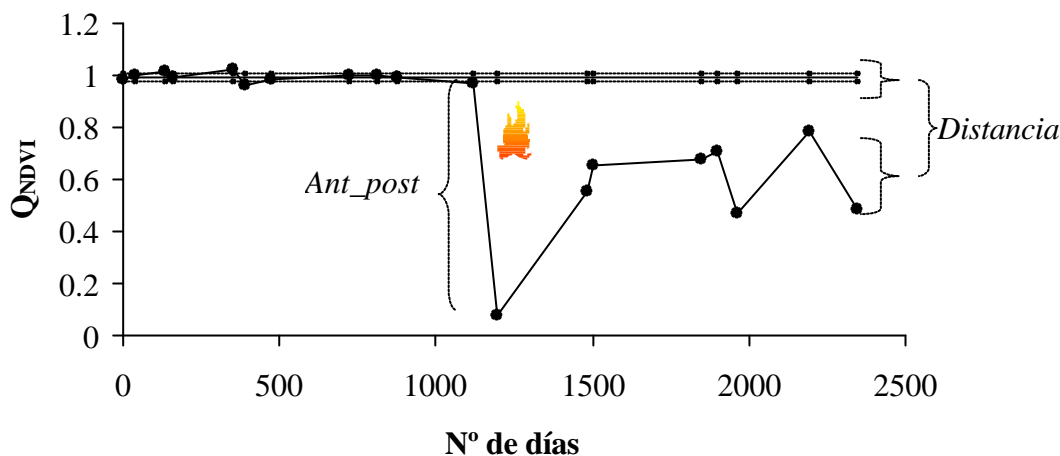


Figura 3: Variación temporal de Q_{NDVI} de toda la zona afectada antes y después del incendio de Bigues i Riells.

La desigual distribución y superficie afectada por las diferentes categorías de severidad a lo largo de toda la zona quemada (2601 ha) implicó la unión de las clases menos representadas (categoría 1 = 214.9 ha, 2 = 3.2 ha, 3 = 358.9 ha, 4 = 1490.7 ha, 5 = 470.6 ha, 6 = 56.6 ha y 7 = 5.3 ha). Las categorías unidas fueron la 2 con la 1, y la 7 con la 6 dada su similitud. El proceso de unión se realizó mediante la suma de los valores de NDVI ponderada por la superficie ocupada por cada categoría (ecuación 1):

$$NDVI_{1,2} = \frac{(\text{Área}_1 * NDVI_1) + (\text{Área}_2 * NDVI_2)}{\text{Área}_1 + \text{Área}_2} \quad (1)$$

Sin embargo, los resultados del cruce espacial con las especies dominantes proporcionaron superficies similares para el análisis (figura 4).

La primera aproximación efectuada sobre el efecto de la severidad muestra cierta ordenación de las categorías conforme al daño sufrido. Esta respuesta se aprecia en los valores de Q_{NDVI} obtenidos en la primera imagen post-incendio (figura 5). La variable *Ant_post* para cada categoría de severidad muestra una correspondencia con el nivel de daño determinado sobre el terreno.

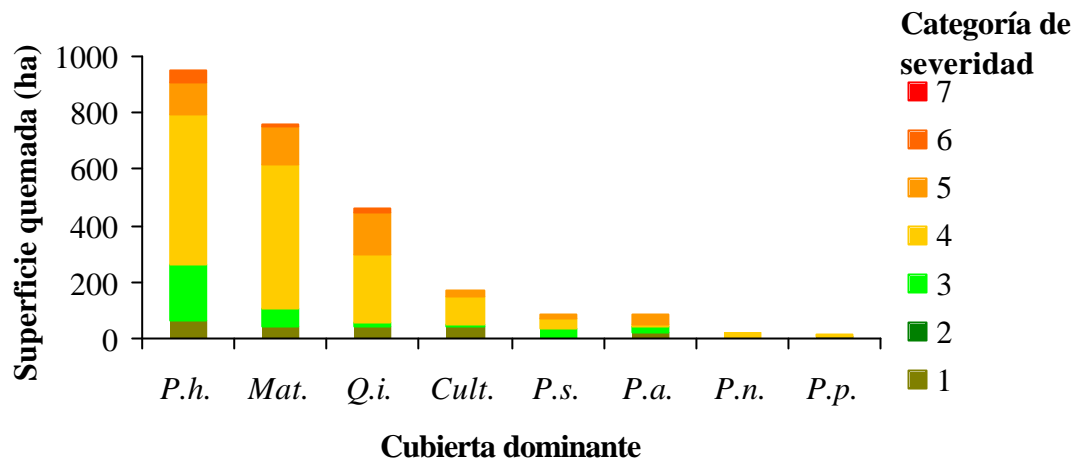


Figura 4: Superficie quemada según categoría de severidad y cubierta dominante.

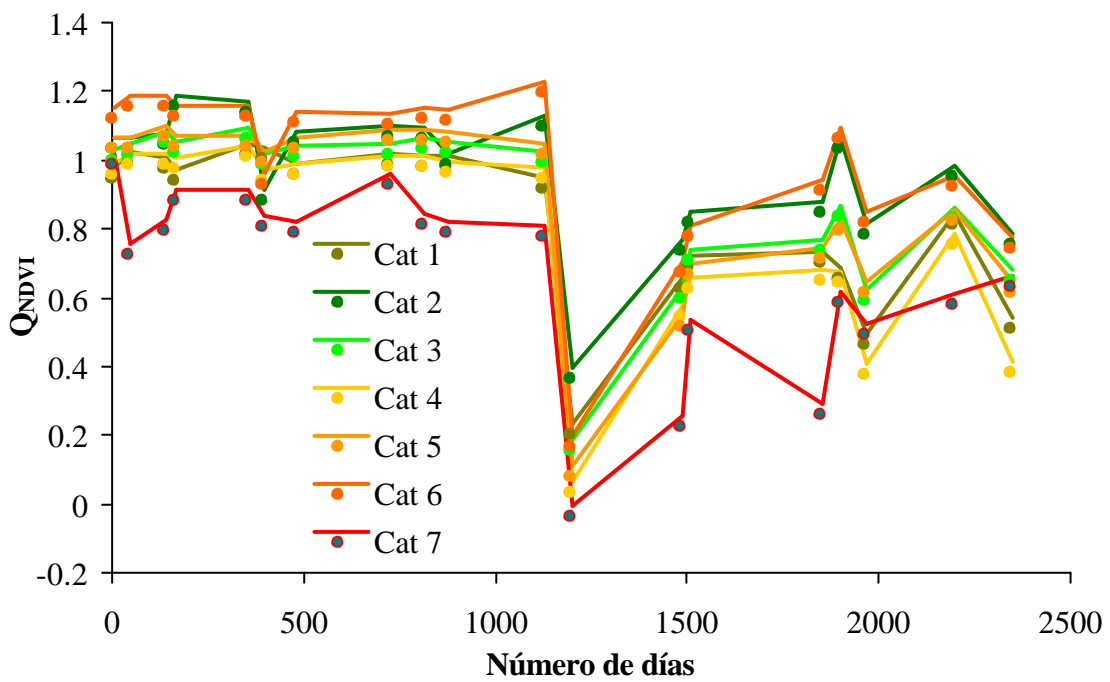


Figura 5: Variación temporal de los valores de Q_{NDVI} en función de las categorías de severidad.

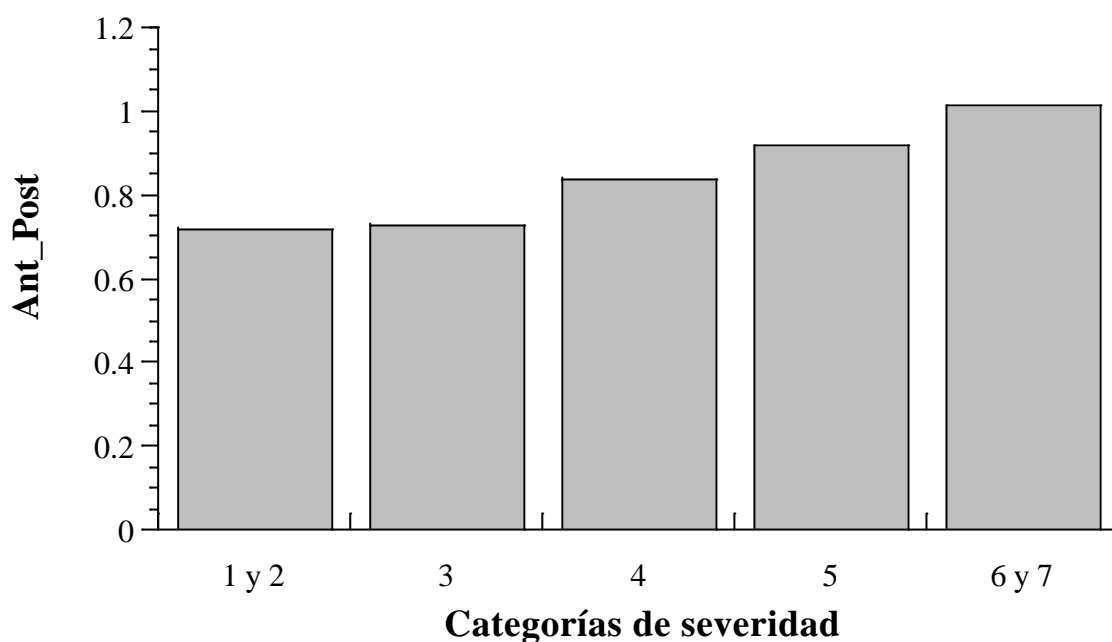


Figura 6: Relación entre la diferencia de los valores de *Ant_post* y las categorías de severidad establecidas sobre el terreno. Las categorías 1 y 2 y las 6 y 7 han sido previamente agrupadas mediante ponderación por la superficie representada.

Por el contrario, la variabilidad de la respuesta de regeneración medida mediante la variable *Distancia*, en función de la severidad sobre el terreno no muestra una ordenación del nivel de recuperación en función del daño alcanzado (tabla 1). Este hecho revela la importancia de otros factores en la respuesta regenerativa de cada clase de severidad. Es posible que algunos de estos factores, como el tipo de vegetación o los parámetros topoclimáticos, estén incidiendo en la respuesta observada.

	<i>Cats.6 y 7</i>	<i>Cat.3</i>	<i>Cats.1 y 2</i>	<i>Cat.5</i>	<i>Cat.4</i>
<i>Distancia</i>	0.36	0.38	0.38	0.44	0.47

Tabla 1: Valores ordenados de la variable *Distancia* con respecto a cada nivel de severidad.

7.3.2.- Severidad y regeneración en función de las especies dominantes.

Los valores obtenidos para la variable *Ant_post* por especie principal muestra en unidades de Q_{NDVI} , los niveles de daño genéricos para cada cubierta. Las cubiertas dominadas por *Pinus nigra* son las que presentan una mayor severidad de quema (figura 7) y una peor recuperación post-incendio.

Por otro lado, si analizamos los datos por especie principal de la cubierta afectada se obtiene una jerarquía de respuestas regenerativas que se detalla en la tabla 2. Los pinares de pino piñonero son los que muestran una mejor recuperación en el global del periodo estudiado.

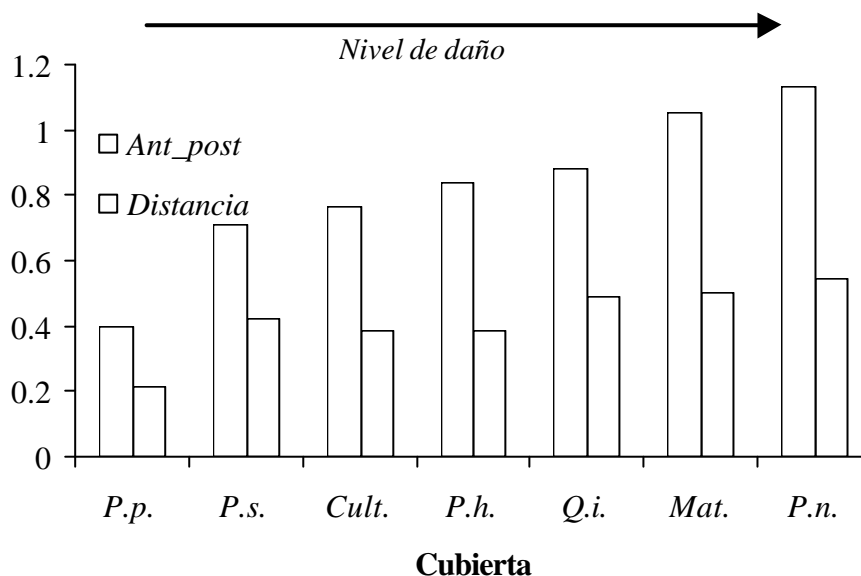


Figura 7: Valores promedio de las variables *Ant_post* y *Distancia* con respecto a la cubierta considerada. (*P.h.*, *Pinus halepensis*; *Mat.*, matorral; *Q.i.*, *Quercus ilex*; *Cult.*, cultivos; *P.s.*, *P.sylvestris*; *P.n.*, *P.nigra*; *P.p.*, *P.pinea*)

	<i>P.p.</i>	<i>Cult.</i>	<i>P.h.</i>	<i>P.s.</i>	<i>Q.i.</i>	<i>Mat.</i>	<i>P.n.</i>
<i>Distancia</i>	0.21	0.39	0.39	0.42	0.49	0.50	0.54

Tabla 2: Valores ordenados de la variable *Distancia* con respecto a la cubierta considerada. (*P.h.*, *Pinus halepensis*; *Mat.*, matorral; *Q.i.*, *Quercus ilex*; *Cult.*, cultivos; *P.s.*, *P.sylvestris*; *P.n.*, *P.nigra*; *P.p.*, *P.pinea*)

Si se cruza la información espacial procedente de ambas capas (mapa de severidad y mapa forestal), se obtienen un total de 33 nuevas categorías. La severidad de quema cuantificada a través de la variable *Ant_post* y la respuesta regenerativa, caracterizada por la variable *Distancia*, presentan una correlación significativa (figura 8). En otras palabras, las disminuciones súbitas de los valores de Q_{NDVI} pre y post-incendio, explican la variabilidad observada de la respuesta de regeneración posterior y en mayor medida si se considera la cubierta afectada.

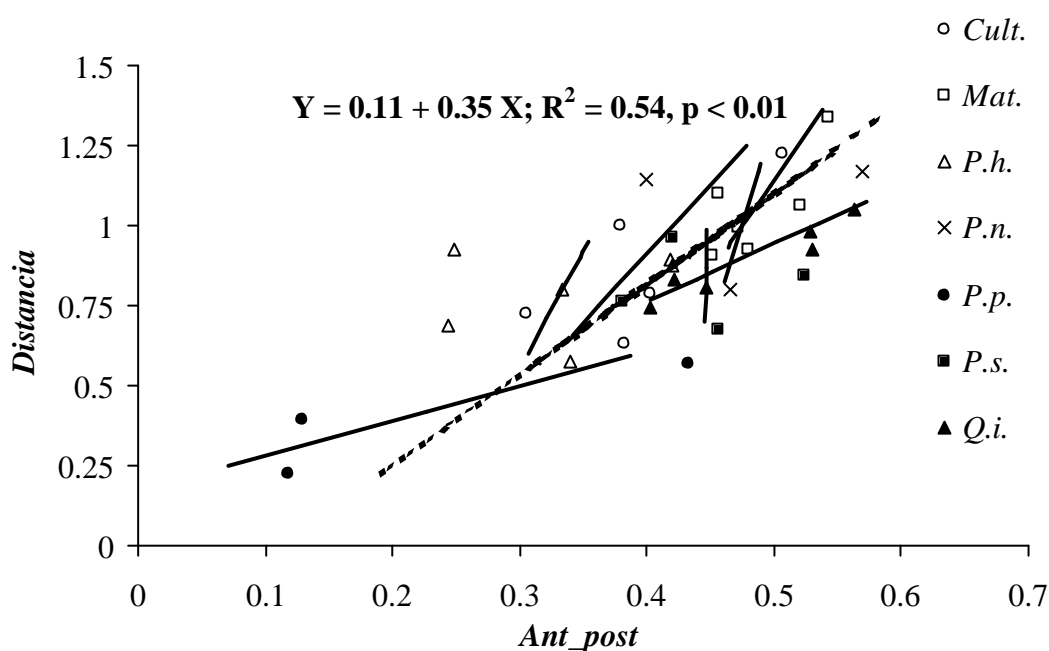


Figura 8: Relación entre la severidad de fuego en unidades de Q_{NDVI} y la respuesta regenerativa observada por cubierta afectada combinada con la severidad evaluada sobre el terreno. En línea discontinua se presenta el modelo ajustado para todas las cubiertas, en continua los modelos para cada una de ellas. (*P.h.*, *Pinus halepensis*; *Mat.*, matorral; *Q.i.*, *Quercus ilex*; *Cult.*, cultivos; *P.s.*, *P.sylvestris*; *P.n.*, *P.nigra*; *P.p.*, *P.pinea*)

7.3.3.- Parámetros forestales

Merced a la elaboración, con anterioridad al fuego, de los dos inventarios forestales, Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN) e *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya* (IEFC), se obtuvieron diversos parámetros forestales para la zona afectada y se analizó la posible correlación con las dos variables extraídas de las imágenes. En primer lugar se analizó

la relación entre la diferencia de los valores de Q_{NDVI} pre y post-incendio (*Ant_post*) y los parámetros forestales. El número de categorías resultantes de esta combinación y, presentes por lo tanto en las estaciones de los inventarios, fue de 13 (cultivos, categoría 1; matorral, categorías 1, 4 y 5; P.h., categorías 1, 3, 4 y 5; P.s., categorías 3 y 4; Q.i., categorías 4, 5 y 6). Tan solo la cantidad de hojarasca ($t \cdot ha^{-1}$) muestra un coeficiente β significativo con respecto a esta variable en el modelo de regresión múltiple *Forward stepwise* ($r^2 = 0.22$, $p < 0.17$, $n = 34$, $\beta = 0.41$, $p_{\beta} = 0.04$).

Sin embargo, cuando se considera la respuesta de regeneración observada, a través de la diferencia entre el promedio de todos los valores Q_{NDVI} pre-incendio y el promedio de todos los post-incendio (variable *Distancia* como dependiente), el análisis de regresión múltiple con los parámetros forestales como variables independiente ofrece coeficientes significativos para el área basal total ($m^2 \cdot ha^{-1}$) y la producción de madera total anual ($m^3 \cdot ha^{-1} \cdot año^{-1}$) ($r^2 = 0.30$, $n = 34$; $p = 0.06$, $\beta = -1.52$, $p_{\beta} = 0.01$ y $\beta = 0.86$, $p_{\beta} = 0.03$, respectivamente).

7.3.4.- Clima y topografía

Para el análisis de la interacción entre los parámetros topoclimáticos (precipitación media anual, radiación solar media real, clases de pendiente y clases de altitud) y las variables distancia y *ant_post*, se emplearon los valores de NDVI de un total de 8942 parcelas. Estas parcelas, constituyen en realidad grupos de píxeles, pues son el resultado de los cruces de los mapas de los parámetros topoclimáticos con el mapa de severidad y el forestal, recogiendo para cada unidad mínima toda la variabilidad. En este caso no se emplearon testigos debido a la imposibilidad de localizar todas las correspondencias con cada clase.

Con respecto a la variabilidad de la severidad de quema explicada por los parámetros topoclimáticos (variable dependiente *Ant_post*), el ajuste de regresión múltiple retiene como variables significativas la precipitación, la altitud y la pendiente (modelo total, $r^2 = 0.04$, $p < 0.001$, $n = 8942$; precipitación, $\beta = -0.19$, $p < 0.001$; altitud, $\beta = -0.03$, $p < 0.002$; pendiente, $\beta = 0.28$, $p < 0.006$).

Utilizando como variable dependiente la *Distancia* (representativa de la respuesta de regeneración), el modelo ajustado retiene los parámetros precipitación y altitud (modelo total, $r^2 = 0.13$, $p < 0.001$, $n = 8942$; precipitación, $\beta = -0.34$, $p < 0.001$; altitud, $\beta = -0.10$, $p < 0.001$). Los resultados muestran una vez más la relación entre la diferencia de la imagen anterior menos la posterior (*Ant_post*) y la distancia (suma de imágenes previas al fuego menos suma de imágenes post-incendio) ($r^2 = 0.34$, $p < 0.001$, $n = 8942$, figura 9).

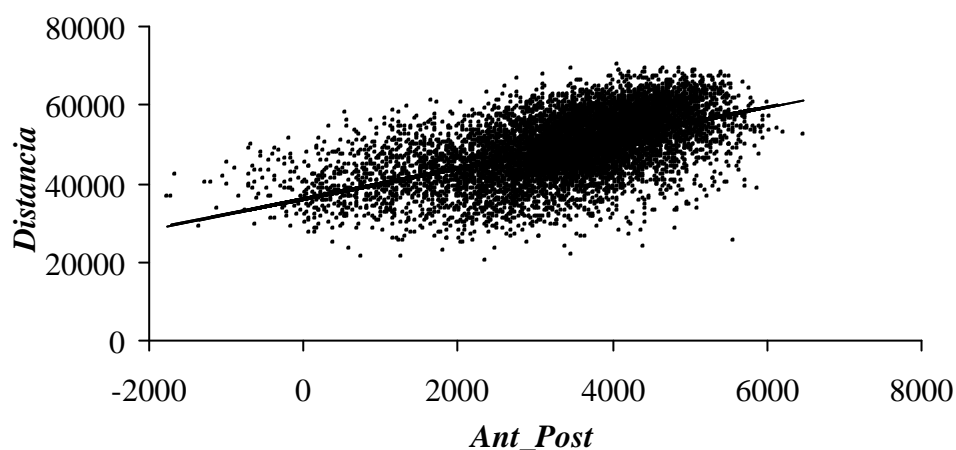


Figura 9: Relación entre la variable *Ant_post* y la respuesta regenerativa observada por parcela analizada (ambas en unidades de NDVI, ver texto para explicación).

De nuevo, puede constatarse dicha relación por especies o cubiertas dominantes previas al incendio. Las mejores correlaciones se alcanzan en las zonas donde dominaba el encinar y los pinares de pino salgareño y silvestre. Pero el parámetro más indicativo resulta ser la pendiente que correlaciona ambos parámetros. En el supuesto caso de una zona quemada con distintas severidades y cuya respuesta regenerativa fuera nula para todas ellas, esta pendiente sería igual a 0. Cualquier pendiente superior a 0 indica una respuesta de regeneración ligada a la severidad de quema. Pendientes mayores implican mejor respuesta ante severidades más bajas y peor respuesta a altos niveles de daño. Las cubiertas de matorral con la mayor pendiente son representativas de este comportamiento (pendiente = 4.5). Las cubiertas afectadas en las que dominaba *P. halepensis* poseen la pendiente más baja de todas.

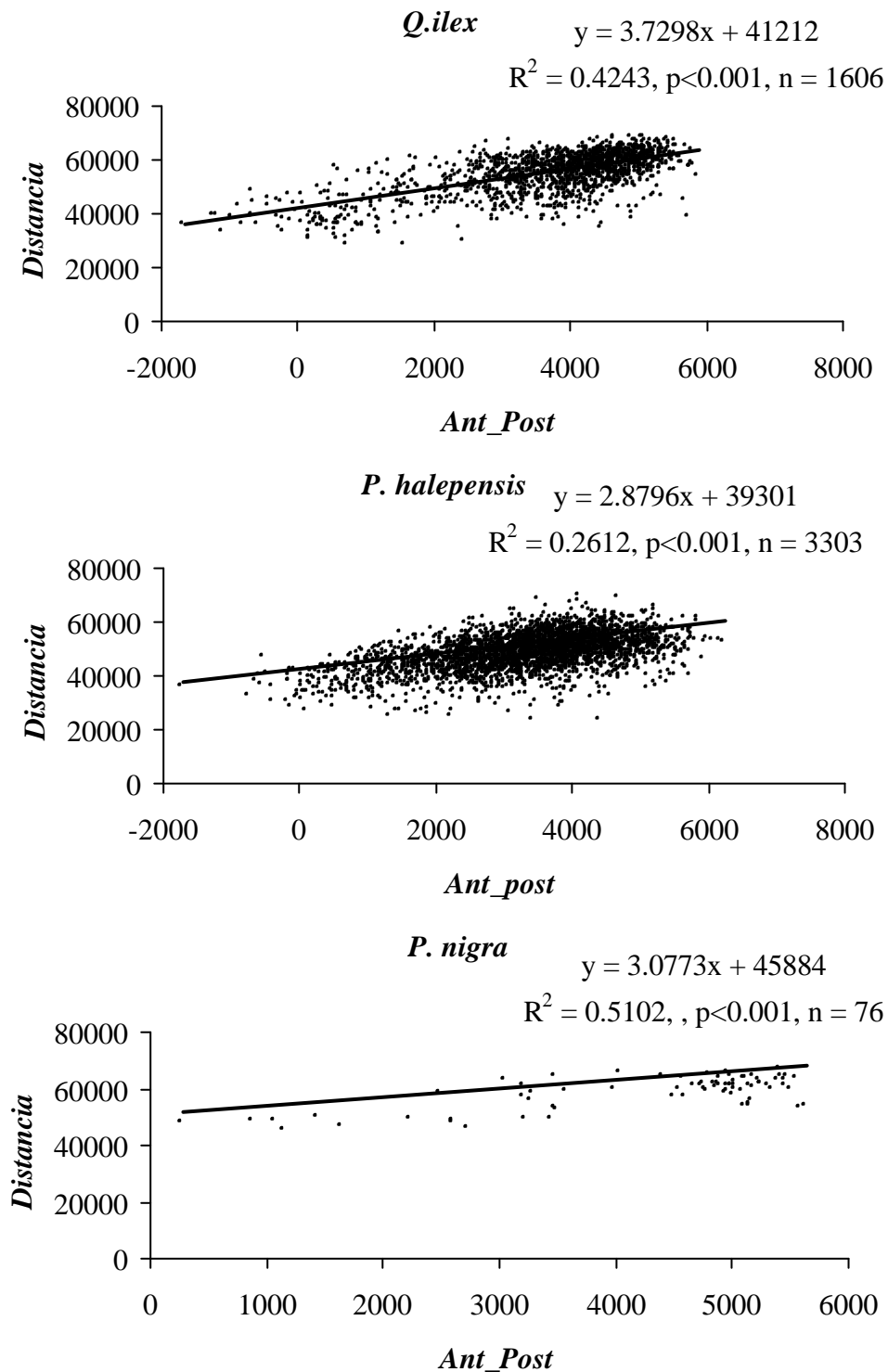


Figura 10: Relación entre la variable *Ant_post* y la respuesta regenerativa observada por parcela analizada y especie dominante de la cubierta afectada. En este caso se muestran las zonas cubiertas por encinares y pinares de pino carrasco y salgareño.

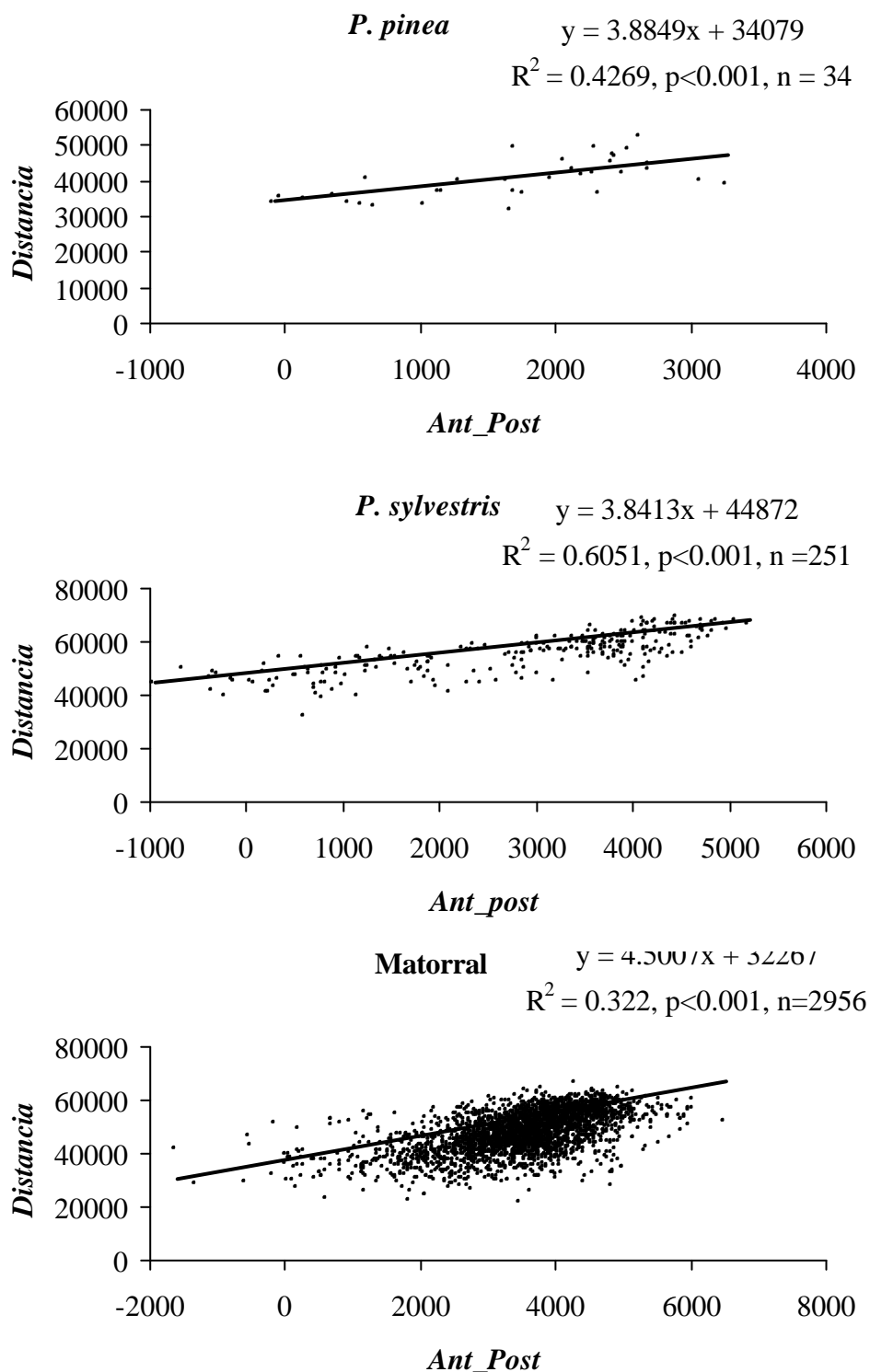


Figura 11: Relación entre la variable *Ant_post* y la respuesta regenerativa observada por parcela analizada y especie dominante de la cubierta afectada. En este caso se muestran las zonas cubiertas por matorral y pinares de pino piñonero y silvestre.

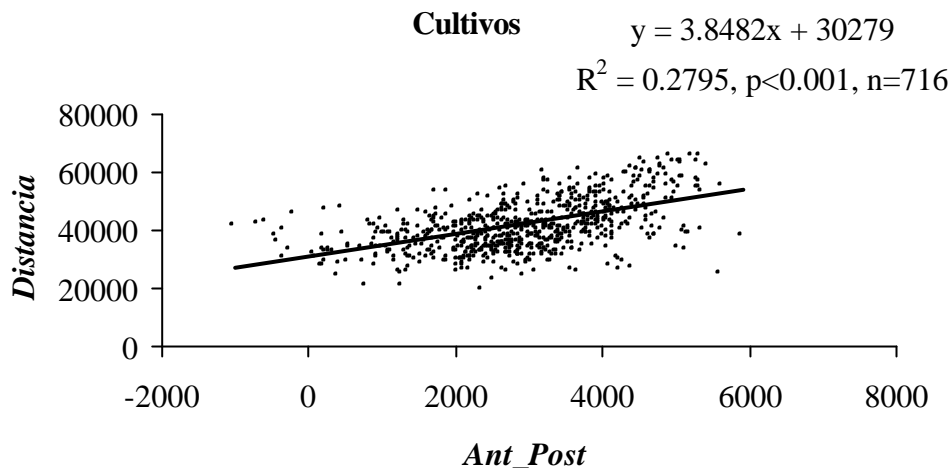


Figura 12: Relación entre la variable *Ant_post* y la respuesta regenerativa observada por parcela analizada y especie dominante de la cubierta afectada. En este caso se muestran las zonas cultivadas antes del incendio.

7.4.- DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos, muestran una relación importante entre la variable *Ant_post* y las categorías de la severidad de quema establecidas sobre el terreno. Este hecho permite corroborar la utilidad del NDVI en la determinación de la severidad de quema. El NDVI resulta también representativo del proceso de recuperación de la vegetación después del fuego (Minnich, 1983; Malingreau *et al.*, 1985; Viedma *et al.*, 1997), notablemente en las etapas iniciales (Salvador *et al.*, 2000). En la zona quemada por el incendio de *Bigues i Riells*, las variables extraídas de las imágenes *Ant_post* (severidad de quema) y *Distancia* (respuesta regenerativa) muestran en todos los casos (por categoría de severidad, por cubierta dominante, por el cruce entre ambas, por estación de muestreo de los inventarios forestales y por parcela o grupo de píxeles resultante del cruce con las variables topoclimáticas) una correlación significativa. Estas correlaciones indican en todos los casos que el nivel de daño ejercido por el fuego sobre una zona concreta determina la capacidad de regeneración post-incendio. Ahora bien, esta respuesta no sólo está condicionada por la severidad de quema sino que existe una influencia importante de otros factores.

Uno de estos factores, la especie o cubierta dominante, muestra una relación con respecto a las variables *Ant_post* y *Distancia*, que sitúa como más afectados a los pinares de *P. nigra* y los menos afectados los de *P. pinea* (figura 7). Si recurrimos a los datos del IEFC y extraemos los parámetros forestales medios de cada especie dominante en la parcela muestreada dentro del incendio (sólo la encina, el pino carrasco y el pino silvestre figuran como dominantes en alguna de las estaciones), encontramos que existe una correlación negativa significativa entre la variable *Ant_post* y la producción de madera total ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$) por especie dominante ($r^2 = 0.99$, $p < 0.02$). Es decir, cuanto menor es la producción de madera por especie, mayor es la severidad de quema (de mayor a menor producción: *P. sylvestris*, *P. halepensis* y *Q. ilex*).

El análisis de la importancia de las especies dominantes en la relación severidad/regeneración efectuado por parcelas (figuras 10, 11 y 12) corrobora los resultados previos. Ahora bien, si se analizan los valores mínimos observados de *Ant_Post* (máxima severidad sufrida), las únicas cubiertas comparables en términos de severidad son las dominadas por *P. halepensis*, *Q. ilex* y matorral (-1706.33, -1760.19 y -1604.49 respectivamente). Entre ellas, la mayor pendiente corresponde al matorral, seguida de la de la encina y por último la del pino carrasco. Esta jerarquía en la respuesta no solo indicaría una mayor capacidad de respuesta inmediata debida a la posibilidad de rebrotar (matorral y encinar) ante una severidad de quema similar, sino también una reducida capacidad de recuperación de las zonas en las que dominaba el pino carrasco por parte del sotobosque.

Con respecto a los parámetros forestales, existe una correlación positiva entre la cantidad de hojarasca y la variable *Ant_post*. Por su parte, la cantidad de hojarasca ha sido establecida como factor determinante de las temperaturas alcanzadas en un incendio (Franklin *et al.*, 1997). Su interacción positiva con la severidad se amplifica cuando se combina con pendientes de gran inclinación. La hojarasca juega así un papel relevante a la hora de incrementar la duración del fuego en una zona concreta (tiempo de residencia). La respuesta regenerativa estimada por medio de la variable *Distancia* muestra una correlación negativa con el área basal total ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) y positiva con la producción de madera total ($\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$). La valoración de la respuesta de regeneración efectuada mediante la variable *Distancia* sobre

las estaciones de los inventarios que se vieron afectadas por el fuego muestra la importancia de la tasa de crecimiento vegetativo en la recuperación vegetal a través de la variable producción de madera total. Por el contrario, las cubiertas en las que el área basal total es elevada, no parecen responder muy bien ante el fuego. Los árboles de mayor edad y que corresponden a las clases de mayor tamaño pueden ver reducida su capacidad de regeneración como consecuencia de la pérdida del potencial meristemático necesario para la producción de nuevos tejidos. La mortalidad producida por severidades de quema extremas implica una reducción en el área basal (Elliot *et al.*, 1999; Harrod *et al.*, 1998). Sin embargo, varios estudios sobre zonas en las que el factor fuego ha sido totalmente suprimido o en las que por otros motivos se ha producido un incremento en el área basal, indican una pérdida de capacidad de respuesta y una recesión sucesional ante perturbaciones como el fuego, la sequía o las plagas (Sherman y Warren, 1988; Anderson y Brown, 1986). Los autores sugieren que los bosques maduros susceptibles de arder, acumulan gran cantidad de combustible lo que incrementaría la intensidad de un incendio convirtiéndose en bosques abiertos. Por el contrario, en los bordes del bosque y zonas abiertas, la cantidad y distribución del combustible y la respuesta de las especies a los incendios características permitirían considerar al fuego como un factor promotor de estabilidad.

Por último, la altitud, la precipitación y la pendiente se encuentran relacionadas con la severidad de quema, mediante la variable *Ant_post*. Las dos primeras de forma negativa, es decir, mayores altitudes y valores de precipitación media implican un menor nivel de daño en la vegetación. Por el contrario, a pendientes más elevadas se producen unas categorías de severidad más extremas. Sin duda, la relación entre estos factores y la intensidad del incendio así como con el tiempo de residencia, explica gran parte de la variabilidad observada en la severidad de quema y la correlación encontrada con ella.

Cuando se analiza la respuesta de regeneración, se mantienen como determinantes la precipitación media anual y la altitud, contribuyendo positivamente a la regeneración vegetal a medida que éstas aumentan. En estas zonas la intensidad (temperatura) sería más baja y la productividad post-incendio mayor. Uno de los factores de mayor incidencia en el comportamiento del fuego y el incremento de las temperaturas del frente de fuego es la

pendiente (Franklin *et al.*, 1997). También algunos autores han determinado la relación entre largos periodos de sequía y el incremento en la severidad de quema (Sampaio *et al.*, 1993), lo cual podría también verse reflejado a través de las diferencias de precipitación media entre zonas afectadas por el mismo fuego. La altitud y la precipitación media anual suelen estar correlacionadas como en el caso de la zona afectada por el fuego de *Bigues i Riells*, lo cual explica la menor severidad encontrada en estas zonas, y la mejor regeneración en consecuencia de los beneficios de un régimen de lluvias más benévolo.

7.5.- CONCLUSIONES

La aproximación efectuada ha permitido establecer un protocolo de estudio para el análisis de la influencia de la severidad de quema sobre la regeneración vegetal a partir de las imágenes de teledetección. Además, se han extraído dos nuevos parámetros indicadores del proceso de regeneración y del nivel de daño de un fuego, a través del seguimiento temporal de una zona quemada. Estos indicadores se basan en el NDVI. En función de los resultados obtenidos, por medio del análisis de las variables *Ant_post* y *Distancia* (equivalentes a la severidad de quema y la recuperación post-incendio respectivamente), se establecen las siguientes conclusiones.

- La variable *Ant_post* se ajusta en gran medida a las categorías de severidad observadas en el terreno. Además, determina la respuesta de regeneración a través de su correlación en todos los casos con la variable *Distancia*.
- Por otro lado, el indicador *Ant_post* podría ayudar a establecer una valoración general de la severidad de cualquier incendio y permitir la comparación entre fuegos de diferente magnitud con el propósito de establecer relaciones entre diferentes parámetros del régimen de fuegos de una región. Asimismo, podría contribuir a predecir la respuesta de regeneración esperada en función del nivel de severidad alcanzado por el fuego.
- El reparto de la severidad de quema entre las especies o cubiertas dominantes parece responder a un gradiente de producción total de madera anual, al menos para 3 de las 7

cubiertas afectadas (*P. halepensis*, *Q. ilex* y *P. sylvestris*), es decir cuanto menor es la producción de madera por especie, mayor es la severidad de quema.

- La variabilidad observada en la respuesta de regeneración post-incendio es explicada en gran medida por la severidad de quema sufrida y por la especie o cubierta dominante. Las diferencias entre las cubiertas más comparables en términos de severidad (*P. halepensis*, *Q. ilex* y matorral) indican una mayor capacidad de respuesta inmediata al incendio debida a la posibilidad de rebrotar (matorral y encinar) y la escasa capacidad de rápida recuperación de las zonas dominadas por el pino carrasco (incluyendo el sotobosque).
- Ciertos parámetros forestales muestran una correlación significativa con la severidad de quema y con la recuperación de la vegetación después del fuego de *Bigues i Riells*. Formaciones que presentan abundante hojarasca parecen haber sufrido el mayor daño en este incendio. La respuesta de regeneración resultó mejor en formaciones que poseían una menor área basal y una tasa de producción total de madera elevada.
- La variabilidad existente en la zona quemada estudiada con respecto a la altitud, la precipitación y la pendiente ha permitido explicar en cierta medida la severidad de quema alcanzada. De esta forma, los valores altos de precipitación y altitud determinan parcialmente una menor severidad causada por el fuego, la cual se hace más extrema en terrenos en los que abundan las grandes pendientes. Sin embargo, al tratarse de la respuesta de regeneración, tan sólo parecen contribuir a ella la altitud y la precipitación perdiendo su significación la pendiente y la radiación solar.
- Finalmente, es importante destacar lo aceptable que resulta la metodología empleada desde un punto de vista explicativo a la hora de determinar la relación severidad/regeneración. No obstante, aún es temprano para confirmarla como modelo predictivo con objeto de estimar la respuesta regenerativa de cada zona afectada por niveles de severidad diferentes.

7.6.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson, R. C. y Brown, L. E. 1986. Stability and instability in plant communities following fire. *American Journal of Botany*, 73(3):364-368.
- Alcañiz, J. M., Serrasolsas, I. y Vallejo, R. 1996. Efectes dels incendis forestals sobre el sòl. *In Ecologia del Foc*. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 111-130.
- Beadle, N. C. W. 1940. Soil temperatures during forest fires and their effect on the survival of vegetation. *Journal of Ecology*, 28:180-192.
- Christensen, N. L. 1993. Fire regimes and ecosystem dynamics. *In Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires*. Ed. por P. J. Crutzen y J. G. Goldammer. John Wiley & Sons Ltd., Berlin. Pp. 233-244.
- DARP. 1996. Mapa Forestal de Catalunya 1:100.000. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- DeBano, L. F., Savage, S. M. y Hamilton, D. M. 1977. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Journal of the Soil Science Society of America*, 40:779-782.
- Díaz-Delgado, R., Rolando, C. y Loisel, R. 1997. Estudio Sincrónico de la Dinámica de Reconstitución Post-incendio de los Suelos y de la Vegetación del 'Massif des Maures' (Provenza, SE Francia). *In Actas de las V Jornadas de la Asociación Española de Ecología Terrestre*. Area de Ecología, Universidad de Córdoba, Córdoba. Pp. 75.
- Díaz-Delgado, R., Salvador, R. y Pons, X. 1998. *In Fire Management and Landscape Ecology*. Ed. por L. Trabaud. International Association of Wildland Fire, Fairfield. Pp. 315-326.

- Elliott, K. J., Hendrick, R. L., Major, A. E., Vose, J. M. y Swank, W. T. 1999. Vegetation dynamics after a prescribed fire in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*, 114(2-3):199-213.
- Fahnestock, G. R. y Hare, R. C. 1964. Heating of tree trunks in surface fires. *Journal of Forestry*, 62: 779-805.
- Franklin, S. B., Robertson, P. A. y Fralish, J. S. 1997. Small-scale fire temperature patterns in upland *Quercus* communities. *Journal of Applied Ecology*, 34(3):613-630.
- Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, 52:107-145.
- Harrod, J., White, P. S. y Harmon, M. E. 1998. Changes in xeric forests in Western Great Smoky Mountains National Park, 1936-1995. *Castanea*, 63(3):346-360.
- Heyward, F. 1938. Soil temperatures during forest fires in the Longleaf Pine region. *Journal of Forestry*, 36: 478-491.
- ICC-DARP. 1993. Modelo digital de elevaciones de Cataluña, 45 m. Institut Cartogràfic de Catalunya y Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- ICC. 1997. Atlas Climàtic de Catalunya 1:500 000. Institut Cartogràfic de Catalunya, Barcelona.
- IEFC. 2000. Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya, Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. Pp. 90.
- IFN. 1997. Segundo Inventario Forestal Nacional. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

- Malingreau, J. P., Stephens, G. y Fellows, L., 1985. Remote sensing of forest fires: Kalimantan and North Borneo in 1982-83. *Ambio*, 14:314-321.
- Minnich, R. A. 1983. Fire mosaics in Southern California and Northern Baja California. *Science*, 219:1287-1294.
- Moreno, J. M y Oechel, W. C. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecologica-Oecologia Plantarum*, 10(1):57-68.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F. y Ffolliott, P. F. 1999. Fire effects on belowground sustainability. A review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122(1-2):51-71.
- Palà, V. y Pons, X. 1995. Incorporation of relief into a geometric correction based on polynomials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(7):935-944.
- Pérez, B. y Moreno, J. M. 1998. Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires. *Plant Ecology*, 139(1):91-101.
- Pons, X. 1996. Estimación de la radiación solar a partir de modelos digitales de elevaciones: Propuesta metodológica. *In Modelos y Sistemas de Información en Geografía*. Ed. por J. Juaristi y I. Moro. UPV-AGE, Vitoria. Pp. 87-97.
- Pons, X. y Solé-Sugrañes, L. 1995. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48:191-204.
- Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X. y Díaz-Delgado, R. 2000. A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*, 21:655-673.

- Sampaio, E. V. S. B., Salcedo, I. H. y Kauffman, J. B. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. *Biotropica*, 25(4):452-460.
- Sherman, R. J. y Warren, R. K. 1988. Factors in *Pinus ponderosa* and *Calocedrus decurrens* mortality in Yosemite Valley, USA. *Vegetatio*, 77(1-3):79-85.
- Sokal, R. R. y Rohlf, J. F. 1969. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, New York. Pp. 776. 3ª edición.
- Teillet, P. M., Staenz, K. y Williams, D. J. 1997. Effects of spectral, spatial, and radiometric characteristics on remote sensing vegetation indices of forested regions. *Remote Sensing of Environment*, 61:139-149.
- Thomas, P. A. y Wein, R. W. 1985. The influence of shelter and the hypothetical effect of fire severity on the postfire establishment of conifers from seed. *Canadian Journal of Forest Research*, 15(1):148-155.
- Tveten, R. K. y Fonda, R. W. 1999. Fire Effects on Prairies and Oak Woodlands on Fort Lewis, Washington. *Northwestern Science*, 73(3):145-148.
- Viedma, O., Meliá, J., Segarra, D. y García-Haro, J. 1997. Modeling rates of ecosystem recovery after fires by using Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 61:383-398.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 346.
- White, J. D., Ryan, K. C., Key, C. y Running, S. W. 1996. Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 6(3):125-136.

IV.- EMPLEO DE IMÁGENES DE TELEDETECCIÓN PARA EL ANÁLISIS DE LA SEVERIDAD DE QUEMA.

**8.- EMPLEO DE IMÁGENES DE TELEDETECCIÓN PARA EL ANÁLISIS DE
LOS NIVELES DE SEVERIDAD CAUSADOS POR EL FUEGO.**

8.1.- INTRODUCCIÓN

La severidad de un incendio es un término descriptivo que integra los cambios físicos, químicos y biológicos ocurridos en un lugar como consecuencia del fuego (White *et al.*, 1996). Las diferencias observadas en severidad están íntimamente relacionadas con el impacto causado por la cantidad de calor desprendido. La cartografía de la severidad resulta de interés por dos motivos: 1) como cartografía de base para la gestión post-incendio (replantaciones, extracciones madereras, seguimiento de la regeneración, protección del suelo contra la erosión, etc.); 2) como valiosa información para los modelos probabilísticos de simulación de fuegos en base a las relaciones existentes entre severidad y parámetros ambientales (Kushla y Ripple, 1997).

El fuego en la región mediterránea tiene diversos efectos sobre la vegetación como consecuencia de la gran complejidad que presentan las comunidades vegetales y de la interferencia ejercida por el pastoreo, el aclareo y las actividades de quema, aunque también debido a las diferentes respuestas de la vegetación al tipo de intensidad de cada fuego, la estación del año en la que tuvo lugar y la frecuencia de quema (Le Houerou, 1973). Las diferentes intensidades del incendio son debidas a la carga y características del combustible presente (humedad, componentes volátiles e inflamables, etc.), las condiciones meteorológicas en las que se desarrolla el incendio (con la importante influencia de la velocidad del viento, la humedad relativa y la temperatura), y la variabilidad topográfica de la zona afectada (Whelan, 1995). Así, en la mayoría de incendios forestales, los efectos del fuego se revelan en un mosaico de niveles de daño causados a la vegetación y al suelo en función de la virulencia con la que las llamas transcurrieron por cada zona. Además, cuanto mayor es la superficie afectada, mayores las diferencias en los patrones de severidad (Caetano *et al.*, 1994).

Los incendios consumen la cubierta vegetal, carbonizan el terreno, y alteran el color del suelo (White *et al.* 1996). Estos cambios físicos resultan obvios pudiendo ser detectados mediante los sensores embarcados en las plataformas de teledetección. No obstante, las

diferentes cubiertas representantes de cada severidad no están exentas de confusión a la hora de ser interpretadas.

8.2.- OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es realizar una primera aproximación metodológica para evaluar la aplicabilidad de las imágenes de teledetección en la cartografía de la severidad de este incendio. Para ello, se efectuó una clasificación de la severidad del incendio de *Bigues i Riells* ocurrido el 4 de Julio de 1994 empleando una imagen del sensor TM (*Thematic Mapper*) del satélite Landsat 5 captada inmediatamente después del incendio. Para ello, se emplean técnicas de clasificación convencionales como son el análisis lineal de mezclas espectrales y una clasificación mixta que conjuga la no supervisada (*clustering*) y la supervisada (mediante el empleo de áreas de entrenamiento). Asimismo, se persigue evaluar la correlación entre un mapa de categorías de daño efectuado sobre el terreno después del incendio y el resultado de la clasificación.

Como premisa de partida se establece que la severidad de quema está directamente relacionada con la abundancia de carbón tras el incendio, dada la detectabilidad de éste a través de las bandas del sensor multiespectral empleado en este estudio.

8.3.- ÁREA DE ESTUDIO

El fuego analizado afectó los municipios de *Sant Quirze Safaja*, *Bigues i Riells*, *Montmany-Figaró* y *Sant Feliu de Codines* principalmente, dentro de la comarca del *Vallès Oriental* (Barcelona). El perímetro del incendio fue extraído de la base documental de incendios de Cataluña para el periodo 1975-1995 (ver Salvador *et al.*, 1998). Un total de 2601 ha de diferentes cubiertas vegetales ardieron desde el 3 al 4 de Julio de 1994 (figura 1a). La altitud de la zona quemada varía entre 190 y 960 m, las pendientes entre 3 y 55 grados, con el 90% del territorio con pendientes entre 3 y 30 grados (cálculos efectuados a partir del Modelo Digital de Elevaciones de Cataluña de 45 m x 45 m de tamaño de píxel, ICC-DARP, 1993). La radiación solar media anual recibida varía entre 4400 y 11000 kJ·m⁻²·dia⁻¹ (figura 1), con

un 90% de superficie que recibe entre 8000 y 11000 $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{día}^{-1}$ (Pons, 1996; Ninyerola, 1997).

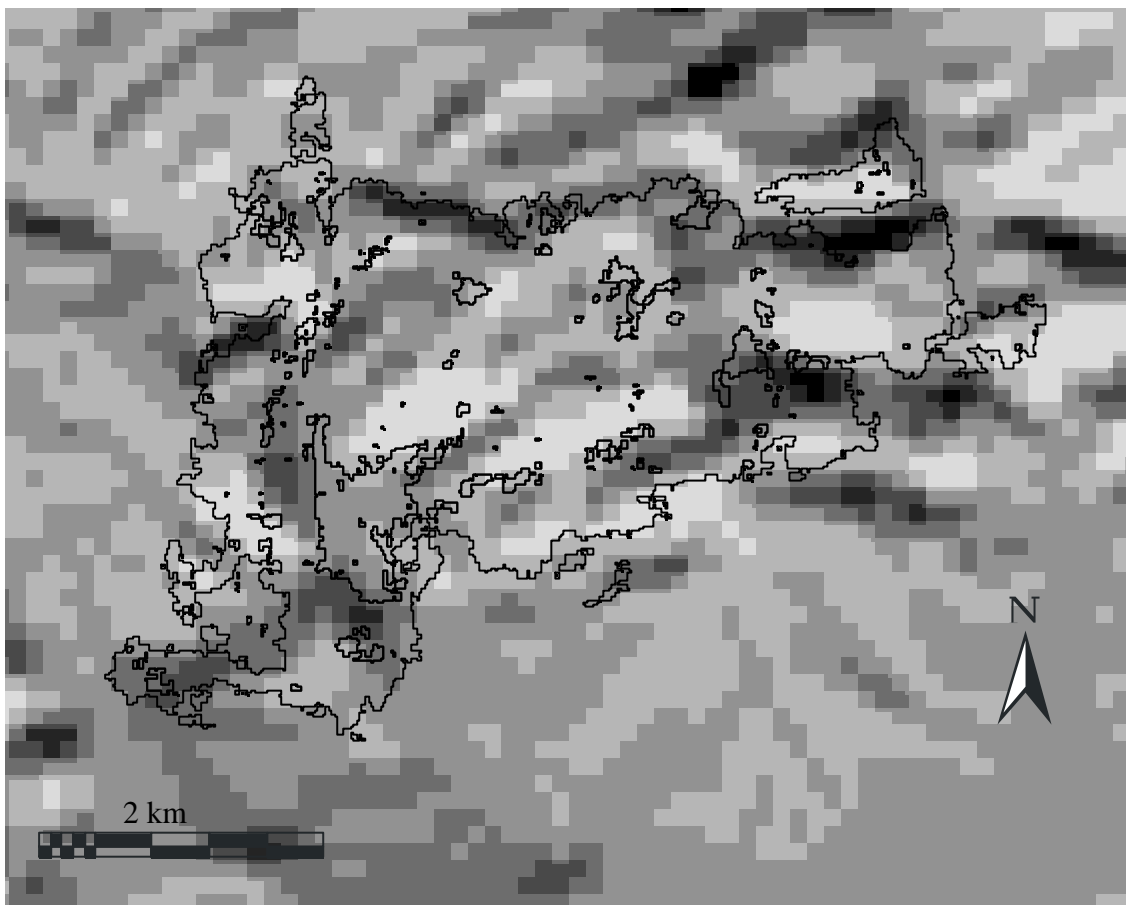


Figura 1: Mapa de radiación solar anual real estimada a partir del modelo de Pons (1996) en la zona de *Bigues i Riells* (45 x 45 m). Se muestra también el perímetro del incendio.

8.4.- METODOLOGÍA

8.4.1.- El mapa de severidad

El mapa de categorías de severidad se realizó entre los meses de enero y marzo de 1995. Las categorías establecidas basándose en el modelo de intensidad de fuego desarrollado por Moreno y Oechel (1989) y descritas en el capítulo 7, pretenden recoger toda la variabilidad de daño observada sobre la vegetación. Se distinguieron pues, a parte de la zona no quemada, las siguientes clases de severidad de quema (ver figura 2b):

1. fuego de sotobosque
2. parte de la copa verde (conservando hojas verdes)
3. árboles quemados que conservan las hojas quemadas
4. árboles quemados con ramas finas en todo el tronco
5. árboles quemados con ramas finas sólo en la parte superior
6. árboles quemados sin ramas finas
7. árboles quemados de los que sólo queda el tronco

Cada una de estas clases fue reconocida mediante muestreo extensivo sobre el terreno en manchas uniformes y plasmadas en una cartografía de referencia a escala 1:5000 editada por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* (ICC) restituida a partir de un vuelo del año 1986. Un total de 12 hojas fueron empleadas en esta fase de construcción de la cartografía sobre el terreno.

El fuego se originó en las proximidades del pueblo de *Riells del Fai*. El frente de fuego avanzó hacia el NE quemando la mayor parte de la superficie forestal en esta dirección (figuras 2a y 3).

El orden de mayor a menor abundancia de cada categoría de severidad fue: 4 >> 5 > 3 >> 1 >> 6 >> 7 ~ 2 (tabla 1). La figura 4 muestra algunas fotografías de los niveles de severidad alcanzados en el incendio de *Bigues i Riells*.

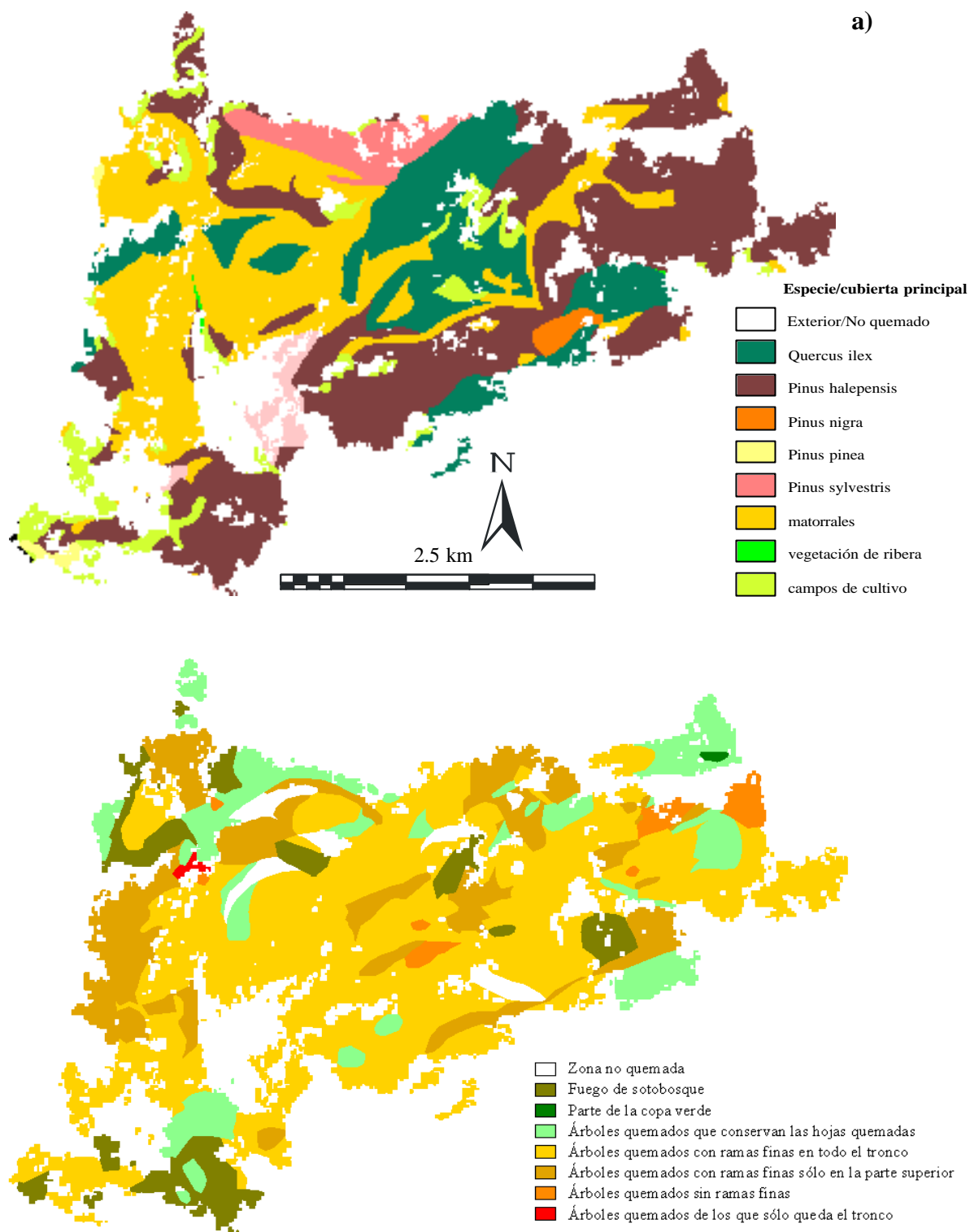


Figura 2: a) Cubiertas forestales dominantes afectadas por el fuego de *Bigues i Riells* (Fuente: Mapa Forestal de Catalunya); b) mapa de severidad del incendio efectuado sobre el terreno (Fuente: CREAM).

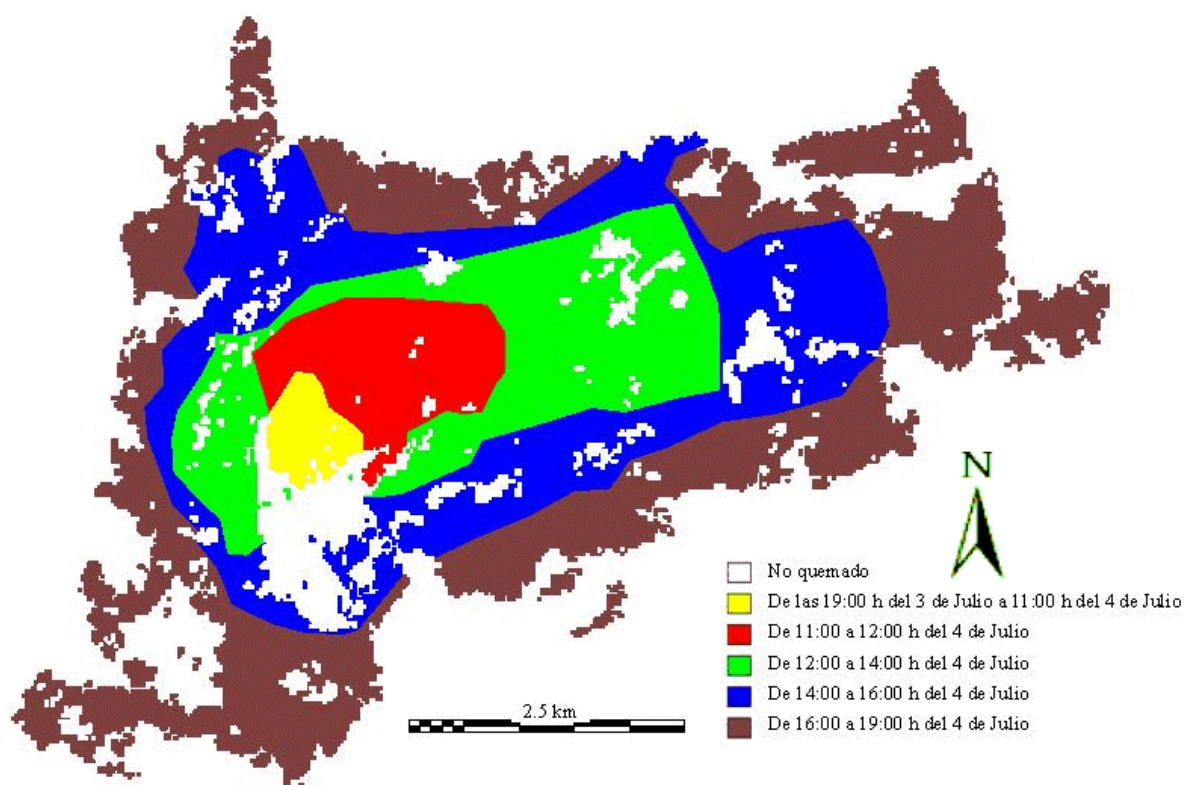


Figura 3: Mapa del avance temporal del incendio (Fuente: Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca -DARP-).

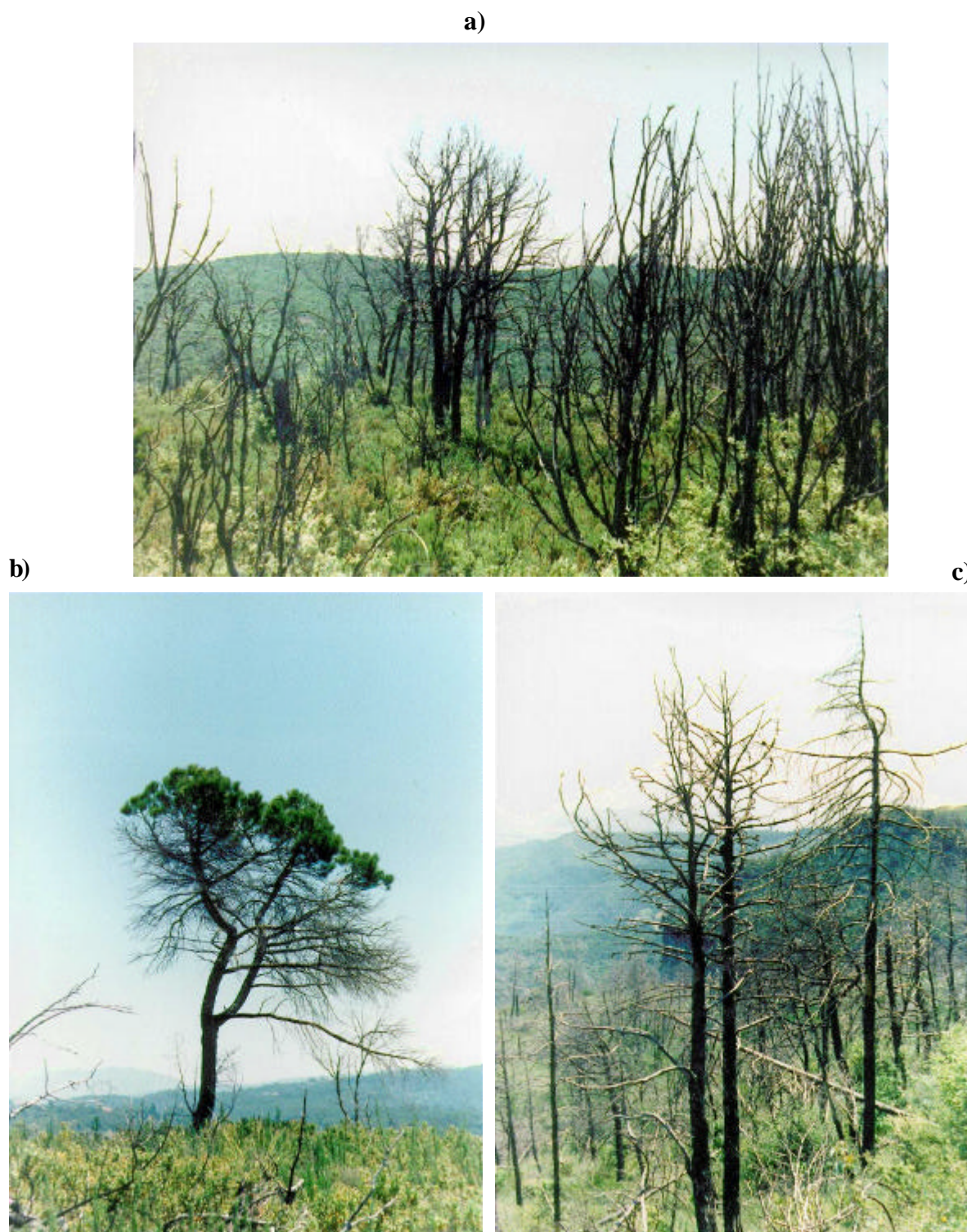


Figura 4: Fotografías de algunos niveles de severidad del incendio de *Bigues i Riells*: a) categoría 6 sobre *Q. ilex*; b) categoría 2 sobre *P. pinea*; y c) categoría 4 sobre *P. sylvestris*.

8.4.2.- Pre-tratamiento de la imagen

Se trabajó con las bandas 1, 2, 3, 4, 5 y 7 de una imagen procedente del satélite Landsat TM (resolución espacial 30 x 30 m) inmediatamente posterior al incendio (figura 5). La fecha de captación es el 17 de julio de 1994 (13 días después del fuego).

Se aplicaron los modelos de corrección geométrica y radiométrica a la escena completa basados en Palà y Pons (1995) y Pons y Solé-Sugrañes (1994) respectivamente. El error cuadrático medio (RMS) del ajuste polinómico empleado en la georeferenciación no superó en ningún caso el tamaño del píxel. Se optó por mantener dos resoluciones espaciales: un píxel de 20 m y otro de 30 m, con objeto de no perder información en el proceso de remuestreo por el vecino más próximo y poder contrastar los resultados obtenidos con ambos tamaños de celda.

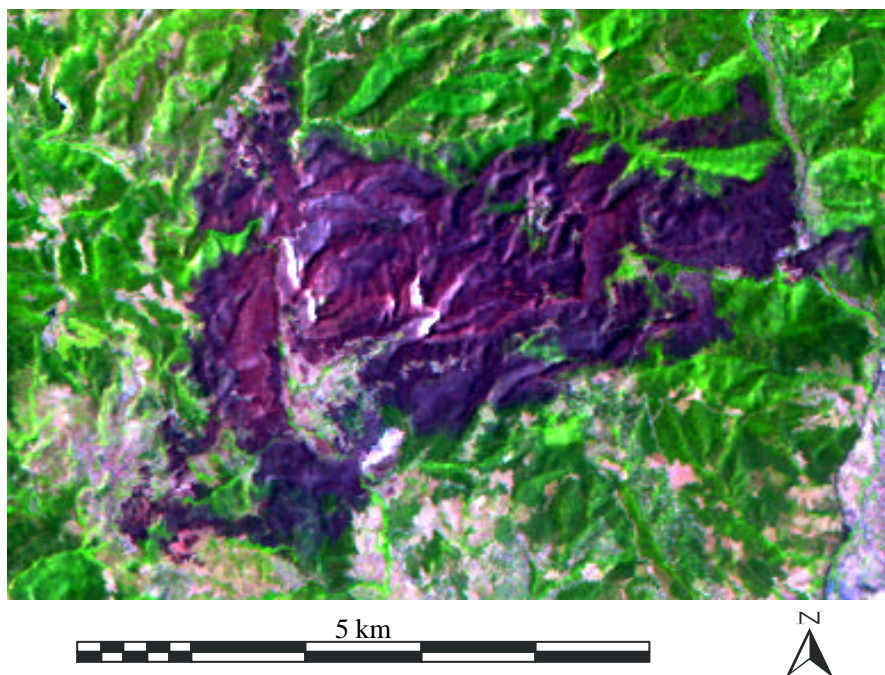


Figura 5: Composición de falso color de los canales 5, 4 y 3 del sensor TM, del satélite Landsat 5. La imagen está georeferenciada y corregida radiométricamente. Se muestra el área de estudio afectada por el incendio de *Bigues i Riells*.

8.4.3.- Transformación de la imagen y segregación del ruido

Esta fase, se corresponde con el principio del proceso metodológico a partir del cual se realizó el análisis espectral. Así, este primer paso consistió en la reducción del ruido radiométrico procedente del propio sensor. Para ello, se empleó una técnica que transforma las bandas de una imagen multiespectral en unas nuevas componentes que aglutinan la máxima calidad radiométrica. Esta técnica conocida como MNF (*Minimum Noise Fraction*, Green *et al.*, 1988; Lee *et al.*, 1990), análoga al análisis de componentes principales (ACP), ordena las nuevas componentes de menor a mayor nivel de ruido¹. En vez de maximizar la variancia tal y como procede el ACP, se maximiza el cociente señal/ruido (*Signal to Noise Ratio*). La fracción de ruido, definida como el cociente entre la variancia del ruido de cada banda y la variancia total de cada banda, es reducida al mínimo. Para ello, se calcula la matriz de covariancia entre todas las bandas y la de correlación con el fin de estimar los vectores y valores propios. Los datos transformados pues, tienen de media cero y son escalados para establecer un ruido de variancia igual a 1 y no correlacionado en cada banda. Los valores propios son los que determinarán qué bandas transformadas son más coherentes (recogen menos ruido) y cuáles acaparan el máximo de ruido y pueden ser descartadas.

Las componentes de menor ruido fueron seleccionadas para el análisis espectral afín de caracterizar la respuesta espectral de cada elemento en la imagen. Se persiguió pues poder valorar la fracción de carbón en la imagen y asignarle a una categoría de severidad.

8.4.4.- Análisis lineal de mezclas espectrales

Se empleó un análisis lineal de mezclas espectrales (ALME) para determinar las clases espectrales reconocidas en los componentes MNF procedentes de la imagen posterior al incendio (17/07/94). Tales clases se corresponden con los elementos puros dentro de la imagen que son carbón, vegetación, sombra y suelo (siempre en número menor que el de bandas disponibles). El ALME asume que la mayor parte de la variabilidad espectral de la

¹ El ruido de un sensor está ligado a su resolución espectral y puede ser aleatorio o sistemático causado por los componentes mecánicos o electrónicos del instrumento (Mather, 1999)

imagen se debe a la mezcla lineal de pequeños componentes de diferentes firmas espectrales (Adams *et al.*, 1986). Así el espectro de un píxel determinado puede expresarse como:

$$L_b = \sum_{i=1}^N f_i P_{i,b} + E_b \quad (1)$$

donde L_b es la radiancia del píxel en la banda b ; $P_{i,b}$ la radiancia del elemento puro i en la banda b ; f_i es la fracción del miembro puro i ; E_b es el término que recoge el error en la banda b del ajuste de los N miembros puros (diferencia entre la imagen de radiancias y la estimada por el modelo). El modelo parte de la premisa de que la suma de fracciones de cada miembro puro siempre es igual a 1 (modelo constreñido).

El proceso de selección de miembros puros se realizó mediante dos vías: a) una vía semiautomática denominada PPI (*Pixel Purity Index*, Boardman, 1993); y b) otra manual basada en el mapa de severidad efectuado sobre el terreno.

- a) La técnica del PPI permite encontrar los miembros puros de una imagen de forma semiautomática. A partir de reiteradas proyecciones de los píxeles en el espacio multidimensional, selecciona aquellos valores extremos (los más puros) que han superado un umbral un determinado número de veces (Boardman, 1993). Dicho umbral se establece en función del nivel de ruido inherente a los datos. En el sensor TM, este valor se sitúa típicamente por debajo de 1 nivel digital (Mather, 1999). Si las bandas empleadas son las componentes MNF, el equivalente en este caso de un nivel digital es una desviación típica de 1, con lo cual, un umbral entre 2 y 3 también resulta apropiado. Si se utiliza un umbral mayor, aparecerá un mayor número de píxeles extremos, pero con menor probabilidad de que correspondan a miembros puros. A continuación, la posibilidad de visualizar los píxeles escogidos con respecto a 2 ó 3 bandas, facilita la selección de los miembros puros y la confirmación sobre la imagen.
- b) Por otro lado, además de la imagen, se emplearon fuentes geográficas auxiliares para la selección de miembros puros. Así, a partir del mapa de severidad, la categoría de severidad más alta, entró como miembro puro de carbón; a partir del *Mapa de Cobertes*

del *Sòl de Catalunya* (DARP, 1998) se extrajo el miembro puro suelo; y del *Mapa Forestal de Catalunya* (DARP, 1996), el de vegetación.

El modelo lineal de mezclas espectrales se resolvió sobre el total de la imagen con una restricción: que la suma de todos los miembros puros fuera igual a 1 mediante un valor de ponderación para cada ecuación. Para la selección automática se agregaron 4 miembros puros (carbón, suelo, sombra y vegetación). En el caso de la selección manual, el elemento sombra no pudo ser considerado. A parte de las imágenes fracción de cada miembro puro y la imagen de error asociada que se generan como resultado, algunos píxeles pueden ser asignados en el modelo con valores mayores que 1 o menores que 0, lo que indica el grado de ajuste del modelo y permite redefinir los miembros puros. Este proceso permite realizar iterativamente el ajuste y por lo tanto, reducir el error global (E_b).

Por último, para evaluar los resultados, cada imagen fracción de los miembros puros fue cruzada con el mapa de severidad realizado sobre el terreno para obtener la matriz de confusión.

8.4.5.- *Clasificación mixta*

A fin de comparar los resultados del ALME con otro tipo de clasificación espectral más convencional, la imagen del 17 de julio de 1994 fue empleada para una clasificación mixta. Partiendo de un simple proceso de agrupamiento del máximo número de clases espectrales por medio de una clasificación no supervisada (*Isodata*, Tou y Gonzalez, 1974), la imagen resultado pasa a ser la imagen origen del proceso de atribución de clases temáticas a partir de áreas de entrenamiento provenientes del mapa de severidad. En otras palabras, este método, agrupa pues las clases espectrales resultantes del *isodata* a partir de unas frecuencias umbrales que aceptan o rechazan una clase espectral dentro de una clase temática. El método también incorpora la posibilidad de ponderar la frecuencia de las clases temáticas en función del número de píxeles en cada área de entrenamiento (AE). Un número similar de AE independientes permite testar el resultado de la clasificación. En este proceso se emplearon tanto las imágenes originales como las 4 primeras componentes MNF.

8.5.- RESULTADOS

8.5.1.- Efectos del fuego

El incendio de *Bigues i Riells* fue intenso y se desarrolló bajo condiciones meteorológicas difíciles para su extinción. Los diversos efectos producidos sobre la vegetación y el suelo fueron considerables. La categoría de severidad mayoritaria fue la 4 (árboles quemados con ramas finas en todo el tronco), lo que demuestra que casi la totalidad del arbolado existente fue consumido en un vasto incendio de copa (ver tabla 1).

Tal nivel de daño afectó indistintamente a formaciones arbóreas como arbustivas y subarbustivas (figura 4). Sin embargo, categorías de daño muy severas como la 6 y la 7 no fueron muy abundantes en el área de estudio para ninguna de las especies y/o comunidades presentes en ella.

Severidad	Superficie (ha)	% relativo
<i>Categoría 1</i>	214.90	8.26
<i>Categoría 2</i>	3.20	0.12
<i>Categoría 3</i>	358.90	13.79
<i>Categoría 4</i>	1490.70	57.31
<i>Categoría 5</i>	470.60	18.09
<i>Categoría 6</i>	56.60	2.17
<i>Categoría 7</i>	5.30	0.20

Tabla 1. Superficies afectadas por cada nivel de daño y porcentajes relativos

El incendio que comenzó el 3 de julio, a las 19:00 h, se prolongó durante 24 horas. En las primeras 16 horas, el incendio devastó tan solo 55 ha, si bien en las últimas 8 quemó el resto. Si analizamos por momentos el avance del incendio, puede apreciarse que los niveles de daño alcanzados finalmente, aparecen indistintamente a lo largo de toda su duración (figura

5). Las categorías menos severas aparecen únicamente en los últimos momentos del incendio, que podrían estar asociadas a la cola del fuego.

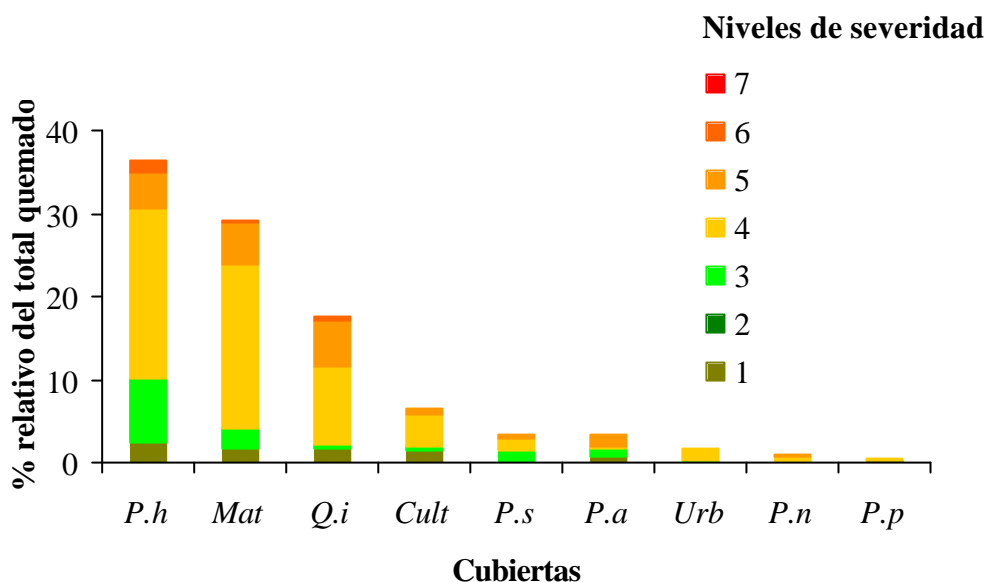


Figura 4: Porcentajes relativos de categorías de daño por especie (*P.h.*, *Pinus halepensis*; *Mat*, matorral; *Q.i.*, *Quercus ilex*; *Cult*, cultivos; *P.s.*, *P.sylvestris*; *P.a.*, *Picea abies*; *Urb*, urbanizaciones; *P.n.*, *P.nigra*; *P.p.*, *P.pinea*).

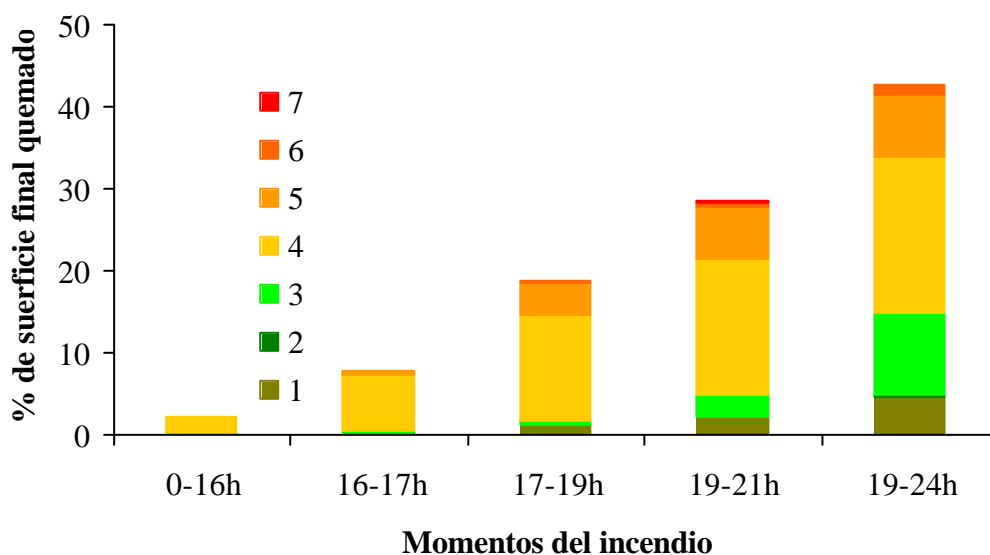


Figura 5: Porcentajes relativos de categorías de daño en función del periodo de desarrollo del incendio (comenzó el 3 de julio a las 19:00h).

8.5.2.- Componentes MNF

Los resultados de la transformación de la fracción mínima de ruido permitieron escoger las 4 primeras componentes como las más coherentes y de menor ruido (figura 6). La última componente acapara todo el ruido proveniente de la imagen (figura 7).

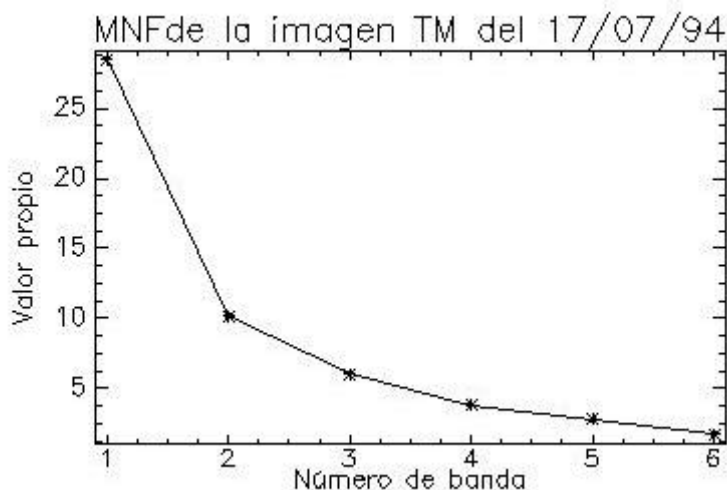


Figura 6: Valores propios obtenidos para las componentes generadas a partir de la transformación MNF.

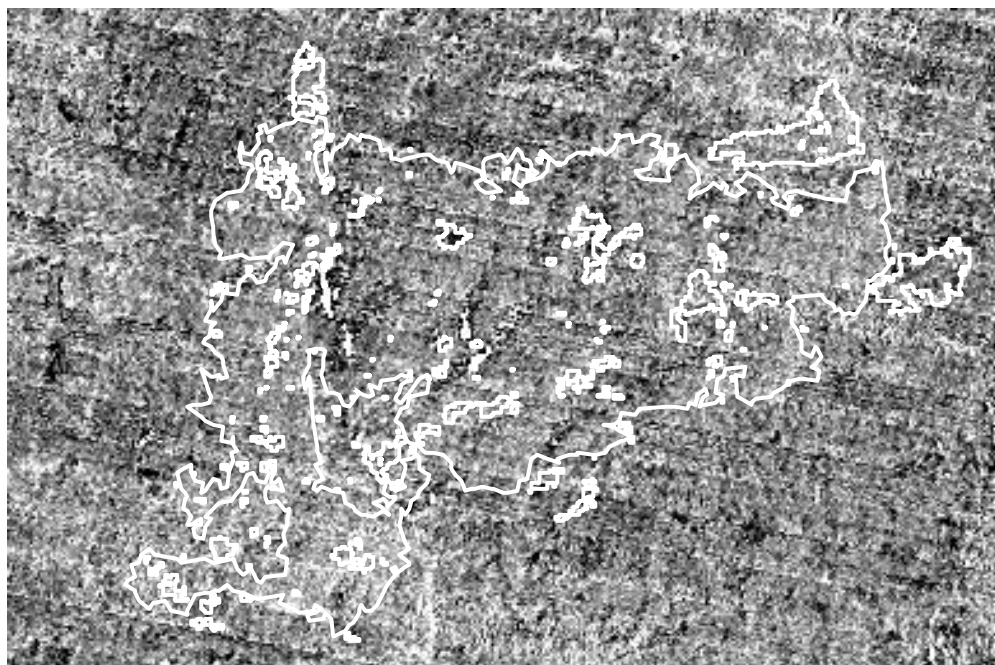


Figura 7: Última componente de la transformación MNF. En blanco se ha superpuesto el perímetro del incendio.

8.5.3.- Análisis de mezclas espectrales

El proceso de selección de miembros puros semiautomático (PPI) ofreció después de 1000 proyecciones, 402 píxeles extremos para la imagen con resolución espacial 30 m y 360 para la de 20 m. Para el análisis visual (figura 8) se extrajeron 150 puntos de la primera y 61 de la segunda. La figura 9 muestra sus firmas espectrales con respecto a las componentes MNF y a las bandas TM.

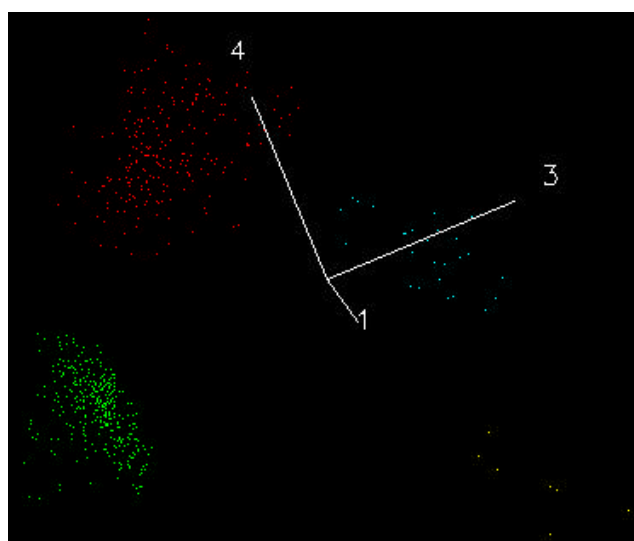


Figura 8: Visualización 3D de los píxeles correspondientes a los miembros puros de la imagen de resolución 30 m. Los ejes representados corresponden a las componentes 1, 3 y 4 de la transformación MNF.

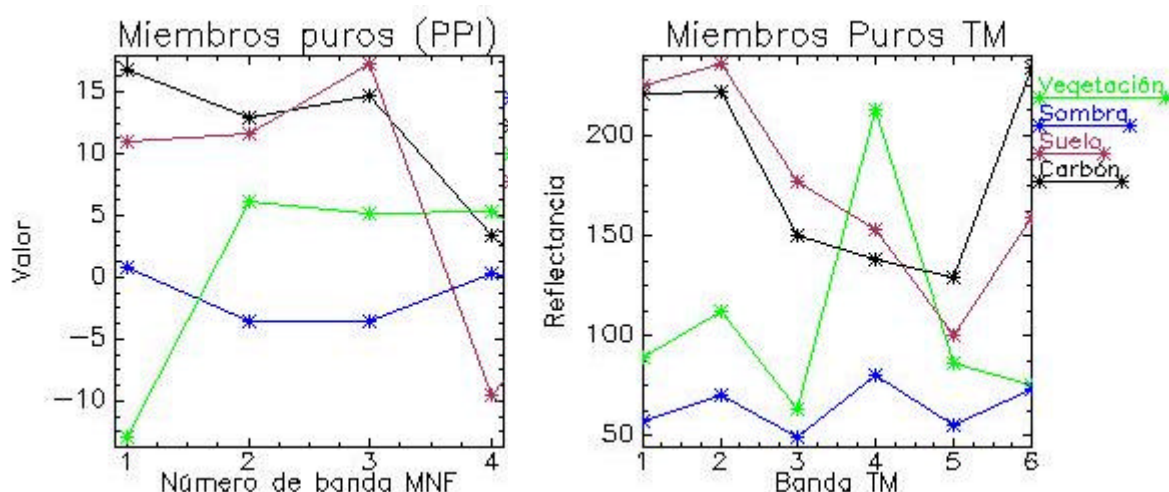


Figura 9: Signatura espectral de los miembros puros seleccionados por el método PPI para la imagen de resolución 30 m.

Las imágenes fracción de carbón resultantes del ajuste lineal de mezclas espectrales sobre las componentes MNF de las imágenes de resolución 30 y 20 m, con selección semiautomática y manual de miembros puros, fueron reclasificadas en 7 categorías equivalentes y cruzadas con el mapa de severidad realizado sobre el terreno.

Los valores de acierto global para cada caso, así como los del índice Kappa (Cartersen, 1987; Rosenfield, 1986) figuran en la tabla 2.

Método	Origen	Acierto global (%)	Kappa
<i>PPI</i>	MNF-20 m	77.40	0.50
<i>PPI</i>	MNF-30 m	76.59	0.50
<i>Manual</i>	MNF-20 m	77.40	0.50
<i>Manual</i>	MNF-30 m	73.67	0.50

Tabla 2: Resultados del cruce del mapa de severidad como verdad terreno y las clasificaciones producidas mediante diferentes métodos.

Los resultados más similares al mapa de severidad provienen de la imagen remuestreada a 20 m, cuyos valores de acierto global son iguales indistintamente del método de selección de miembros puros empleado. Por el contrario, la imagen de resolución 30 m, pierde correlación si se emplean miembros puros seleccionados sobre la imagen de forma manual.

El hecho de recoger información redundante y no perder ningún valor en la interpolación durante el proceso de corrección geométrica permite mejorar el ajuste efectuado a través del modelo lineal de mezclas espectrales.

La figura 10 muestra la imagen resultado de la clasificación procedente de la selección de miembros puros semiautomática de la imagen remuestreada a 20 m.

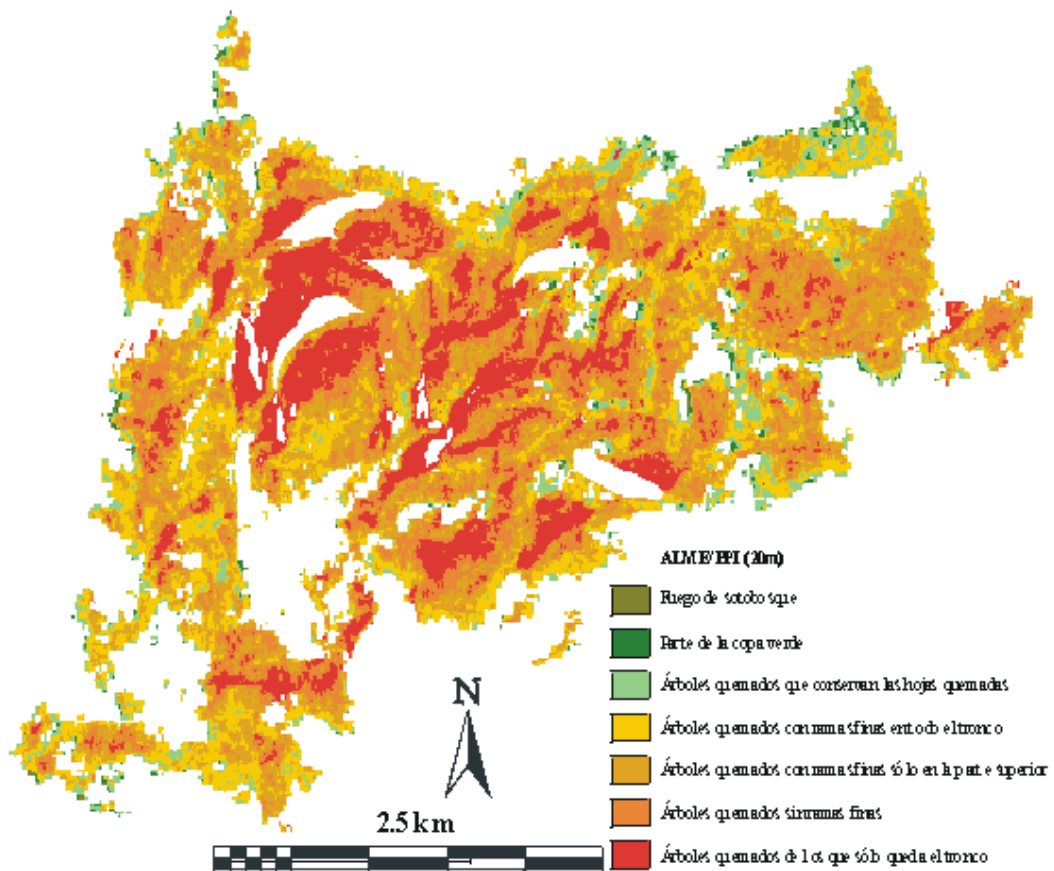


Figura 10: Imagen resultado de la fracción de carbón obtenida con la imagen a 20 m y por selección semiautomática de miembros puros. El resultado ha sido reclasificado a 7 niveles de severidad.

8.5.4.- Clasificación mixta

El agrupamiento de píxeles mediante la clasificación no supervisada se iteró tan solo una vez procurando el máximo número de clases espectrales posible (256). El número mínimo de píxeles por clase solicitado fue de 10, la desviación típica mínima, 1 y la distancia máxima entre clases en niveles digitales, 5. La imagen clasificada contenía finalmente 128 clases espectrales.

Un total de 1805 ha de la zona quemada fueron escogidas al azar como áreas de entrenamiento estratificadas por categoría del mapa de severidad. Aproximadamente 796 ha (la superficie restante) se reservaron a modo de zonas de test.

Diversas frecuencias fueron empleadas para agrupar las clases espectrales. Estas frecuencias se corresponden con las proporciones de clase temática dentro de clase espectral (0.6-0.9) y viceversa (0.1-0.4). No obstante, variaciones de porcentaje entre el 10 y el 30% produjeron matrices de confusión con similares índices de acierto global y Kappa (tabla 3).

Origen	Respecto a:	Acierto global (%)	Kappa
TM (20 m)	AE	72.10	0.30
	ZT	71.70	0.20
	MS	72.00	0.40
TM (30 m)	AE	75.80	0.40
	ZT	75.80	0.40
	MS	76.80	0.50
MNF(20 m)	AE	75.50	0.40
	ZT	73.40	0.20
	MS	77.00	0.50
MNF(30 m)	AE	73.00	0.20
	ZT	75.70	0.40
	MS	76.80	0.50

Tabla 3: Valores de acierto global y del índice Kappa para cada una de las clasificaciones mixtas efectuadas sobre las bandas TM originales y las componentes MNF de las imágenes a diferentes resoluciones. Los valores se refieren a comparaciones con respecto a: AE, áreas de entrenamiento, ZT, zonas de test y MS, mapa de severidad completo.

La clasificación mixta practicada sobre las 6 bandas empleadas del TM ofrece los valores más altos de acierto global con respecto a las zonas de test (75.8%). No obstante, con respecto al mapa de severidad completo, es la clasificación de las componentes MNF, la que

llega hasta el 77% de similitud. A pesar de que los resultados de la clasificación mixta son buenos, los procedentes de la aplicación del ALME presentan unos valores un poco más elevados.

8.6.- DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Diversos autores han puesto de manifiesto la aplicabilidad de las imágenes de teledetección para la cartografía de la severidad de quema, si bien en pocas ocasiones se ha empleado el ALME (Wessman *et al.*, 1997; Caetano *et al.*, 1994; Caetano *et al.*, 1996), técnica ésta generalmente más empleada para la cartografía de vegetación (Settle y Drake, 1993; Roberts *et al.*, 1998), o como verdad terreno que permita una evaluación fiable de los resultados (Patterson y Yool, 1998; Kushla y Ripple, 1997). En este último caso, el número de categorías de severidad definidas por lo general no suele ser mayor de 3. Otros autores optan por el empleo del NDVI (índice de vegetación de diferencia normalizada) para evaluar los efectos del fuego sobre la vegetación (White *et al.*, 1996). En cualquier caso, no hay duda de que el uso de imágenes de satélite para evaluar la severidad de quema y caracterizar sus patrones espaciales, puede contribuir al conocimiento de los efectos de un incendio forestal. El fuego de *Bigues i Riells* de julio del 94, de intensidad media-alta, refleja en buena medida la variabilidad de los efectos de tal perturbación y su relación con la intensidad de quema sufrida.

La variabilidad encontrada sobre el terreno con respecto al daño causado por el incendio puede ser modelizada mediante diversas técnicas de clasificación espectral. Sin embargo, los resultados de las clasificaciones muestran un gradiente más continuo de severidad que las categorías discretas del mapa realizado sobre el terreno. Además, algunas categorías, las menos severas, como fuego de sotobosque y parte de la copa verde, aparecen subestimadas por la mayoría de clasificaciones (1 y 0.9% de los valores del mapa realizado sobre el terreno para el caso de la imagen de 20 m clasificada mediante ALME y selección automática de miembros puros respectivamente). Este resultado puede deberse a la imposibilidad de captar la señal radiométrica procedente de cubiertas vegetales bajo las copas

de los árboles (en el caso de fuego de sotobosque) o bien a la débil señal recibida de las copas parcialmente afectadas.

Los efectos del incendio sobre el suelo también juegan un papel relevante en la respuesta espectral. La combustión de los horizontes más superficiales es siempre posible en un incendio de las características del de *Bigues i Riells* y en consecuencia, sus propiedades estructurales pueden verse alteradas (Molina y Llinares, 1998). Estas alteraciones producen una respuesta espectral del suelo que interfiere en la señal recibida y que dificulta la separabilidad espectral de las cubiertas afectadas.

La premisa de partida (la abundancia de carbón está directamente correlacionada con las categorías de severidad de quema establecidas) queda por comprobar de forma específica. El menor número de ramas finas indica una mayor intensidad del frente de fuego (Moreno y Oechel, 1989), y por lo tanto unas mayores temperaturas de combustión. Estas altas temperaturas carbonizan la materia vegetal en mayor o menor medida en función de otros parámetros, como pueden ser:

- el tiempo de residencia del fuego, menor de 5 minutos en las copas, entre 5 y 20 minutos en la superficie del suelo y más de 20 minutos en los horizontes menos profundos del suelo (Trabaud, 1979; De Luís *et al.*, 1997; Molina y Llinares, 1998; Habrouk *et al.*, 1999)
- la humedad del combustible, la cual dificulta los procesos de ignición y combustión (Piñol, 1996),
- el tamaño del combustible, determinado por el diámetro de las ramas,
- la especie afectada, en función del grosor de su corteza y otras características inherentes que aumentan la resistencia al fuego.

En qué modo estos parámetros influyen sobre el proceso de carbonización está aún por determinar. A su vez, la signatura espectral del carbón debe ser definitivamente establecida mediante espectrometría a lo largo de un importante rango espectral, notablemente en la región del infrarrojo térmico. Es posible que los diferentes niveles de carbonización alcanzados en un incendio introduzcan pequeñas modificaciones en la respuesta espectral y por lo tanto, compliquen su clasificación temática.

Por otro lado, debe señalarse que el empleo de una resolución espacial más detallada que la original, ha permitido mejorar los resultados de forma considerable, probablemente debido a la pérdida de información que puede significar el remuestreo por el vecino más próximo efectuado durante la corrección geométrica a 30 m.

Por último, es necesario señalar que los procedimientos empleados permiten la elaboración de una cartografía de severidad aceptable (en torno al 70% de acierto global). Además ofrecen como ventaja la posibilidad de detectar variaciones a pequeña escala sobre grandes superficies quemadas (ante un gradiente más continuo). Sin duda, la información obtenida así a través de la teledetección resulta de gran aplicabilidad en comparación con el muestreo extensivo sobre el terreno.

8.7.- REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adams, J.B., Smith, O. y Johnson, P.E.. 1986. Spectral mixture modelling. A new analysis of rock and soil at the Viking Lander I site. *Journal of Geophysical Research*, 91:8098-8812.
- Boardman, J. W. 1993. Automating spectral unmixing of AVIRIS data using convex geometry concepts. *In* Summaries of the 4th Annual JPL Airborne Geoscience Workshop, vol. I. Jet Propulsion Laboratory, Pasadena. Pp. 11-14.
- Caetano, M. S., Mertes, L. A. K. y Pereira, J. M. C. 1994. Using spectral mixture analysis for fire severity mapping. *In* Proceedings of the 2nd Conference on Forest fire research, vol. II, C16, ADAI, Coimbra. Pp. 667-677.
- Caetano, M., Mertes, L., Cadete, L. y Pereira, J. M. C. 1996. Assesment of AVHRR data for characterising burned areas and post-fire vegetation recovery. *EARSel Advances in Remote Sensing*, 4(4):124-134.
- Cartersen Jr, L. W. 1987. A measure of similarity for cellular maps. *The American Geographer*, 14(4): 345-358.
- DARP. 1996. Mapa Forestal de Catalunya, 1:100000. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- DARP. 1998. Mapa de Cobertes del Sòl de Catalunya, 1:25000. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona.
- De Luís, M. Baeza, M. y Raventós, J. 1997. Análisis de las curvas de temperatura-tiempo en fuegos experimentales en aulagares de distintas edades: enfoque alternativo. *In* Actas del II Congreso Forestal Español. Pp.143-148.

- Green, A. A., Berman, M., Switzer, P. y Craig, M. D. 1998. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 26(1): 65-74.
- Habrouk, A., Retana, J. y Espelta, J. M. 1999. Role of heat tolerance and cone protection of seeds in the response of three pine species to wildfire. *Plant Ecology*, 145:91-99.
- ICC-DARP. 1993. Modelo digital de elevaciones de Cataluña, 45 m. Institut Cartogràfic de Catalunya y Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca, Barcelona. Edición digital.
- Kushla, J. D. y Ripple, W. J. 1997. The role of terrain in a fire mosaic temperate coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95:97-107.
- Lee, J. B., Woodyatt, A. S. y Berman, M. 1990. Enhancement of high spectral resolution remote sensing data by a noise-adjusted principal components transform. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 28(3):295-304.
- Le Houerou, H. N. 1973. Fire and vegetation in Mediterranean basin. *Proceedings of 13th Annual Tall Timber Fire Ecology Conference*, 13:237-277.
- Mather, P. M. 1999. *Computer Processing of Remotely Sensed images*. John Wiley & Sons, West Sussex. Pp. 351. 2^a edición.
- Molina, M. J. y Llinares, J. V. 1998. Effects of fire intensity on the soil properties related to structure. *In Fire Management and Landscape Ecology*. Ed. por L. Trabaud. International Association of Wildland Fire, Fairfield. Pp. 315-326.
- Moreno, J. M y Oechel, W. C. 1989. A simple method for estimating fire intensity after a burn in California chaparral. *Acta Oecologica-Oecologia Plantarum*, 10(1):57-68.

- Ninyerola, M. 1997. Modelització climatològica de la radiació solar, la temperatura i la precipitació a través d'un sistema d'informació geogràfica. Master de licenciatura de la UAB. Barcelona.
- Palà, V. y Pons, X. 1995. Incorporation of relief into a geometric correction based on polynomials. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(7):935-944.
- Patterson, M. W. y Yool, S. R. 1998. Mapping fire-induced vegetation mortality using Landsat Thematic Mapper data: A Comparison of Linear Transformation Techniques. *Remote Sensing of Environment*, 65(2):132-142.
- Piñol, J. 1996. El procés de combustió i les característiques dels vegetals que l'afecten. *In Ecologia del foc*. Ed. por J. Terradas. Proa, Barcelona. Pp. 76-81.
- Pons, X. 1996. Estimación de la radiación solar a partir de modelos digitales de elevaciones: Propuesta metodológica. *In Modelos y Sistemas de Información en Geografía*. Ed. por J. Juaristi y I. Moro. UPV-AGE, Vitoria. Pp. 87-97.
- Pons, X. y Solé-Sugrañes, L. 1994. A simple radiometric correction model to improve automatic mapping of vegetation from multispectral satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 48:191-204.
- Roberts, D. A., Gardner, M., Church, R., Ustin, S., Scheer, G. y Green, R. O. 1998. Mapping chaparral in the Santa Monica mountains using multiple endmember spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*, 65:267-279.
- Rosenfield, G. H. 1986. A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(2):223-227.
- Settle, J. J. y Drake, N. A. 1993. Linear mixing and the estimation of ground cover proportions. *International Journal of Remote Sensing*, 14(6):1159-1177.

- Salvador, R., Díaz-Delgado, R., Valeriano, J. y Pons, X. 1998. Remote sensing of forest fires. Proceedings of the GisPlanet Congress. Edición digital en CD.
- Salvador, R., Valeriano, J., Pons, X. y Díaz-Delgado, R., 2000. A semiautomatic methodology to detect fire scars in shrubs and evergreen forests with Landsat MSS time series. *International Journal of Remote Sensing*, 21(4):655-673.
- Trabaud, L. 1979. Étude du comportement du feu dans la garrigue de chêne Kermes à partir des températures et des vitesses de propagation. *Annuaire des Sciences Forestières*, 36:13-38.
- Tou, J. T. y R. C. González, 1974. *Pattern Recognition Principles*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts. Pp. 377.
- Wessman C. A., Bateson, C. A. y Benning, T. L. 1997. Detecting fire and grazing patterns in tallgrass prairie using spectral mixture analysis. *Ecological Applications*, 7(2):493-511.
- Whelan, R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Pp. 346.
- White, J. D., Ryan, K. C., Key, C. y Running, S. W. 1996. Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery. *International Journal of Wildland Fire*, 6(3):125-136.

9.- CONCLUSIONES GENERALES DEL TRABAJO

9.1.- CONCLUSIONES GENERALES

El trabajo realizado y presentado en este volumen ha generado unos resultados que, una vez interpretados, han permitido establecer una conclusiones con carácter general, cuyo fin es el de sintetizar los aspectos más relevantes extraídos de cada uno de los capítulos. De esta forma, el lector podrá, de una rápida lectura, considerar dichos aspectos y valorar la profundización en cada uno de ellos. Se listan a continuación las conclusiones así establecidas.

- Las imágenes de satélite poseen un elevado interés para la cartografía de zonas quemadas. En consecuencia, es posible emplearlas para la caracterización de los patrones espaciales y temporales que constituyen el régimen de fuegos de Cataluña, así como para otras regiones de estudio, dada la general disponibilidad de series temporales largas de imágenes del sensor MSS. Por ejemplo, la estación de Kiruna en Suecia que cubre el norte de Europa dispone de una serie desde 1975 hasta 1993.
- Los modelos lineales empleados se basan en la resta de las imágenes del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y en la utilización de umbrales variables. Dichos modelos resultan bastante sencillos para ser aplicados en otras áreas de interés. Además los resultados muestran la utilidad del NDVI para reflejar las pérdidas de cubierta, lo cual le convierte en un índice satisfactorio.
- El método de ajuste iterado obtiene un porcentaje de acierto en omisión mejor, mientras que el de "semillas" lo hace en comisión. Sin embargo, el método seleccionado para la reconstrucción de la base geográfica de la historia de fuegos de Cataluña en el periodo estudiado ha sido el de "semillas" por resultar más restrictivo a la hora de incorporar superficies de cambio no quemadas.
- Los resultados obtenidos indican pues la aceptabilidad del método cartográfico, una vez contrastados con los inventarios procedentes de la administración. Aún así, los errores calculados de omisión y comisión, deben ser considerados como discrepancias, al menos

en lo que respecta al porcentaje de acierto en superficie quemada por cada incendio y no como errores, dada la dificultad de contabilizar la superficie quemada sobre el terreno.

- La cartografía generada permite obtener rápidamente una idea del reparto geográfico de la ocurrencia y la recurrencia de incendios. Asimismo, constituye una base importante para la caracterización del régimen de fuegos de Cataluña, y en concreto de los patrones espaciales de ocurrencia que pueden ser cruzados con otras bases cartográficas de interés para evaluar la interacción de los incendios con el paisaje.
- La comparación entre cartografías pone de manifiesto la existencia no sólo de errores de omisión y comisión en la elaboración de unas frente a otras, sino también de discrepancias generadas por diversos motivos.
- Los tamaños de incendio cartografiados por las diferentes metodologías comparadas mantienen en todos los casos altas correlaciones. Si bien, a medida que aumenta el tamaño considerado, los valores de la diferencia se incrementan de manera notable y generalmente hacia la subestimación de MSS/CREAF respecto de las demás.
- Los parámetros espaciales que detallan las peculiaridades de la cartografía de cada fuego revelan diferencias significativas en algunas de las comparaciones. Los más evidentes se desprenden de la comparación NOAA-DARP-ICC94, los cuales pueden ser debidos en gran medida al bajo número de focos secundarios e islas de vegetación detectados por las metodologías DARP y NOAA respecto de la efectuada por el ICC en el 94.
- Las comparaciones cruzadas han permitido elaborar un índice de concordancia (IC) que no considera la incertidumbre geográfica sino los valores medios de los parámetros espaciales de los fuegos. Los valores de IC obtenidos ofrecen una jerarquía de calidad cartográfica bajo la asunción de que a valores altos de las variables espaciales utilizadas, mayor validez de la información cartográfica, suponiendo que la riqueza de información aportada al detectar focos secundarios e islas de vegetación, incrementan la calidad de los datos disponibles.

- En la jerarquía establecida la mejor cartografía sería la llevada a cabo por el ICC en el año 1994. La realizada por el CREAM mediante MSS, se sitúa por debajo de las de USOS87 y CORINE y sobre ICC8690 y de USOS92. La peor de ellas resulta ser la aplicada sobre las imágenes NOAA. Su baja resolución espacial juega un papel importante a la hora de caracterizar propiamente las superficies quemadas.
- Por último, los costes económicos y la posibilidad de obtener datos históricos y de gran detalle dotan a los proyectos de cartografía de fuegos de un valor añadido frente a la calidad metodológica. La relación calidad/precio permite valorar cada proyecto y efectuar tomas de decisión acordes con las posibilidades de cada organismo encargado de realizar este tipo de trabajos.
- La cartografía y recopilación de zonas quemadas permite el cruzamiento con otras capas de información espacial que facilitan la interpretación de la ocurrencia y desarrollo de incendios así como el establecimiento de medidas para la gestión y conservación de la zona afectada.
- La distribución de tamaños de incendios en Cataluña entre los años 1975 y 1998, muestra una gran aportación (61%) al área total quemada por grandes incendios (>2000 ha) que en número no superan el 6% del total de los ocurridos.
- Las cubiertas más afectadas por los incendios fueron de mayor a menor superficie quemada: coníferas, matorral, cultivos, frondosas y pastizales. Los cultivos contribuyen año tras año al total de la superficie quemada desde un 1% (año 1977) hasta un 35% (año 1998). Los matorrales y cubiertas arbustivas, no obstante, pasaron de no arder en 1976, a representar el 82% de la superficie total quemada al año siguiente.

- Con respecto a la superficie existente por cubierta en el MCA, la cubierta más afectada fue la de matorral (23%) por encima de las coníferas (13%) y de las frondosas (5%).
- El número de focos secundarios y la máxima distancia alcanzada están directamente relacionados con el tamaño del incendio y, muy probablemente, con la intensidad y el tipo de fuego. De igual forma, el número y superficie media de las islas de vegetación no quemadas dentro de los incendios aumenta con el tamaño de fuego.
- El análisis a través de la dimensión fractal pone de manifiesto la relación lógica entre ésta y el tamaño del elemento del paisaje considerado, si bien, también muestra el posible determinismo existente entre la continuidad horizontal de las cubiertas (combustible disponible) y los perímetros de fuego resultante.
- La posibilidad de actualización continua de la base de datos de incendios, permite aumentar la serie temporal y desde un punto de vista topográfico, litológico y climático analizarla e incorporar anualmente los fuegos ocurridos con el fin de confirmar los diferentes grados de recurrencia, intensidad y tipo de incendio, tamaños de fuego y estacionalidad.
- La aproximación efectuada a partir del periodo de rotación natural de fuegos (NFR) resulta poco informativa aunque sí orientativa sobre el ritmo de la ocurrencia de incendios en el área estudiada. Un intervalo entre fuegos de 133 años resulta poco factible para la mayor parte de la superficie estudiada, si bien el hecho de constituir un dato de frecuencia de incendios con respecto a un punto cualquiera del paisaje indica también la posibilidad de encontrar algún árbol mayor o igual a dicha edad.
- Se encontró una correlación significativa entre el número de incendios y la superficie quemada por año durante el periodo analizado (1975-98), la cual podría estar influida por el hecho de considerar tan solo aquellas zonas quemadas superiores a 30 ha.

- Los tests efectuados sobre el ajuste de la distribución empírica de fuegos en el tiempo y en el espacio sobre la distribución de Poisson determinan una ocurrencia de eventos no independientes entre sí. Sin duda, a ello contribuye el porcentaje tan bajo representado por las causas de ignición naturales en el total de eventos registrados. Además, los periodos prolongados de sequía, tan frecuentes en la región mediterránea, contribuyen a la mayor incidencia de fuegos unos años con respecto a otros. La distribución del combustible, las políticas de gestión contra incendios forestales y el peso de la actividad humana sobre la ocurrencia de fuegos desempeñan un papel fundamental a la hora de explicar la distribución espacial de los incendios.
- La aproximación efectuada a partir del estudio de la distribución del intervalo entre fuegos muestra un buen ajuste a la distribución de Weibull con dos tamaños de muestreo diferentes. Los valores de intervalo medio entre fuegos oscilan entre 23 y 42 años. Estos valores se encuadran dentro de los promedios observados en otras regiones de clima mediterráneo.
- Las medidas de NDVI obtenidas a partir de las imágenes de satélite resultan adecuadas en los estudios a gran escala que requieren el seguimiento a lo largo de extensos periodos de tiempo de variables relevantes para el análisis de los ecosistemas terrestres.
- Es interesante resaltar la importancia de la consideración del intervalo de variación fenológica previa al incendio que muestra la zona de estudio en los seguimientos de la regeneración. Tal aproximación no había sido considerada en trabajos anteriores. El rango de variación puede ser usado como referencia para determinar el nivel máximo esperado de recuperación de la vegetación (por medio del cociente entre NDVIs) que se alcanzará en el proceso de regeneración post-incendio (Malingreau *et al.*, 1985). Este aspecto puede resultar de utilidad en estudios basados en cronosecuencias después del fuego (Gracia y Sabaté, 1996).
- Las medidas de NDVI proporcionan una buena base para el seguimiento del recubrimiento vegetal, parámetro asociado a otras importantes propiedades de los

ecosistemas terrestres. Aproximaciones de este tipo con una cobertura espacial y temporal larga podrían unirse a los programas de desarrollo de modelos regionales y globales y contribuir en gran medida a una mejor representación de la dinámica de los flujos biogeoquímicos y de energía de los ecosistemas terrestres.

- Los resultados y el enfoque metodológico sugieren la inclusión del parámetro recurrencia de incendios además de la simple ocurrencia como un requisito indispensable a la hora del desarrollo de modelos capaces de reproducir escenarios de futuro sobre la vegetación dominante y el funcionamiento de los ecosistemas a una escala regional.
- Dado que la respuesta al incendio de las comunidades vegetales afectadas puede ser monitorizada, la modelización a través de las variaciones del NDVI se presenta de forma factible, con el fin de determinar las diferentes tasas de recuperación en función de las características ambientales del área afectada.
- Además de las variables topoclimáticas, el tipo de respuesta post-incendio de la vegetación dominante juega un papel esencial en la regeneración, de forma que germinadoras y rebrotadoras determinan pautas diferentes a escala regional.
- La variable *Ant_post* se ajusta en gran medida a las categorías de severidad observadas en el terreno. Además, determina la respuesta de regeneración a través de su correlación en todos los casos con la variable *Distancia*.
- Por otro lado, el indicador *Ant_post* podría ayudar a establecer una valoración general de la severidad de cualquier incendio y permitir la comparación entre fuegos de diferente magnitud con el propósito de establecer relaciones entre diferentes parámetros del régimen de fuegos de una región. Asimismo, podría contribuir a predecir la respuesta de regeneración esperada en función del nivel de severidad alcanzado por el fuego.
- El reparto de la severidad de quema entre las especies o cubiertas dominantes parece responder a un gradiente de producción total de madera anual, al menos para 3 de las 7

cubiertas afectadas (*P. halepensis*, *Q. ilex* y *P. sylvestris*), es decir cuanto menor es la producción de madera por especie, mayor es la severidad de quema.

- La variabilidad observada en la respuesta de regeneración post-incendio es explicada en gran medida por la severidad de quema sufrida y por la especie o cubierta dominante. Las diferencias entre las cubiertas más comparables en términos de severidad (*P. halepensis*, *Q. ilex* y matorral) indican una mayor capacidad de respuesta inmediata al incendio debida a la posibilidad de rebrotar (matorral y encinar) y la escasa capacidad de rápida recuperación de las zonas dominadas por el pino carrasco (incluyendo el sotobosque).
- Ciertos parámetros forestales muestran una correlación significativa con la severidad de quema y con la recuperación de la vegetación después del fuego de *Bigues i Riells*. Formaciones que presentan abundante hojarasca parecen haber sufrido el mayor daño en este incendio. La respuesta de regeneración resultó mejor en formaciones que poseían un menor área basal y una tasa de producción total de madera elevada.
- La variabilidad existente en la zona quemada estudiada con respecto a la altitud, la precipitación y la pendiente ha permitido explicar en cierta medida la severidad de quema alcanzada. De esta forma, los valores altos de precipitación y altitud determinan parcialmente una menor severidad causada por el fuego, la cual se hace más extrema en terrenos en los que abundan las grandes pendientes. Sin embargo, al tratarse de la respuesta de regeneración, tan sólo parecen contribuir a ella la altitud y la precipitación perdiendo su significación la pendiente y la radiación solar.
- Es importante destacar lo aceptable que resulta la metodología empleada en el estudio de la relación severidad/regeneración desde un punto de vista en el que los procesos que intervienen pueden ser explicados. No obstante, aún es temprano para confirmarla como modelo predictivo con objeto de estimar la respuesta regenerativa de cada zona afectada por niveles de severidad diferentes.

- En el último capítulo, se ha puesto de manifiesto la aplicabilidad de las imágenes de teledetección para la cartografía de la severidad de quema ya que la variabilidad encontrada sobre el terreno con respecto al daño causado por el incendio pudo ser satisfactoriamente modelizada mediante diversas técnicas de clasificación espectral. Los procedimientos empleados permitieron la elaboración de una cartografía de severidad aceptable (en torno al 70% de acierto global).
- Por otro lado, debe señalarse que el empleo de una resolución espacial más detallada que la original, ha permitido mejorar los resultados de forma considerable, probablemente debido a la pérdida de información que puede significar el remuestreo por el vecino más próximo efectuado durante la corrección geométrica a 30 m.
- Por lo tanto, ha de subrayarse que las imágenes multispectrales pueden servir para caracterizar los patrones de severidad de un fuego y de esta forma contribuir al conocimiento de los efectos de un incendio forestal sobre la vegetación. El fuego de *Bigues i Riells*, de intensidad media-alta, refleja en buena medida la variabilidad de los efectos de tal perturbación y su relación con la intensidad de quema sufrida.

En definitiva, el empleo de las imágenes de satélite para evaluar los efectos de los incendios forestales sobre las cubiertas vegetales permite así varias aproximaciones. La más inmediata resulta ser la cartografía y referenciación de la zona afectada con respecto a un sistema de coordenadas geográficas, lo que habilita al gestor para evaluar los tipos y superficies de las cubiertas afectadas. Pero, también de forma inmediata pueden superponerse a otras capas geográficas de información que faciliten por ejemplo, la interpretación de la progresión del incendio. El seguimiento de los procesos de regeneración permitirá además evaluar la capacidad de las cubiertas afectadas para recuperarse de la perturbación y en su caso, la planificación de medidas protectoras para facilitar dicha recuperación.

ANEXOS

ANEXO 1. PARTES DE INCENDIOS FORESTALES A LO LARGO DE LOS ÚLTIMO 50 AÑOS

ACTUAL **PARTE DE INCENDIO FORESTAL**

Número de parte:

DATOS GENERALES DEL INCENDIO Año 19

1. Localización:

Comunidad Autónoma Provincia

Término municipal (origen)

Cuadrícula Mapa Militar 1:200.000 Hoja Cuadrícula

2. Tiempos:

	Mes	Día	Hora	Minutos
2.1 Detección	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
2.2 Llegada primeros medios terrestres	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
2.3 Llegada primeros medios aéreos	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
2.4 Incendio controlado	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
2.5 Incendio extinguido	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

3. Detección

3.1 Detectado por:

Vigilante fijo Código V. fijo

Agente forestal Vigilante móvil Avión observador Otros

3.2 Iniciado junto a: Carretera Senda Casas

Lugares con afluencia de excursionistas Otros lugares en el monte

4. Causas del incendio

<p><u>Rayo</u> <input type="radio"/></p> <p><u>Negligencias:</u></p> <p>Quema agrícola <input type="radio"/></p> <p>Quema de pastos <input type="radio"/></p> <p>Trabajos forestales <input type="radio"/></p> <p>Hogueras <input type="radio"/></p> <p>Fumadores <input type="radio"/></p> <p>Quema de basuras <input type="radio"/></p> <p>Otras negligencias <input type="radio"/></p>	<p><u>Otras causas:</u></p> <p>Ferrocarril <input type="radio"/></p> <p>Líneas eléctricas <input type="radio"/></p> <p>Motores y máquinas <input type="radio"/></p> <p>Maniobras militares <input type="radio"/></p> <p><u>Intencionado</u> <input type="radio"/></p> <p><u>Causa desconocida</u> <input type="radio"/></p>
---	---

Causante: Identificado No identificado

Motivación (intencionado)

Clase de día: Festivo Víspera de festivo Laborable

5. Condiciones de peligro:

5.1. Datos meteorológicos: Estación Hora

Días desde la última lluvia Temperatura máxima °C.

Humedad relativa: % Viento: Velocidad Km/h. Dirección

5.2 Topografía: Orientación: Solana Umbria

Pendiente: Terreno llano Ondulado Quebrado

5.3. Modelos de combustibles en la zona de incendio:

Pastizales Matorrales Bosques Restos

5.4 Probabilidad de ignición % Peligro: Prealerta Alerta Alarma

6. Tipo de fuego: De matorral Pasto De copas De subsuelo

7. Medios utilizados en la extinción:

7.1 Transporte: A pie Coches Helicópteros

7.2 Personal:

Técnicos y agentes forestales				
Obreros de cuadrillas y brigadas				
Bomberos profesionales				
Personal civil				
Guardia Civil, Policía autonómica y otras				
Fuerzas del Ejército				

7.3 Medios pesados: Vehículos contra incendios Tractores Otros

7.4 Medios aéreos:

	Núm.	Núm. descargas
Aviones anfíbios	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Aviones de carga en tierra	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Helicópteros de extinción	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Helicópteros para transporte de cuadrillas	<input type="text"/>	<input type="text"/>

Retardantes: Amónicos Espumantes Viscosantes

8. Técnicas de extinción:

8.1 Ataque directo Ataque indirecto

8.2 Ataque indirecto: Apertura de cortafuegos o líneas de defensa Contrafuego

9. Pérdidas:

9.1 Víctimas

Muertos

Heridos

9.2 Superficies recorridas por el fuego:

9.2.1 Superficie forestal

	Superficie (ha)		Pérdidas × 1.000 ptas.
	Arbolada	No arbolada	
Montes del Estado	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Montes Utilidad Pública	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Montes en Consorcio	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Montes en Convenio	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Montes particulares	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>
TOTALES	<input type="text"/>	<input type="text"/>	<input type="text"/>

9.2.2 Superficie no forestal

9.3 Efectos ambientales: Estimación de impacto global

9.3.1 Superficie quemada autorregenerable:

60-100% 30-60% < 30%

9.3.2 Efecto en la vida silvestre:

Inapreciable Pasajero Permanente

9.3.3 Riesgo de erosión:

Bajo Moderado Alto

9.3.4 Alteración del paisaje:

Inapreciable Pasajera Permanente

9.3.5 Efecto en la economía local:

Inapreciable Pasajero Permanente

9.4 Efectos sobre bienes y servicios:

9.4.1 Evacuación de viviendas Bienes no forestales

9.4.2 Cortes de vías de comunicación: Carreteras Vías férreas

9.4.3 Cortes de servicios: Electricidad Teléfono Agua

Comunidad Autónoma Provincia Número de parte **DATOS PARTICULARES DEL MONTE**10. Término municipal..... 11. Situación legal del monte.....

Nombre

	Núm. catálogo	Núm. elenco	Propietario
Del Estado	_____	_____	Estado <input type="radio"/>
De utilidad pública	_____	_____	<input type="radio"/>
En consorcio	_____	_____	<input type="radio"/>
En convenio	_____	_____	<input type="radio"/>
De particulares	_____	_____	<input type="radio"/>

12. Superficies recorridas por el fuego:

12.1 Monte arbolado:

Superficies cubiertas por especies arbóreas productoras de madera comercial, leña, resina, corcho o frutos forestales.

Especie..... Especie..... Especie.....
(Nombre botánico) (Nombre botánico) (Nombre botánico)**Sin aprovechamiento comercial**

Edades	Superficies	Edades	Superficies	Edades	Superficies
$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.	$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.	$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.
$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.	$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.	$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.
$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.	$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.	$e_r =$ <input type="text"/> años	$S_r =$ <input type="text"/> ha.

Con aprovechamiento comercial

Edades	Superficies	Edades	Superficies	Edades	Superficies
$e_m =$ <input type="text"/> años	$S_m =$ <input type="text"/> ha.	$e_m =$ <input type="text"/> años	$S_m =$ <input type="text"/> ha.	$e_m =$ <input type="text"/> años	$S_m =$ <input type="text"/> ha.
$e_m =$ <input type="text"/> años	$S_m =$ <input type="text"/> ha.	$e_m =$ <input type="text"/> años	$S_m =$ <input type="text"/> ha.	$e_m =$ <input type="text"/> años	$S_m =$ <input type="text"/> ha.

Total monte arbolado..... ha.

12.2 Monte no arbolado:

12.2.1 Dehesas y monte abierto..... ha.

(Nombre botánico)

12.2.2 Matorral y monte bajo..... ha.

(Nombre vulgar)

12.2.3 Pastizales..... ha.12.3 Superficies no forestales (agrícolas, urbanizadas)..... ha.

ANEXO 2. MÉTODOS DE DETECCIÓN DE ZONAS QUEMADAS

1. Análisis visual:

- El método más simple de clasificación
- Ventaja: Un intérprete humano bien acostumbrado detecta sutiles gradaciones de color e integra la información textural y contextual.
- Inconveniente: Muy costoso y subjetivo
- Se ha probado también con fotografía espacial (Skylab) y banda C del SAR.

2. Análisis de bandas simples:

- La mejor NIR, canal 7 de Landsat MSS
- Basado en la partición del histograma
- Fuegos activos con el canal 3 de NOAA (problemas de saturación en imágenes diurnas)
- Normalmente sobreestiman el área quemada

3. Umbrales multitemporales de índices de vegetación:

- Los IV aumentan la señal de la vegetación y minimizan los efectos atmosféricos y debidos a la irradiancia solar y al suelo.
- El método más empleado es la resta

4. Análisis de Componentes Principales:

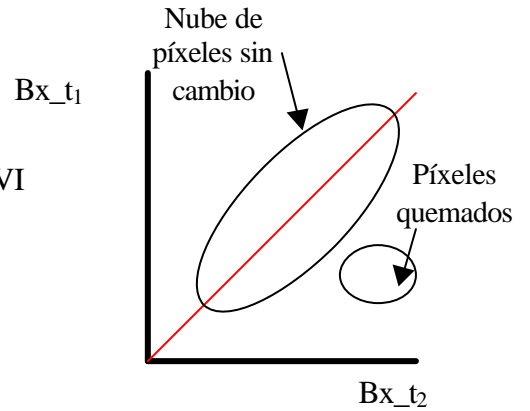
- Reduce la dimensionalidad de los datos en un sistema de coordenadas no correlacionado.
- Una imagen-> primera componente variabilidad multispectral, segunda componente, varianza no explicada
- Serie temporal-> Primera y segunda componentes, varianza asociada a estabilidad de los elementos paisajísticos. Tercera componente y el resto, demás alteraciones en dicha estabilidad.

5. Análisis de regresión multitemporal:

- $t_2 = a + b \cdot t_1$
- $t_2 =$ imagen posterior al fuego, $t_1 =$ imagen anterior
- Pueden emplearse bandas originales y/o valores de NDVI
- Áreas de cambio tendrán altos valores residuales

Bx_{t_1} , Banda X a tiempo t_1

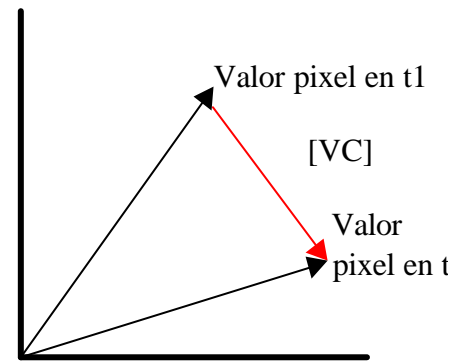
Bx_{t_2} , Banda X a tiempo t_2



6. Análisis del vector cambio (magnitud y dirección):

Vector cambio (VC) definido como:

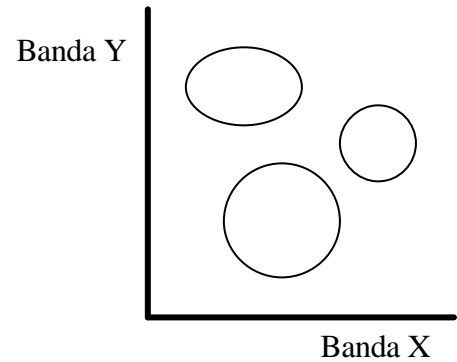
$$[VC] = \left[\sum_{i=1}^n (t_1 - t_2)_i^2 \right]^{1/2}$$



7. Clasificaciones supervisadas y no supervisadas:

Definición de áreas de entrenamiento.

Clustering



8. Análisis de mezclas espectrales:

Definición Componentes Puros

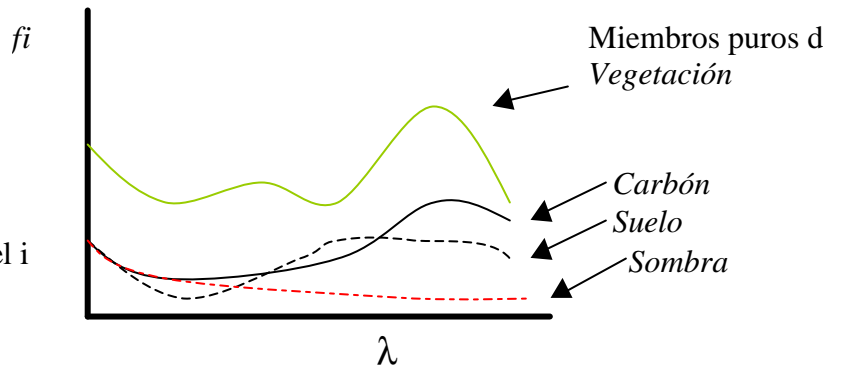
Análisis sub-píxel

$$R_b = \sum_{i=0}^N f_i \cdot R_{i,b} + E_b$$

R , reflectancia en la banda b

f_i , fracción del miembro puro en el píxel i

E , error asociado en la banda b



ANEXO 3. LISTA DE FECHAS DE LAS IMÁGENES MSS

Nombres de las 62 escenas del centenario, de superficie aproximada 185 km², captadas por el sensor MSS y sus correspondientes fechas de adquisición que fueron útiles en el seguimiento de la regeneración de la vegetación (capítulo 7).

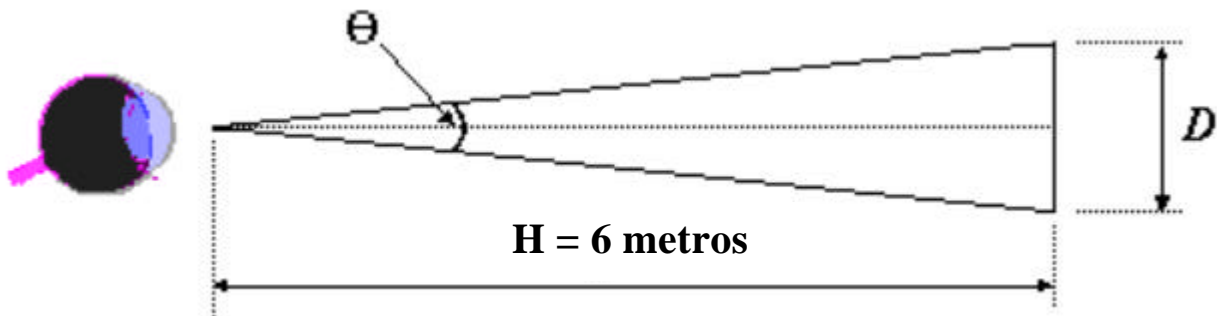
Tarragona	Fecha	Girona	Fecha
75_1	16/7/75	75_1	27/6/75
76_1	11/4/76	75_2	24/7/75
77_1	1/8/77	76_1	1/9/76
78_1	9/7/78	77_1	13/7/77
78_2	19/9/78	78_1	2/6/78
79_1	11/5/79	78_2	18/9/78
81_1	30/4/81	79_1	1/10/79
81_3	16/8/81	79_2	3/7/79
82_1	1/9/82	80_1	25/9/80
83_1	13/4/83	81_1	17/5/81
83_3	4/9/83	82_1	26/9/82
84_1	26/6/84	83_1	9/6/83
84_3	28/7/84	84_1	10/5/84
84_4	30/9/84	84_2	29/7/84
85_1	2/4/85	85_1	3/4/85
85_5	9/9/85	85_2	24/7/85
86_1	15/5/86	85_3	18/9/85
86_2	22/10/86	86_1	24/5/86
87_1	16/4/87	86_2	13/9/86
87_3	7/9/87	87_1	28/6/87
88_1	5/6/88	87_2	16/9/87
89_1	7/5/89	88_1	1/8/88
89_3	28/9/89	89_1	30/4/89
90_1	14/8/90	89_2	19/7/89
91_1	11/4/91	90_1	3/5/90
91_3	18/9/91	90_2	23/8/90
92_1	28/3/92	91_1	22/5/91
92_3	4/9/92	91_2	26/8/91
93_1	31/3/93	92_1	8/5/92
93_3	3/6/93	92_2	27/7/92
		93_1	28/6/93
		93_2	31/8/93

ANEXO 4. MÁXIMO PODER DE RESOLUCIÓN

- El ojo humano bajo ciertas condiciones llega hasta 8" de arco (Agudeza de Vernier), el ejemplo lo constituye la capacidad para distinguir los finales de 2 líneas



- La detección puede llegar hasta incluso menos de 1" de arco (incluso 0.5"), el ejemplo más claro, la posibilidad de distinguir las líneas eléctricas sobre el fondo del cielo.
- Así, el valor del poder de resolución del ojo humano más asumido es de 1 mm de distancia entre objetos (dos líneas igual de gruesas oscuras sobre fondo blanco) a 6 m de distancia. A pesar de que:
 - a) El ojo humano puede discriminar hasta un 1% en intensidad entre fuentes de iluminación que se solapan, y
 - b) El ojo tiene mayor resolución para líneas separadas en vertical que en horizontal.



$\theta = 1 \text{ minuto} = 0.01666667^\circ$ (resolución mínima discernible), así D o IFOV a 6 metros:

$$D = 2 \times H \times \tan(\theta / 2) \approx 0.0018 \text{ m} \approx 1.8 \text{ mm}$$

Para una altura de vuelo de 50 m ($H = 50$),

$$D = 2 \times 50 \times \tan(\theta / 2) = 0.0145 \text{ hm} \approx 1.5 \text{ m}$$

**ANEXO 5. PARA EL CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CONCORDANCIA
(CAPÍTULO 3)**

ICC8690

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV
CORINE	-	+	+	+	-	+	+
MSS	-	+	+	-	-	+	-
USOS87	+	-	+	+	+	-	-

IC = 0.47

USOS87

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV
CORINE	-	+	+	-	-	+	+
MSS	-	+	-	-	-	+	+
ICC8690	-	+	-	-	-	+	+

IC = 0.52

CORINE

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV
USOS87	+	-	-	+	+	-	-
MSS	+	-	+	-	+	-	+
ICC8690	+	-	-	-	+	-	-

IC = 0.57

USOS92

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV
MSS	+	-	-	+	-	+	+

IC = 0.42

NOAA

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV
DARP	+	+	+	+	+	-	+
ICC94	+	-	+	+	+	-	+

IC = 0.21

DARP

Cartografía	NS	SMS	SXS	DM	NIV	SMIV	SXIV
NOAA	-	-	-	-	-	+	-
ICC94	+	-	+	+	+	-	+

IC = 0.57

ANEXO 6. CARTA ENVIADA A LOS AYUNTAMIENTOS

Señores/as del Ayuntamiento:

El CREAM (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals) ubicado en la Universidad Autónoma de Barcelona, desde 1996, está realizando “La caracterización del régimen de fuegos en las comunidades vegetales Mediterráneas de Catalunya durante los últimos 21 años y su influencia en los procesos de regeneración de la vegetación” proyecto CICYT-MEC AMB-0881. Dicho proyecto consiste en la utilización de imágenes de satélite (Landsat MSS) con objeto de detectar todas las zonas forestales quemadas o incendiadas en Catalunya mayores de 30 hectáreas desde 1975 hasta 1995.

El DARP (Departament d’Agricultura Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya) ha podido confirmar la fecha exacta de los incendios y validar nuestros resultados con algunos de los fuegos ocurridos entre el periodo 1983-95, pero los años anteriores (1975-82) en los cuales era el ICONA quien realizaba el inventariado no han podido ser corroborados ya que no aparecen geo-referenciados, es decir, ubicados geográficamente en detalle, sino por provincias. El motivo de este mensaje es el de solicitar su ayuda para confirmar algún incendio concreto(*) que ha tenido lugar en su municipio y que quizás pueda ser corroborado por sus inventarios o por el encargado en materia de medio ambiente o incendios forestales de su Ayuntamiento.

A continuación se exponen los datos del/los incendio/s que han sido detectados por nuestro equipo de teledetección. Se detalla el área quemada, el municipio más afectado, algunas referencias toponímicas y dos fechas entre las cuales tuvo lugar el incendio en caso de ocurrir (corresponden a la imagen previa y posterior entre las que fue detectada la zona quemada):

	(*)Primer fuego	Segundo fuego
Área quemada (ha)		
Municipio más afectado		
Fechas entre las que ocurrió		
Referencias toponímicas		

En caso de que puedan confirmar dicho/s incendio/s y la fecha en la que tuvo lugar (año, mes y día) o bien no existan registros o cualquier observación con respecto a la consulta les rogaría se pongan en contacto con:

Ricardo Díaz-Delgado Hernández

CREAF- Fac. Ciències. U.A.B. Bellaterra 08193. Barcelona.

Nº de teléfono: 93-5811877 Nº de Fax: 93-5811312

E-mail: rdiaz@creaf.uab.es Agradeciendo de antemano su colaboración, atentamente:

ANEXO 7. DETALLE DEL PROCESO DE ESCANEADO DEL MAPA D'INCENDIS DE CATALUNYA (1986-1990) 1:500000

Con objeto de ampliar la base cartográfica de incendios forestales se incorporaron los incendios procedentes en el *Mapa d'incendis de Catalunya* (1986-1990) 1:500000 que no fueron registrados por la metodología desarrollada. Para ello, el mapa en papel fue escaneado mediante un escáner A0, a 256 colores (con paleta) y resolución de 150 ppp (píxeles por pulgada). La medida del píxel en el ráster final fue de 30 m. Se georreferenció con un error cuadrático medio (RMS) máximo permitido de 90 m (3 píxeles). Una vez georreferenciado se procedió a realizar una clasificación no supervisada sobre los tres canales y definiendo el número máximo de clusters o clases espectrales.

ANEXO 8. FIGURAS AUXILIARES DEL CAPÍTULO 4

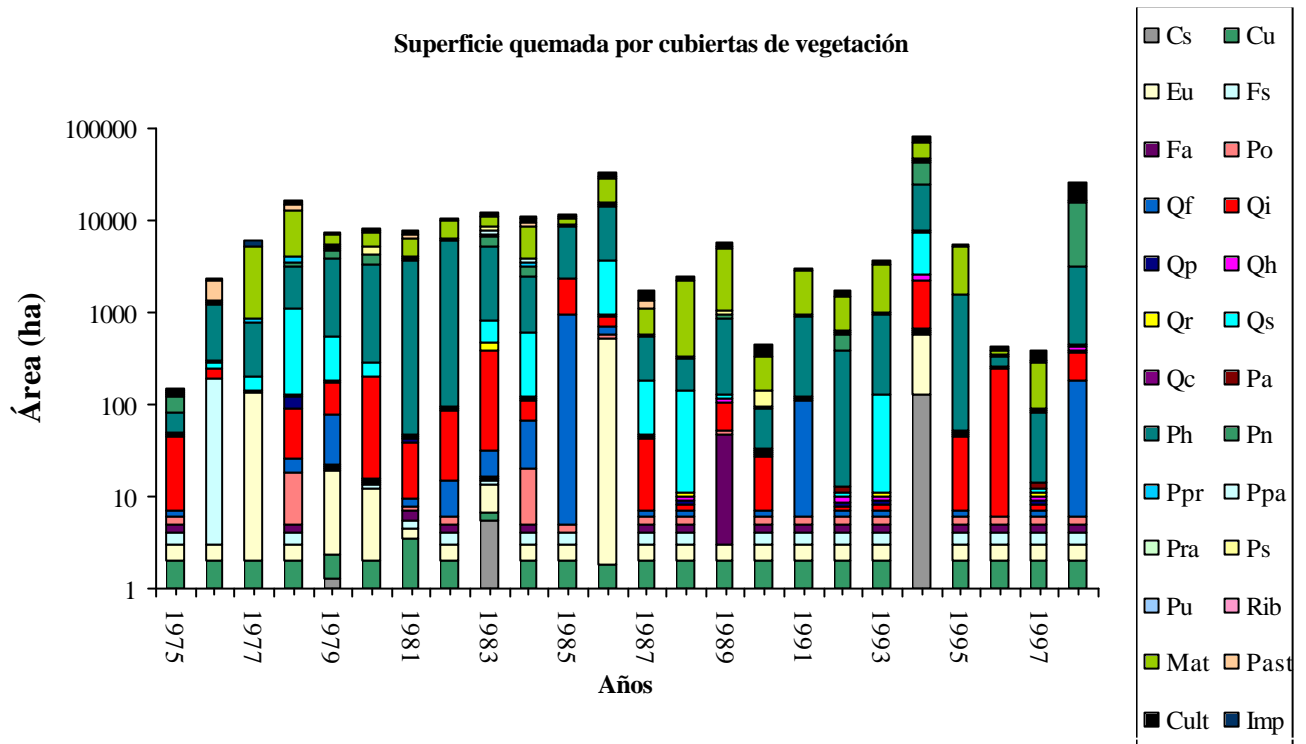


Figura 1: Superficie quemada por especie dominante de cada cubierta de vegetación a lo largo del periodo 1975-98.

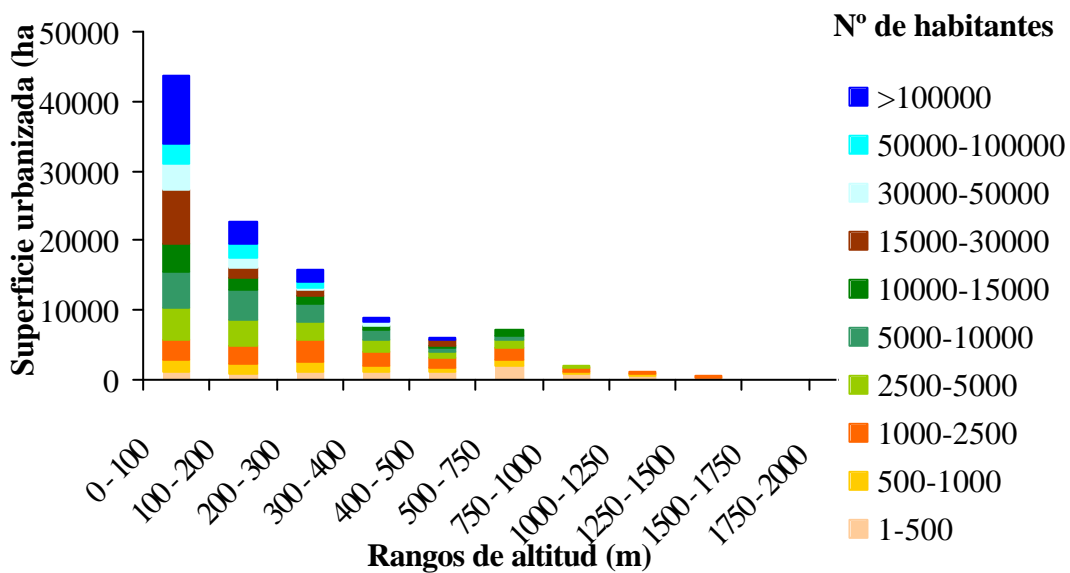


Figura 2: Superficie cubierta por cada rango de altitud y tamaño poblacional en cada uno de ellos.

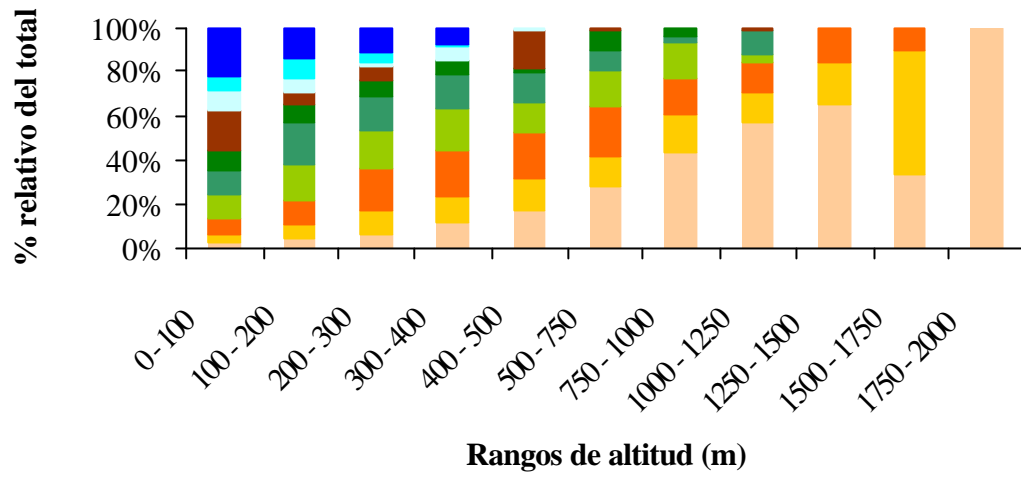


Figura 3: Rangos de altitud y porcentaje relativo ocupado por cada uno de ellos con respecto al total de la superficie de Cataluña.

LISTADO DE ACRÓNIMOS CITADOS

- ACP, Análisis de Componentes Principales
- AE, Área de Entrenamiento
- ADF, *Agrupacions de Defensa Forestal*
- ALME, Análisis Lineal de Mezclas Espectrales
- AVHRR, *Advanced Very High Resolution Radiometer* (NOAA)
- CASI, *Compact Airborne Spectrographic Imager*
- CORINE, *Coordination of Information on the Environment*
- CREAM, *Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals*
- DARP, *Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya*
- D.E.F./I.S.A, Departamento de Forestales de la Universidad Técnica de Lisboa
- DGCONA, Dirección General para la Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente
- DGMN, *Direcció General del Medi Natural*
- DGMR, *Direcció General del Medi Rural*
- DGPF, *Direcció General de Política Forestal*

- DMA, *Departament de Medi Ambient*
- DMS, distancia máxima alcanzada por los focos secundarios de cada fuego, con respecto a la zona quemada más cercana incluida el perímetro principal
- ERTS, *Earth Resources Technology Satellite*
- ETM, *Enhanced Thematic Mapper*
- GSFC *Goddard Space Flight Center*, perteneciente a la NASA
- GPS, *Global Positioning System*
- IC, Índice de Concordancia
- ICC, *Institut Cartogràfic de Catalunya*
- ICC84, cartografía de fuegos de 1984 procedentes del informe elaborado por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* y titulado *Detecció i avaluació de les superfícies forestals cremades durant l'any 1984 a Catalunya, mitjançant tècniques de percepció remota*
- ICC8690, cartografía de fuegos ocurridos entre 1986 y 1990 elaborada por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* y titulada *Mapa d'incendis forestals de Catalunya (1986-1990)*
- ICONA, Instituto para la Conservación de la Naturaleza
- IEFC, *Inventari Ecològic i Forestal de Catalunya*
- IFN, Inventario Forestal Nacional

- IGBP/DIS, Programa Internacional Geosfera/Biosfera, Sistema de Información y Datos
- IFOV, *Instantaneous Field of View*
- INFOCAT, Plan de Protección Civil de Emergencias para Incendios Forestales en Cataluña
- IV, Índices de Vegetación
- JRC, *Joint Research Center*, Instituto de Aplicaciones Espaciales de la Comisión Europea
- LUCC, *Land Use and Land Cover Change*
- MAPA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
- MCA, Mapa de Cultivos y Aprovechamientos
- MFI, *Mean Fire Interval*
- MNF, *Minimum Noise Fraction*
- MSS, *Multi-Spectral Scanner*, sensor de Landsat
- MV, Máxima Verosimilitud
- MVC, *Maximum Composite Value*, productos NOAA
- NDVI, *Normalized Difference Vegetation Index*
- NFR, *Natural Fire Rotation*

- NIR, *Near Infrared*
- NIV, número de islas de vegetación en un incendio
- NOAA, *National Oceanic and Atmospheric Administration*
- NS, número de focos secundarios de un incendio
- PEIN, *Pla d'espais d'interès natural*
- PPI, *Pixel Purity Index*
- PPP, píxeles por pulgada
- Q_{NDVI} , cociente entre el promedio de NDVI de la zona quemada y promedio de NDVI de una zona control no quemada
- RMS, error cuadrático medio
- SARPIF, *Servei d'Agents Rurals i de Prevenció d'Incendis Forestals*
- SIG, Sistema de Información Geográfica
- SMIV, superficie media de las islas de vegetación de un incendio
- SMS superficie media de los focos secundarios de un incendio
- SPOT, *Satellite Pour l'Observation de la Terre*
- SXIV, superficie máxima de las islas de vegetación de un incendio

- SXS superficie máxima de los focos secundarios
- TM, *Thematic Mapper*, sensor de Landsat
- VC, Vector de Cambio
- USOS87, cartografía de usos del suelo realizada en 1987 por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* y titulada Mapa d'Usos del Sòl de Catalunya 1:250000, 2ª edición.
- USOS92, cartografía de usos del suelo realizada en 1992 por el *Institut Cartogràfic de Catalunya* y titulada Mapa d'Usos del Sòl de Catalunya 1:250000, 3ª edición.



Foto para los nietos