

PROYECTO FINAL DE CARRERA

ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN Y SU RELACIÓN CON LA OCURRENCIA DE INCENDIOS FORESTALES

Sergi Costafreda Aumedes

Ingeniería de Montes

Noviembre de 2009

Departamento de Ingeniería Agroforestal

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIERÍA AGRARIA

UNIVERSIDAD DE LLEIDA

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quería agradecer a Cristina Vega García, del Departamento de Ingeniería Agroforestal de la Universidad de Lleida, la supervisión y la oportunidad de realización este proyecto que me ha permitido ampliar mis conocimientos sobre la Ecología del paisaje aplicada a la predicción de la ocurrencia de incendios y que son dos aspectos importantes en la sociedad actual.

Por parte de la Universidad de Zaragoza, destacar la colaboración de Alberto García Martín, del Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio, ayudándome a lo largo del transcurso del proyecto durante el curso académico, e implicándose en gran modo en el proyecto a sabiendas de que el tiempo es limitado.

Cabe destacar todas aquellas colaboraciones puntuales en procesos específicos del estudio: a Silvia Espinal en la compilación del Mapa Forestal de España, a Marisa García en todos aquellos aspectos relacionados con la programación mediante *ArcObjects* del programa *ArcGis*, a Fernando Pérez Cabello en la supervisión de la clasificación vegetal y a Luís Torres asesorando en la parte estadística del proyecto.

También la colaboración anímica y profesional del personal del Laboratorio de Ordenación del Territorio y Paisaje de la Universidad de Lleida. Gracias a Asun, Emi, Evelina, Lidón, Marc y Paco.

En general, agradezco a todo aquél que directa o indirectamente ha estado implicado en la realización del proyecto, a los que en algún momento han sufrido mis monotemáticas conversaciones durante el transcurso del mismo y que han estado animándome en aquellos momentos más difíciles.

Sólo puedo decir, gracias a todos.

Resumen

Los incendios son fenómenos ecológicos regulares de los sistemas forestales, siendo el factor dominante de su dinámica. En este último decenio, la media anual de incendios en España se sitúa en los 20.000, estando relacionado su origen mayoritariamente con factores antrópicos. Este estudio surge de la hipótesis de que existe una relación entre la estructura del paisaje y la ocurrencia de incendios. Para modelizar esta relación y establecer modelos predictivos, se analiza en primer lugar la estructura del paisaje del área de estudio seleccionada (España peninsular e Islas baleares) utilizando para ello herramientas SIG y un conjunto de índices de ecología del paisaje. Estos índices se aplican sobre una malla regular de 10 x 10 km, referencia espacial sobre la que se tiene información sobre los incendios de origen humano durante el período 1989 – 1993, ambos años incluidos. Con el objeto de respetar el supuesto de no colinealidad del método de regresión utilizado para estudiar esta relación y ajustar un modelo predictivo, la regresión logística, se realiza un análisis de conglomerados que reduce el número índices de ecología a emplear como variables predictoras. Como resultado del análisis de regresión logística, se obtiene que, a la escala considerada, el índice de Shannon es el único de los considerados que es susceptible de ser utilizado para predecir la ocurrencia de incendios, siendo necesaria la consideración de otras variables de distinta naturaleza para mejorar la capacidad de predicción los modelos obtenidos.

Palabras Clave: *ocurrencia de incendios, incendios de origen humano, estructura de la vegetación, ecología del paisaje, SIG.*

Abstract

Fires are ecological regular phenomena of the forest systems, being the dominant factor of their dynamic. In the last decade, the annual average of fires in Spain places in 20.000, being related their origin for the most part to human factors. This study arises from the hypothesis that exist a relation between landscape structure and fire occurrence. For representing this relation and establishing predictive models, first, there is analyzed landscape structure of the selected area of study (peninsular Spain and Balearic Islands) using for it SIG tools and landscape ecology indexes. These indexes are applied on a regular matrix of 10 x 10 km, spatial reference on which there is had information about human fires during the period 1989 - 1993, both included. In order to respect the supposition of not colinearity of the regression's method used to study this relation and to fit a predictive model, the logistic regression, there is realized an analysis of conglomerates that reduces the number of ecology indexes to use as predictor variables. As result of the logistic regression analysis, there is obtained that, at the considered scale, the index of Shannon is the only one of considered that is capable of being used to predict fire occurrence, being necessary the consideration of other variables of different nature to improve the capacity of prediction of the obtained models.

Key Words: *fire occurrence, human-caused fires, spatial pattern, landscape ecology, GIS.*

Índice

1.	Introducción.....	pág. 3
1.1.	Los incendios forestales y su problemática	pág. 3
1.2.	Ecología del paisaje y su análisis espacial	pág. 4
1.3.	Los Sistemas de Información Geográfica en el contexto de los incendios forestales y de la ecología del paisaje	pág. 6
2.	Objetivos e hipótesis	pág. 7
3.	Materiales y métodos	pág. 8
3.1.	Área de estudio: delimitación y descripción general	pág. 8
3.2.	Obtención de la información sobre la ocurrencia de incendios	pág. 9
3.3.	Análisis del patrón espacial de la vegetación en España.....	pág. 10
3.3.1.	Obtención de la cartografía de referencia	pág. 10
3.3.2.	Métricas de ecología del paisaje.....	pág. 15
3.4.	Análisis de agrupamientos.....	pág. 18
3.5.	Análisis de la relación: regresión logística	pág. 20
3.5.1.	Selección de modelos	pág. 21
3.5.2.	Validación de los modelos	pág. 21
3.6.	Variables de la regresión	pág. 22
3.6.1.	La variable dependiente	pág. 22
3.6.2.	Las variables independientes.....	pág. 22
4.	Resultados	pág. 24
4.1.	Análisis de la estructura del paisaje de España.....	pág. 24
4.1.1.	A nivel de paisaje	pág. 24
4.1.2.	A nivel de clases	pág. 25
4.2.	Análisis de agrupamientos.....	pág. 33
4.3.	Modelización cartográfica de los incendios	pág. 37
4.3.1.	Análisis de la relación.....	pág. 37
4.3.2.	Validación de los modelos	pág. 40
4.3.3.	Predicción de los incendios en España	pág. 41
5.	Discusión.....	pág. 44
6.	Conclusiones y futuras líneas de investigación	pág. 46
6.1.	Conclusiones	pág. 46
6.2.	Futuras líneas de investigación	pág. 47
	BIBLIOGRAFÍA	pág. 48
	ANEXOS	pág. 52
A.	Programación en ArcObjects.....	pág. 53
B.	Índices de ecología del paisaje.....	pág. 57
C.	Verificación del análisis de agrupamientos	pág. 66
D.	Tablas de contingencia de las regresiones.....	pág. 72
E.	Validación de los modelos de regresión.....	pág. 74
F.	Predictibilidad de los modelos a nivel estatal.....	pág. 75

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Los incendios forestales y su problemática

Los incendios forestales son fenómenos ecológicos regulares en los sistemas mediterráneos, siendo el factor dominante de su dinámica (Pausas, 2004). Así, los incendios forestales pueden ser considerados como un elemento natural de los bosques mediterráneos, siendo uno de los principales responsables de la mortalidad de las masas arbóreas, de su composición en especies y de su estructura espacial (Trabaud, 1994). Todo ello es debido a que el fuego es capaz de crear dentro de una superficie forestal un mosaico heterogéneo en el que se combina la presencia de parcelas quemadas dentro de una matriz no afectada por este fenómeno o viceversa (Díaz-Delgado et al., 2004).

El fuego es un fenómeno recurrente en nuestro país, identificándose como la principal causa de mortalidad de las masas forestales españolas (González et al., 2005). En este último decenio, la media anual de incendios se sitúa en torno a los 20.000, estando relacionado el origen de los mismos mayoritariamente con factores antrópicos. En la Figura 1.1 se muestra la tendencia de aumento existente en el número anual de focos incendiarios en España desde principios de los años 80 hasta mediados de la presente década.

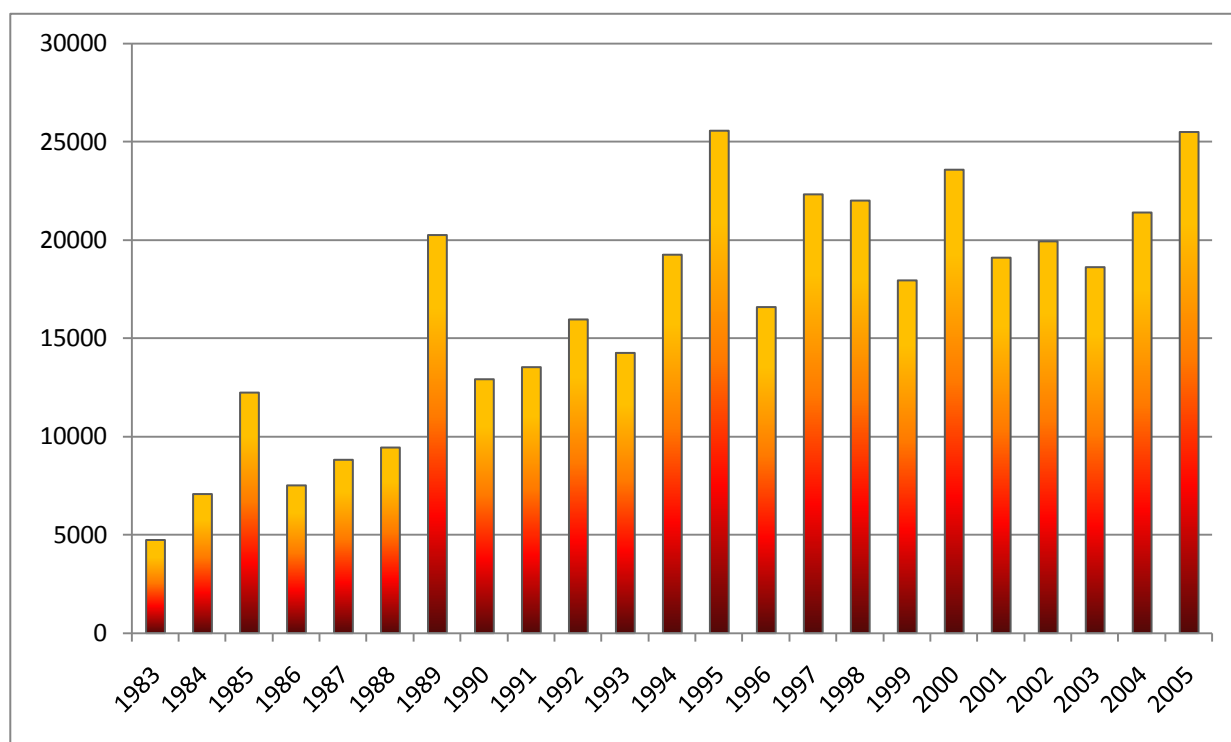


Figura 1.1. Número de incendios ocurridos en España desde 1983 a 2005. Fuente: MMARM

Uno de los factores de este incremento, tal y como señala el propio Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, se debe a la mejora de la metodología utilizada para el registro e inventario de los mismos, que permite contabilizar todos ellos por muy pequeños que sean. Junto a esto, otro de los factores que explican también este aumento es el abandono de tierras agrícolas, que ha hecho que crezca la superficie de vegetación natural debido a la recolonización de estas superficies, y la desaparición de usos tradicionales del bosque por parte de la población rural, como por ejemplo la recogida de leñas, que ha producido el aumento de la

presencia de residuos forestales en los bosques, lo que hace que se incremente la probabilidad de ocurrencia y de propagación de incendios. Por último, señalar la incidencia que el clima tiene en la variabilidad interanual en el número de incendios. España, al ser un país con un clima predominantemente mediterráneo, presenta un elevado contraste entre sus estaciones, alternándose períodos lluviosos con otros de sequía bastante más marcados. Los años con precipitaciones abundantes en invierno y primavera dan lugar a un crecimiento espectacular de las herbáceas y pastos en general. Estos excedentes de biomasa fina, cuyo ciclo vegetativo llega a su fin con las altas temperaturas de los meses centrales del verano, suponen la aparición en los bosques zonas de fácil ignición, lo que lleva al aumento en el número de incendios en ese año en comparación con los años en general más secos.

De los incendios contabilizados, tal y como muestra la Figura 1.2, la mayoría tiene un origen intencionado, siguiendo en importancia aquellos cuya causa es desconocida. A una mayor distancia, destacan los causados por quemas controladas de superficies agrícolas y de pastos, situándose a este mismo nivel los debidos a rayos.

La propagación o contención de los incendios forestales, así como de otras perturbaciones, se ven condicionadas por la estructura del paisaje, afectando a la extensión de un incendio forestal (Forman, 1995). Las alteraciones debidas al fuego tienen efectos ecológicos importantes en los paisajes forestales, al crear un mosaico de teselas quemadas con otras sin quemar, originándose así un patrón heterogéneo en todo el paisaje (Díaz-Delgado et al., 2004; Yang et al., 2004; Turner, 2005; Moreno, 2007).

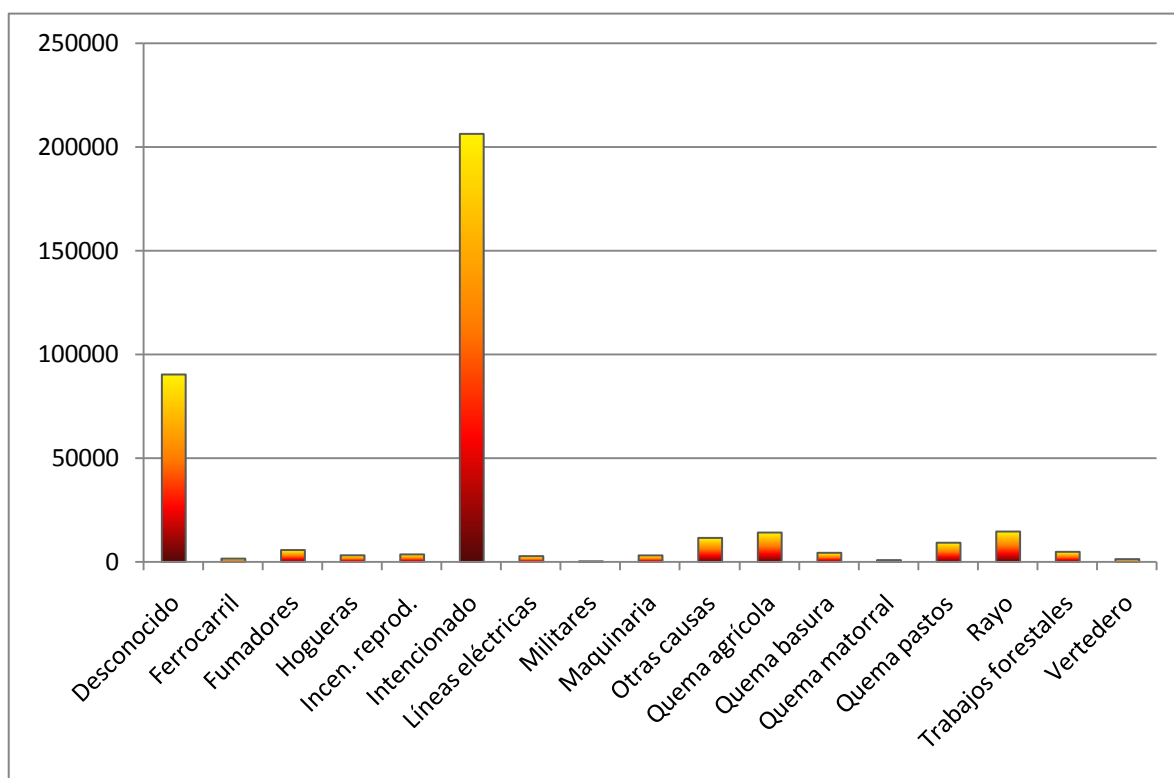


Figura 1.2. Número de incendios entre 1983 y 2005 en España según su causalidad. Fuente: MMARM

1.2. Ecología del paisaje y su análisis espacial

El mosaico regional de hábitats se forma y se mantiene por las perturbaciones naturales características de cada región. Las variaciones en la frecuencia, magnitud y extensión de las perturbaciones producen patrones complejos en la composición, estructura de edades y distribución

de tamaños de los hábitats de estos mosaicos. En otras ocasiones, predominan en la dinámica las acciones provocadas por los usos humanos, de tal modo que los cambios en la estructura del paisaje son debidos a cambios en el modo de gestión del territorio, provocados y conducidos por fuerzas socioeconómicas y políticas (Regato et al., 1999).

El patrón espacial que presentan las cubiertas vegetales ayuda a entender muchos procesos ecológicos. Desde una perspectiva basada en la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible, considerar tales procesos es un requisito fundamental a la hora de aplicar planes de ordenación del territorio (Botequilha y Ahern, 2002), establecer directrices para la gestión del espacio y diseñar estrategias para la conservación de la naturaleza (Burel y Baudry, 2001).

El término “ecología del paisaje” fue utilizado por Troll en 1939, aunque su asentamiento como disciplina científica se produjo a partir de los años 80 (Forman, 1995). Se trata de una disciplina común a la ecología y la geografía, cuyo objeto de estudio son las causas y las consecuencias de la heterogeneidad espacial (Turner, 1989; Forman, 1995). En este sentido, Fahrig (2005) la define como el estudio de cómo afecta la estructura del paisaje a la abundancia y distribución de los organismos.

Así, el objeto de estudio de esta disciplina es el paisaje, entendido como éste como “cualquier parte del territorio, tal como es percibida por las poblaciones, cuyo carácter resulta de la acción de factores naturales y/o humanos y de sus interrelaciones” (Convenio Europeo del Paisaje, 2000). Dado que el tamaño de los paisajes varía, es importante tener en cuenta la escala con la que se trabaja. El paisaje está compuesto por complejos sistemas jerárquicos por lo que tanto su dinámica como su estructura dependen directamente de la escala a la que ha sido delimitado (Farina, 1998).

Para el análisis de los paisajes, Forman y Godron (1981) los dividen, desde el punto de vista estructural, en diferentes elementos: **parches** (áreas discretas relativamente homogéneas que se distinguen por discontinuidades marcadas con su entorno), **corredores** (elementos lineales del paisaje que se diferencian de su entorno de forma clara que puede unir manchas de vegetación de características similares) y **matriz** (elemento dominante del paisaje). El conjunto de parches constituye el mosaico paisajístico, mientras que el conjunto de corredores forma una red.

La disposición espacial del mosaico y la de las redes constituye el patrón paisajístico, que sirve para comparar dos o más unidades de paisaje a una determinada escala de trabajo desde un punto de vista estructural. Dependiendo de la escala de trabajo y de los datos espaciales considerados, se pueden diferenciar cuatro tipos de patrones paisajísticos (McGarigal et al., 2002):

- **Patrones puntuales:** Se refieren al reparto de una serie de elementos puntuales en el espacio. Sobre estos datos puntuales se realizan análisis para medir el grado de aleatoriedad y de agregación en su reparto espacial. La cartografía relacionada con estos patrones representa entidades puntuales.
- **Patrones lineales:** Son aquellos patrones en los que dominan grupos de elementos lineales (corredores) que juntos forman una red. Sobre estas entidades lineales se realizan análisis para medir las formas de las redes que configuran y su conectividad. La cartografía del área de estudio se centra en la representación de entidades lineales.
- **Patrones de superficie:** Se refiere a las representaciones espaciales de objetos o variables que varían gradualmente en el territorio. La cartografía relacionada con estos patrones representa variaciones de gradientes más que entidades bien delimitadas.
- **Patrones de categorías:** Estos patrones consideran elementos cuyos límites se encuentran delimitados espacialmente. El paisaje se representa como un mosaico de parches discretos que, desde una perspectiva ecológica, presentan condiciones relativamente homogéneas a una

determinada escala. En la cartografía utilizada, las entidades poligonales son las representadas. El objetivo de los análisis realizados suele ser el de caracterizar su composición y configuración espacial mediante índices destinados a medir las características geométricas y espaciales de los patrones categóricos de un mapa representados a una determinada escala.

Estos índices han sido utilizados en múltiples trabajos para calcular la fragmentación (Bowers y Dooley, 1999; McDonnell et al., 2002; Fahrig, 2003; Torras et al., 2007), la conectividad (Fahrig y Merriam, 1985; Tischendorf y Fahrig, 2000; Calabrese y Fagan, 2004; Pascual-Hortal y Saura, 2007) y la heterogeneidad (Frohn, 1998; Forman, 1998; Romero-Calcerrada y Perry, 2004; Hernández-Stefanoni, 2005; Martínez-Arano et al., 2007) de diferentes paisajes.

Es frecuente considerar grandes superficies en los estudios de ecología del paisaje. Este hecho introduce la necesidad de utilizar tecnologías basadas en la Teledetección y los Sistemas de Información Geográfica, por su capacidad para captar, almacenar y procesar de forma eficiente datos georeferenciados y sus relaciones espaciales para cualquier extensión de territorio.

1.3. Los Sistemas de Información Geográfica en el contexto de los incendios forestales y de la ecología del paisaje

La aplicación de nuevas tecnologías como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), la teledetección y los Sistemas de Posicionamiento Global (GPS) ha abierto un amplio sector de investigación. Grossmann (1993) define los Sistemas de Información Geográfica como una plataforma que permite la combinación de diferentes tipos de información, considerándola como columna vertebral de todo proceso de información espacial.

Los SIG ayudan a dar una visión más objetiva de la problemática de los incendios forestales, ya que ponen a disposición del analista una serie de herramientas que facilitan la integración y el análisis de los fenómenos que intervienen en el estudio de este fenómeno (Badia, 1998).

En el contexto de la ecología del paisaje, los SIG proporcionan un marco para analizar las interacciones entre los patrones espaciales y la distribución y dinámica de las poblaciones (Abajo, 2007), considerándose como una herramienta fundamental al trabajar con grandes extensiones territoriales o en la gestión de Espacios Naturales protegidos (Ontivero et al., 2008). Según Farina (1998), los SIG son una herramienta fundamental en estudios de cambio de suelo, patrones en la vegetación, distribución de poblaciones de fauna y modelización de procesos en el paisaje como, por ejemplo, el estudio de la composición y fragmentación de la vegetación tras un incendio, distribución de las especies avícolas según idoneidad de hábitat de los parches, etc.

Entre el software especializado en obtener índices cuantitativos de la ecología del paisaje se encuentra *Fragstats 3.3* (2002) y *Grass 6.4.0* (2009). Junto a éstos, también se han desarrollado extensiones que trabajan como módulos independientes sobre programas SIG como *V-late* (2003) y *Patch Analyst 4* (2008) en *ArcGis*. Por otra parte, existe otras aplicaciones que calculan los índices del paisaje con otras finalidades, destacándose en este sentido *Habitat Model Viewer* y *Conefor Sensinode 2.2*, que aplican los índices del paisaje para el cálculo de la conectividad del paisaje para la fauna calculando la idoneidad de los parches para ser el hábitat de una determinada especie.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Las relaciones entre la estructura del paisaje y los procesos o perturbaciones, como los incendios forestales, permanecen escasamente investigadas. El paisaje puede influenciar la ocurrencia de los incendios forestales y, a su vez, el número de incendios puede influenciar en la organización de las teselas del paisaje. En este contexto, en el presente trabajo se plantean dos objetivos:

- **Conocer la estructura espacial de la vegetación en España.** Con la consecución de este objetivo se pretende obtener un conjunto de las métricas tomadas de la ecología del paisaje que sirvan para caracterizar, de forma objetiva, el patrón espacial de la vegetación a escala nacional.
- **Analizar las relaciones existentes entre el patrón espacial de la vegetación y la ocurrencia de incendios de origen humano.** A partir de este análisis se pretende, si es posible, derivar modelos cuantitativos que permitan predecir la ocurrencia de incendios causados por personas en función de la estructura del paisaje a nivel de unidad de observación empleada. El resultado final será una ecuación compuesta por uno o varios índices definidores de la estructura del paisaje que permita obtener cartografía de riesgo de ocurrencia de incendios en todo el territorio nacional.

Este doble objetivo se fundamenta en la hipótesis de que existen interrelaciones entre la estructura espacial del paisaje y la ocurrencia de incendios forestales. Esta hipótesis descansa en el hecho recogido en la bibliografía específica de que existen relaciones entre el patrón paisajístico y los procesos ecológicos que suceden en el medio ambiente (Tischendorf, 2001; Turner et al., 2001). En este sentido, como se ha señalado con anterioridad, los incendios forestales es uno de los más importantes de estos procesos, siendo por tanto uno de los más estudiados (Lloret et al., 2002; Díaz-Delgado et al., 2004; Henry y Yool, 2004; Martínez et al., 2008). Sin embargo, la relación entre incendios y estructura del paisaje ha sido descrita mayoritariamente desde una perspectiva teórica, siendo pocos los estudios que la han demostrado de forma cuantitativa (Lloret et al., 2002). Por ello, resulta necesario seguir indagando en la parametrización y cuantificación de estas relaciones.

Para cumplir con los objetivos marco planteados es necesario el cumplimiento de una serie de objetivos parciales, que refieren a objetivos operativos:

- Creación de una cartografía que sirva de base para analizar la estructura del paisaje a escala nacional mediante índices de ecología del paisaje.
- Selección de los índices de la ecología del paisaje que, según la bibliografía existente, resultan más adecuados para describir la estructura espacial en relación con temática de los incendios forestales.
- Obtención de la información sobre ocurrencia de incendios. Este tercer objetivo parcial refiere a la obtención de la información sobre la ocurrencia de incendios causados por personas en el territorio español en un conjunto de años.

Para la realización de este proyecto se han cogido los incendios causados por personas del período 1989 – 1993, ambos años incluidos, sin tener en cuenta la dimensión de los mismos, sólo el número de incendios que se ha producido en cada unidad de observación.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología científica empleada en el presente trabajo se sitúa en el contexto de una argumentación hipotético-deductiva. De esta manera, a partir de la hipótesis de que existen relaciones entre la estructura del paisaje y la ocurrencia de incendios forestales, se analizan de una forma experimental estas relaciones formulándose una serie de modelos matemáticos que permiten predecir la ocurrencia de los incendios de origen humano a partir de la estructura espacial del paisaje.

Por otra parte, desde el punto de vista de las herramientas utilizadas para explorar estas relaciones, la metodología aplicada se enmarca en el contexto de los SIG como fuentes de información y herramientas en el marco de la Ecología del Paisaje.

La escala de trabajo es 1/200.000, ya que es la escala que más se aproxima a las fuentes de información sobre las cuales se aplican los índices cuantitativos. Los recursos lógicos y físicos utilizados son los disponibles en el Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio de la Universidad de Zaragoza y en el Departamento de Ingeniería Agroforestal de la Universidad de Lleida. Los programas informáticos utilizados son: *ArcGis - ArcInfo 9.2* para el tratamiento de las coberturas y la edición de la cartografía, la extensión *Patch Analyst* para la aplicación de los índices y *SPSS* para su tratamiento estadístico.

3.1. Área de estudio: delimitación y descripción general

El estado español tiene una superficie total de 504.645 km² que se reparte, de manera desigual entre el territorio peninsular (492.174 km²), los archipiélagos de Baleares (4.992 km²) y Canarias (7.447 km²) y los enclaves africanos, entre los que destacan Ceuta y Melilla (31,8 km²). El presente trabajo se centra en el estudio y análisis del territorio comprendido en la Península Ibérica y en las Islas Baleares, que se encuentran situadas en el extremo sudoeste del continente europeo lo que, junto con sus características fisiográficas, les confiere determinadas características en cuanto a la composición de su vegetación y su patrón espacial.

El relieve se articula alrededor de una gran unidad central, la Meseta Central, de elevada altitud media (650 m). Fuera de la meseta y limitándola, están la depresión del río Guadalquivir, situada en el suroeste de la península, y la del río Ebro, en el noreste de la misma. Los sistemas montañosos ocupan casi la mitad del territorio peninsular español. Los Pirineos (en el límite noreste) y los Sistemas Béticos (en el sureste) son las cordilleras más elevadas y se sitúan fuera de la Meseta Central. Rodeando ésta, encontramos la Cordillera Cantábrica en el norte, el Sistema Ibérico en el este, y Sierra Morena en el sur. Dentro de la Meseta Central están el Sistema Central y los Montes de Toledo.

La variada orografía de la España peninsular, así como su situación geográfica, en latitudes medias de la zona templada del hemisferio Norte, hace que tenga una notable diversidad climática, predominando el carácter mediterráneo. El clima suave de la costa mediterránea se vuelve más extremo al adentrarse en las zonas interiores, con temperaturas más bajas en invierno y más cálidas en verano y con precipitaciones irregulares. Tradicionalmente, el clima peninsular se ha clasificado en tres grandes tipos: atlántico, mediterráneo (con variaciones) y de montaña. Cada uno influye en un área geográfica claramente delimitada.

La hidrografía peninsular española está determinada por los factores climáticos y geológicos. En la zona mediterránea, la de mayor extensión, los ríos presentan fuertes estiajes y escaso caudal. En la zona atlántica, en el norte-noroeste, los ríos son más caudalosos y presentan variaciones entre estaciones menos marcadas, distinguiéndose entre los pequeños ríos que directa-

mente vierten al Mar Cantábrico o al Océano Atlántico y los que se conforman como afluentes de grandes colectores que desembocan en el Atlántico (río Duero) o en el Mediterráneo (río Ebro)

Debido a las características citadas hasta el momento, la vegetación de España es la más rica de Europa. Las regiones fitogeográficas son el resultado de la interacción de varios elementos destacando clima, relieve y tipo de suelo. Se destacan tres tipos de regiones en el territorio peninsular y en las Islas Baleares: mediterránea, eurosiberiana y boreoalpina. Las principales especies forestales son las pináceas como *Pinus halepensis*, *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Pinus sylvestris*, las quercíneas como *Quercus ilex*, *Quercus pirenaica*, *Quercus faginea*, *Quercus suber*, y otras frondosas como *Eucalyptus sp.* y *Fagus sp.* El sotobosque es abundante y está principalmente compuesto por *Quercus coccifera*, *Rosmarinus officinalis*, *Genista sp.*, *Cistus sp.*, *Erica arborea*, *Erica multiflora* y *Timus sp.* El Mapa Forestal de España de Ruiz de la Torre (1986 – 2002) recoge una visión sintética de la distribución de la vegetación en el territorio, siendo éste la referencia que se utiliza en este trabajo para analizar y cuantificar su patrón espacial.

3.2. Obtención de la información sobre la ocurrencia de incendios

Para elaborar el mapa de incendios, las distintas Comunidades Autónomas remiten al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino el número de incendios y las superficies afectadas (arbolada, no arbolada leñosa, no arbolada herbácea) para cada una de sus provincias en el período de tiempo considerado. Estos datos son acumulados por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal de dicho Ministerio.

La información del año en curso tiene carácter provisional y está sujeta a ajustes derivados de la discriminación de los incendios que tienen lugar en terreno forestal de aquellos que sólo han afectado a terrenos agrícolas o urbanos y de la medición y clasificación de las superficies recorridas por el fuego.

Los datos de incendios enumeran, para cada incendio, la hora y día del año que se ha producido, su localización a nivel de cuadrícula, municipio, provincia y Comunidad Autónoma, señalándose además las causas que los han ocasionado. Dichas causas se clasifican en grupos según su causante: rayos, factores humanos no intencionados, líneas eléctricas y maquinaria, intencionados, causas desconocidas e incendios reproducidos. La cuadrícula con la que trabaja el Ministerio corresponde, dentro de cada huso, a una malla regular de 10 x 10 km. Ésta abarca el territorio de la Península Ibérica y de las Islas Baleares.

En este trabajo, la información de la ocurrencia de los incendios producidos en la España peninsular y las Islas Baleares ha sido suministrada por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. De esta información, se tendrá en cuenta el número de incendios causados por personas ocurridos durante el período 1989 – 1993, ambos años incluidos. La elección de este período responde a la necesidad de disminuir el tiempo transcurrido entre la toma de las fotos aéreas y la digitalización del Mapa Forestal de España, para minimizar el error de modelación de la estructura del paisaje.

3.3. Análisis del patrón espacial de la vegetación en España

3.3.1. Obtención de la cartografía de referencia

Para la obtención de la cartografía final de referencia se parte del Mapa Forestal de España, que es facilitado gratuitamente por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino mediante descarga directa en su página web oficial.

Mapa Forestal de España

El Mapa Forestal de España fue realizado por Ruiz de la Torre entre 1986 y 1997 a escala 1/200.000 en formato papel y a 1/50.000 en formato digital aunque con la precisión temática del primero. Constituye una importante fuente de información para el estudio de la distribución de las plantas leñosas (Gastón y Soriano, 2006) y nace de la necesidad de disponer de una cartografía de vegetación actualizada para la elaboración del Inventario Forestal Nacional y que sirva, además, de apoyo para actividades diversas tales como el inventario de hábitats y especies, la defensa contra incendios forestales o la lucha contra la erosión o desertificación, entre otras.

El mapa se realizó por medio de la fotointerpretación de formaciones forestales sobre fotos aéreas (realizadas en 1985 a escala de 1/30.000), trabajo de campo y posterior edición. Comprende información completa sobre las características forestales del territorio. Localiza más de 5.500 especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, constituyéndose en el principal documento cartográfico de la vegetación natural de España.

El Mapa Forestal de España contiene las características de cada tesela de vegetación, definidas mediante el área y su perímetro, ofreciendo información sobre su composición y el tipo climático estructural (TCE) al que pertenece y su nivel evolutivo. El TCE identifica la correspondencia de cada tesela con los grandes grupos de estructura de la vegetación madura, diferenciados por su adaptación y/o indicación a mayor humedad/sequía, frío/calor, y altitudes elevadas/zonas bajas, mientras que el nivel evolutivo califica cada tesela en cuanto su posición relativa entre el desierto completo y una situación teórica a la máxima adaptación a las condiciones del medio, máximo aprovechamiento de la potencialidad natural y máxima estabilidad por adaptación de los componentes a la convivencia.

Se consideran cuatro especies dominantes en cada tesela, citando el porcentaje de cubierta arbórea, el modo de presencia de cada especie y el tipo de distribución o evolución y/o agrupaciones dominantes de las mismas. Indica el tipo de estructura actual de la vegetación reflejado por un sistema de sobrecargas (tipo de arbolado, de estrato arbustivo, herbáceas, cultivos, etc.). Se cita la cubierta del arbolado como la del global y la vegetación en porcentaje de la superficie de la tesela. Junto a esto, se mencionan las tres especies más importantes del subpiso, del cortejo florístico y otras especies que no se representan a esta escala ya sea por su interés, enclaves, galerías, vaguadas o barrancos, así como otras especies con una presencia significativa en la tesela.

Los márgenes de las hojas del mapa se completan con diagramas y datos bioclimáticos y unos esquemas cartográficos a escala 1/800.000 con información geológica y edafológica (Montserrat y Villar, 2006).

La vegetación viene caracterizada por cuatro tipos de componentes (Ruiz del Castillo et al., 2006):

- **Componente ambiental:** Caracterizado por la dependencia al clima y al tipo de suelo y por el tipo de vegetación de la zona.
- **Estructura vertical:** Se refiere a la densidad de comunidades y al patrón de distribución espacial de las especies dominantes por toda la tesela.
- **Componente fitodinámico:** Referido al grado de madurez de la vegetación.
- **Componente florístico:** Definición de la vegetación con el fin de definir teselas homogéneas en el espacio.

Creación de las capas

El Mapa Forestal de España se divide en hojas según la región geográfica descrita, formadas, a su vez, por una serie de cuadrículas. El formato digital de cada una de estas capas está

definido por la extensión E00, no utilizable directamente en los programas de cartografía. Estos archivos se caracterizan por ser coberturas con elementos puntuales, lineales y poligonales separados en diferentes capas.

Mediante la extensión *ArcGis Data Interoperability* de *ArcCatalog-ArcGis* se selecciona la capa del archivo E00 que contiene las entidades poligonales para convertirlo a formato shape, que es adecuado para hacer los análisis en el entorno de *ArcMap - ArcGis*.

Corrección de la topología

Una vez obtenidas las capas del apartado anterior, se unen mediante la función *Merge*, y se quitan aquellas partes de las capas que no corresponden a territorio español (zonas marítimas y a los países vecinos de Portugal, Andorra y Francia) mediante la edición de la capa y supresión de los polígonos mencionados.

Para corregir la topología, el mapa tiene que disponerse dentro de una geodatabase. Se georeferencia la geodatabase aplicando una proyección UTM del sistema de coordenadas europeo de 1950 del huso 30 N. En el área de estudio conviven tres husos (29, 30 y 31), pero el central es el que ocupa mayor territorio por lo que fue el aplicado.

Se aplican las normas topológicas teniendo en cuenta que no puede haber superposición de polígonos, ya que cada una de las teselas corresponde a una parcela claramente definida, ni puede haber huecos entre ellos, ya que toda zona tiene que estar definida por alguna característica.

Se corrigen todas aquellas teselas que incumplen estas reglas. En aquellos polígonos con superposición, se quita parte de territorio de cada uno de ellos. Por otro lado, los huecos se rellenan mediante la creación de un polígono con la posterior unión a la tesela colindante más adecuada con las características del polígono de este segundo. Como en toda norma siempre se existen excepciones, los márgenes del territorio español, colindantes con países vecinos o con el mar, no corresponden a ningún hueco del mapa y que son polígonos que el programa reconoce como tal.

Corrección de la base de datos

Realizada la corrección topológica, hay que analizar la base de datos de la cartografía. Observando su tabla de datos, se comprueba que algunos polígonos no están debidamente complementados con las características de la tesela, teniendo valores nulos en todos sus valores. Para la corrección de dichos polígonos, se editan los rótulos de las especies mediante el Mapa Forestal de España en formato papel incluyendo los códigos de las especies existentes.

Adición de las zonas antrópicas

El Mapa Forestal de España no considera las zonas urbanas como una de sus categorías, clasificando todas las zonas antrópicas como cultivos. La inclusión de las zonas urbanas viene dado porque la presencia de cultivos o de zonas urbanas puede tener un comportamiento distinto en la ocurrencia de los incendios forestales.

Para obtener las zonas urbanas se ha utilizado el mapa Corine Land Cover de Europa de tamaño de tesela de 100 metros en formato ráster. El proyecto Corine tiene como objetivo fundamental la captura de datos de tipo numérico y geográfico para la creación de una base de datos europea a escala 1/100.000 sobre la cobertura y uso del territorio mediante la interpretación a través de imágenes recogidas por la serie de satélites Landsat y SPOT.

El sistema de coordenadas de trabajo del mapa Corine Land Cover es el ETRS_1989_LAEA_L52_M10, diferente a la aplicada en el Mapa Forestal de España, por lo que aplicando una transformación se obtiene la misma proyección para el área de estudio.

Usando como máscara un clip de la zona de estudio, pudiendo utilizarse el propio Mapa Forestal, se reclasifican las zonas de interés como uso antrópico separándolas del resto del territorio que no interesa para este estudio. En la reclasificación hay que darle un valor no utilizado en la clasificación de los usos del suelo del Mapa Forestal, incluyendo este valor en la clasificación de la tabla de nomenclaturas.

Se considera dentro de esta clasificación como uso antrópico: el tejido urbano, las zonas industriales, comerciales y de transporte, las zonas de extracción minera, vertidos e industriales y zonas verdes artificiales no agrícolas como las zonas verdes urbanas e instalaciones deportivas y recreativas.

Posteriormente hay que vectorizar la imagen y actualizar el Mapa Forestal de España, mediante la función *Update*, con los polígonos resultantes de la vectorización.

Creación de la tabla de nomenclaturas

Para obtener una clasificación comprensible al analizarla, hay que organizar las especies vegetales y los diferentes usos del suelo en categorías. En la Tabla 3.1 se ven las diferentes clasificaciones tenidas en cuenta.

Tabla 3.1. Clasificación de los usos del suelo de la zona de estudio

1ª CLASIFIC.	2ª CLASIFIC.	1ª CLASIFIC.	2ª CLASIFIC.
Arbolado	Pináceas	Arbusto	Arbusto mesófilo
	Cupresáceas		Arbusto xerófilo
	Mezcla de coníferas	Herbáceas	Herbáceas mesófilas
	Otras coníferas		Herbáceas xerófilas
	Robledal	Zonas antrópicas	Cultivo
	Encinas-alcornoque		Zonas urbanas
	Hayedos	Agua	Agua
	Chopera	Nula/escasa veget.	Nula/escasa veget.
	Eucalipto		
	Olivos		
	Bosque de ribera		
	Mezcla de frondosas		
	Otras frondosas		
	Bosque mixto		
	Palmeras		

Previo a la clasificación de las especies y usos del suelo que aparecen en la tabla de nomenclaturas, se procede a unir las tablas que enumeran la vegetación en cada una de las hojas del Mapa Forestal de España con la posterior selección de los diferentes registros que se presentan.

Se han realizado dos niveles de clasificación, el primero de un nivel más general, y el segundo más detallado.

- **Arbolado:** Se entiende por arbolado todo vegetal con porte leñoso superior a los 3 metros de altura. Dentro de esta clasificación nos encontramos con las coníferas: pináceas, cupresáceas, mezcla de coníferas y otras coníferas (grupo en el que se incluye el tejo y la araucaria); en las

frondosas: robledales (quercíneas de hoja caduca), encinar-alcornocal (quercíneas de hoja perenne), hayedos, bosques de ribera (*Salix sp.*, *Populus sp.*, *Alnus sp.*, *Ulmus sp.*), eucaliptares, choperas, olivos, mezcla de frondosas y otras frondosas (que incluyen el resto de frondosas no citadas en los anteriores grupos); bosque mixto y palmeras.

- **Arbusto:** Se entiende por estrato arbustivo toda aquella vegetación con porte leñoso inferior a 3 metros de altura. Se diferencian los arbustos de ambientes xerófilos (adaptados a vivir en ambientes secos) de los de ambientes mesófilos (adaptados a vivir en ambientes en zonas templadas).
- **Herbáceas:** Son plantas sin un porte leñoso. Se diferencian las herbáceas de ambientes xerófilos (adaptadas a vivir en ambientes secos) de las de ambientes mesófilos (adaptadas a vivir en ambientes en zonas templadas). Se incluyen como herbáceas de ambiente mesófilo los helechos por su comportamiento umbrío y su baja estatura en la Península Ibérica.
- **Zonas de uso antrópico:** Las zonas antrópicas son aquellas superficies altamente influenciadas por la acción humana. Dentro de este grupo se diferencian las zonas antrópicas (el tejido urbano, las zonas industriales, comerciales y de transporte, las zonas de extracción minera, vertidos e industriales y zonas verdes artificiales no agrícolas como las zonas verdes urbanas e instalaciones deportivas y recreativas) y los cultivos (ya sean herbáceos o leñosos).
- **Agua:** Comprende toda superficie cubierta por una lámina de agua (lagos, estanques, presas, etc.) o cursos de agua (ríos, cauces temporalmente secos, etc.). Se incluye en este apartado toda vegetación herbácea o arbustiva que crece sobre una lámina o curso de agua.
- **Nula/escasa vegetación:** Es todo aquel terreno desprovisto de vegetación o con escasa presencia de la misma. Engloba todos los tipos de desiertos y semidesiertos, roquedos, arenales, etc.

Reclasificación de la base de datos

Una vez reclasificadas las especies vegetales y usos del suelo, se realiza una unión de la tabla de nomenclaturas a la base de datos del Mapa Forestal de España. Para ello se une, mediante la función *Join*, la tabla de nomenclaturas a cada una de las cuatro especies principales, subpiso y estrato florístico. Este proceso se realiza mediante la unión de la tabla a una columna y la exportación de la capa resultante para repetir el proceso, ya que no se permite la unión de la misma tabla en una base de datos.

Posteriormente se reclasifica dicha tabla para que cada polígono corresponda a un uso del suelo con la finalidad de simplificar su análisis. Para ello, se han tenido en cuenta una serie de pasos previos:

- La parcela se clasifica con aquel uso de suelo que más representación tenga en el polígono.
- Se entiende como parcela arbolada, la formación vegetal que corresponda en cada caso, todo aquel polígono en el que la fracción de cabida cubierta de la masa arbórea sea superior a un 30 % (Elena et al., 1987) exceptuando el caso donde la proporción de cultivo en la tesela es del 50 % o superior que es clasificada como cultivo.
- Toda masa arbolada se considera como arbolado puro (de una misma especie) cuando la especie principal represente más del 80 % de la densidad arbórea (B.O.E, 2009). El resto se entenderán como mezcla de arbolado.
- Las mezclas de arbolado se entienden como tal: mezcla de coníferas, mezcla de frondosas o bosque mixto si existe representación de las dos anteriores.
- En los casos en los que los valores de ocupación de cada uso del suelo y la fracción de cabida cubierta tanto de las especies arbóreas como arbustivas sea nulo, se clasifican las parcelas como una mezcla entre especies arbóreas cuando corresponda o con aquella cubierta que mayor sea su altura.

- En aquellos casos en los que coexistan en similar proporción especies de ambientes xerófilos con otras de ambientes mesófilos, se tendrá en cuenta el ambiente mesófilo ya que es donde mayor probabilidad de coexistencia hay.

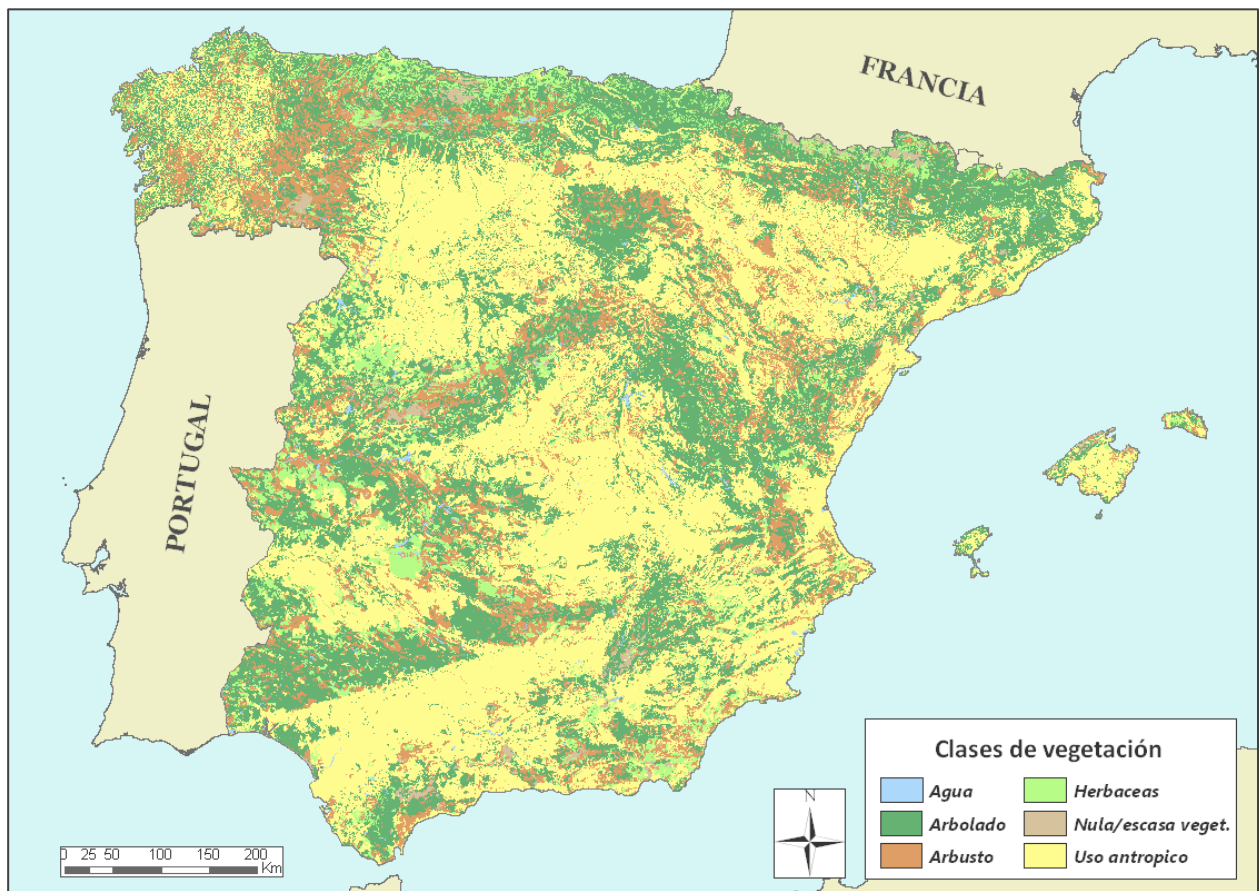


Figura 3.1. Mapa Forestal de España de Ruíz de la Torre. Fuente: MMARM

Antes de continuar con el siguiente proceso, se observa si el número de teselas resultantes de cada uno de los usos del suelo es significativo. Con ello se obtiene un menor número de usos del suelo en la clasificación. De este modo, los olivos se reclasifican como cultivos y las palmeras como nula o escasa vegetación.

Reclasificación de los mapas

Hacer cualquier proceso con el Mapa Forestal de España a escala nacional es laborioso y consume gran cantidad de recursos del ordenador. Las reclasificaciones de una capa con tanto volumen de datos como el Mapa Forestal de España no son factibles de manera directa, ya que existen polígonos mal reclasificados por la falta de memoria del procesador. Por lo tanto, hay que dividir el mapa en capas de menor tamaño para procesarlas individualmente y unir las con posterioridad.

Aprovechando la capa de cuadrículas de 10 x 10 km con la que trabaja el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, que es la unidad de referencia que se utilizará para obtener los índices de ecología del paisaje, se divide el Mapa Forestal mediante la función *Split*, donde la capa utilizada para las divisiones es la de las cuadrículas.

Para reclasificar cada una de las capas se utiliza la función *Dissolve* teniendo en cuenta de que no cree un único registro para todos los polígonos del mismo uso del suelo, ya que influyen

ciaría en los cálculos de los índices de ecología del paisaje contabilizando menos polígonos de los que realmente se presentan.

Seguidamente se unen las capas resultantes mediante la función *Merge*, que permite unir capas colindantes. Tanto la función *Merge* como la de *Dissolve* aplicadas a las capas, se realizan programando a partir del módulo *ArcObjects* de *ArcGis*. Los programas generales del proceso, con su pertinente explicación, se pueden ver en el Anexo A.

Al acabar el proceso se unen las características del Mapa Forestal reclasificado con el identificador de las cuadrículas ya que los índices de ecología se obtienen para cada una de ellas. Esto se realiza porque el proceso de reclasificación mediante la función *Dissolve* tiene como resultado una capa y, asociada a ella, una base de datos con el valor de la parcela (cualitativo en este caso) junto con un identificador numérico.

3.3.2. Obtención de las métricas de ecología del paisaje

Índices de ecología del paisaje

Los índices en ecología del paisaje son aplicables a tres niveles (McGarigal y Marks, 1995):

- **A nivel de tesela:** Los cálculos se aplican a cada tesela individualmente.
- **A nivel de clase:** Los análisis se aplican al grupo de teselas de una mismo valor, identificador, etc.
- **A nivel de paisaje:** Los cálculos se aplican a toda la zona de estudio, incluyendo todas las teselas de las diferentes clases de usos del suelo.

Se diferencian cinco grupos de índices de paisaje (McGarigal et al., 1995; Vila et al., 2006):

- **Índices de área, superficie, densidad y variabilidad:** Un tipo de índices centrado en las características de dimensión y en el número de fragmentos que conforman el área de estudio. Nos permite disponer de una primera aproximación general a las características morfológicas de un determinado paisaje.
- **Índices de forma:** Como especifica su nombre, están fundamentados en las características de forma de los fragmentos que constituyen un determinado paisaje. Este tipo de cálculos se basa en la relación entre área y perímetro, y facilita la comprensión de este factor fundamental a nivel morfológico y funcional.
- **Índices de ecotono y hábitat interior:** Permiten hacer cálculos sobre la amplitud del ecotono, o hábitat de borde, en relación con el hábitat interior.
- **Índices de distancia, vecindad y conectividad:** Estos índices calculan la distancia desde el hábitat de borde y ecotono de un fragmento hasta el fragmento más próximo al mismo tipo. Se trata de índices fundamentales para poder valorar el grado de aislamiento o conectividad existente entre los distintos fragmentos
- **Índices de diversidad del paisaje:** Estos índices aportan información relevante para poder comparar distintos paisajes o la evolución de un paisaje en diferentes momentos históricos.

Frohn (1998) señaló que las medidas más utilizadas en la ecología del paisaje son dominancia, contagio y dimensión fractal, pero han sido testadas escasamente en sus aplicaciones a datos ráster y/o procedentes de teledetección, provocando problemas conceptuales.

Según Forman (1998), generalmente dos o tres medidas bien seleccionadas son suficientes para responder cuestiones específicas. En diversos estudios citados en Frohn (1998), la información contenida en la mayoría de índices puede reducirse a seis: dominancia, contagio, número de clases, dimensión fractal, cociente perímetro/área medio y cociente perímetro/área medio ajustado ortogonalmente.

Por otro lado, Romero-Calcerrada y Perry (2004), a nivel de clases de usos del suelo usaron el área total, el tamaño medio y el número total de teselas para cada clase. A nivel de paisaje estudiaron el número de teselas, su tamaño medio, la dimensión fractal, el contagio y el índice de diversidad de Shannon.

Hernández-Stefanoni (2005) menciona que los patrones espaciales de las teselas y sus características pueden ser buenos predictores de la presencia de especies. Las características de la tesela incluyen tamaño, forma y distancia entre ellas. Para estudiar la diversidad de un territorio, este autor propone analizar el área, la forma, el perímetro, la distancia y la similitud o el contraste de teselas adyacentes.

Torras et al. (2007) calcularon para un estudio de fragmentación el número de teselas, el perímetro de éstas, densidad de borde, tamaño medio aritmético y cuadrático, desviación estándar del tamaño y porcentaje de “*core area*”. También tuvieron en cuenta índices de irregularidad de la tesela, como el ratio perímetro-área, el índice medio de forma y el índice de elongación entre otros, todos ellos computados en el formato vectorial original del Mapa Forestal de España.

En la cuenca de Ibaizabal (Martínez de Arano et al., 2007), se hizo una caracterización tanto de los tipos de vegetación como de la cuenca del paisaje. En cuanto a índices para caracterizar la vegetación se tuvo en cuenta: número de manchas, área total, dimensión media de las manchas, dimensión fractal media, media del índice de forma, densidad de manchas y mancha más cercana. En cuanto a la caracterización del paisaje, contaron con el área total, el número de manchas, los índices de diversidad de Shannon y Simpson y riqueza.

Papadimitriou (2002) usó el método “straightforward” (pasos hacia delante) para derivar indicadores de la complejidad del paisaje. Este método depende de la identificación de tres indicadores clave necesarios: diversidad, fractalidad y función. En la derivación de los indicadores de la complejidad del paisaje, uno de los primeros puntos a considerar es la diferencia entre la estructura y la función del paisaje.

Los índices que se han tenido en cuenta se muestran resumidos en la Tabla 3.2 y desglosados en el Anexo B.

Debido a que las unidades de paisaje no son constantes a lo largo del territorio, dado que la malla es homogénea pero dentro de cada huso, los valores de algunos índices no son del todo correctos, ya que varían en función de la superficie sobre la que estén calculados.

Una medida adecuada de cálculo es la división de los índices por la superficie total de la unidad de paisaje, en el caso del estudio del paisaje, y la división de los mismos por la superficie de la clase de uso de suelo cuando se trabaja a nivel de clases.

De este modo, el número de teselas, su superficie media, el percentil del 50 % de las superficies, el perímetro medio y la dimensión fractal media de la tesela son modificados. Se elimina el borde total de la tesela, ya que al dividirlo por la superficie correspondiente se obtiene la densidad de bordes. El resto de índices son invariables a las dimensiones de la unidad de paisaje, debido a que en su formulación ya se tiene en cuenta al dividir el valor por la superficie de la unidad de paisaje o de la clase de vegetación.

De los índices de la tabla nos encontramos índices que se aplican tanto a nivel de clases como a nivel de paisaje y aquellos que exclusivamente lo hacen a nivel de paisaje. Estos segundos son la riqueza de especies y los índices de diversidad de Shannon y de Simpson y sus modificaciones. Se utilizan para comentar la estructura de paisaje a nivel de unidad de observación, pero no entran a formar parte de los índices de la formulación.

Tabla 3.2. Descriptores de la estructura del paisaje

ÍNDICE	IDENT.	DESCRIPCIÓN	NIVEL
Área total del paisaje	TA	Área total de la unidad de paisaje	clase
Número de parches	NP	Número de teselas presentes en el mosaico	clase/paisaje
Tamaño medio de la tesela	MPS	Superficie media de los parches del paisaje o una determinada clase	clase/paisaje
Tamaño mediano de la tesela	MedPS	Superficie que ocupa el valor central del total de las superficies	clase/paisaje
Borde Total	TE	Sumatorio de los perímetros de cada una de las teselas	clase/paisaje
Densidad de bordes	ED	Cantidad relativa de bordes en la superficie del paisaje o clase	clase/paisaje
Borde medio de la tesela	MPE	Cantidad media de borde por tesela	clase/paisaje
Índice de forma medio	MSI	Índice de forma que indica como es de compleja la forma de las teselas	clase/paisaje
Índice de forma del área media ponderada	AWMSI	Índice de forma unitario que indica como es de compleja la forma de las teselas	clase/paisaje
Media del ratio perímetro-área	MPAR	Media de los ratios entre el perímetro y área de un grupo de teselas	clase/paisaje
Dimensión fractal media del parche	MPFD	Índice medio que indica como es de compleja la forma de las teselas	clase/paisaje
Dimensión fractal media de la tesela ponderada	AWMPFD	Media de cada uno de los índices de como es de compleja la forma de las teselas por su área	clase/paisaje
Riqueza de clases	RP	Número de clases diferentes existentes en una unidad de paisaje	paisaje
Índice de diversidad de Shannon	SH	Índice que caracteriza la diversidad de usos de suelo de cada tesela	paisaje
Índice de diversidad de Shannon uniforme	SHEI	Índice que caracteriza la diversidad de usos de suelo de cada tesela según la riqueza de especies	paisaje
Índice de diversidad de Simpson	SI	Índice que caracteriza la diversidad de usos de suelo de cada tesela	paisaje
Índice de diversidad de Simpson uniforme	SIEI	Índice que caracteriza la diversidad de usos de suelo de cada tesela según la riqueza de especies	paisaje

Aplicación de los índices

El cálculo de los índices de ecología de paisaje, a nivel de paisaje y a nivel de clases, se realiza mediante la extensión *Patch Analyst* en *ArcGis*. Ésta analiza el paisaje tanto a partir de capas vectoriales (mediante el módulo *Patch*) como a partir de capas ráster (mediante el módulo *Patch Grid*).

Ambos módulos ofrecen análisis de las capas presentes en el programa *ArcGis* como, por ejemplo, la intersección o la reclasificación en capas vectoriales o combinar capas ráster. Pero lo importante del módulo para este trabajo es la posibilidad de analizar la estructura del paisaje.

Pueden obtenerse “*core areas*” (superficies de hábitat interior correspondiente a cada tesela) definiendo un radio hacia el interior u organizar los polígonos mediante una malla regular hexagonal, utilizada en algunos estudios de fragmentación del paisaje por la mayor conectividad con

las celdas colindantes respecto a una malla rectangular (O'Neil et al., 1996; De Clercq y De Wulf, 2004; Jurasinski, 2006).

En cuanto al cálculo de los índices de paisaje, tanto en formato vectorial como en ráster, permite obtener los índices de la capa en su totalidad o por regiones (unidades de paisaje). En el módulo *Patch Grid* (formato ráster) utiliza una interfaz donde analiza los índices de *Fragstats*. La capacidad operativa en formato vectorial es menor, donde los índices de vecindad son de difícil obtención.

3.4. Análisis de agrupamientos

Para correlacionar los incendios con los índices descriptores de la estructura del paisaje es necesario disminuir el número de índices. Esto es debido a que no es recomendable incluir en el modelo un número elevado de variables independientes, aunque con ello se aumente el coeficiente de determinación o la bondad de ajuste (Martínez, 2004).

Para ello, se busca agrupar variables que presenten similitudes, basándose en los valores que toman para un conjunto de individuos, con el objetivo de conseguir una reducción de la dimensión y una estructura más consistente de la predicción. Este cálculo se realiza mediante el análisis de conglomerados.

El análisis de conglomerados (clúster) es una técnica multivariante que busca agrupar elementos o variables, tratando de lograr la máxima homogeneidad en cada grupo y la mayor diferencias entre los grupos. El dendrograma es la representación gráfica que mejor ayuda a interpretar el resultado de un análisis clúster (Terradez, 2002).

A menudo, para evitar que las variables tengan unos pesos muy distintos en el cálculo de la distancia si éstas están medidas en escalas muy distintas, se procede primero a estandarizarlas. Si X es una variable en un conjunto de datos, estandarizar X consiste en restarle su media y dividir la variable resultante por su desviación típica, siendo el resultado de esta operación una variable con media 0 y desviación típica 1, obteniéndose así variables fácilmente comparables.

En el análisis de conglomerados debe seguir los siguientes pasos:

- **Formulación del problema:** La parte más importante es la selección de las variables ya que la inclusión de una o más variables irrelevantes puede distorsionar una solución de agrupación. El conjunto de variables seleccionado tiene que describir la similitud entre los objetos, debiendo seleccionarse en base a una investigación previa, el fundamento teórico o la consideración de las hipótesis que se prueban.
- **Selección de una medida de similitud:** Es necesaria alguna medida para evaluar las diferencias y similitudes entre objetos. Una de las estrategias consiste en medir la equivalencia en términos de la distancia entre pares de objetos (los objetos con distancias reducidas son más parecidas entre sí que aquellos que presentan distancias mayores). La distancia más utilizada es la euclidiana o su cuadrado, pero aparecen otras como la distancia de Mahalanobis, la de Manhattan o la de Chebychev. Hay que tener en cuenta que si las variables se miden en unidades muy diferentes, la solución de la agrupación tendrá la influencia de las unidades de medición. En estos casos se debe estandarizar los datos para disponer de las variables en una escala comparable entre ellas.
- **Selección de un procedimiento de aglomeración:** Se puede seleccionar entre un procedimiento jerárquico (caracterizado por el desarrollo de una jerarquía en forma de árbol de forma que se maximice una similaridad o se minimice una distancia) o no jerárquico (en el que se clasifican los individuos en k grupos, estudiando todas las particiones de individuos

en esos k grupos y eligiendo la mejor partición). Dentro de los procedimientos jerárquicos, se puede diferenciar entre dos tipos: análisis por aglomeración (partiendo de que cada objeto forma un grupo separado, los conglomerados se forman al agrupar los objetos en conjuntos cada vez más grandes) o análisis por división (partiendo de un conglomerado que agrupa a todos los objetos, se divide hasta que cada objeto sea un grupo independiente).

- **Elección del número de conglomerados:** Hay que tener en cuenta ciertos aspectos. En primer lugar, las consideraciones teóricas, conceptuales o prácticas, que pueden sugerir un número determinado de grupos. Además, en el conglomerado jerárquico, las distancias en las que los grupos se combinan pueden utilizarse como criterios, utilizando para ello, el programa de aglomeración o el dendrograma. Por su parte, en la agrupación no jerárquica, la relación de la varianza total dentro de los grupos con varianza entre los grupos, puede trazarse en comparación con el número de éstos.
- **Interpretación y elaboración de un perfil de los conglomerados:** La interpretación y el perfil de los grupos comprende el análisis de los centroides de grupo. Para ello, resulta útil elaborar el perfil de los grupos en términos de las variables utilizadas para el conglomerado.
- **Evaluación de la validez del conglomerado:** No debe aceptarse ninguna solución de agrupación sin una evaluación de su confianza y validez. Para dicho propósito se puede atender a: (i) el análisis de conglomerados con los mismos datos utilizando para ello distintas medidas de distancia y comparando los resultados a fin de determinar la estabilidad de las soluciones; (ii) utilizar diversos métodos de conglomerado y comparar sus resultados; o (iii) realizar dos submuestras y comparar los resultados de ambas al hacer el análisis (Kessler, 2003).

En este trabajo se realiza una estandarización de los datos, mediante las puntuaciones Z , para su agrupamiento mediante un análisis jerárquico por aglomeración, por no conocer de antemano que número de aglomerados se va a obtener y partiendo de la hipótesis que todos los objetos son diferentes entre sí, utilizando para ello el método de Ward, que minimiza la pérdida de información en el proceso de formación de los conglomerados (Fernández y Fernández, 2006) y que ofrece buenos ajustes (Kessler, 2003). La medida de similitud será la distancia euclídea. La evaluación de los resultados se estudia mediante comparación de elección de distintas distancias.

Un aspecto importante en los resultados es saber el número de grupos que se van a obtener. Para elegir el número de variables, hay que tener en cuenta que un número pequeño de variables equivale a tener una regresión más sencilla pero son posibles los errores elevados en la formulación, pudiendo obtener valores no significativos en la regresión. Por el contrario, una cantidad excesiva de variables disminuye los errores residuales, pero dificulta el ajuste de una ecuación.

No existen criterios objetivos y ampliamente aceptados para la determinación del número de clústeres, por lo que es importante la observación tanto de las variables iniciales como la definición inicial de los sujetos y el significado de cada una de las etapas del proceso de agrupación. Para esta función se pueden utilizar distintas herramientas estadísticas (discriminantes, caída brusca de la similitud o la homogeneidad, dendrogramas, etc.) (Mahía, 2008).

3.5. Análisis de la relación: regresión logística

Una vez reducida la cantidad de índices, se procede a la predicción de la probabilidad de ocurrencia de incendios forestales causados por personas a partir de la estructura del paisaje de las unidades de observación.

Existen numerosos estudios previos que intentan explicar la ocurrencia de incendios forestales. Para esto, existen trabajos que se centran en aspectos socioeconómicos (Romero-Calcerrada

et al., 2008), siendo esta información complementada en ocasiones con la relativa a los usos del suelo (Vega et al., 1995). Teniendo de base los dos aspectos anteriores, algunos autores incluyen otros índices relacionados con el agua (Cardille et al., 2001; Sturtevant y Cleland, 2007), la topografía (Perestrello et al., 2001; Dickson et al., 2006), o aspectos dendrométricos de la masa forestal (González et al., 2006).

Algunos estudios también relacionan la estructura del paisaje con la ocurrencia de incendios. Henry y Yool (2004) utilizaron índices de ecología de paisaje en una imagen satélite para explicar la ocurrencia histórica de incendios mediante una correlación de Spearman, mientras que Martínez et al. (2008) tuvieron en cuenta la fragmentación y conectividad entre un compendio de índices de otros aspectos para predecir la ocurrencia de incendios.

En la mayoría de estos estudios, la estimación de la probabilidad de la ocurrencia de los incendios forestales se realiza mediante análisis de regresión logística.

Los modelos de regresión logística son ecuaciones que permiten estimar o predecir la probabilidad que un individuo tenga una determinada característica o que ocurra un determinado fenómeno o proceso, o no. Para ello, la variable estudiada (variable dependiente) es expresada como una variable dicotómica o binomial (ocurre o no ocurre, 1 ó 0) y se utilizan un conjunto de variables continuas o categóricas (independientes) para predecir la probabilidad de ocurrencia.

Con esto, al aplicar un modelo de regresión logística, en lugar de construir un modelo de regresión para estimar los valores reales de la variable de interés, se construye una función basada en el cálculo de la probabilidad de que la variable estudiada adopte el valor del evento previamente definido. Para seleccionar de una forma correcta las variables y ajustar la mejor ecuación, se puede recurrir a los métodos de estimación de los modelos de regresión tradicional (especificación de las variables, selección por el método de pasos hacia delante, etc.).

En nuestro caso, siguiendo la formulación de la regresión logística, la función para predecir la probabilidad de ocurrencia de incendios en función del patrón espacial de la vegetación quedaría expresada de la siguiente forma:

$$f(z) = 1/(1 + e^{-z})$$

donde $f(z)$ es la probabilidad de ocurrencia de incendio y z es el resultado de la combinación lineal de los índices del paisaje considerados como variables independientes, empleándose para el ajuste el criterio de máxima verosimilitud, de modo que:

$$z = \alpha + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \dots + \beta_n \cdot X_n$$

siendo α el valor de la constante, X_i las variables independientes y β_i el coeficiente de cada variable independiente.

Los valores de z pueden ser interpretados como una función de probabilidad de ocurrencia, puesto que $f(z)$ convierte los valores de z en una función continua que oscila entre 0 y 1 (García et al., 2006). Los valores superiores a 0,5 se corresponden a la ocurrencia de la variable dependiente y a la no-ocurrencia en caso contrario.

Mientras que en la regresión lineal, la estimación de parámetros se lleva a cabo ajustando los datos a una recta mediante el procedimiento de los mínimos cuadrados, en la regresión logística se utiliza el método de máxima verosimilitud, de modo que los coeficientes que estima el modelo hacen los datos “más verosímiles” (Martínez, 2004).

La regresión logística requiere menos supuestos estadísticos que la lineal, aunque se mantienen algunos como la inclusión en el modelo de todas las variables relevantes con exclusión del

resto, la no-existencia de correlación entre el error y las variables independientes, la ausencia de multicolinealidad entre las variables y que el valor esperado en el término de error sea nulo (Martínez, 2004).

3.5.1. Selección de modelos

Para evitar la falta de significación de los estadísticos que evalúan la bondad de los ajustes de regresión debida a un elevado tamaño de la muestra (Hair et al., 1999), se seleccionó un 10 % de la misma de forma aleatoria. Con esto, se dispuso de un total de 368 datos, tamaño muestral suficiente para garantizar la significación y la robustez estadística de los ajustes (Ebdon, 1982; Hair et al., 1999). Para que los resultados no se vean influenciados por el proceso de selección de datos, se repite el proceso de selección aleatoria cinco veces.

Cada una de las cinco muestras resultantes es dividida nuevamente en dos grupos: el 70% se emplea para el ajuste del modelo de regresión y el 30% se reserva para la validación de ese modelo. Esta división se hace de nuevo de forma aleatoria para que cualquier ordenación de los datos no afecte a los procesos de estimación ni a los de validación.

Por su parte, para la elección del método de análisis de los datos, así como la interpretación de los parámetros de salida, se ha consultado la bibliografía y la ayuda del propio paquete estadístico utilizado (*SPSS*). En este estudio se aplica la regresión logística mediante el procedimiento de pasos hacia delante (*forward stepwise*). Este método se inicia con aquella variable que explica en mayor grado la variabilidad de la variable independiente y va incluyendo, con posterioridad, aquellas variables que mejoran el modelo y son significativas.

Una vez construido el modelo, es importante corroborar que el modelo calculado se ajusta a los datos usados para estimarlo (Martínez, 2004). Para esto se tuvieron en cuenta el análisis de parámetros y pruebas estadísticas, como la tabla de clasificación y métodos gráficos, entre los que destaca el histograma de probabilidades estimadas de la regresión logística.

Para saber si el modelo se ajusta adecuadamente a los datos, se utiliza el valor “-2 log de la verosimilitud” (o -2LL). Este parámetro se interpreta como la probabilidad de que los coeficientes estimados se ajusten a los resultados. Cuanto más cercano a 0 sea su valor, mejor será el ajuste del modelo.

Al evaluar el ajuste global del modelo, existen diferentes opciones que se tienen presentes en este estudio: la R^2 de Nagelkerke, el test de Hosmer-Lemeshow y los porcentajes de acierto de la tabla de clasificación. Además, la significación de las variables dependientes de los modelos resultantes se evalúa por medio del estadístico Wald y su significación estadística.

3.5.2. Validación de los modelos

Como se ha indicado con anterioridad, para llevar a cabo una validación de cada uno de los modelos se utiliza el 30% de la muestra no empleado para su ajuste. Además, para aumentar la robustez del modelo, se realiza la división de la muestra tres veces, comparando los resultados de cada uno de ellos.

Para medir la concordancia entre dos grupos de valores un estadístico extensamente empleado es el índice Kappa. Este índice devuelve un valor máximo de 1 cuando la concordancia es completa y 0 cuando la concordancia observada es la esperada a causa del azar. La Tabla 3.2 ofrece una valoración cualitativa por intervalos de los valores que puede tomar este índice. Este estadístico queda definido por la siguiente expresión:

$$K = (p_o - p_e)/(1 - p_e)$$

donde p_o es la proporción de concordancia observada y p_e es la proporción de concordancia esperada debido al azar.

Tabla 3.2. Valoración del índice kappa

<i>Valor de k</i>	<i>Fuerza de la concordancia</i>
< 0,20	Pobre
0,21 – 0,40	Débil
0,41 – 0,60	Moderada
0,61 – 0,80	Buena
0,81 – 1	Muy buena

3.6. Variables de la regresión

La finalidad de toda regresión es llegar a explicar el comportamiento de una variable (dependiente) a partir de la combinación de unas variables explicativas.

3.6.1. La variable dependiente

La variable dependiente que se pretende estimar en el presente trabajo mediante regresión logística es la probabilidad de que ocurran incendios (1) o no (0). Para modelar esta variable se utilizan los datos obtenidos del Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino en los que se indica la ocurrencia y el número de incendios en cada una de las cuadrículas UTM de 10x10 km que se han utilizado para obtener las métricas del paisaje. Si esta cuadrícula es afectada por uno o más incendios en cualquiera de los años del periodo considerado (1989 – 1993) se define dicha tesela como quemada (1), independientemente del año en el que ocurre el fenómeno.

La elección del período de estudio es debida a dos motivos: (i) minimizar la variabilidad en los usos del suelo existente entre las ortofotografías aéreas tomadas en 1985 con la creación de las hojas del Mapa Forestal de España y a que, tal y como señala Chuvieco (1996), (ii) el periodo de actualización razonable de mapas generales de cobertura es de 3 a 5 años, mientras que para áreas con problemas medioambientales se recomienda que sea de 2 a 5 años.

La España peninsular y las Islas Baleares se dividen en 5.278 unidades de paisaje, y en el 59,8 % de las mismas (3.154), se ha producido un mínimo de un incendio de origen humano durante el período 1989 – 1993. En el resto de parcelas (2.124), no se ha producido ningún incendio causado por personas durante el mismo período de tiempo.

3.6.2. Las variables independientes

Una de las opciones para seleccionar variables independientes es tomar los índices de paisaje seleccionados sobre las cuadrículas UTM de 10x10 km. Sin embargo, como se ha señalado previamente, en los modelos de regresión en general y en los de logística en particular, no es recomendable utilizar un gran número de variables para explicar el comportamiento de otra. Debido a esto, se ha realizado un análisis de agrupamientos clúster para determinar que variables presentan comportamientos similares, siendo las más representativas de cada uno de los grupos de variables con comportamiento homogéneo las seleccionadas como dependientes para ajustar los modelos de regresión con las distintas muestras empleadas.

Un segundo aspecto a señalar refiere a qué teselas son las utilizadas para extraer las métricas que son utilizadas para este análisis clúster, dado que la ocurrencia de un incendio en las cuadrículas UTM de 10x10 km consideradas hace que se modifique su estructura espacial con respecto

al momento en que fue definida mediante el uso de las ortofotografías aéreas y el trabajo de campo. Así, las métricas de patrón espacial del paisaje obtenidas en cada tesela sólo pueden ser utilizadas una sola vez, que se corresponde con el año en el cual tiene lugar el primer incendio, siendo eliminada esa parcela de la muestra con posterioridad. De esta manera se garantiza la correcta consideración en la ecuación de estimación entre la ocurrencia de incendios y la estructura que presentaba la estructura espacial de la vegetación en el momento de producirse.

4. RESULTADOS

4.1. Análisis de la estructura del paisaje

4.1.1. A nivel de paisaje

Se ha analizado la estructura del paisaje a nivel de unidad de paisaje para observar la estructura general del territorio español y su diversidad paisajística. Los resultados de dicho análisis se muestran en la Tabla 4.1. Los valores son los unitarios respecto al kilómetro cuadrado de superficie, por lo que el borde total de la unidad de observación ya no se ha tenido en cuenta, dado que dividiendo la variable anterior por la superficie, se obtiene la densidad de bordes. En la tabla se cita la media de los resultados y su desviación típica y los percentiles del 1 y 99 % respectivamente, para no tener en cuenta las zonas con los valores atípicos.

Tabla 4.1. Resultados de la estructura del paisaje español a nivel de unidad de paisaje

	<i>Media</i>	<i>Desviación típica</i>	<i>Perc. 1</i>	<i>Perc. 99</i>
<i>Área del paisaje</i>	1	0	1	1
<i>Número de parches</i>	0,512	2,112	0,030	3,987
<i>Tamaño medio de la tesela</i>	0,057	0,0915	0,010	0,500
<i>Tamaño mediano de la tesela</i>	0,018	0,085	$2,1 \cdot 10^{-4}$	0,500
<i>Densidad de bordes</i>	3,315	2,563	0,520	9,050
<i>Borde medio de la tesela</i>	0,171	0,689	0,047	1,204
<i>Índice de forma medio</i>	1,959	0,314	1,345	2,840
<i>Índice de forma del área media ponderada</i>	2,794	0,976	1,234	6,148
<i>Media del ratio perímetro-área</i>	0,164	1,259	0,004	1,923
<i>Dimensión fractal media del parche</i>	1,366	3,406	1,151	1,617
<i>Dimensión fractal media ponderada</i>	1,268	0,038	1,162	1,359
<i>Riqueza de clases</i>	0,275	7,944	0,02	1,537
<i>Índice de diversidad de Shannon</i>	1,111	0,499	0,024	2,029
<i>Índice de diversidad de Shannon uniforme</i>	0,573	0,217	0,028	0,923
<i>Índice de diversidad de Simpson</i>	0,536	0,229	0,007	0,845
<i>Índice de diversidad de Simpson uniforme</i>	0,631	0,257	0,011	0,951

La interpretación de estos índices no puede hacerse de forma aislada, ni se pueden interpretar sin analizar conjuntamente el territorio y sus factores modeladores. En algunos casos, los índices ofrecen información redundante y, en otros, complementaria, a pesar de ser una medida del mismo parámetro.

Analizando los valores de la Tabla 4.1, se observa que la diversidad paisajística en España es variable a nivel de unidad de paisaje, con una riqueza de clases de usos del suelo por kilómetro cuadrado media que oscila entre 1,537 y 0,02, lo que equivale, en este segundo valor, a una única clase en aquellos ambientes más humanizados o en la periferia del territorio.

Un comportamiento similar presentan los valores de los índices de Simpson y de Shannon, con límites inferiores cercanos a 0 y límites superiores cercanos a la unidad, o superior a 2 en el caso del índice de Shannon. Cabe comentar que los valores medios de estos índices son ligeramente superiores al valor medio que toman los mismos en el intervalo de resultados obtenidos.

El número medio de parches presentes en cada unidad de paisaje es alto y, como en el caso de la diversidad, el rango del número de teselas es elevado debido a la variabilidad orográfica y climática del territorio. Así, se identifica que aquellas unidades de paisaje donde el número de teselas es menor se corresponden con localizaciones dedicadas mayoritariamente al cultivo agrícola. Por el contrario, las unidades de paisaje donde el número de teselas es mayor se corresponden con zonas montañosas, más variables en cuanto a exposiciones, climatología, orografía, etc.

Al comparar el tamaño medio de la tesela con su tamaño mediano se deduce que la mayoría de las teselas son pequeñas, predominando una clase de suelo principal (matriz) y actuando las demás como parches o corredores. Esto se deduce porque el tamaño medio de los polígonos es próximo a $0,06 \text{ km}^2$, lo que equivale a una media de 6 % de la unidad de observación, mientras que el tamaño mediano de la tesela es mucho menor (próximo a $0,02 \text{ km}^2$).

En cuanto a los índices de forma, la variabilidad observada es elevada debido a las diferentes formulaciones de cálculo. La densidad de bordes es de 3,315 km por cada km^2 de superficie, lo que equivale a tener unos 331,5 km de bordes por cada 100 km^2 de superficie. El borde medio de la tesela es de 0,171 km por cada km^2 de superficie, aunque con una variabilidad elevada. Se concluye que no existe un patrón único en el territorio, con lo que la diversidad presente en el paisaje es elevada.

El resto de índices de forma también muestran gran variabilidad de valores. Se exceptúa la dimensión fractal ponderada por el área, donde su rango de valores es pequeño, con lo que la mayoría de valores se sitúan próximos al valor central. Este hecho es debido a que en España conviven ambientes altamente humanizados con otros más naturalizados, presentando contornos más irregulares.

4.1.2. A nivel de clases

Los resultados del análisis de la estructura del paisaje a nivel de clases se resumen en la Tabla 4.2, en la que se citan las medias y las desviaciones típicas de los valores de cada uno de los índices. No se analizan los índices de diversidad, ya que solo son aplicados en el procesamiento de la globalidad de los usos del suelo.

La tabla muestra valores heterogéneos en cuanto a estructura al comparar los valores medios de los índices y sus desviaciones estándar de los distintos usos del suelo. Este hecho es debido a la variada orografía de España, así como a su situación geográfica y a su localización latitudinal, lo que hace que tenga una notable diversidad climática.

Para analizar el paisaje a nivel de clases es necesario tener en consideración los índices de ecología del paisaje para cada uno de los usos de suelo.

Zonas antrópicas:

La mayor parte del territorio está ocupado por zonas antrópicas y, dentro de éstas, los cultivos son los predominantes con cerca de la mitad de la superficie total, razón por la cual tienden a formar parte de la matriz de las unidades de paisaje. Se distribuyen de manera uniforme por las zonas más llanas, ocupando el 90 % de la superficie de estudio. A nivel de unidad de paisaje, presentan un rango de distribución elevado y pueden ocupar la totalidad de la unidad.

El número de parcelas de cultivo en las unidades de paisaje es alto, con cerca de 3 teselas cada 10 km^2 y con tamaños medios mayores al resto de clases de vegetación. Hay que tener en cuenta que la diversidad de superficies es elevada si se compara la superficie media con el valor central de los tamaños de las parcelas.

Tabla 4.2. Estructura del paisaje promedio de la unidad de paisaje a nivel de clases de vegetación

	<i>N</i>	<i>% CA</i>	<i>NP</i>	<i>MPS</i>	<i>MedPS</i>	<i>ED</i>	<i>MPE</i>	<i>MSI</i>	<i>AWMSI</i>	<i>MPAR</i>	<i>MPFD</i>	<i>AWMPFD</i>
<i>Pinícea</i>	3464	15,200 (17,082)	0,100 (1,614)	0,039 (0,074)	0,026 (0,072)	0,582 (1,367)	0,140 (0,476)	1,909 (0,452)	2,321 (0,924)	0,106 (0,911)	1,813 (30,719)	1,267 (0,507)
<i>Cupresác.</i>	441	5,641 (8,712)	0,035 (0,046)	0,020 (0,039)	0,016 (0,039)	0,262 (0,342)	0,096 (0,209)	1,955 (0,473)	2,183 (0,728)	0,045 (0,205)	1,311 (0,131)	1,292 (0,109)
<i>Mezcla coníferas</i>	428	5,819 (8,622)	0,043 (0,200)	0,023 (0,038)	0,020 (0,038)	0,257 (0,380)	0,099 (0,130)	1,951 (0,582)	2,117 (0,726)	0,064 (0,363)	1,322 (0,338)	1,282 (0,085)
<i>Robledal</i>	1500	7,663 (9,552)	0,044 (0,045)	0,022 (0,035)	0,019 (0,033)	0,323 (0,313)	0,085 (0,075)	1,875 (0,458)	2,091 (0,656)	0,094 (1,324)	1,293 (0,115)	1,275 (0,047)
<i>Encinar-alcornoc.</i>	2460	11,325 (15,859)	0,043 (0,217)	0,040 (0,087)	0,031 (0,086)	0,347 (0,489)	0,112 (0,288)	1,862 (0,458)	2,058 (0,666)	0,095 (1,503)	1,330 (2,340)	1,268 (0,057)
<i>Hayedo</i>	325	10,345 (14,096)	0,043 (0,084)	0,033 (0,055)	0,025 (0,052)	0,330 (0,335)	0,103 (0,098)	1,787 (0,377)	1,955 (0,535)	0,487 (8,420)	1,276 (0,050)	1,262 (0,029)
<i>Castañeda</i>	192	4,855 (6,620)	0,178 (2,044)	0,020 (0,033)	0,017 (0,033)	0,259 (0,527)	0,123 (0,482)	1,886 (0,510)	2,039 (0,734)	0,034 (0,207)	1,298 (0,157)	1,278 (0,047)
<i>Chopera</i>	325	1,225 (1,789)	0,017 (0,011)	0,007 (0,009)	0,007 (0,008)	0,107 (0,102)	0,068 (0,058)	2,362 (0,951)	2,473 (1,054)	0,120 (1,506)	1,312 (0,335)	1,321 (0,052)
<i>Eucaliptar</i>	623	9,423 (12,403)	0,126 (1,545)	0,028 (0,050)	0,022 (0,050)	0,402 (0,604)	0,115 (0,250)	1,917 (0,697)	2,149 (0,837)	0,105 (0,787)	1,297 (0,262)	1,281 (0,064)
<i>Bosque de ribera</i>	1017	1,121 (1,672)	0,019 (0,018)	0,007 (0,009)	0,007 (0,009)	0,134 (0,131)	0,085 (0,083)	2,995 (1,546)	3,214 (1,717)	0,065 (0,514)	1,361 (0,091)	1,359 (0,067)
<i>Mezcla frondosas</i>	2058	7,407 (10,074)	0,035 (0,038)	0,027 (0,049)	0,022 (0,048)	0,286 (0,292)	0,098 (0,112)	1,925 (0,543)	2,116 (0,735)	0,137 (0,954)	1,300 (0,171)	1,276 (0,057)
<i>Otras frondosas</i>	227	4,346 (9,130)	0,028 (0,104)	0,025 (0,069)	0,023 (0,069)	0,188 (0,572)	0,102 (0,289)	1,812 (0,533)	1,895 (0,626)	0,067 (0,537)	1,481 (2,845)	1,277 (0,057)
<i>Bosque mixto</i>	3231	8,090 (11,037)	0,043 (0,104)	0,024 (0,039)	0,018 (0,037)	0,358 (0,359)	0,109 (0,119)	2,329 (1,010)	2,667 (1,310)	0,200 (4,466)	1,322 (0,815)	1,302 (0,076)
<i>Arbusto mesófilo</i>	1349	8,965 (13,020)	0,083 (0,555)	0,029 (0,072)	0,023 (0,071)	0,430 (0,922)	0,148 (0,699)	1,985 (0,745)	2,227 (0,975)	0,118 (1,290)	1,340 (0,843)	1,283 (0,063)
<i>Arbusto xerófilo</i>	4323	16,156 (17,200)	0,088 (0,544)	0,038 (0,073)	0,024 (0,071)	0,612 (0,751)	0,142 (0,554)	2,004 (0,527)	2,451 (0,966)	0,191 (5,894)	1,298 (0,276)	1,281 (0,045)
<i>Herbác. mesófilas</i>	2645	12,185 (16,791)	0,064 (0,312)	0,040 (0,094)	0,030 (0,092)	0,409 (0,549)	0,130 (0,339)	2,027 (0,710)	2,287 (0,918)	0,203 (5,787)	1,308 (0,307)	1,282 (0,060)
<i>Herbác. xerófilas</i>	1953	5,868 (8,572)	0,036 (0,062)	0,021 (0,035)	0,019 (0,034)	0,255 (0,283)	0,089 (0,110)	1,946 (0,613)	2,125 (0,759)	0,053 (0,434)	1,303 (0,123)	1,283 (0,086)
<i>Cultivo</i>	4737	47,885 (31,913)	0,300 (8,466)	0,138 (0,219)	0,090 (0,226)	1,175 (2,105)	0,245 (1,752)	2,028 (0,464)	2,981 (1,409)	0,147 (1,298)	1,323 (0,394)	1,275 (0,049)
<i>Zonas urbanas</i>	2929	4,163 (9,703)	0,092 (0,510)	0,010 (0,041)	0,007 (0,038)	0,245 (0,650)	0,067 (0,304)	1,469 (0,322)	1,601 (0,443)	0,045 (0,402)	1,288 (0,212)	1,267 (0,165)
<i>Agua</i>	889	2,914 (5,265)	0,036 (0,186)	0,020 (0,038)	0,018 (0,038)	0,191 (0,288)	0,124 (0,171)	2,516 (1,238)	2,714 (1,362)	0,040 (0,155)	1,337 (0,108)	1,322 (0,071)
<i>Nula/escasa veget.</i>	1604	5,966 (11,392)	0,060 (0,257)	0,027 (0,072)	0,023 (0,071)	0,264 (0,452)	0,112 (0,233)	2,026 (0,760)	2,158 (0,887)	0,079 (0,542)	1,310 (0,365)	1,294 (0,091)

Al contrario de lo que cabía esperar en ambientes humanizados, los índices de forma indican una irregularidad elevada de este uso del suelo. La razón es que en la realización del Mapa Forestal de España no se tienen en cuenta teselas agrícolas individuales, sino el conjunto de las mismas. La unión de teselas regulares da lugar, en este caso, a teselas irregulares de mayor tamaño.

La otra clasificación de las zonas antrópicas son las zonas urbanas. Las poblaciones representables a la escala de trabajo se encuentran presentes en un 55 % de las unidades de paisaje, concentradas principalmente en zonas costeras y en las periferias de las grandes ciudades, lo que confiere una alta variabilidad en el número de parcelas de zonas urbanas a lo largo del territorio.

El porcentaje ocupado en cada unidad de paisaje es pequeño y, aunque el número de zonas urbanas por unidad de paisaje sea elevado, el tamaño medio de las mismas es pequeño y presentan una alta compacidad al tener valores pequeños en los índices de forma. Esta es una característica de las ciudades del ámbito mediterráneo: se vive en poblaciones pequeñas con alta densidad de habitantes.

Masas forestales:

La siguiente clase con mayor presencia en el territorio son las masas arbóreas, que aparecen en la tercera parte del área de estudio. Su presencia y estructura es variable según la especie observada debido al distinto comportamiento de las especies arbóreas presentes en España según las características edáficas, climáticas, altitudinales y latitudinales. Por lo tanto, hay que bajar en el nivel de clasificación para analizar la estructura de las zonas forestales.

Coníferas:

Se divide las masas forestales en coníferas y frondosas. Dentro de las coníferas, las pináceas son las más representativas al estar presentes en el 65 % de las unidades de observación. Su amplia distribución se debe a la capacidad de las diferentes especies que la componen, al aparecer en ambientes extremos y ocupar gran parte del gradiente altitudinal de la orografía española.

Las pináceas ocupan un 15 % de las unidades de observación, valor sólo superado por los cultivos y los arbustos de ambiente xerófilo. Esta superficie se encuentra dividida en una media de 10 parcelas cada 100 km², con un tamaño medio de unas 4 ha, evidenciándose así una alta fragmentación. También se denota una variabilidad significativa en el tamaño de las teselas al comparar el tamaño medio con el valor central de las superficies de las parcelas.

La densidad de bordes y la longitud media del perímetro son elevadas, lo que evidencia una irregularidad alta en comparación al resto de clases. Los valores del resto de los índices de forma corroboran una ligera irregularidad en comparación a la media de los valores, aunque no tan palpable como cabía de esperar de las dos primeras variables.

La otra clase comprendida en las coníferas son las cupresáceas. La presencia de masas de esta clase es más reducida que las de pináceas debido a que el número de especies contempladas es menor y, además, su nicho ecológico es más específico, habitando principalmente en la parte central de la península ibérica. La superficie ocupada dentro de cada unidad de observación no es elevada, aunque es variable según la ubicación de la unidad de paisaje.

La presencia de teselas de cupresáceas dentro de la unidad de paisaje es ligeramente menor a la media de los valores de la tabla, situación que también se da en el tamaño de sus parcelas. Con estos datos, se puede asegurar que las cupresáceas se presentan en el paisaje en forma de parches dentro de una matriz predominante.

Tanto la densidad de bordes como el perímetro medio de las parcelas tienen valores similares a la media, mostrando una irregularidad parecida a las demás clases. Dicha conclusión se ve certificada por los demás valores de forma, a excepción de la media del ratio perímetro-área, que no ratifica los resultados. Este hecho es debido a la baja variabilidad espacial de la teselas de la clase, ya que el índice presenta un valor menor en teselas más homogéneas que en aquellas con mayor variabilidad.

Para finalizar el grupo de las coníferas, se comenta la clase que recoge la mezcla de las mismas. Como en el caso de las masas puras de cupresáceas, esta clase se encuentra escasamente presente. Esto se debe a que, como se ha señalado, la presencia de cupresáceas en España es reducida, por lo que la presencia de masas mixtas de cupresáceas y pináceas también es reducida.

Como en el caso anterior, la proporción que ocupa dentro de la unidad de observación es baja y se encuentra dividida en unas 4,3 teselas cada 100 km², con una variabilidad importante en su número, lo que significa que la fragmentación varía en diferentes unidades de observación. El tamaño de las mismas es bastante homogéneo si se comparan el tamaño medio y la media de los valores centrales de las superficies.

Como ocurría en las parcelas de cupresáceas, los valores de la densidad de bordes y la longitud media de los mismos son similares a la media de las demás clases, los que se confirma a partir del resto de índices de forma, a excepción de la media del ratio perímetro-área, donde el bajo valor muestra una ligera homogeneidad de los tamaños de sus polígonos dentro de la unidad de paisaje correspondiente.

Frondosas:

Dentro de las especies que engloban la categoría de frondosas, la familia con mayor presencia es la de las quercíneas, que se clasifica en dos grupos al tener un comportamiento diferente frente los incendios forestales.

El grupo con mayor presencia en la zona de estudio es el que agrupa las encinas y los alcornoques. Estas dos familias se encuentran distribuidas por el 47 % de las unidades de paisaje del estudio y son características, principalmente, de climas secos y soleados.

A nivel de unidad de observación, ocupan un 11 % de la misma, presentando una variabilidad considerable, encontrándose repartidas en 4,3 teselas por cada 100 km² de paisaje, siendo un valor ligeramente inferior al de la media de las clases visto en la Tabla 4.1. La variabilidad del número de teselas, al igual que el porcentaje de unidad de paisaje ocupado por esta clase, es elevada. El tamaño de estas teselas es también alto, sólo superado por el de las parcelas de cultivos, y con una heterogeneidad superficial apreciable, al tener en cuenta el valor central de las superficies de las parcelas de encinares y alcornocales. Con esta información, se intuye a priori que pueden presentarse tanto en forma de matriz como en forma de parches del paisaje.

La irregularidad que se observa en los índices de forma es similar a la media del conjunto de clases, aunque las desviaciones típicas de algunos de ellos dejan intuir que las teselas que componen esta clase presentan formas diferentes entre ellas.

Las quercíneas que habitan ambientes más húmedos se engloban dentro de los robledales. Éstos aparecen en el 28 % de las unidades de paisaje, distribuidos, principalmente, por las zonas más húmedas de la mitad norte de la península, preferiblemente en sistemas montañosos.

La proporción de unidad de paisaje cubierta por robledales, en aquellas en las que están presentes, es superior al 7,5 %, dividida en 4,4 parcelas cada 100 km², que es un valor ligeramente inferior a la media observada en la Tabla 4.1. La superficie de estas teselas corresponde a la mi-

tad de la que tienen los encinares y alcornocales, lo que es debido principalmente a las variaciones orográficas y de orientación de las localizaciones que habitan.

Las parcelas de robledales tienen una densidad de borde por superficie cercana a la media y una longitud media del perímetro inferior a la media, lo que parece indicar una menor irregularidad de estas teselas en comparación con otras. El resto de valores de los índices de forma no son elevados, lo que confirma que las parcelas de esta clase de vegetación presentan una irregularidad moderada.

La segunda clase de frondosas con mayor presencia es el bosque de ribera. Esta clase aparece en el 17 % de las unidades de observación en las que se ha dividido el territorio, distribuidas a lo largo de toda la zona de estudio, presentando una forma de polígonos alargados y estrechos paralelos al lecho de los cursos fluviales.

Al presentar una distribución lineal a lo largo del transcurso de los ríos, la superficie que ocupa en la unidad de paisaje es ligeramente superior al 1 % de la misma, recogida en una media cercana a 2 teselas cada 100 km² que, junto al número de parcelas de las choperas, son los dos valores más bajos de la tabla. El tamaño de estas teselas es, como sucede con el número de parcelas, uno de los valores menores de la tabla, debido a la forma alargada pero estrecha de los bosques de ribera. Además, la superficie media de las parcelas es similar al valor central de las áreas lo que, junto a la escasa variabilidad de sus valores, deja intuir la homogeneidad espacial de los polígonos.

De la misma forma que sucede con los cursos de agua, que serán analizados con posterioridad, la irregularidad de las teselas de bosques de ribera es de las más altas de la tabla, lo que es causado por su adaptación a las riveras de los cursos de agua y a otros factores edáficos y humanos. Cabe destacar el valor reducido de la media del ratio perímetro-área, lo que evidencia una homogeneidad en el tamaño de las parcelas de la clase.

Otra de las clases de frondosas son los eucaliptares. Se encuentran presentes en el 12 % de las unidades de paisaje, aunque concentrados principalmente en el noroeste y suroeste del territorio peninsular español.

A nivel de unidad de paisaje, la superficie que ocupan los eucaliptares es ligeramente superior a la media, que se distribuye en torno a 12,6 parcelas cada 100 km², pero con una variabilidad alta en este aspecto. Con ello, se intuye la existencia de localizaciones donde la agrupación de teselas de eucaliptares es mayor que en otras. En cuanto al tamaño de los polígonos de esta clase, se aprecia una moderada heterogeneidad, al comparar los valores del MPS y del MedPS.

La densidad de bordes por superficie de la tesela es elevada, aunque el valor del índice MPE no difiere significativamente de los valores presentes en el resto de las clases, con lo que se deduce que la irregularidad de las teselas de eucaliptares es similar a la observada en el análisis del paisaje del apartado 4.1.1.

Otro tipo de masa arbórea incluido en las frondosas es el de los hayedos. Esta clase se encuentra representada solamente en un 6 % de las unidades de paisaje, estando localizada principalmente en los ambientes fríos y húmedos de los Pirineos y de la Cordillera Cantábrica.

La presencia de hayas en aquellas unidades de observación en las que aparecen es elevada, ocupando un 10 % de las mismas. Cabe destacar el valor elevado de la desviación típica de esta proporción, con lo que la función que desempeñan los hayedos en la unidad puede ser como matriz de la misma o en forma de parches aislados.

El número medio de teselas en la unidad de paisaje es de 4,3 cada 100 km², similar a la moda del resto de observaciones. El tamaño de las mismas es superior a la media de valores, con un valor central de la superficie de unas 2,5 ha por km², siendo un valor más alto que la mayoría de las clases.

La longitud media del perímetro es similar a la mayoría de las clases, situación que también se da con la densidad media de bordes por superficie. En cambio, las parcelas de hayedos presentan gran variedad de formas, ya que el comportamiento de la media del ratio perímetro-área es mayor cuanto más elevada sea la diversidad de formas de las mismas. Los índices MSI, AWMSI, MPFD y AWMPFD se comportan de forma contraria al MPAR, dando valores más bajos en aquellas clases con mayor variabilidad de la forma. Por tanto, se puede afirmar que la clase de los hayedos es la clase de vegetación con mayor variabilidad en la forma de sus teselas.

Uno de los cultivos de frondosas son las choperas. Éstas aparecen en un 6 % de las unidades de paisaje en terrenos con abundante presencia de agua, principalmente en zonas de inundación fluviales y/o con la ayuda de riego, si el agua no es accesible en la capa freática. Estas últimas aparecen en parcelas que son difíciles de identificar a la escala de trabajo considerada, ya que ocupan un espacio menor que el de la unidad mínima cartografiable.

La superficie de choperas en cada unidad de paisaje es reducida, similar a la de los bosques de ribera, distribuidas en 1,7 teselas cada 100 km². Su tamaño medio es pequeño debido a que habitan zonas muy próximas al lecho del río o en parcelas agrícolas con abundante disponibilidad de agua, característica de zonas de regadío.

Los índices de forma MSI y AWMSI son los valores más altos en comparación a los resultados del resto de clases de vegetación, ya que una mayor regularidad de las teselas implica que estos dos índices, junto con el MPFD y el AWMPFD, sean mayores. La dimensión fractal de la tesela media ponderada es ligeramente superior a la media, lo que corrobora lo apuntado.

Otra de las clases citadas en la tabla es la de los castaños. Ésta es la clase de vegetación con menor presencia en el territorio, apareciendo solamente en el 4 % de las unidades de paisaje, que se encuentran distribuidas principalmente por el oeste peninsular, aunque también aparecen puntualmente en otras localizaciones.

La superficie ocupada por los castaños en cada unidad de observación es inferior al 5 %, uno de los valores más bajos de la tabla, y se encuentra fragmentada en unas 18 teselas por cada 100 km², uno de resultados más altos de la tabla, con lo que se deduce que el tamaño de las teselas es reducido. Cabe remarcar que la variabilidad en el número de teselas es la segunda más alta de la tabla, con lo que la fragmentación de los castaños es mayor en unas unidades de paisaje que en otras.

El comportamiento en cuanto a la densidad de bordes y la longitud media del perímetro es similar al visto en las cupresáceas o en la mezcla de coníferas. El valor del MPAR es el más bajo de los observados, lo que es debido a la alta homogeneidad en la forma de las parcelas de castaños.

Todas aquellas masas puras de otras especies de frondosas no comentadas se engloban dentro de la clase “otras frondosas”. Su distribución es escasa en España, en torno al 4 % del global de las unidades de paisaje, y se sitúa en localizaciones puntuales por toda la geografía española. Con ello, se puede decir que estas especies de frondosas se encuentran entremezcladas en otros tipos de masas forestales.

Estas masas arbóreas ocupan una proporción reducida de la unidad de observación, pero con una variabilidad importante, indicando alta heterogeneidad en este aspecto. El número de polí-

gonos en los que se divide esta clase es de 3,5 parcelas por cada 100 km², con un rango de valores también considerable. Por otro lado, cabe destacar que el tamaño medio de las teselas es reducido, presentando a priori, una variabilidad de superficie reducida al comparar dicho valor con el valor central de las áreas de la clase.

Los valores de los índices de forma de las teselas son similares a los contemplados en una tesela tipo vista en la Tabla 4.1 del análisis a nivel de paisaje del territorio. Comparando el índice MPAR con el resto de las clases de vegetación, se muestra una ligera heterogeneidad en el tamaño de las teselas de esta clase.

Para acabar el apartado de las frondosas, queda comentar la clase que recoge mezclas de éstas. Esta clase aparece en el 39 % de las unidades de paisaje, preferentemente distribuidas por el norte y el centro de la Península Ibérica. Los bosques mixtos de especies de frondosas son comunes en los ambientes más húmedos del territorio español y ocupan el 7,5 % de las unidades de paisaje en las que están presentes, sólo superado dentro de las frondosas por los bosques de encinas.

El número de teselas de la mezcla de frondosas dentro de la unidad de observación es ligeramente inferior a la media, con 3,5 parcelas cada 100 km², con un tamaño unitario inferior a la media. La heterogeneidad en la superficie de las teselas es moderada si se considera el MPS y el MedPS. Los valores de los índices de forma son similares a la media en cada uno de ellos, por lo tanto se observa una irregularidad media en comparación con las otras clases de paisaje.

Bosque mixto:

El bosque mixto es una de las clases de vegetación con mayor presencia, ya que aparece en más del 60 % de las unidades de paisaje, principalmente en el norte y centro de la península. Como se ha citado en la metodología, se considera bosque mixto toda aquella masa arbórea con menos del 80 % de una misma especie.

A nivel de unidad de paisaje, los bosques mixtos ocupan un 8 % de la unidad, que es un valor parecido a la media. El número de parcelas en las que se distribuye esta superficie no es elevado y el tamaño medio de las teselas es ligeramente inferior a la media. La diversidad sus superficies es elevada si se compara el valor medio con el central de mas mismas.

La densidad de bordes y la longitud media del perímetro son similares a la media, pero la irregularidad de las teselas de bosque mixto es elevada, ya que el resto de los índices de forma son de los más altos de la tabla. Teniendo en cuenta el valor mayor de la media del ratio perímetro-área, en comparación a las otras clases con similares índices de forma, esta clase presenta gran variabilidad espacial, con tamaños de parcelas bastante diferentes.

Estrato arbustivo:

La tercera clase con mayor presencia es el estrato arbustivo. Dentro de este estrato, los arbustos de ambientes xerófilos son los más abundantes, siendo la clase con mayor distribución por detrás de los cultivos, ya que están presentes en el 82 % de las unidades de paisaje. Su amplia presencia es debido al clima seco de gran parte del territorio y a las escasas precipitaciones debidas a su localización latitudinal de la península.

A escala de unidad de paisaje, ocupan aproximadamente el 16 % de la superficie y se encuentran divididos en una media de 9 teselas cada 100 km², representando una mayor fragmentación que la media de las clases. La variabilidad del número de parcelas por unidad de paisaje es alta, lo que evidencia el distinto grado de fragmentación en las diferentes unidades de observación. Teniendo en cuenta que el tamaño medio de las teselas es superior a la media y que la va-

riabilidad de la superficie es elevada, dado que el valor central de las áreas es muy inferior al de la media, se concluye que esta clase actúa tanto como parches de una matriz o como matriz de la unidad de observación.

La irregularidad de las parcelas del estrato arbustivo de ambiente xerófilo es elevada siendo únicamente superada por los cultivos. En los índices de forma también se corrobora la heterogeneidad superficial de las teselas. El valor de la media del ratio perímetro-área (MPAR) es de los más altos lo que indica que las teselas de esta clase son las más heterogéneas.

En cuanto a los arbustos de ambiente mesófilo, los resultados indican que están presentes en una cuarta parte de las unidades de paisaje, estando éstas distribuidas principalmente por el norte peninsular, donde el clima es más propicio para el crecimiento de estos arbustos. Ocupan cerca del 9 % de aquellas unidades de paisaje en las que están presentes, pero con una variabilidad superior al del resto de clases en relación a la superficie ocupada. La fragmentación de su superficie es similar a los arbustos de ambientes xerófilos y ligeramente superior a la media, con un tamaño de teselas algo mayor.

La densidad de bordes y la longitud media del perímetro sugieren una alta irregularidad de las teselas, pero el resto de índices de forma se encuentran en concordancia con la media, sugiriendo una irregularidad similar a una tesela media tipo.

Estrato herbáceo:

La última clase de carácter únicamente vegetal es el de las herbáceas. Éstas se encuentran distribuidas de forma heterogénea según su comportamiento ante la necesidad de agua. Las herbáceas de ambientes mesófilos muestran mayor distribución encontrándose en el 50 % de las unidades de paisaje, estando situadas principalmente en el norte y el oeste de la zona de estudio.

A nivel de unidad de paisaje, ocupan alrededor del 12 % de la misma, presentando una distribución de 6,4 parcelas cada 100 km² y una fragmentación moderadamente superior al valor central de las clases. El tamaño de las parcelas es elevado, sólo superado por las de cultivo, alrededor de 4 ha por km² de paisaje. La heterogeneidad de la superficie de las teselas es significativa teniendo en cuenta el valor central de las áreas de las parcelas de esta clase de herbáceas. Viendo las características citadas, parece lógico concluir que esta clase puede verse tanto de matriz del paisaje como de parches de una matriz.

La longitud media del perímetro de las teselas y su densidad de bordes son altas en comparación al resto de clases, lo que muestra mayor irregularidad de sus polígonos. Esta irregularidad viene marcada de forma moderada por el resto de índices de forma, al ser ligeramente superiores a la media. Como se ha mencionado en el párrafo anterior, la heterogeneidad superficial de las parcelas se explica también a partir del valor elevado del MPAR al compararlo con resto de índices de forma.

Por otro lado, las herbáceas de ambientes xerófilos tienen presencia en el 37 % de las unidades de paisaje, estando éstas concentradas principalmente en el sureste de la península. Su presencia es menor que las herbáceas de ambiente mesófilo debido, en parte, a que las teselas con vegetación arbustiva y herbácea se han clasificado como arbustivas al tener un mayor porte.

Ocupan cerca de un 6 % de las unidades de paisaje presentes, con una distribución de 3,6 parcelas cada km² y un tamaño unitario ligeramente inferior a la media. Los polígonos de esta clase son homogéneos, ya que los valores de la media y la mediana de las superficies son similares.

La irregularidad de las parcelas de herbáceas de ambientes xerófilos no difiere significativamente de la media de otras clases de vegetación, exceptuando la media del ratio perímetro-área (MPAR). El valor en este índice es de los más bajos de la columna, mostrando homogeneidad en el tamaño de las teselas, tal como se había mencionado con anterioridad.

Nula o escasa vegetación:

Para acabar el comentario de la tabla queda citar las zonas donde la vegetación es escasa o nula. En ella, se separan las láminas y cursos de agua de las zonas que engloban las áreas con escasa vegetación, zonas rocosas y suelo desnudo. Estas segundas se distribuyen por toda España, estando presentes en el 30 % de las unidades de paisaje. Tal como se ha considerado en este trabajo, incluyen zonas desérticas, rocosas, playas y dunas, etc., por lo que se encuentran tanto en picos montañosos como en terrenos desérticos del sur de la península, zonas costeras, etc.

La proporción ocupada de la unidad de observación de esta clase es próxima a un 6 %, un valor inferior a la media de clases. Esto se debe a que se distribuyen por áreas puntuales de la geografía, ya sea individualmente o en pequeños grupos, lo que hace que la variabilidad sea elevada. El número de teselas es de unas 6 parcelas por cada 100 km², con un tamaño medio similar a la media del número de teselas de las clases. Al comparar el valor medio con el valor central de las superficies de los polígonos de la clase se intuye una ligera heterogeneidad, similar a la existente en el resto.

Los valores que toman los índices de forma son parecidos a la media, con lo que se concluye que la irregularidad de las parcelas con nula o escasa vegetación no difiere de un valor tipo que fuera el promedio del total de las teselas del paisaje (Tabla 4.1).

Como se ha indicado, los cursos y láminas de agua también se clasifican como zonas de nula o escasa vegetación. Se encuentran presentes en un 17 % del total de las unidades de paisaje, localizados de forma lineal siguiendo los cursos de los ríos con mayor caudal o bien en localizaciones puntuales a lo largo de toda la geografía de la España peninsular.

A nivel de unidad de paisaje, la extensión ocupada es escasa, organizada en unas 3,6 parcelas cada 100 km² en teselas de un tamaño ligeramente inferior a la de la mayoría. La variabilidad en la superficie de estas teselas es reducida si se tienen en cuenta los valores de los índices MPS y MedPS.

Observando los índices de forma de esta clase, se puede concluir que la irregularidad es elevada ya que los valores de dichos índices son de los más altos, solamente por detrás de los del bosque de ribera. La irregularidad de los cursos fluviales es conocida, dado que depende de diferentes factores como los geográficos, edáficos y humanos.

4.2. Análisis de conglomerados

Una vez analizadas las clases de usos del suelo presentes en el área de estudio, el segundo objetivo se centra en obtener una ecuación que relacione la estructura del paisaje con la ocurrencia de incendios causados por personas. Para esto, y siguiendo los principios del método estadístico seleccionado, la regresión logística, previamente hay que reducir el número de índices que participan en la ecuación mediante el análisis de conglomerados para utilizar, con posterioridad, este grupo reducido de variables en la búsqueda de una ecuación que cumpla con los objetivos formulados.

El resultado de aplicar un análisis de conglomerados mediante el método Ward con una medida de similitud a partir de la distancia euclídea al cuadrado y estandarizando las variables para

su comparación, son la matriz de distancias de los diferentes grupos, el historial de conglomeración de las variables y el dendrograma en el que se indica de forma gráfica la conglomeración de las variables.

La matriz de distancias (Tabla 4.3) muestra las distancias euclídeas al cuadrado existentes entre las variables, analizadas dos a dos. A partir de esta tabla se obtiene una primera visión, en forma numérica, de las agrupaciones de las variables. Como se observa en esta tabla, los valores más bajos, exceptuando los de la diagonal principal, se encuentran entre los diferentes índices de diversidad (Shannon, Shannon uniforme, Simpson y Simpson uniforme). Estos cuatro índices tienen la finalidad de calcular la diversidad paisajística de la tesela, por lo que es lógico que las distancias entre ellos sean pequeñas.

Tabla 4.3. Matriz de distancias entre las variables independientes (en millares)

<i>Caso</i>	<i>Archivo matricial de entrada</i>														
	<i>NP</i>	<i>MPS</i>	<i>MedPS</i>	<i>ED</i>	<i>MPE</i>	<i>MSI</i>	<i>AWMSI</i>	<i>MPAR</i>	<i>MPFD</i>	<i>AWMPFD</i>	<i>RP</i>	<i>SH</i>	<i>SHEI</i>	<i>SI</i>	<i>SIEI</i>
<i>NP</i>	0	8,8	8,6	10,7	0,6	10,9	10,9	10,6	10,5	9,6	11,1	10,9	10,8	10,9	10,8
<i>MPS</i>	8,8	0	1,1	12,5	7,1	12,7	14,2	10,7	10,6	15,3	15,7	15,5	15,2	15,6	15,4
<i>MedPS</i>	8,6	1,1	0	11,5	6,8	12,6	12,7	10,7	10,6	12,8	13,5	12,9	12,8	12,9	12,8
<i>ED</i>	10,7	12,5	11,5	0	11,0	9,0	7,8	10,5	10,5	7,3	8,1	8,0	8,4	8,0	8,1
<i>MPE</i>	0,6	7,1	6,8	11,0	0	11,1	11,2	10,6	10,6	9,9	11,8	11,5	11,3	11,4	11,3
<i>MSI</i>	10,9	12,7	12,6	9,0	11,1	0	6,0	10,3	10,3	6,2	10,3	10,9	10,8	10,7	10,7
<i>AWMSI</i>	10,9	14,2	12,7	7,8	11,2	6,0	0	10,5	10,4	1,3	8,8	9,3	9,3	9,0	9,0
<i>MPAR</i>	10,6	10,7	10,7	10,5	10,6	10,3	10,5	0	10,4	10,4	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5
<i>MPFD</i>	10,5	10,6	10,6	10,5	10,6	10,3	10,4	0	10,4	10,4	10,6	10,5	10,5	10,5	10,5
<i>AWMPFD</i>	9,6	15,3	12,8	7,3	9,9	6,2	1,3	10,4	10,4	0	7,0	6,3	6,2	5,9	5,8
<i>RP</i>	11,1	15,7	13,5	8,1	11,8	10,3	8,8	10,5	10,6	7,0	0	2,8	6,0	4,0	5,2
<i>SH</i>	10,9	15,5	12,9	8,0	11,5	10,9	9,3	10,5	10,5	6,3	2,8	0	1,0	0,3	0,7
<i>SHEI</i>	10,8	15,2	12,8	8,4	11,3	10,8	9,3	10,5	10,5	6,2	6,0	1,0	0	0,5	0,2
<i>SI</i>	10,9	15,6	12,9	8,0	11,4	10,7	9,0	10,5	10,5	5,9	4,0	0,3	0,5	0	0,2
<i>SIEI</i>	10,8	15,4	12,8	8,1	11,3	10,7	9,0	10,5	10,5	5,8	5,2	0,7	0,2	0,2	0

Otro hecho observado en la tabla es que existe una relación entre el número de parcelas de cada unidad de paisaje y la longitud media de su perímetro, ya que cuanto mayor es la riqueza y la fragmentación de las clases de la unidad, mayor es la cantidad de borde total.

Un comportamiento parecido se observa entre la superficie media de las teselas y el tamaño mediano de las mismas, ya que las unidades de análisis se componen principalmente por una matriz que ocupa la mayor parte de la superficie y unos parches de menor tamaño, siendo esta situación análoga en la mayoría de las unidades de paisaje. El valor medio de las superficies, en general, es relativamente mayor al del tamaño mediano de las teselas, pero con un comportamiento de forma paralela entre ambos índices.

Más distanciada se encuentra la relación entre dos índices parecidos en cuanto a la función que realiza. Son el índice de forma del área media ponderada y la dimensión fractal media ponderada, ambos ponderados por las superficies de las parcelas y con similar reacción a las características de las teselas, aumentando con el incremento de la irregularidad y disminuyendo con la heterogeneidad superficial de las mismas.

Para analizar el resto de comparaciones, que presentan distancias mayores, el dendrograma resulta de gran ayuda para seleccionar el número de grupos que se establecen entre las variables, aunque es preferible analizar numéricamente estas distancias a partir del historial de conglomeración recogido en la Tabla 4.4, en la que se agrupan las variables en función de la distancia que las separa.

El historial de conglomeración enumera las agrupaciones entre conglomerados y la distancia a la que se juntan. Se añade cuando se utilizan por primera vez cada uno de ellos y la siguiente etapa en la que intervienen. El orden del conglomerado que aparece en la tabla hace referencia al orden en el que las variables aparecían en la Tabla 4.3.

Una de las formas citadas para seleccionar el número adecuado de grupos es la distancia máxima entre dos agrupaciones. Entre las etapas 10 y 11 la diferencia existente es la mayor de las distancias, a excepción de la existente entre las etapas 13 y 14 (las dos últimas), pero el error con el que se trabajaría sería excesivo en la predicción de las ecuaciones.

Tabla 4.4. Historial de conglomeración del análisis clúster

<i>Etap</i> a	<i>Conglomerado que se combina</i>		<i>Coeficientes</i>	<i>Etap</i> a en la que el conglomerado aparece por primera vez		<i>Próxima etap</i> a
	<i>Conglom. 1</i>	<i>Conglom. 2</i>		<i>Conglom. 1</i>	<i>Conglom. 2</i>	
1	14	15	75,269	0	0	2
2	13	14	272,153	0	1	4
3	1	5	553,582	0	0	12
4	12	13	971,064	0	2	7
5	2	3	1521,106	0	0	12
6	7	10	2151,970	0	0	8
7	11	12	5624,831	0	4	13
8	6	7	9508,932	0	6	9
9	4	6	14415,448	0	8	11
10	8	9	19639,555	0	0	11
11	4	8	26921,619	9	10	13
12	1	2	34302,884	3	5	14
13	4	11	47138,387	11	7	14
14	1	4	65974,358	12	13	0

Por tanto, según se concluye del análisis del historial de conglomeración, el número adecuado de conglomerados es cinco. Sin embargo, este resultado hay que confirmarlo mediante el análisis del dendrograma obtenido.

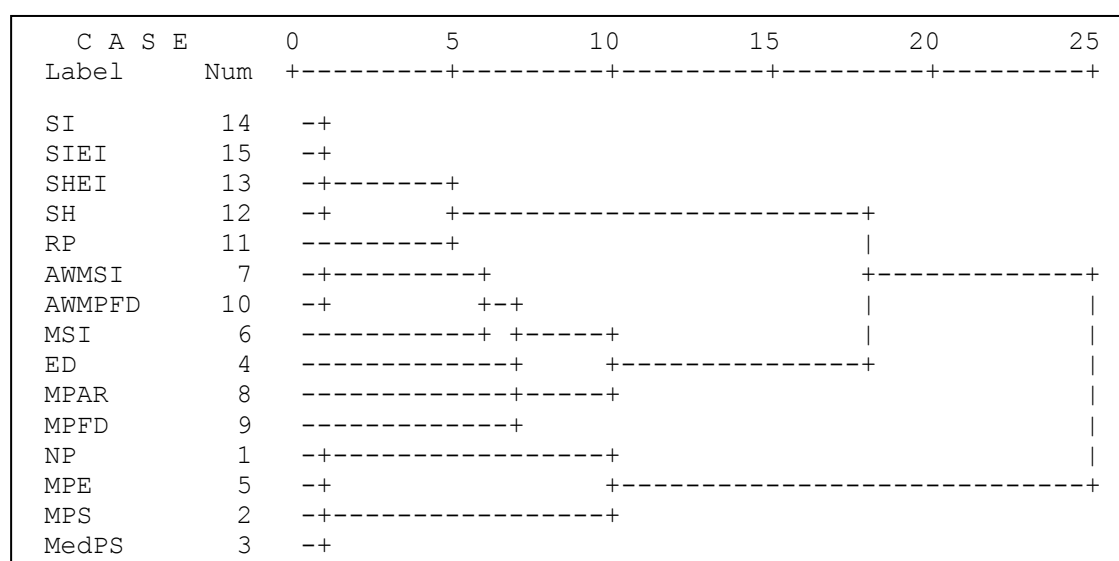


Figura 4.1. Dendrograma resultante del análisis de conglomerados

El dendrograma de la Figura 4.1 muestra de forma gráfica los resultados analizados de forma numérica mediante el historial de conglomeración. Como se ha comentado con anterioridad, los resultados reflejan que el número de conglomerados a tener en cuenta es cinco. El gráfico tiene la particularidad que acentúa las distancias en las partes bajas de la clasificación y minimiza las más alejadas. Es por este motivo que la distancia analizada en el apartado anterior es menor que las distancias de la parte izquierda del gráfico.

Así pues, de los distintos análisis realizados se obtienen los siguientes grupos:

Tabla 4.5. Grupos resultantes del análisis clúster

GRUPO 1	GRUPO 2	GRUPO 3	GRUPO 4	GRUPO 5
SI	AWMSI	MPAR	NP	MPS
SIEI	AWMPFD	MPFD	MPE	MedPS
SHEI	MSI			
SH	ED			
RP				

El último proceso del análisis clúster es la validación de los grupos mediante, en este caso, la comparación de los valores de este método con otros métodos. En el Anexo C se muestran los resultados de los análisis obtenidos mediante el método de Ward a partir de la distancia euclídea, el de comparación de intragrupos mediante correlación de Pearson, el de comparación de intergrupos mediante el método de bloque y, finalmente, el del método del vecino más lejano mediante distancia euclídea al cuadrado, que confirman los valores del método analizado.

En los resultados recogidos en el anexo se observa que el número de grupos formados es siempre cinco, exceptuando el caso del análisis clúster mediante la asociación intragrupos por el método de Pearson, en el cual el resultado es cuatro. El comportamiento de la asociación de los índices en todos ellos es similar al método utilizado, validando de esta forma los resultados obtenidos.

Una vez validado el método de ejecución se procede a la elección de los índices de cada uno de los grupos para relacionarlos con la predicción de la ocurrencia de los incendios forestales causados por personas.

El primer grupo lo forman todos aquellos índices de diversidad del paisaje. De ellos, se selecciona el índice de diversidad de Shannon, al ser el más utilizado en los estudios de diversidad paisajística. El propósito es la comparación de los resultados con los de otros estudios.

Los índices de forma se diferencian en dos grupos. En el primero de ellos, el segundo grupo, se encuentran dos índices de forma ponderados por el área junto con uno sin ponderar. En este sentido señalar que es preferible seleccionar uno ponderado, dado que este tipo de índices no se ven influenciados por la superficie total de la unidad de paisaje. No existe una clara preferencia por ninguno de los dos índices (Tischendorf, 2001), por lo que se elige AWMSI por tener un rango de valores más amplio que el AWMPFD, con una mayor distancia entre los valores, lo que indica que, en principio, tendrá una mayor capacidad para explicar la varianza de la variable dependiente.

Entre la media del ratio perímetro-área (MPAR) y la dimensión fractal media de la tesela (MPFD), se selecciona este segundo por ser poco sensible a la división del paisaje (Elena-Rosselló et al., 2005), evitando así la colinealidad entre variables.

El cuarto grupo está formado por el número de parcelas y el tamaño medio del perímetro de las mismas. De ellas se selecciona el número de parcelas de cada territorio para tener una estimación de la fragmentación existente en las unidades de paisaje.

Del quinto grupo, formado por los índices que definen el tamaño de las teselas, se selecciona la mediana, ya que éste es un estimador más resistente (al verse influenciado escasamente por los cambios producidos en los datos) y más robusto (al tener mejores resultados para varios tipos de distribuciones).

Por lo tanto, los índices utilizados en el ajuste de ecuaciones para predecir la ocurrencia de incendios de origen humano en relación con la estructura del paisaje son: el índice de Shannon (SH), el índice de forma del área media ponderada (AWMSI), la dimensión fractal del parche (MPFD), el número de parcelas de la unidad de paisaje (NP) y el valor central de las superficies de las parcelas de la unidad de paisaje (MedPS).

4.3. Modelización cartográfica de los incendios

4.3.1. Análisis de la relación

Tal como se ha citado en el apartado de metodología, se calculan tres modelos distintos dentro de cada uno de los cinco grupos de ensayo, utilizando distintas divisiones aleatorias de la muestra en dos grupos: el primero, constituido por el 70 % de las unidades de observación para el cálculo del modelo, y el segundo, constituido por el 30 % restante, para su validación.

Los primeros aspectos a tener en cuenta en la elaboración de modelos son la significación, que ha sido analizada a partir del test de Hosmer-Lemeshow, y la predicción de los modelos, que ha sido evaluada mediante la pseudo R^2 de Cox y Snell y la R^2 de Nagelkerke. Los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 4.6.

Tabla 4.6. Significación de los modelos de regresión logística

<i>Grupo</i>	<i>Modelo</i>	<i>-2LL</i>	<i>R² Cox y Snell</i>	<i>R² Nagelkerke</i>	<i>Test Hosmer-Lemeshow</i>	
					<i>Chi²</i>	<i>Sig.</i>
GRUPO 1	<i>A</i>	448,42	0,140	0,188	9,669	0,289
	<i>B</i>	446,44	0,142	0,191	10,779	0,215
	<i>C</i>	438,15	0,161	0,216	11,850	0,158
GRUPO 2	<i>A</i>	448,40	0,133	0,179	4,578	0,802
	<i>B</i>	418,12	0,204	0,274	8,054	0,428
	<i>C</i>	455,69	0,119	0,159	8,203	0,414
GRUPO 3	<i>A</i>	446,18	0,138	0,186	8,116	0,422
	<i>B</i>	444,55	0,136	0,183	13,522	0,095
	<i>C</i>	432,61	0,165	0,222	11,034	0,200
GRUPO 4	<i>A</i>	462,23	0,106	0,142	12,391	0,135
	<i>B</i>	464,08	0,094	0,126	10,929	0,206
	<i>C</i>	441,18	0,144	0,194	12,219	0,142
GRUPO 5	<i>A</i>	457,43	0,095	0,129	12,344	0,136
	<i>B</i>	444,79	0,106	0,144	12,846	0,117
	<i>C</i>	451,52	0,112	0,151	19,336	0,013

Todos los modelos presentes en la tabla son válidos, ya que el valor de la χ^2 del test de Hosmer-Lemeshow es significativo, con un p-value superior a 0,05, exceptuando el último mo-

delo que podría deberse al azar. Los modelos presentan valores de significación similares, exceptuando un caso puntual donde el valor de χ^2 es menor, aumentando en este caso su p-value.

El valor $-2 \log$ de la verosimilitud ($-2LL$) es parecido en los diferentes modelos, por lo que no existe una clara predilección por ninguno. Este comportamiento también es apreciable en la predictibilidad de los modelos, en los que los valores de la R^2 de Cox y Snell y la R^2 de Nagelkerke muestran predictibilidades similares dentro de cada una de las muestras poblacionales. Los valores de estos estimadores son bajos en comparación al valor máximo de R^2 de Nagelkerke (1).

El análisis de cada uno de los modelos muestra que la única variable seleccionada en cada uno de ellos es el índice de Shannon, siendo esta variable en todos los casos significativa con un valor del p-value inferior a 0,05. La constante que complementa a todos estos modelos también resulta significativa a este mismo nivel (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Significación de las variables de los modelos de regresión logística

Grupo	Modelo	Variable	β	Error estándar	Sig. variable	Exp(β)	Cambio $-2LL$	
							Valor	Sig.
GRUPO 1	A	SH	1,814	0,266	***	6,136	55,476	***
		Cte.	-1,734	0,312	***	1,777		
	B	SH	1,189	0,265	***	6,164	56,343	***
		Cte.	-1,729	0,312	***	0,177		
	C	SH	1,923	0,265	***	6,841	64,631	***
		Cte.	-1,861	0,314	***	0,156		
GRUPO 2	A	SH	1,626	0,242	***	5,081	52,579	***
		Cte.	-1,447	0,283	***	0,235		
	B	SH	2,149	0,268	***	8,574	54,080	***
		Cte.	-2,079	0,317	***	0,125		
	C	SH	1,499	0,235	***	4,478	46,511	***
		Cte.	-1,324	0,275	***	0,266		
GRUPO 3	A	SH	1,670	0,244	***	5,313	54,795	***
		Cte.	-1,528	0,291	***	0,217		
	B	SH	1,617	0,238	***	5,040	53,707	***
		Cte.	-1,381	0,277	***	0,251		
	C	SH	1,825	0,247	***	6,202	66,360	***
		Cte.	-1,637	0,290	***	0,195		
GRUPO 4	A	SH	1,452	0,241	***	4,271	41,117	***
		Cte.	-1,310	0,283	***	0,270		
	B	SH	1,349	0,237	***	3,853	36,249	***
		Cte.	-1,154	0,280	***	0,315		
	C	SH	1,738	0,251	***	5,689	57,077	***
		Cte.	-1,513	0,290	***	0,220		
GRUPO 5	A	SH	1,413	0,246	***	4,110	36,913	***
		Cte.	-1,076	0,278	***	0,341		
	B	SH	1,489	0,247	***	4,431	41,089	***
		Cte.	-1,067	0,280	***	0,344		
	C	SH	1,515	0,245	***	4,550	43,652	***
		Cte.	-1,204	0,279	***	0,300		

*** p-value < 0,001

Como ocurría en el análisis general de la significación de los modelos, los valores de las variables analizadas son parecidos. La pequeña variabilidad presente entre ellos es debida a la correcta representatividad de las distintas subpoblaciones tomadas de la muestra total con las que se calculan cada uno de los modelos.

Lo primero que hay que tener en cuenta al analizar los resultados, es la significación de los coeficientes. Cuando un coeficiente no es significativo en una ecuación, no es adecuado incluirlo por aumentar la variabilidad residual de los valores predichos. Como se ha señalado con anterioridad, tanto el índice de Shannon como la constante son significativos dentro de las ecuaciones, no pudiendo descartar este primer parámetro debido a que el cambio de $-2LL$ es significativo en todas ellas. Tampoco es posible predecir la ocurrencia de incendios mediante una constante únicamente, dado que no se reflejaría la variabilidad de la estructura del paisaje de las diferentes unidades de observación.

Los coeficientes $\exp(\beta)$ del índice de Shannon en las fórmulas son similares. Este hecho es debido al rango de valores reducido del índice y la idéntica estructura de la formulación, con lo que sólo varía porcentualmente según los datos presentes en las muestras poblacionales.

Al analizar el comportamiento del índice de Shannon en la formulación, se deduce que al aumentar el valor del índice, lo que equivale a analizar una tesela con mayor diversidad paisajística, aumenta la probabilidad de ocurrencia de un incendio causado por personas. Más concretamente, al aumentar en una unidad el valor del índice de Shannon, aumenta el valor de la ocurrencia de incendios según el valor del parámetro $\exp(\beta)$, que porcentualmente, y analizando los valores de este parámetro de los modelos anteriores, aumentaría un mínimo de un 400 % la probabilidad de ocurrencia de incendios causados por personas.

El último paso a realizar antes de validar los modelos, es analizar la predictibilidad de cada uno de ellos. Un buen modelo es aquel que predice de forma similar las teselas quemadas y las no quemadas y, en ambos casos, con predictibilidades aceptables.

Los resultados de este análisis en todos los modelos pueden observarse en el Anexo C. Si se toma uno de los modelos como ejemplo (grupo 2, modelo B), los valores predichos en comparación a los observados se muestran en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8. Tabla de contingencia del modelo 2B

OBSERVADOS	PREDICHOS		TOTAL
	<i>No predicho</i>	<i>Predicho</i>	
<i>No observado</i>	89 (54,6)	68	157
<i>Observado</i>	39	172 (137,6)	211
TOTAL	128	240	368

Un incendio se considera predicho, en esta y las posteriores tablas de contingencia, cuando el valor resultante de la formulación es igual o superior a 0,5. Del mismo modo, un incendio se considerará no predicho cuando su valor resultante es inferior a 0,5.

Los valores de la Tabla 4.8 corresponden al número de casos resultante de combinar los resultados observados con los predichos. Entre paréntesis se cita el número de casos acertados que cabría esperar si la relación entre los valores observados y predichos fuese debida al azar.

En la muestra analizada, el porcentaje correcto de incendios no observados es de 56,7 %, el porcentaje de observados es de 81,5 % y el porcentaje global es de 70,9 %. Cabe destacar la menor predictibilidad en las teselas sin incendios que se acentúa en otros modelos analizados (Anexo C), llegando incluso a predecir menos del 50 % de las teselas sin incendios. En dicho

caso, los modelos no son adecuados para predecir la totalidad de las teselas presentes en el área de estudio.

En la Tabla 4.9 se muestran aquellos modelos válidos según la predictibilidad individual de teselas quemadas y no quemadas.

Tabla 4.9. Validez de los modelos según predictibilidad de las ecuaciones logísticas

Grupo 1	Valid.	Grupo 2	Valid.	Grupo 3	Valid.	Grupo 4	Valid.	Grupo 5	Valid.
<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>	
<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>	
<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>	

Aquellos modelos en los que la predictibilidad de las teselas sin incendios es superior al 50 % son coloreados en verde, mientras que en rojo se muestran aquellos modelos en los que no se cumple dicha condición. Los modelos válidos son los que se tendrán en cuenta en los próximos cálculos.

Para el cálculo del índice Kappa, el porcentaje de aciertos observados es, en este modelo, 0,709 y el porcentaje de aciertos esperados debidos al azar es 0,522 (a partir de los resultados situados entre paréntesis), con lo que el índice kappa que sale de este caso es 0,391. La concordancia de este, y de la mayoría de modelos (Anexo C) es débil en comparación a la ocurrencia de incendios observada, si se comparan estos resultados con los datos de la Tabla 3.2.

4.3.2. Validación de los modelos

Una vez realizado el análisis de la relación, se procede a la validación del modelo mediante los datos reservados para dicho efecto. En el Anexo D se encuentran los resultados de la validación de los modelos.

Tomando como ejemplo los datos reservados del mismo modelo que en el caso anterior se obtiene la tabla de contingencia 4.10.

Tabla 4.10. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 2B

OBSERVADOS	PREDICHOS		TOTAL
	<i>No predicho</i>	<i>Predicho</i>	
<i>No observado</i>	41 (27,2)	19	60
<i>Observado</i>	31	68 (54,2)	99
TOTAL	72	87	159

Los valores de la Tabla 4.10 corresponden al número de casos resultante de combinar los resultados observados con los predichos. Entre paréntesis se cita el número de casos acertados que cabría esperar si la relación entre los valores observados y predichos fuese debida al azar.

La predictibilidad de las teselas sin incendios se sitúa en el 68,3 %, mientras que el porcentaje de aciertos de teselas con algún incendio es del 68,7 %, lo que en conjunto supone un porcentaje global del 68,6 % de aciertos. Cabe comentar que la cantidad de aciertos es menor que en los datos utilizados en la formulación, aunque la diferencia entre ambos casos no es significativa.

La Tabla 4.11 muestra de una forma cualitativa los resultados de la validación de todos los modelos ajustados con sus respectivas muestras reservadas a tal efecto (ver los datos en el Anexo D).

Tabla 4.11. Validez de los modelos según predictibilidad de los datos de validación

Grupo 1	Valid.	Grupo 2	Valid.	Grupo 3	Valid.	Grupo 4	Valid.	Grupo 5	Valid.
<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>		<i>Model. A</i>	
<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>		<i>Model. B</i>	
<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>		<i>Model. C</i>	

Aquellos modelos en los que la predictibilidad de las teselas es superior al 50 % son coloreados en verde, ya sean con algún incendio o sin incendios, mientras que en rojo se muestran aquellos modelos en los que no se cumple dicha condición. Los modelos válidos son los que se tienen en cuenta en los próximos cálculos.

Para el cálculo del índice kappa, el porcentaje de aciertos observados es, en el modelo escogido como ejemplo, 0,686 y el porcentaje de aciertos esperados debidos al azar es 0,512, con lo que el índice kappa que sale de este caso es 0,284.

Un resultado parecido se observa en el resto de modelos. La concordancia entre este, y la mayoría de los mismos (Anexo D) es débil en comparación a la ocurrencia de incendios observada, si se tienen en consideración los datos de la Tabla 3.2.

4.3.3. Predicción de los incendios en España

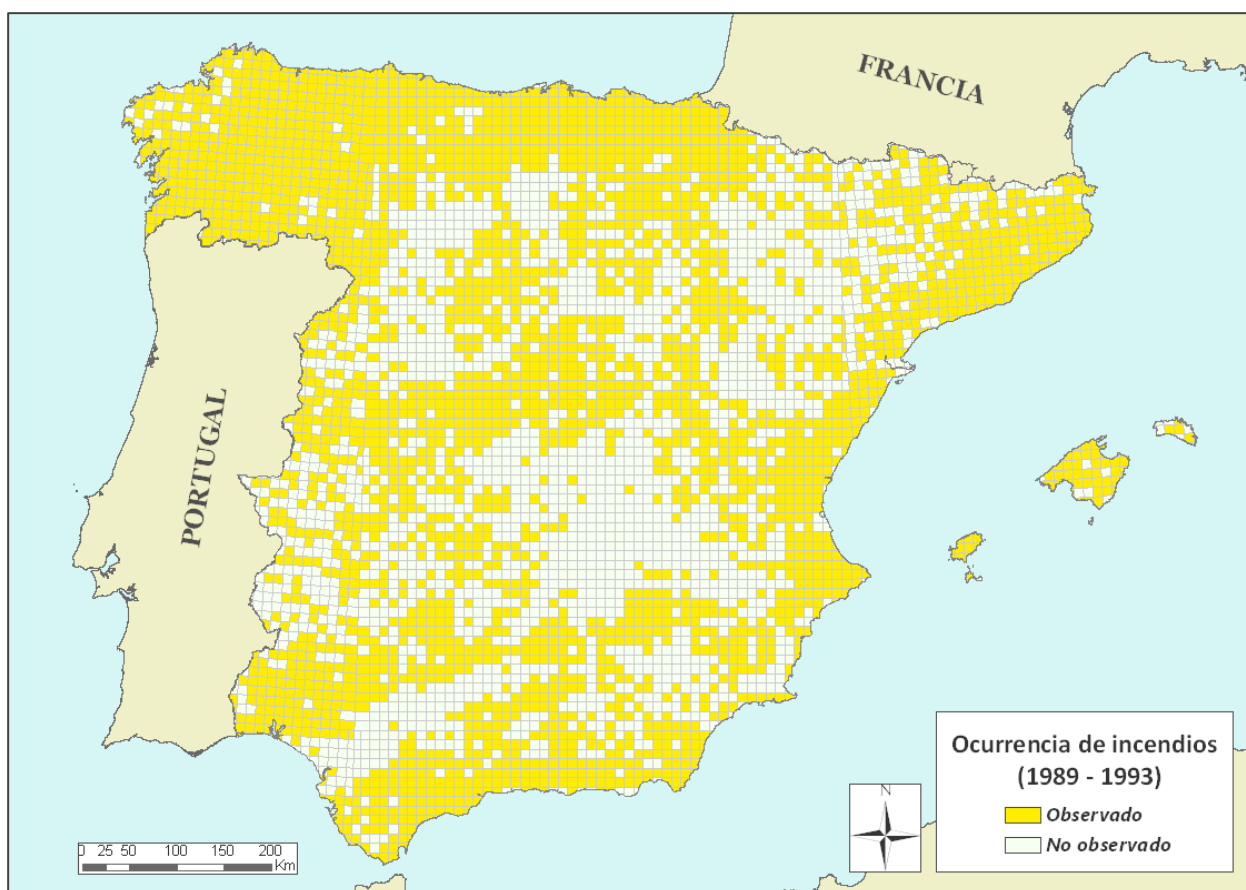


Figura 4.2. Ocurrencia de incendios durante el período 1989 – 1993. Fuente: MMARM

La finalidad de todo modelo es la predicción de la globalidad de la población, por ello se pretende elegir cuál de las anteriores ecuaciones es la que mejor predice la ocurrencia de incendios de origen humano en la España peninsular y en las Islas Baleares.

De los modelos calculados anteriormente, se observa en el Anexo E que el que mejor predice los incendios y, a su vez, es más consistente, es el modelo B del grupo 2. El modelo C del primer grupo alcanza también buenos resultados, aunque éste no se ha tenido en cuenta ya que en la validación del paso anterior, uno de los modelos del grupo no es válido para posteriores cálculos, y aunque sea debido al azar, es preferible la elección de otro modelo de características parecidas, pero más robusto.

Si se calcula la predicción global del territorio se obtiene la siguiente tabla de contingencia:

Tabla 4.12. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 2B

OBSERVADOS	PREDICHOS		TOTAL
	No predicho	Predicho	
No observado	1151 (761)	973	2124
Observado	740	2414 (2024)	3154
TOTAL	1891	3387	5278

Como en el caso de las Tablas 4.8 y 4.10, los valores de esta tabla corresponden al número de casos resultante de combinar los resultados observados con los predichos. Entre paréntesis se cita el número de casos acertados que cabría esperar si la relación entre los valores observados y predichos fuese debida al azar.

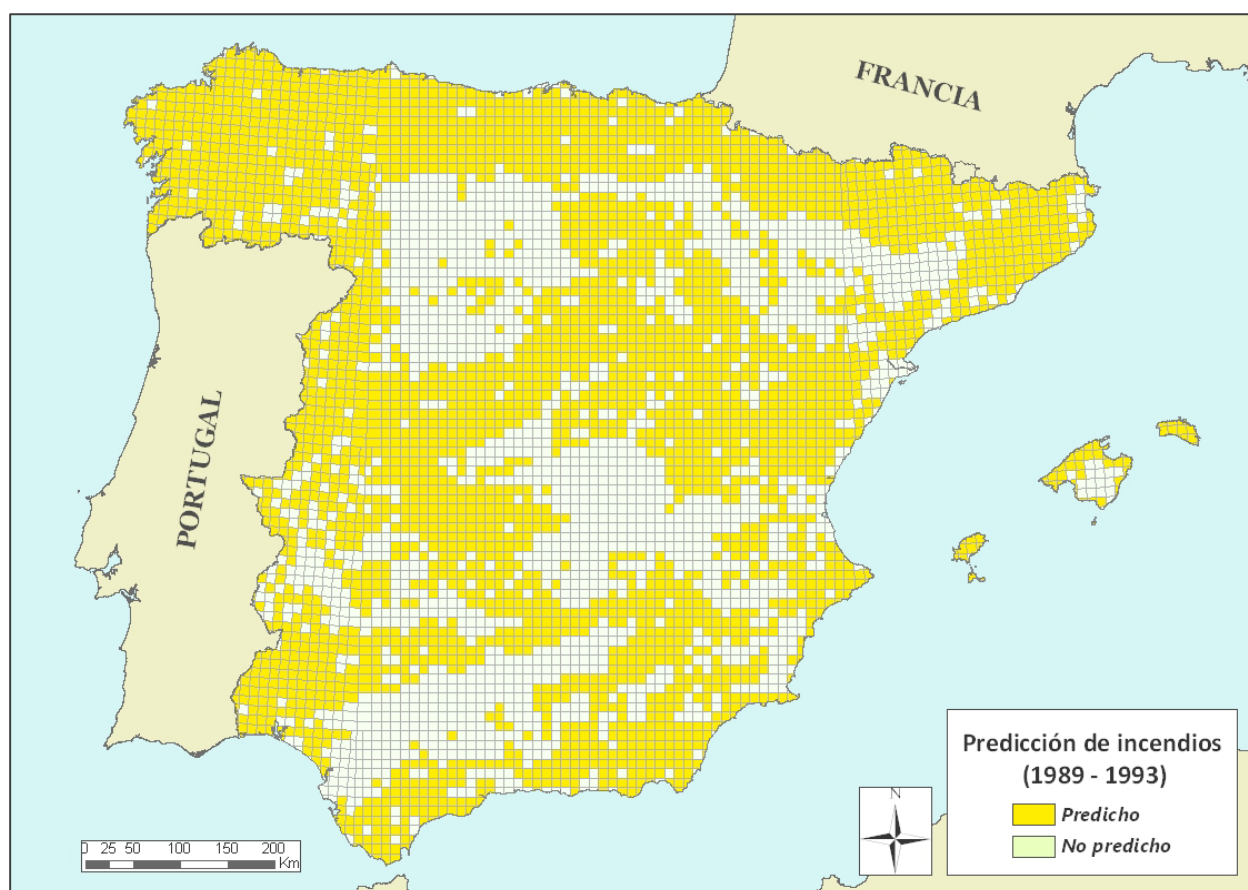


Figura 4.3. Incendios predichos del período 1989 – 1993. Fuente: Autor

La predictibilidad de las unidades de observación sin incendios se sitúa en el 54,2 %, mientras que el porcentaje de aciertos de las que han sufrido algún incendio es del 76,5 %, lo que en conjunto supone un porcentaje global del 67,5 % de aciertos. Cabe comentar que la cantidad de

aciertos es menor que en los casos anteriores, lo que es debido a que el tamaño poblacional es mayor y, por tanto, la variabilidad de los datos es mayor, aunque la diferencia no es significativa.

Para el cálculo del índice Kappa, el porcentaje de aciertos observados es, en este modelo, 0,686, mientras que el porcentaje de aciertos esperados debidos al azar es 0,512 (a partir de los resultados situados entre paréntesis), con lo que el índice Kappa que sale de este caso es 0,313. Como en los casos mencionados anteriormente, la concordancia de este y la mayoría de modelos del Anexo E es débil en comparación a la ocurrencia de incendios observada.

Si se compara el mapa de los incendios causados por personas observados en el período 1989 – 1993 con el mapa de los predichos mediante formulación, se observa que en el caso de incendios predichos existe una zonificación más o menos clara, aspecto que en el mapa de los incendios ocurridos se contempla de forma más difusa.

Cabe comentar un par de aspectos al analizar visualmente los mapas. El primero, correspondiente al análisis de los incendios ocurridos, es que la cantidad de teselas con algún incendio elevada, tal como lo indica la mayor proporción de teselas amarillas del mapa. Por otro lado, al comparar los mapas de incendios con el de la vegetación, el patrón de zonas sin incendios corresponde principalmente a teselas donde el cultivo es la clase de vegetación dominante, que se identifican con aquellas teselas donde la diversidad del índice de Shannon es menor.

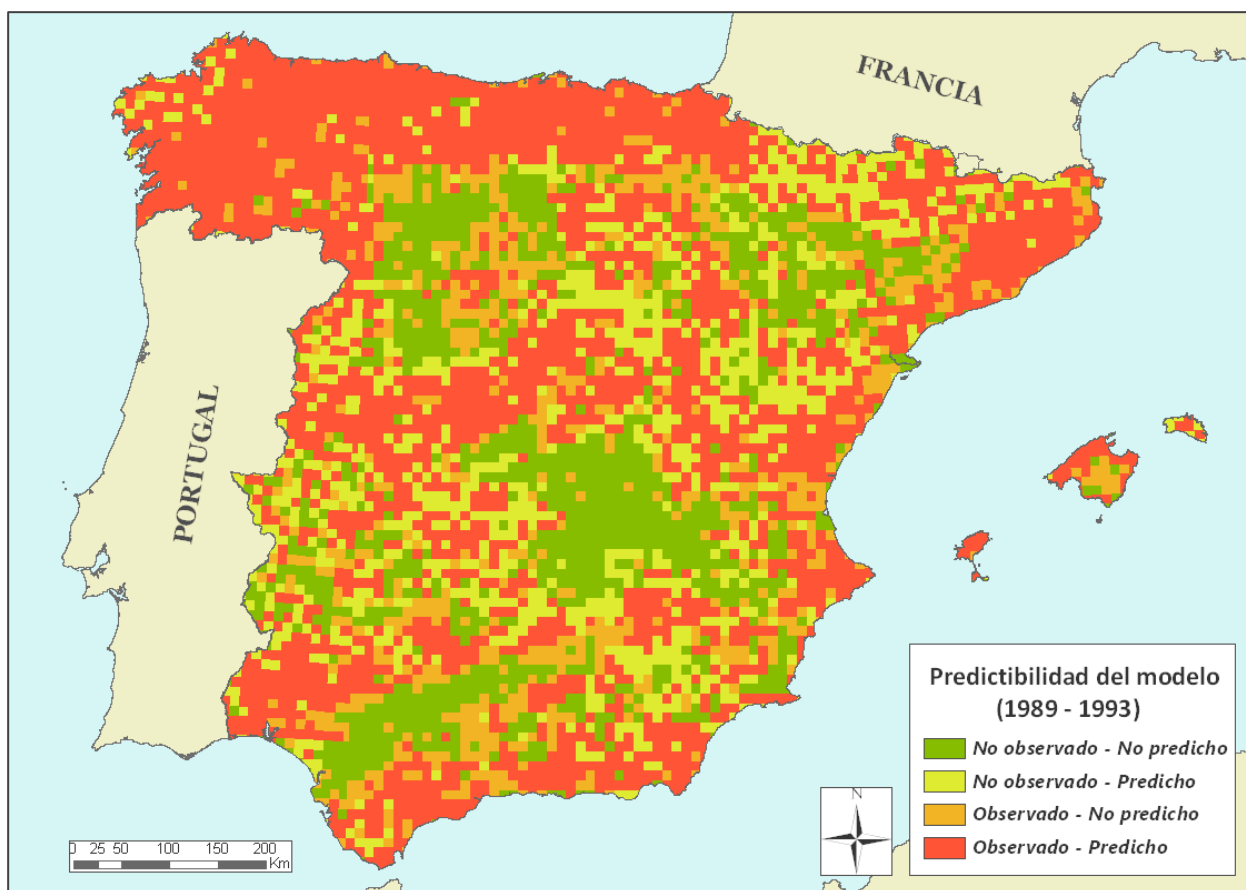


Figura 4.4. Comparación de los incendios observados y predichos durante 1989 y 1993. Fuente: Autor

Para analizar visualmente el porcentaje de acierto de la predicción, se combinan los incendios observados con los predichos. Así, tal como se aprecia en la Figura 4.4, y corroborando la información extraída de las tablas anteriores, la cantidad de teselas con algún incendio bien predichas es proporcionalmente mayor que las teselas sin incendios y predichas como tal.

5. DISCUSIÓN

Al analizar la estructura del paisaje, es fundamental elegir una escala adecuada, dado que los resultados dependen totalmente de ésta. Las teselas pequeñas no son consideradas al trabajar con escalas poco detalladas, por lo que la diversidad paisajística de la unidad de observación se reduce a estas escalas. Este hecho tiene repercusiones tanto en el análisis de la estructura de la vegetación como en la predictibilidad de los procesos que ocurren en la tesela a partir de los índices de ecología del paisaje. En este sentido, aunque la escala 1/50.000, donde el tamaño de tesela mínimo es de 2,5 ha (Ruíz de la Torre, 1990), ha sido recurrentemente utilizada en trabajos de ámbito forestal (Saura y San Miguel, 2001; García Martín et al., 2006) y en trabajos de ecología del paisaje (García Martín et al., 2004), la escala de esta investigación se considera adecuada para los objetivos que planteados al iniciar el estudio, dada la extensión del área de estudio.

El análisis de la estructura del paisaje a nivel de unidad de paisaje de 10 x 10 km se ha mostrado útil para observar la disposición de las diferentes clases de usos del suelo presentes a la escala de trabajo. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los resultados no son los mismos en todo el área de estudio, ya que se observan clases de vegetación que actúan como matriz en unas unidades de paisaje mientras que en otras forman parte de los parches de una matriz principal. Este comportamiento dispar es debido a la elevada diversidad paisajística de la España peninsular y de las islas Baleares, que está causada por la variedad climática, orográfica y latitudinal.

Una proporción elevada del territorio estudiado está ocupada por cultivos, de lo que se deduce que son la cubierta que modela el territorio. Esto hace que las manchas de otros usos del suelo colindantes con los cultivos presenten bordes con mayor regularidad de la que presentan cuando comparten perímetro con las demás clases. Una singularidad de esta clase con respecto a las otras consideradas es su elevada irregularidad, que es debida a la unión de pequeñas parcelas agrarias regulares agrupadas en un polígono mayor cuyos márgenes son irregulares.

Las zonas más improductivas o inaccesibles para la agricultura, a excepción de los núcleos urbanos, son las ocupadas por el resto de usos del suelo. La estructura de cada uno de ellos es diferente según el ambiente que habiten: los bosques de ribera o las choperas están supeditadas a la sinuosidad del lecho fluvial, los bosques de montaña a la orografía y el clima, que es variable altitudinalmente, etc., con lo que se encuentran formas, tamaños y distribuciones dispares por todo el territorio.

Al analizar la relación existente entre los índices que describen la estructura del paisaje con la ocurrencia de incendios de origen humano, ésta ha sido identificada como significativa en todos los modelos, siendo también significativas las variables que componen los modelos: el índice de Shannon y la constante.

Sin embargo, a pesar de esta significación, los modelos no pueden considerarse como adecuados para predecir la ocurrencia de incendios con precisión. Los valores bajos de la R^2 de Nagelkerke y de la R^2 de Cox y Snell indican que existe una gran variabilidad de la variable dependiente (la ocurrencia de incendios de origen humano) que no es explicada por dichos modelos y que no puede ser explicada a partir de otros índices de estructura del paisaje distintos al de Shannon, ya que no pueden ser incluidos en las ecuaciones debido a su baja significación o la alta colinealidad con otras variables. Además, los modelos tienden a sobreestimar la ocurrencia de incendios, tal como se aprecia en la baja predictibilidad de las teselas no quemadas.

Aunque no se recomienda el uso de los modelos, es interesante el resultado de los mismos, dado que están compuestos únicamente por el índice de Shannon. A este respecto, señalar que esta variable también ha sido identificada como significativa en otros trabajos similares a este. Así, por ejemplo, Henry y Yool (2004) determinaron que este índice explicaba parte de la variabili-

dad de la ocurrencia de incendios en un estudio realizado en Arizona a partir de imágenes de satélite y otras variables como MPAR, AWMSI o MPS.

El análisis de los modelos ajustados concluye que aquellas unidades de paisaje con mayor diversidad y con una proporción similar de la superficie de los diversos usos del suelo son las más propensas a sufrir algún incendio. Este hecho se da sobre todo en los ambientes con menor presencia de asentamientos humanos, ya sea en forma de cultivos o en núcleos de población, donde, debido a la diversidad del territorio en los diferentes aspectos citados, la diversidad vegetal también es mayor.

Debido a las limitaciones del módulo *Patch Analyst* al trabajar en formato vectorial, en este estudio no se han tenido en cuenta todos los aspectos relacionados con la estructura del paisaje. Otros índices más representativos de la conectividad y/o fragmentación de las teselas propios de estructuras ráster, como la distancia al vecino más próximo, podrían haber explicado parte de la variabilidad residual no explicada por el índice de Shannon, tal y como se concluye en Martínez et al. (2008).

De igual modo, para una predicción más acertada de la ocurrencia de incendios, es necesario incluir otros aspectos, ya sean de tipo socio-económicos (Vega et al., 1995; Romero-Calcerrada et al., 2008), o medioambiental como humedad y contenido de agua (Cardille et al., 2001; Díaz-Delgado et al., 2004; Sturtevant y Cleland, 2007), clases de vegetación o variables dendrométricas de las masas arbóreas (González et al., 2006), dado que no todos los tipos de vegetación son igual de propensos a quemarse (Moreno, 2007).

Por último, señalar que el elevado volumen de datos del que se ha dispuesto en la presente investigación permite el uso de otros métodos de análisis estadístico que el aquí empleado, como las redes neuronales u otros tipos de regresiones, no ya solo para predecir la existencia de un incendio en la tesela, sino también para explicar el número de incendios.

6. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

6.1. Conclusiones

Las características orográficas y latitudinales influyen en la diversidad climática de la Península Ibérica y de las Islas Baleares, lo que hace que la riqueza de especies sea dispar en el territorio. Además, la influencia humana no es uniforme en todos los lugares, ya que las zonas antrópicas se sitúan en los lugares más beneficiosos para el hombre. Todo ello influye en la no existencia de patrón único de la estructura del paisaje, tal como se observa en los elevados valores de las desviaciones típicas de los índices de ecología del paisaje aplicados, variando según la influencia de las características citadas.

Estos aspectos se reflejan claramente en el análisis de la estructura del paisaje a nivel de clases de usos del suelo efectuada, donde la variabilidad definida a partir de la desviación típica es relativamente mayor. Exceptuando casos puntuales, no se percibe una clara diferenciación de las clases de usos del suelo a partir de los índices seleccionados. En cambio, las choperas y los bosques de ribera, situados en mayor parte de forma paralela al lecho de los cursos pluviales o en los márgenes de las láminas de agua, presentan una gran diferenciación debido a la sinuosidad de los lugares en los que habitan.

Cabe destacar la estructura de los cultivos, donde los tamaños de las parcelas y su irregularidad son mayores respecto al resto de usos del suelo. Los cultivos engloban, en la mayoría de los casos, parches de otras clases de vegetación, con lo que la irregularidad de sus polígonos es mayor. El elevado tamaño de las teselas de cultivos, junto con lo apuntado anteriormente, evidencia el comportamiento de matriz (clase de vegetación predominante en la tesela) que desarrolla esta clase a la escala de trabajo considerada en esta investigación.

De los resultados extraídos de la predicción de la ocurrencia de incendios a partir de la estructura del paisaje a nivel de unidad de observación, se concluye que no es posible predecir la ocurrencia de incendios de origen humano únicamente mediante los índices de ecología del paisaje, dado que los modelos tienden a sobreestimar la predicción de las teselas en las que no se producen incendios forestales.

Aunque los resultados no sean satisfactorios en este sentido, se ha mostrado que el índice de Shannon es el mejor predictor de todas las variables empleadas para analizar la estructura del paisaje. De los resultados se deduce que aquellas teselas con mayor diversidad paisajística tienen mayor probabilidad de sufrir un incendio cuyo origen se relaciona con las actividades antrópicas. Este hecho se da principalmente en aquellas teselas con mayor cantidad de clases de uso del suelo, como por ejemplo la mezcla de cultivos y clases forestales o la mezcla de distintas clases de vegetación.

Se trata de un resultado esperable, ya que se realizan quemas intencionadas para aumentar la proporción de zonas cultivables en detrimento de las otras clases de vegetación (interfase cultivo-forestal). Y, tal como se ha mencionado, en las teselas no cultivadas es, en muchos de los casos, en aquellas parcelas donde la diversidad paisajística es mayor.

Para la obtención de los resultados comentados, es importante subrayar la utilidad de los Sistemas de Información Geográfica, dado que son una herramienta indispensable para el manejo bases de datos de contenido espacial y temático. Sólo mediante el empleo de esta tecnología es posible crear una cartografía de referencia sobre la que estimar la estructura del paisaje a partir de la utilización de los índices teóricos formulados en el seno de la ecología del paisaje.

6.2. Futuras líneas de investigación

Los estudios de la predicción de la ocurrencia de los incendios forestales causados por personas son recientes en nuestro país, por lo que el conocimiento de este tema es escaso. En este estudio se ha pretendido predecir la ocurrencia de los incendios de origen humano mediante las características de la estructura del paisaje medidas a nivel de unidad de observación, que en este caso se identifica con una malla regular de 10 x 10 km de celda, aunque esto, como se ha señalado, no es el único factor que explica los resultados.

Hay que tener en cuenta que aunque los modelos predigan una parte pequeña de la variabilidad de la ocurrencia de incendios forestales causados por personas, es recomendable el uso del índice de Shannon en futuros trabajos para predecir la ocurrencia de incendios, ya que aunque por sí sola no sea suficiente para predecirlos, es la única variable de la estructura de la vegetación útil para ello. Por lo tanto, además de para describir la estructura del paisaje del territorio estudiado, este trabajo también ha servido para identificar cuál de los índices de ecología del paisaje tiene mayor correlación con la ocurrencia de incendios causados por personas.

En este sentido, para mejorar la predictibilidad de los modelos, en vez de analizar el conjunto del territorio, parece interesante profundizar en la modelización de la ocurrencia de incendios en regiones homogéneas según climatología, orografía u otros aspectos, como por ejemplo las regiones de procedencia del material forestal según el método divisivo.

Dado que la ocurrencia de incendios no ha sido posible predecirla correctamente a partir de los índices que describen la estructura del paisaje, parece recomendable el uso de otras variables para disminuir la variabilidad residual presente. Así, es evidente la necesidad de incluir otros aspectos, ya sean socio-económicos o medioambientales como la humedad y contenido de agua, las clases de vegetación o variables dendrométricas de las masas arbóreas, si bien junto a estas tendrá que considerarse también el índice de Shannon, que ha sido identificada como la variable más significativa en este estudio.

BIBLIOGRAFÍA:

- ABAJO, A. (2007). “Modelos espaciales de hábitat y análisis de viabilidad de la población de Urogallo en la Cordillera Cantábrica”. AS.02276-2007/978-84-690-6829-8. Oviedo.
- BADIA, A. (1998). “Modelització i tecnologies de la informació per al suport a la lluita contra els incendis forestals”. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 32, p. 143 – 159.
- BOLETÍN OFICIAL DEL ESTADO (2009). Orden ARM/437/2009, de 20 de febrero, por la que se definen las producciones asegurables, las condiciones técnicas mínimas de forestación y cuidado de las masas, el ámbito de aplicación, los periodos de garantía, las fechas de suscripción y los precios unitarios del seguro forestal, comprendido en el Plan 2009 de Seguros Agrarios Combinados.
- BOTEQUILHA, A.; AHERN, J. (2002). “Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning”. *Landscape and Urban Planning* 59, p. 65 – 93.
- BOWERS, M.A.; DOOLEY, J.L. (1999). “A controlled, hierarchycal study of habitat fragmentation: responses at the individual, patch, and landscape scale”. *Landscape Ecology* 14, p. 381 – 389.
- BUREL, F.; BAUDRY, J. (2001). Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones, *Mundi-Prensa*, Madrid.
- CALABRESE, J.M.; FAGAN, W.F. (2002). “A comparison-shopper’s guide to connectivity metrics”. *Front. Ecol. Environ.* 2(10), p. 529 – 536.
- CARDILLE, J.A.; VENTURA, S.J.; TURNER, M.G. (2001). “Environmental and social factors influencing wildfires in the upper Midwest, United States”, *Ecological Applications* 11(1), p. 111 – 127.
- CHUVIECO, E. (1996). Fundamentos de la teledetección espacial. 2ª edición, *Ediciones Rialp*, S.A., Madrid.
- CONVENIO EUROPEO DEL PAISAJE (2000). Consejo de Europa (20-10-2000), Estrasburgo.
- DE CLERCQ, E.M.; DE WULF, R.R. (2004). “Landscape indices for comparison of spatial forest patterns in different geographical regions”. En: PROC. 12th INT. CONF. ON GEOINFORMATICS - *Geospatial Information Research: Bridging the Pacific and Atlantic University of Gävle, Sweden, 7-9 June 2004*.
- DÍAZ-DELGADO, R.; LLORET, F.; PONS, X. (2004). “Spatial patterns of FIRE occurrence in Catalonia, NE, Spain”. *Landscape Ecology* 19, p. 731 – 745.
- DICKSON, B.G.; PRATHER, J.W.; XU, Y.; HAMPTON, H.M.; AUMACK, E.N.; SISK, T.D. (2006). “Mapping the probability of fire large occurrence in northern Arizona, USA”, *Landscape Ecology* 21, p. 747 – 761.
- EBDON, D. (1982). Estadística para geógrafos. Oikos-Tau, Barcelona.
- ELENA, M.; LÓPEZ, J.A.; CASAS, M.; SÁNCHEZ, A. (1987). El carbón de encina y la dehesa. Ed. INIA, MAPA. Madrid.
- ELENA-ROSSELLÓ, R.; GÓMEZ, V.; ORTEGA, M.; SÁNCHEZ DE RON, D.; GARCÍA DEL BARRIO, J.M. (2005). “El ambiente biogeoblímático: desde la ecofisiología a las relaciones funcionales a nivel de paisaje”, *Inv. Agr. Sist. Rec. For.* 14(3), p. 513 – 524.
- FAHRIG, L.; MERRIAM, G. (1985). “Habitat patch connectivity and population survival”. *Ecology*, vol. 66, n. 6, p. 1762 – 1768.

- FAHRIG, L. (2003). "Effects of habitat fragmentation on biodiversity". *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, p. 487 – 515.
- FAHRIG, L. (2005). "When is a landscape perspective important?" En: WIENS, J.A.; MOSS, M.R. (eds) "Issues and perspectives in landscape ecology" Cambridge University Press. Cambridge.
- FARINA, A. (1998). "Principles and methods in landscape ecology". Chapman and Hall. London.
- FERNÁNDEZ, S.; FERNÁNDEZ, S. (2006). "Categorización de los sistemas de educación latinoamericanos: ¿importa el esfuerzo financiero?". *Estudios Económicos de Desarrollo Internacional* vol. 6, p. 47 – 66.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. (1981). "Patches and structural components for landscape ecology". En BUREL, F.; BAUDRY, J. (2001). *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Mundi-Prensa, Madrid.
- FORMAN, R.T.T. (1995). *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge.
- GARCÍA MARTÍN, A.; PÉREZ CABELLO, F.; DE LA RIVA FERNÁNDEZ, J. (2006). "Evaluación de los recursos de biomasa residual forestal mediante imágenes del satélite Landsat y SIG". *GeoFocus* 6, p. 205 - 230.
- GASTÓN, A.; SORIANO, C. (2006). "Contribution of the Forest Map of Spain to the chorology of woody plant species". *Invest Agrar: Sist Recur For (2006) Fuera de serie*, p. 9 – 13.
- GONZÁLEZ, J.R.; PALAHÍ, M.; PUKKALA, T. (2005). "Integrating fire risk considerations in forest management planning in Spain – landscape level perspective". *Landscape Ecology* 20, p. 957 – 970.
- GONZÁLEZ J.R.; PALAHÍ, M.; PUKKALA, T.; TRASOBARES, A. (2006). "A fire probability model for forest stands in Catalonia (north – east Spain)". *INRA, EDP Science. Ann. For. Sci.* 63, p.169 – 176.
- GROSSMANN, W.D. (1993). "Challenges from ecology to application and design of Geographical Information System". Comunicación presentada en las jornadas sobre *The synergistic use of Remote sensing, Geographical Information Systems and Dynamic models for resource management*. Zaragoza, 11 – 15 de abril, 1994.
- HAIR, J.F.; ANDERSON, R.E.; TATHAM, R.L.; BLACK, W.C. (1999). *Análisis multivariante*. Prentice Hall Iberia, Madrid,
- HENRY, M.C.; YOOL, S.R. (2004). "Assessing relationships between forest spatial patterns and fire history fusion of optical and microwave remote sensing", *Geocarto International* 19, p. 25 – 37.
- HERNÁNDEZ-STEFANONI, J.L. (2005). "Relationships between landscape patterns and species richness of trees, shrubs and vines in a tropical forest". *Plant ecology* 179, p. 53 – 65.
- JURASINSKI, G. (2006). Why hexagons? [página web personal del autor].
- KESSLER, M. (2003). *Estadística Industrial. Apuntes de la asignatura* [Autor].
- LANG, S., TIEDE, D. (2003): vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. CDROM
- LLORÉ, F.; CALVO, E.; PONS, X.; DÍAZ-DELGADO, R. (2002). "Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula", *Landscape Ecology* 17, 745 – 759.
- MAHÍA, R. (2008). *Introducción al análisis clúster. Apuntes de la asignatura Informática aplicada al análisis económico* [Autor].

- MARTÍNEZ DE ARANO, I.; GARTZIA, N.; CANTERO, A.; GONZÁLEZ, A. (2007). “Análisis del paisaje de la cuenca de Ibaizabal”. En: “Proyecto FORSEE. Una red de zonas piloto para evaluar y mejorar a nivel regional los indicadores de gestión sostenible de los bosques de la fachada atlántica del sur de Europa. Euskadi”. [<http://www.pierroton.inra.fr/IEFC/>] En línea (Data de consulta: 21/04/08).
- MARTÍNEZ, J. (2004). “Análisis, estimación y cartografía del riesgo humano de incendios forestales”. Departamento de geografía de la universidad de Alcalá. Alcalá de Henares.
- MARTÍNEZ, J.; VEGA-GARCÍA, C.; CHUVIECO, E. (2008). “Human-caused wildfire risk for prevention planning in Spain”. *Journal of Environmental Management*, p. 1 – 12.
- McDONNELL, M.D.; POSSINGHAM, H.P.; BALL, I.R.; COUSINS, E.A. (2002). “Mathematical methods for spatially cohesive reserve design”. *Environmental Modeling and Assessment* 7, p. 107 – 114.
- McGARIGAL, K.; MARKS, B. (1995). “FRAGSTATS: a spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure v2.0 (unpublished computer program user manual and guide)”. Oregon State University. Corvallis.
- McGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; NEEL, M.C. (2002). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program, University of Massachusetts, Amherst.
- MONTSERRAT, P.; VILLAR, L. (2006). “Aspectos teóricos y prácticos de los mapas forestales”. *Inv. Agr.: Sist. Rec. For.*, p. 71 – 78.
- MORENO, J.M. (2007). “Cambio global e incendios forestales: una visión desde España”. 4ª Conferencia Internacional sobre Incendios Forestales. Sevilla.
- NETELER, M.; MITASOVA, H. (2008) Open Source GIS: A GRASS GIS Approach. 3rd Ed. 406, Springer, New York
- PAPADIMITRIOU, F. (2002). “Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using GIS”. *Ecological Indicators* 2, p. 17 – 25.
- PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. (2007). “Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia”. *Eur. J. Forest Rest.* 127, p. 23 – 31.
- PAUSAS, J. (2004). “Changes in fire and climate in the Eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin)”. *Climatic Change* 63, p. 337 – 350.
- PERESTRELLO, M. J.; SILVA, S.; TOMÉ, M.; ALVIM, M.; CARDOSO, J.M. (2001). “Spatial prediction of fire ignition probabilities: comparing logistic regression and neutral networks”. *Photogrametric Engineering & Remote Sensing* vol. 67, n. 1, p. 73 – 81.
- ONTIVERO, M.; MARTÍNEZ, J.; GONZÁLEZ, V.; ECHEVARRÍA, P. (2008). “Propuesta metodológica de zonificación ambiental en la sierra de Altomira mediante Sistemas de Información Geográfica”. *Geofocus (Artículos)* 8, p. 251 – 280.
- REGATO, P.; CASTEJÓN, M.; TELLA, G.; GIMÉNEZ, S.; BARRERA, I.; ELENA-ROSSELLÓ, R. (1999). “Cambios crecientes en los paisajes de los sistemas forestales mediterráneos de España”. *Inv. Agr.: Sist. Rec. For.: Dic.* 1999, p. 383 – 398.
- REMPEL, R.S. (2008). Patch Analyst for ArcGis. [En línea]. <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempel/patch/>. [Consulta: 08/06/2007].
- ROMERO-CALCERRADA, R.; PERRY, G.L.W. (2004). “The rol of land abandonment in landscape dynamics in the SPA ‘Encinares del río Alberche y Cofio’, central Spain, 1984 – 1999”, *Landscape and Urban Planning* 66(4), p. 217 – 232.

- ROMERO-CALCERRADA, R.; NOVILLO, C.J.; MILLINGTON, J.D.A.; GÓMEZ-JIMÉNEZ, I. (2008). "GIS analysis of spatial patterns of human-caused wildfire ignition risk in the SW of Madrid", *Landscape Ecology* 23, p. 341 – 354.
- RUIZ DE LA TORRE, J. (1990). Memoria del Mapa forestal de España. Escala 1:200.000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y Universidad Politécnica. Madrid.
- SAURA, S.; SAN MIGUEL, J. (2001). "Cartografía de zonas forestales en España mediante imágenes IRS-WIFS y árboles de clasificación". En: ROSELL, J.I.; MARTÍNEZ-CASASNOVAS, J.A. Teledetección. Medio Ambiente y Cambio Global, p. 151 – 154.
- SAURA, S.; CARBALLAL, P. (2004). "Discrimination of native and exotic forest patterns through shape irregularity indices: An analysis in the landscape of Galicia, Spain". *Landscape Ecology* 19, p. 647 – 662.
- SAURA, S.; TORNÉ, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modeling & Software* 24, p. 135 – 139.
- SURTEVANT, B.R.; CLELAND, D.T. (2007). "Human and biophysical factors influencing model fire disturbance in northern Wisconsin", *International Journal of Wildland Fire* 16, p. 398 – 413.
- TERRADEZ, M. (2002). Análisis de conglomerados. Proyecto e-Math. Financiado por la Secretaría de Estado de Educación y Universidades (MECD). [Universitat Oberta de Catalunya].
- TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. (2000). "How should we measure landscape connectivity?". *Landscape Ecology* 15, p. 633 – 641.
- TISCHENDORF, L. (2001). "Can landscape indices predict ecological processes consistently?". *Landscape Ecology* 16, p. 235 – 254.
- TORRAS, O.; GIL-TENA, A.; SAURA, S. (2007). "How does forest landscape structure explain tree species richness in a Mediterranean context?". *Biodiversity & conservation*, p. 1 – 14.
- TRABAUD, L. (1994). "Post-fire plant community dynamics in the Mediterranean Basin". En: MORENO, J.M. Y OECHEL, W.C. (eds). "The role of fire in the Mediterranean-Type Ecosystems". *Ecological studies, Springer*, New York. p. 1 – 15.
- TURNER, M.G. (1989). "Landscape ecology: the effect of pattern on process". *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 20, p. 171 – 197.
- TURNER, M.G.; GARNER, R.H.; O'NEILL, R.V. (2001). Landscape ecology in theory and practice: pattern and processes, *Springer Verlag*, New York.
- TURNER, M.G.; ROMME, W.H. (1994). "Landscape dynamics in crown fire ecosystems". *Landscape Ecology* 9, p. 59 – 77.
- TURNER, M.G. (2005). "Landscape Ecology: What is the State of the Science?". *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 36, p. 319 – 344.
- VEGA-GARCÍA, C.; WOODARD, P.M.; TITUS, S.J.; ADAMOWICZ, W.L.; LEE, B.S. (1995). "A logit model for predicting the daily occurrence of human caused forest fires", *Int. J. Wildland Fire* 5(2), p. 101 – 111.
- VILA, J.; VARGA, D.; LLAUSÀS, A.; RIBAS, A. (2006). "Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía". *Doc. Anal. Gogr.* 48, p. 151 – 166.
- YANG, J.; HE, H.; GUSTAFSON, E. (2004). "A hierarchical fire frequency model to simulate temporal patterns of fire regimes in LANDIS". *Ecological Modelling* 180, p. 119 – 133.

ANEXOS

A. PROGRAMACIÓN EN ARCOBJECTS:

Se presenta a continuación la programación utilizada en el proyecto con las explicaciones pertinentes en cada una de las acciones:

Este primer programa reclasifica las capas obtenidas del Mapa Forestal de España, previa división mediante la función Split. Se inicia abriendo la carpeta donde se encuentran las capas a procesar:

```
Private Sub Diss_split_Click()  
Dim FILESYS As New FileSystemObject  
Dim KARPETA As Folder  
Set KARPETA = FILESYS.GetFolder("C:\Universitat\E.F\PFC \Split\1nom")
```

Se dimensionan las variables utilizadas en el programa: STMP es la ruta de la carpeta, nomshp es la variable que recoge cada una de las capas, las variables de entrada y salida y i es el número de veces que se compila el proceso.

```
Dim STMP As String  
Dim nomshp As String  
Dim entrada As String  
Dim salida As String  
Dim i As Integer
```

Inicialización de las variables. Los archivos a procesar son aquellos en formato poligonal, es decir, los shp.

```
STMP = Dir$(KARPETA.Path & "\*.shp")  
nomshp = STMP
```

El siguiente paso es el proceso propiamente dicho de la reclasificación de las capas. Se inicia localizando la ruta de la herramienta que utiliza, seguidamente se mencionan cuales son los archivos de entrada y de salida y la compilación del proceso tantas veces como se indique en el bucle. Se llama a la función descarga para que limpie los archivos que el programa abre.

```
For i = 1 To 5278  
Set gp = CreateObject("esriGeoprocessing.GPDispatch.1")  
gp.AddToolbox "D:/Archivos de programa/ArcGIS/ArcToolbox/Toolboxes/Data Management Tools.tbx"  
  
salida = "C:\Universitat\E.F\PFC \Split\1nom\Diss\" & nomshp  
entrada = "C:\Universitat\E.F\PFC \Split\1nom\" & nomshp  
  
gp.Dissolve_management entrada, salida, "ROTULO_1", "", "SINGLE_PART"  
  
Call descarga  
STMP = Dir$  
nomshp = STMP  
Next  
End Sub
```

Esta es la función DESCARGA que sirve para limpiar aquellos archivos procesados que ArcGis abre en la ventana de visualización. De esta forma se consigue reducir el consumo de memoria del ordenador haciendo que la compilación de las capas sea más rápida.

Como en el caso anterior, lo primero que se realiza al abrir el programa es dimensionar las variables. En este caso las variables corresponden a la ventana de visualización de las capas y a la tabla de contenidos del programa.

```
Public Sub descarga()  
Dim pMxDocument As IMxDocument  
Dim pMap As IMap  
Dim pLayer As ILayer  
Dim pActiveView As IActiveView
```

Se inicializan las variables con el primer mapa que aparece en la tabla de contenidos. ArcMap carga el archivo procesado como el primero de todos los que aparecen en esta tabla, por lo tanto el valor del mapa 0 corresponde con el mapa procesado.

```
Set pMxDocument = ThisDocument  
Set pMap = pMxDocument.FocusMap  
Set pLayer = pMap.Layer(0)
```

Una vez identificado el mapa que hay que quitar de la tabla de contenidos del programa, hay que eliminarlo con la función DeleteLayer.

```
pMap.DeleteLayer pLayer
```

Para que la eliminación del mapa sea efectiva en posteriores procesos, hay que actualizar la tabla de contenidos. De esta forma el siguiente mapa que se procese volverá a identificarse como la capa 0. El último paso es finalizar el programa.

```
Set pActiveView = pMap  
pActiveView.Refresh  
pMxDocument.UpdateContents  
End Sub
```


Una vez realizada la reclasificación de las capas, se procede a unir las mediante grupos de 13. Como en los casos anteriores, lo primero al abrir el programa es dimensionar las variables que se usan. En este programa se dimensiona: la carpeta donde se encuentran todas las capas reclasificadas, las variables de las capas, las variables de las capas con la ruta de la carpeta, la capa de salida y el número de veces que se compila el proceso.

```
Private Sub Merge_split_Click()  
Dim FILESYS As New FileSystemObject  
Dim KARPETA As Folder  
Set KARPETA = FILESYS.GetFolder("C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1 nom\Diss\  
Dim STMP As String  
Dim nomshp As String  
Dim ent1 As String  
Dim ent2 As String  
Dim ent3 As String  
Dim ent4 As String  
Dim ent5 As String  
Dim ent6 As String  
Dim ent7 As String  
Dim ent8 As String  
Dim ent9 As String  
Dim ent10 As String  
Dim ent11 As String  
Dim ent12 As String  
Dim ent13 As String  
Dim entr1 As String  
Dim entr2 As String  
Dim entr3 As String  
Dim entr4 As String  
Dim entr5 As String  
Dim entr6 As String  
Dim entr7 As String  
Dim entr8 As String  
Dim entr9 As String  
Dim entr10 As String  
Dim entr11 As String  
Dim entr12 As String  
Dim entr13 As String  
Dim salida As String  
Dim i As Integer
```

Se inicializan las variables. Como en el caso anterior, los archivos que interesan son las capas vectoriales en formato shp.

```
STMP = Dir$(KARPETA.Path & "*.shp")  
ent1 = STMP
```

Después se realiza un bucle inicializando las siguientes variables una vez inicializada la primera.

```

For i = 1 To 406
ent2 = Dir$
ent3 = Dir$
ent4 = Dir$
ent5 = Dir$
ent6 = Dir$
ent7 = Dir$
ent8 = Dir$
ent9 = Dir$
ent10 = Dir$
ent11 = Dir$
ent12 = Dir$
ent13 = Dir$
entr1 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss\" & ent1
entr2 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss\" & ent2
entr3 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss\" & ent3
entr4 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent4
entr5 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent5
entr6 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent6
entr7 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent7
entr8 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent8
entr9 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent9
entr10 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent10
entr11 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent11
entr12 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent12
entr13 = "C:\Universitat\E.F\PFC\Split\1nom\Diss \" & ent13

```

El siguiente paso es la compilación de los procesos. Para ello se cita la ruta del ordenador donde se encuentra la herramienta para la elaborar el proceso. Se identifica cual es la variable de salida y se pone el proceso del programa con todas las variables inicializadas con anterioridad.

```

Set gp = CreateObject("esriGeoprocessing.GPDispatch.1")
gp.AddToolbox "D:/Archivos de programa/ArcGIS/ArcToolbox/Toolboxes/Data Management Tools.tbx"

salida = "C:\Universitat\E.F\PFC\1nom\Merge\merge" & i & ".shp"

gp.Merge_management entr1 & ";" & entr2 & ";" & entr3 & ";" & entr4 & ";" & entr5 & ";" & entr6 & ";" & entr7 & ";" & entr8 & ";" & entr9 & ";" & entr10 & ";" & entr11 & ";" & entr12 & ";" & entr13, salida, "ROTULO_1 ROTULO_1 true false false 18 Text 0 0 ,First,#,entr1,ROTULO_1,-1,-1,entr2,ROTULO_1,-1,-1,entr3,ROTULO_1,-1,-1,entr4,ROTULO_1,-1,-1,entr5,ROTULO_1,-1,-1,entr6,ROTULO_1,-1,-1,entr7,ROTULO_1,-1,-1,entr8,ROTULO_1,-1,-1,entr9,ROTULO_1,-1,-1,entr10,ROTULO_1,-1,-1,entr11,ROTULO_1,-1,-1,entr12,ROTULO_1,-1,-1,entr13,ROTULO_1,-1,-1"

Call descarga
STMP = Dir$
ent1 = STMP
Next
End Sub

```

B. ÍNDICES DE ECOLOGÍA DEL PAISAJE

Área total/Área de la clase (TA/CA):

$$TA = A \left[\frac{1}{1.000.000} \right]$$

Donde A es el área total de la unidad de paisaje medida en m². El resultado viene expresado en km²

Este índice no tiene un valor interpretativo en lo que respecta a la evaluación del patrón del paisaje, pero es importante ya que define el área de estudio. El área total del paisaje interviene en muchos de los índices aplicados a las clases y a la unidad del paisaje.

No se encuentra relacionado con la ocurrencia de los incendios forestales ya que solamente indica la superficie total de observación que se puede quemar.

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left[\frac{1}{1.000.000} \right]$$

Donde a_{ij} es el área en m² del parche ij. El resultado se expresa en km².

El área total de cada clase es una medida de composición del paisaje que indica específicamente qué cantidad ocupa cada clase presente en la unidad de paisaje. También es interviene en el cálculo de diversos índices aplicados a las clases de vegetación.

No se encuentra relacionado con la ocurrencia de los incendios forestales ya que solamente indica la superficie de cada clase de vegetación que puede quemarse.

Número de parches (NP):

$$NP = N$$

Donde N es el número total de parches de la unidad de paisaje.

Este índice ofrece una primera aproximación acerca de la fragmentación de la unidad de paisaje. Es muy útil para comparar entre índices unidades de paisaje del mismo tamaño o para estudios evolutivos de la misma unidad. A igual superficie, mayor número de manchas implica mayor fragmentación.

En una unidad de observación, la presencia de un mayor número de parches compuestos por especies altamente inflamables podrían incrementar el número de incendios ocasionados.

$$NP = n_i$$

Donde n_i es el número de parches presentes en la unidad de paisaje de la clase i.

Este índice cualifica de una manera simple el grado de fragmentación de cada clase. Este dato puede ser fundamental para caracterizar un número importante de procesos ecológicos.

A una mayor fragmentación de una clase vegetal altamente inflamable, se puede incrementar el número de incendios producidos en dicha clase de vegetación ya que habría más teselas que podrían actuar como foco incendiario. Por el contrario, un aumento de teselas de una especie poco inflamable no equivale a tener un mayor número de incendios, ya que está supeditado a la proporción de especies inflamables dentro de la unidad de paisaje.

Tamaño medio de la tesela (MPS):

$$MPS = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n x_{ij}}{NP}$$

Donde x_{ij} es el área de cada tesela de las que componen la unidad de paisaje y NP el número total de parches en dicha unidad de paisaje.

En general el tamaño de la tesela es considerado como el predictor principal de la diversidad de especies dentro de una unidad de paisaje (Forman y Godron, 1981). Un valor bajo indicará la existencia de múltiples teselas con superficies pequeñas, lo cual puede ser entendido como una configuración dispersa del uso en cuestión. Este índice ofrece una primera aproximación del grado de fragmentación de cada clase.

A tamaños menores de las teselas equivale a tener un mayor número de teselas en la unidad de paisaje. Un incremento de aquellas parcelas más inflamables equivale a tener mayor número de posibles focos incendiaros.

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n x_{ij}}{n_i}$$

Donde x_{ij} es el área de cada tesela de la clase i y n_i es el número de teselas de cada uso de suelo.

Aplicado este índice a los diferentes usos del suelo que componen la unidad de paisaje, se indica como de fragmentada está cada clase.

Una mayor superficie de las teselas de una clase altamente inflamable ocupa mayor proporción de superficie en la unidad de paisaje, teniendo un riesgo de producirse un incendio mayor.

Tamaño mediano de la tesela (MedPS):

$$MedPS = \frac{a_{50\%}}{1.000.000}$$

Donde $a_{50\%}$ es la media de los percentiles 50 de las superficies de las teselas que componen las unidades de paisaje.

Analizando este índice junto con el tamaño medio de las teselas se tiene una idea de la diversidad de tamaños existente en la unidad de observación.

Un valor del índice pequeño, equivale a tener una matriz dominante conviviendo con teselas de otras clases de vegetación de menor tamaño. Si la matriz corresponde con una especie altamente inflamable, aumenta la probabilidad de que se produzca un incendio.

$$MedPS = \frac{a_{i50\%}}{1.000.000}$$

Donde $a_{i50\%}$ es la media de los percentiles 50 de las superficies de las teselas del uso de suelo i que componen las unidades de paisaje.

Este índice da una idea de cuál es la vegetación dominante de la unidad de paisaje en comparación con el resto de teselas de la unidad de observación.

El índice en este caso actuaría de forma parecida al tamaño medio de la tesela. Una mayor superficie de las teselas de una clase altamente inflamable ocupa mayor proporción de superficie en la unidad de paisaje, con lo que el riesgo de producirse un incendio es mayor.

Borde total (TE):

$$TE = E$$

Donde E es el total de perímetro de las teselas que componen la unidad de paisaje en km.

La longitud total de los bordes de las teselas da una idea de lo irregulares que son los bordes de las mismas.

En cuanto a la ocurrencia de incendios, el borde total presente en la unidad de paisaje no dice nada en concreto, ya que puede ser debido a un mayor o menos número de teselas, a su tamaño e irregularidad o a un tamaño diferente de la unidad de paisaje.

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

Donde e_{ik} es el perímetro de cada una de las teselas de la misma clase que componen la unidad de paisaje en km.

La longitud total de bordes da una idea de lo irregulares que son los bordes de las teselas que componen la unidad de paisaje. Este índice no permite la comparación entre diferentes paisajes, con unidades del paisaje de diferente tamaño que el de este estudio.

En lo que hace referencia a la ocurrencia de incendios, el borde total de la clase de vegetación no especifica nada en concreto, ya que puede ser debido a un mayor o menos número de teselas, a su tamaño e irregularidad o a un tamaño diferente de la unidad de paisaje.

Densidad de bordes (ED):

$$ED = \frac{TE}{TA}$$

Donde TE es el total de perímetro de las teselas que componen la unidad de paisaje en km y TA es el área total de la unidad de paisaje en km^2 .

La densidad de bordes da una idea de lo irregulares que son los bordes de las teselas que componen la unidad de paisaje.

En cuanto a la ocurrencia de incendios, la densidad de bordes presente en la unidad de paisaje no dice nada en concreto, ya que puede ser debido a un mayor o menos número de teselas, a su tamaño e irregularidad o a un tamaño diferente de la unidad de paisaje.

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{a_i}$$

Donde e_{ik} es el perímetro de cada una de las teselas de la misma clase que componen la unidad de paisaje en km y a_i es el área total de dicha clase en km^2 .

La densidad de bordes da una idea de lo irregulares que son los bordes de las teselas que componen la unidad de paisaje. Este índice tiene la misma utilidad y limitaciones que el borde total pero la longitud de borde relata la longitud de bordes por unidad de superficie facilitando la comparación de diferentes paisajes.

En lo que hace referencia a la ocurrencia de incendios, la densidad de bordes de la clase de vegetación no especifica nada en concreto, ya que puede ser debido a un mayor o menos número de teselas, a su tamaño e irregularidad o a un tamaño diferente de la unidad de paisaje.

Borde medio de la tesela (MPE):

$$MPE = \frac{TE}{NP}$$

Donde TE es la suma total de bordes de todas las teselas de la unidad de paisaje y NumP el número de teselas.

Da una primera visión de la irregularidad de las teselas de la unidad de observación.

La ocurrencia de incendios puede tener visiones variadas en cuanto al borde medio de la tesela. Por un lado, puede ser debido al tamaño de la tesela (mayores tamaños de teselas altamente inflamables, mayor riesgo de ocurrencia) o a la irregularidad de las mismas (las teselas más irregulares tienden a ser más naturales, con menos contacto humano, por lo tanto minimizando su incidencia; pero por otro lado si la tesela se encuentra rodeada por alguna vía de paso, el perímetro en contacto es mayor, con mayor riesgo de incendios debidos a humanos).

$$MPE = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{n_i}$$

De donde e_{ik} es el perímetro de cada tesela y n_i es el número de teselas de la misma clase de paisaje.

Da una primera visión de la irregularidad de las teselas que componen la clase de vegetación correspondiente.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos.

Índice de forma medio (MSI):

$$MSI = \frac{\sum_{i=1}^N \frac{p_i}{4 \cdot \sqrt{a_i}}}{NP}$$

Donde p_i y a_i son el perímetro y la superficie de cada tesela y N es el número total de teselas.

Este índice permite aproximarse a la complejidad de las teselas de la unidad de observación. El MSI es la suma de todos los perímetros de las manchas divididas por la raíz cuadrada del área de las manchas para cada clase (McGarigal y Marks, 1995) y el valor aumenta por encima de la unidad según la forma se aparta más del cuadrado (en formato ráster) o del círculo (en formato vectorial).

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{4 \cdot \sqrt{a_{ij}}}}{n_i}$$

Donde p_{ij} y a_{ij} son el perímetro y la superficie de cada tesela de la clase i y n_i es el número de teselas de dicha clase.

Cita la irregularidad de las teselas de las clases de vegetación. Es de esperar que aquellos ambientes más humanizados presenten formas más sencillas que teselas de vegetación naturales con menor antropización.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

Índice de forma del área media ponderado (AWMSI):

$$AWMSI = \frac{\sum_{i=1}^N \left[\frac{p_{ij}}{4 \cdot \sqrt{a_{ij}}} \cdot a_{ij} \right]}{TA}$$

De donde p_{ij} y a_{ij} son el perímetro y el área de cada una de las teselas.

Como en el caso del índice anterior, el AWMSI permite obtener la irregularidad de los bordes de las parcelas que componen la unidad de paisaje. Aumenta (sin un límite teórico superior) para formas más complejas o alargadas (Saura y Carballal, 2004), logrando su mínimo (AWMSI = 1) cuando todos los parches son compactos.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

$$AWMSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left[\frac{p_{ij}}{4 \cdot \sqrt{a_{ij}}} \cdot a_{ij} \right]}{a_i}$$

Donde p_{ij} y a_{ij} corresponden al perímetro y a la superficie de cada una de las teselas de la clase i con superficie total de la clase a_i .

Se obtiene la irregularidad de los bordes de las teselas de cada clase de vegetación esperando que aquellos ambientes más humanizados presenten formas más sencillas que teselas de vegetación naturales con menor antropización.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

Media del ratio perímetro-área (MPAR):

$$MPAR = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{a_{ij}}}{NP}$$

Donde p_{ij} y a_{ij} corresponden al perímetro y superficie, respectivamente, de cada tesela de la unidad de paisaje.

Este índice describe la heterogeneidad y complejidad de la estructura del paisaje y varía según las dimensiones del espacio considerado, incluso si la forma permanece constante.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

$$MPAR = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{p_{ij}}{a_{ij}}}{n_i}$$

Donde p_j y a_j corresponden al perímetro y superficie, respectivamente, de cada una de las teselas de la clase i en la unidad de paisaje.

Este índice describe la heterogeneidad y complejidad de la estructura de la clase de vegetación y varía según las dimensiones del espacio considerado, incluso si la forma permanece constante.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

Dimensión fractal media del parche (MPFD):

$$MPFD = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{2 \cdot \ln(0'25 \cdot p_{ij})}{NP}$$

Donde p_{ij} es el perímetro de cada una de las teselas.

La dimensión fractal media del parche da una visión de la complejidad de las teselas. Ésta está altamente relacionada con la artificialidad de los paisajes. Las formas simples presentan valores que se aproximan a la unidad y aquellos con perímetros complejos se aproximan a dos.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

$$MPFD = \sum_{j=1}^n \frac{2 \cdot \ln(0'25 \cdot p_j)}{n_i}$$

Donde p_j es el perímetro de las teselas de la clase i y n_i es el número de teselas de la clase i presentes en la unidad de paisaje.

Es de esperar que las formas más simples, comentadas anteriormente, se den en aquellos ambientes más humanizados. Las clases de usos del suelo más antropizados son los cultivos y las zonas urbanas, por lo tanto, es en estas zonas donde se esperan valores más bajos de MPFD.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

Dimensión fractal de la tesela media ponderada (AWMPFD):

$$AWMPFD = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \cdot \ln(0'25 \cdot p_{ij})}{\ln a_{ij}} \right) \cdot \left(\frac{a_{ij}}{TA} \right) \right]$$

De donde p_{ij} y a_{ij} son el perímetro y el área, respectivamente, de las teselas que conforman la unidad de paisaje, y TLA es la superficie total de la unidad de paisaje.

El rango de valores de este índice varía de 1 (formas compactas) a 1 (formas más irregulares). Como en los anteriores índices de forma, el AWMPFD calcula la complejidad de las teselas del paisaje, obteniendo valores más altos en aquellos ambientes menos antropizados.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

$$AWMPFD = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \cdot \ln(0'25 \cdot p_j)}{\ln a_{ij}} \right) \cdot \left(\frac{a_{ij}}{a_i} \right) \right]$$

De donde p_{ij} y a_{ij} son el perímetro y el área, respectivamente, de las teselas que conforman la unidad de paisaje, y a_i es la superficie de cada clase que compone la unidad de paisaje.

Es de esperar que las formas más simples, comentadas anteriormente, se den en aquellos ambientes más humanizados. Las clases de usos del suelo más antropizados son los cultivos y las zonas urbanas, por lo tanto, es en estas zonas donde se esperan valores más bajos de AWMPFD.

La ocurrencia de incendios, en teselas altamente inflamables, será mayor en aquellas más irregulares que sean adyacentes a una vía de paso. Las teselas más regulares, se encuentran más antropizadas, con lo que el paso de personas por sus cercanías es más elevado, aumentando la probabilidad de ocurrencia de incendios debidos a éstos. En ambientes más naturalizados cabe esperar que el riesgo de incendios sea menor.

Riqueza de especies (RP) (aplicado sólo a nivel de paisaje):

$$RP = \sum_{i=1}^k l_i$$

Donde l_i es el número de clases de usos del suelo diferentes que aparecen en cada unidad de paisaje.

La riqueza de especies es quizás el índice más simple de la composición del paisaje y no refleja la abundancia relativa de las clases de usos de suelo.

En aquellos ambientes con mayor diversidad vegetal, el número de incendios es de esperar que sea poco frecuente ya que el paso frecuente de incendios hace disminuir el número de especies sobreviviendo aquellas más resistentes al fuego. Hay que tener en cuenta que en aquellos ambientes más humanizados el número de especies es menor (repoblaciones monoespecíficas, concentración agrícola, etc.).

Índice de diversidad de Shannon (SHDI) (aplicado sólo a nivel de paisaje):

$$SH = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$$

Donde P_i es la proporción del paisaje ocupada por la clase i . El valor de este índice representa la cantidad de información de la unidad de paisaje.

El índice de diversidad de Shannon es una medida popular entre los ecólogos del paisaje y es más sensible a tipos de teselas raras que el índice de diversidad de Simpson. Por definición, toda aquella unidad de paisaje con una clase de uso del suelo, su diversidad es nula.

En aquellos ambientes con mayor diversidad vegetal, el número de incendios es de esperar que sea poco frecuente ya que el paso frecuente de incendios hace disminuir el número de especies sobreviviendo aquellas más resistentes al fuego. Hay que tener en cuenta que en aquellos ambientes más humanizados el número de especies es menor (repoblaciones monoespecíficas, concentración agrícola, etc.).

Índice de diversidad de Shannon uniforme (SHEI) (aplicado sólo a nivel de paisaje):

$$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln RP}$$

Donde P_i es la proporción del paisaje ocupada por la clase i y RP es la riqueza de especies presentes en la unidad de paisaje.

Por definición, toda aquella unidad de paisaje con una clase de uso del suelo, su diversidad es nula. Sus valores van desde 0 a 1; aquellos cercanos a 1 indican que las proporciones de cada tipo de cobertura son casi iguales, mientras que los cercanos a 0 indican que el paisaje se encuentra dominado por uno o unos pocos tipos de cobertura.

En aquellos ambientes con mayor diversidad vegetal, el número de incendios es de esperar que sea poco frecuente ya que el paso frecuente de incendios hace disminuir el número de especies sobreviviendo aquellas más resistentes al fuego. Hay que tener en cuenta que en aquellos ambientes más humanizados el número de especies es menor (repoblaciones monoespecíficas, concentración agrícola, etc.).

Índice de diversidad de Simpson (SIDI) (aplicado sólo a nivel de paisaje):

$$SI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$$

Donde P_i es la proporción del paisaje ocupada por la clase de uso del suelo i .

Este índice es menos sensible a la presencia de teselas raras y tiene una interpretación más intuitiva que el índice de diversidad de Shannon. Su valor representa la probabilidad de que dos teselas cogidas al azar sean de distinta clase de uso de suelo. Por definición, toda aquella unidad de paisaje con una clase de uso del suelo, su diversidad es nula.

En aquellos ambientes con mayor diversidad vegetal, el número de incendios es de esperar que sea poco frecuente ya que el paso frecuente de incendios hace disminuir el número de especies sobreviviendo aquellas más resistentes al fuego. Hay que tener en cuenta que en aquellos ambientes más humanizados el número de especies es menor (repoblaciones monoespecíficas, concentración agrícola, etc.).

Índice de diversidad de Simpson uniforme (SIEI) (aplicado sólo a nivel de paisaje):

$$SIEI = \frac{1 - \sum_{i=1}^m P_i^2}{1 - (1/RP)}$$

Donde P_i es la proporción del paisaje ocupada por la clase de uso del suelo i y RP es el número de especies diferentes presentes en la unidad de paisaje.

El índice de diversidad de Simpson uniforme se expresa de forma tal que una distribución equitativa del área entre los tipos de parche se traduce en la máxima equidad. Como tal, la equidad es el complemento de la dominancia. Por definición, toda aquella unidad de paisaje con una clase de uso del suelo, su diversidad es nula.

En aquellos ambientes con mayor diversidad vegetal, el número de incendios es de esperar que sea poco frecuente ya que el paso frecuente de incendios hace disminuir el número de especies sobreviviendo aquellas más resistentes al fuego. Hay que tener en cuenta que en aquellos ambientes más humanizados el número de especies es menor (repoblaciones monoespecíficas, concentración agrícola, etc.).

C. VERIFICACIÓN DEL ANÁLISIS DE AGRUPAMIENTOS:

Método de Ward con distancia euclídea

Tabla C.1. Matriz de distancias entre las variables independientes del modelo de conglomerados mediante el método Ward comparando distancias euclídeas (en centenares)

Caso	Archivo matricial de entrada														
	NP	MPS	MedPS	ED	MPE	MSI	AWMSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	RP	SH	SHEI	SI	SIEI
NP	0	0,94	0,92	1,03	0,24	1,04	1,04	1,03	1,03	0,98	1,06	1,04	1,04	1,04	1,04
MPS	0,94	0	0,33	1,12	0,84	1,13	1,19	1,04	1,03	1,24	1,25	1,25	1,23	1,25	1,24
MedPS	0,92	0,33	0	1,07	0,82	1,12	1,13	1,04	1,03	1,13	1,16	1,13	1,13	1,13	1,13
ED	1,03	1,12	1,07	0	1,05	0,95	0,89	1,03	1,03	0,86	0,90	0,90	0,92	0,89	0,90
MPE	0,24	0,84	0,82	1,05	0	1,05	1,06	1,03	1,03	1,00	1,08	1,07	1,06	1,07	1,06
MSI	1,04	1,13	1,12	0,95	1,05	0	0,78	1,02	1,02	0,79	1,01	1,04	1,04	1,04	1,04
AWMSI	1,04	1,19	1,13	0,89	1,06	0,78	0	1,02	1,02	0,36	0,94	0,97	0,97	0,95	0,95
MPAR	1,03	1,04	1,04	1,03	1,03	1,02	1,02	0	1,02	1,02	1,02	1,03	1,02	1,02	1,02
MPFD	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,02	1,02	1,02	0	1,02	1,03	1,03	1,02	1,02	1,02
AWMPFD	0,98	1,24	1,13	0,86	1,00	0,79	0,36	1,02	1,02	0	0,83	0,79	0,79	0,77	0,76
RP	1,06	1,25	1,16	0,90	1,08	1,01	0,94	1,02	1,03	0,83	0	0,53	0,78	0,63	0,72
SH	1,04	1,25	1,13	0,90	1,07	1,04	0,97	1,03	1,03	0,79	0,53	0	0,31	0,17	0,27
SHEI	1,04	1,23	1,13	0,92	1,06	1,04	0,97	1,02	1,02	0,79	0,78	0,31	0	0,22	0,13
SI	1,04	1,25	1,13	0,89	1,07	1,04	0,95	1,02	1,02	0,77	0,63	0,17	0,22	0	0,12
SIEI	1,04	1,24	1,13	0,90	1,06	1,04	0,95	1,02	1,02	0,76	0,72	0,27	0,13	0,12	0

Tabla C.2. Historial de conglomeración del método Ward comparando distancias euclídeas

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglom. 1	Conglom. 2		Conglom. 1	Conglom. 2	
1	14	15	6,135	0	0	2
2	13	14	15,903	0	1	4
3	1	5	27,766	0	0	12
4	12	13	42,322	0	2	14
5	2	3	58,906	0	0	12
6	7	10	76,666	0	0	8
7	4	11	121,707	0	0	10
8	6	7	168,031	0	6	11
9	8	9	219,139	0	0	10
10	4	8	273,765	7	9	11
11	4	6	338,143	10	8	13
12	1	2	412,075	3	5	13
13	1	4	519,779	12	11	14
14	1	12	656,896	13	4	0

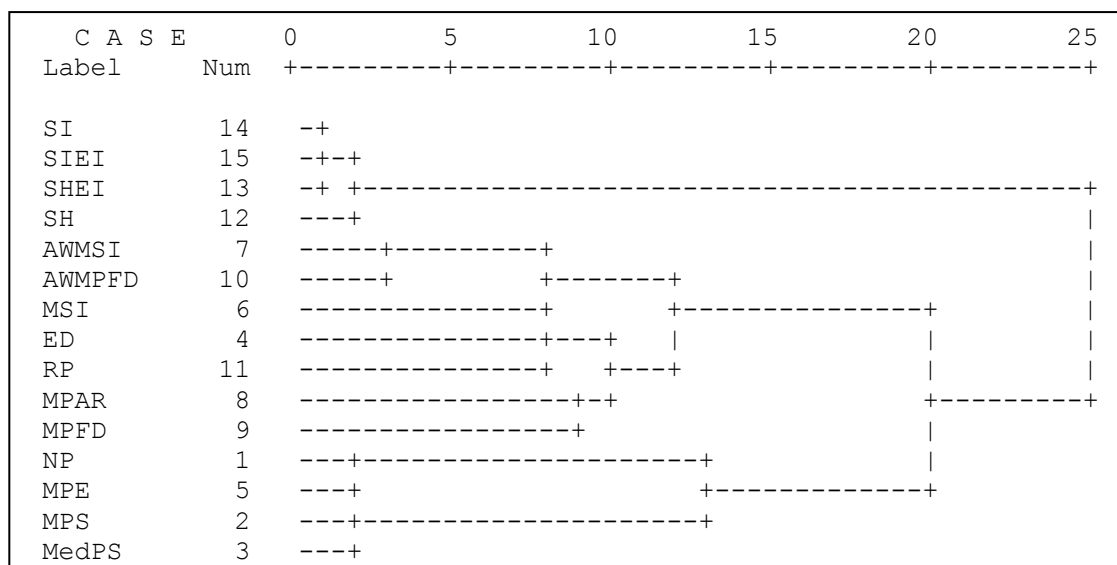


Figura C.1. Dendrograma del método Ward comparando distancias euclídeas

Método de intragrupos con correlación de Pearson

Tabla C.3. Matriz de distancias entre las variables independientes del modelo de conglomerados mediante el método de intragrupos mediante correlación de Pearson

Caso	Archivo matricial de entrada														
	NP	MPS	MedPS	ED	MPE	MSI	AWMSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	RP	SH	SHEI	SI	SIEI
NP	1	0,17	0,19	-0,01	0,95	-0,03	-0,03	0,00	0,00	0,09	-0,06	-0,03	-0,02	-0,03	-0,02
MPS	0,17	1	0,90	-0,19	0,33	-0,20	-0,35	-0,02	-0,01	-0,45	-0,48	-0,47	-0,44	-0,47	-0,46
MedPS	0,19	0,90	1	-0,09	0,36	-0,19	-0,20	-0,02	-0,01	-0,21	-0,27	-0,22	-0,21	-0,22	-0,21
ED	-0,01	-0,19	-0,09	1	-0,04	0,15	0,26	0,00	0,00	0,30	0,23	0,24	0,20	0,24	0,23
MPE	0,95	0,33	0,36	-0,04	1	-0,05	-0,06	0,00	0,00	0,06	-0,11	-0,09	-0,07	-0,08	-0,07
MSI	-0,03	-0,20	-0,19	0,15	-0,05	1	0,43	0,02	0,02	0,41	0,03	-0,03	-0,03	-0,02	-0,02
AWMSI	-0,03	-0,35	-0,20	0,26	-0,06	0,43	1	0,01	0,01	0,88	0,17	0,12	0,11	0,15	0,15
MPAR	0,00	-0,02	-0,02	0,00	0,00	0,02	0,0	1	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01
MPFD	0,00	-0,01	-0,01	0,00	0,00	0,02	0,0	0,01	1	0,01	-0,01	0,00	0,01	0,01	0,01
AWMPFD	0,09	-0,45	-0,21	0,30	0,06	0,41	0,9	0,01	0,01	1	0,34	0,40	0,41	0,44	0,45
RP	-0,06	-0,48	-0,27	0,23	-0,11	0,03	0,2	0,01	-0,01	0,34	1	0,73	0,43	0,62	0,51
SH	-0,03	-0,47	-0,22	0,24	-0,09	-0,03	0,1	0,00	0,00	0,40	0,73	1	0,91	0,97	0,93
SHEI	-0,02	-0,44	-0,21	0,20	-0,07	-0,03	0,1	0,00	0,01	0,41	0,43	0,91	1	0,95	0,98
SI	-0,03	-0,47	-0,22	0,24	-0,08	-0,02	0,2	0,01	0,01	0,44	0,62	0,97	0,95	1	0,99
SIEI	-0,02	-0,46	-0,21	0,23	-0,07	-0,02	0,2	0,01	0,01	0,45	0,51	0,93	0,98	0,99	1

Tabla C.4. Historial de conglomeración del método de intragrupos mediante correlación de Pearson

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglom. 1	Conglom. 2		Conglom. 1	Conglom. 2	
1	14	15	0,986	0	0	2
2	13	14	0,974	0	1	3
3	12	13	0,956	0	2	7
4	1	5	0,947	0	0	10
5	2	3	0,896	0	0	10
6	7	10	0,880	0	0	9
7	11	12	0,803	0	3	8
8	4	11	0,611	0	7	11
9	6	7	0,572	0	6	13
10	1	2	0,481	4	5	14
11	4	8	0,438	8	0	12
12	4	9	0,330	11	0	13
13	4	6	0,262	12	9	14
14	1	4	0,107	10	13	0

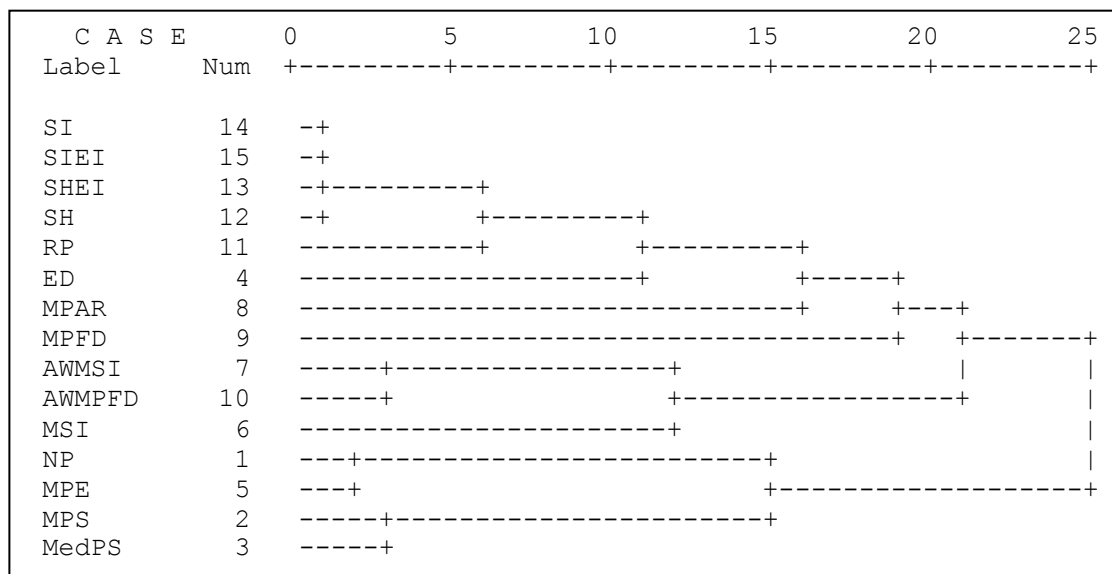


Figura C.2. Dendrograma del método de intragrupos mediante correlación de Pearson

Método de bloque con intergrupos

Tabla C.5. Matriz de distancias entre las variables independientes del modelo de conglomerados mediante el método de bloque mediante inter-grupos (en millares)

Caso	Archivo matricial de entrada														
	NP	MPS	MedPS	ED	MPE	MSI	AWMSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	RP	SH	SHEI	SI	SIEI
NP	0	2,31	1,29	1,75	0,33	3,74	3,92	0,95	0,40	3,98	4,35	4,48	4,37	4,51	4,47
MPS	2,31	0	1,43	3,58	2,01	4,56	5,21	2,54	2,33	5,62	5,91	6,10	5,91	6,16	6,08
MedPS	1,29	1,43	0	2,40	1,04	4,19	4,51	1,52	1,37	4,69	4,95	5,02	4,89	5,09	5,04
ED	1,75	3,58	2,40	0	1,93	3,39	3,17	2,01	1,73	3,17	3,73	3,80	3,93	3,86	3,91
MPE	0,33	2,01	1,04	1,93	0	3,79	4,04	1,01	0,54	4,15	4,53	4,65	4,52	4,69	4,63
MSI	3,74	4,56	4,19	3,39	3,79	0	3,51	3,85	3,66	3,74	5,35	5,63	5,63	5,63	5,63
AWMSI	3,92	5,21	4,51	3,17	4,04	3,51	0	4,03	3,87	1,84	5,13	5,58	5,67	5,61	5,63
MPAR	0,95	2,54	1,52	2,01	1,01	3,85	4,03	0	0,93	4,23	4,60	4,73	4,68	4,78	4,77
MPFD	0,40	2,33	1,37	1,73	0,54	3,66	3,87	0,93	0	4,02	4,31	4,46	4,39	4,50	4,48
AWMPFD	3,98	5,62	4,69	3,17	4,15	3,74	1,84	4,23	4,02	0	4,77	4,62	4,59	4,52	4,50
RP	4,35	5,91	4,95	3,73	4,53	5,35	5,13	4,60	4,31	4,77	0	3,12	4,48	3,73	4,20
SH	4,48	6,10	5,02	3,80	4,65	5,63	5,58	4,73	4,46	4,62	3,12	0	1,65	0,97	1,47
SHEI	4,37	5,91	4,89	3,93	4,52	5,63	5,67	4,68	4,39	4,59	4,48	1,65	0	1,13	0,75
SI	4,51	6,16	5,09	3,86	4,69	5,63	5,61	4,78	4,50	4,52	3,73	0,97	1,13	0	0,59
SIEI	4,47	6,08	5,04	3,91	4,63	5,63	5,63	4,77	4,48	4,50	4,20	1,47	0,75	0,59	0

Tabla C.6. Historial de conglomeración del método de bloque mediante inter-grupos

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglom. 1	Conglom. 2		Conglom. 1	Conglom. 2	
1	1	5	325,287	0	0	2
2	1	9	470,306	1	0	5
3	14	15	591,259	0	0	4
4	13	14	939,113	0	3	7
5	1	8	963,917	2	0	6
6	1	3	1304,804	5	0	9
7	12	13	1366,685	0	4	12
8	7	10	1842,390	0	0	11
9	1	4	1964,800	6	0	10
10	1	2	2368,513	9	0	13
11	6	7	3625,769	0	8	13
12	11	12	3878,457	0	7	14
13	1	6	4084,544	10	11	14
14	1	11	4875,175	13	12	0

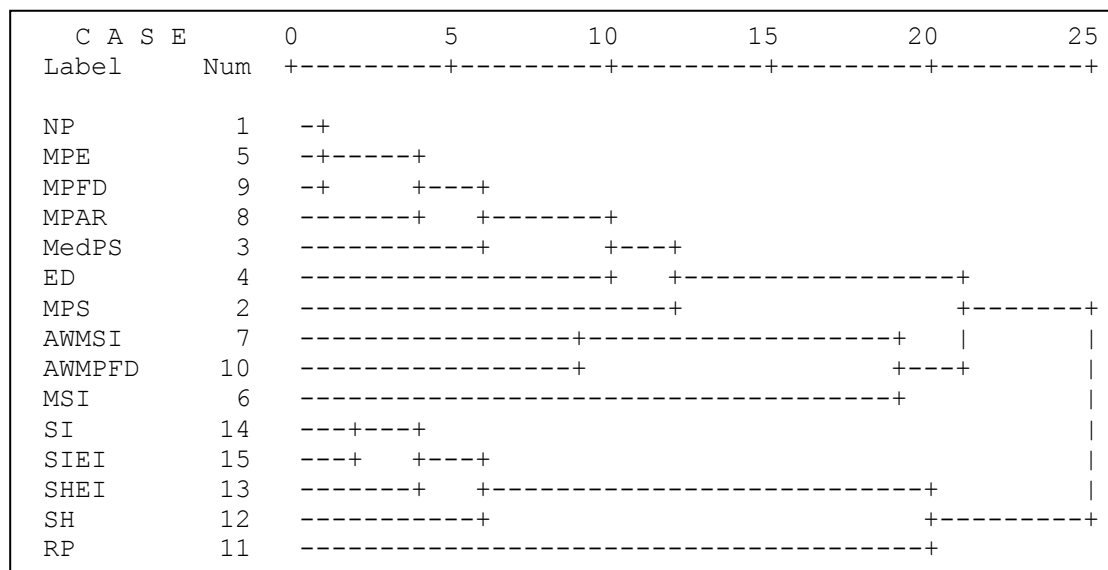


Figura C.3. Dendrograma del método de bloque mediante inter-grupos

Método del vecino más lejano mediante distancia euclídea al cuadrado

Tabla C.7. Matriz de distancias entre las variables independientes del modelo de conglomerados mediante el método del vecino más lejano mediante distancia euclídea al cuadrado (en millares)

Caso	Archivo matricial de entrada														
	NP	MPS	MedPS	ED	MPE	MSI	AWMSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	RP	SH	SHEI	SI	SIEI
NP	0	8,8	8,6	10,7	0,6	10,9	10,9	10,6	10,5	9,6	11,1	10,9	10,8	10,9	10,8
MPS	8,8	0	1,1	12,5	7,1	12,7	14,2	10,7	10,6	15,3	15,7	15,5	15,2	15,6	15,4
MedPS	8,6	1,1	0	11,5	6,8	12,6	12,7	10,7	10,6	12,8	13,5	12,9	12,8	12,9	12,8
ED	10,7	12,5	11,5	0	11,0	9,0	7,8	10,5	10,5	7,3	8,1	8,0	8,4	8,0	8,1
MPE	0,6	7,1	6,8	11,0	0	11,1	11,2	10,6	10,6	9,9	11,8	11,5	11,3	11,4	11,3
MSI	10,9	12,7	12,6	9,0	11,1	0	6,0	10,3	10,3	6,2	10,3	10,9	10,8	10,7	10,7
AWMSI	10,9	14,2	12,7	7,8	11,2	6,0	0	10,5	10,4	1,3	8,8	9,3	9,3	9,0	9,0
MPAR	10,6	10,7	10,7	10,5	10,6	10,3	10,5	0	10,4	10,4	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5
MPFD	10,5	10,6	10,6	10,5	10,6	10,3	10,4	10,4	0	10,4	10,6	10,5	10,5	10,5	10,5
AWMPFD	9,6	15,3	12,8	7,3	9,9	6,2	1,3	10,4	10,4	0	7,0	6,3	6,2	5,9	5,8
RP	11,1	15,7	13,5	8,1	11,8	10,3	8,8	10,5	10,6	7,0	0	2,8	6,0	4,0	5,2
SH	10,9	15,5	12,9	8,0	11,5	10,9	9,3	10,5	10,5	6,3	2,8	0	1,0	0,3	0,7
SHEI	10,8	15,2	12,8	8,4	11,3	10,8	9,3	10,5	10,5	6,2	6,0	1,0	0	0,5	0,2
SI	10,9	15,6	12,9	8,0	11,4	10,7	9,0	10,5	10,5	5,9	4,0	0,3	0,49	0	0,2
SIEI	10,8	15,4	12,8	8,1	11,3	10,7	9,0	10,5	10,5	5,8	5,2	0,7	0,18	0,2	0

Tabla C.8. Historial de conglomeración del método del vecino más lejano mediante distancia euclídea al cuadrado

Etapa	Conglomerado que se combina		Coeficientes	Etapa en la que el conglomerado aparece por primera vez		Próxima etapa
	Conglom. 1	Conglom. 2		Conglom. 1	Conglom. 2	
1	14	15	150,54	0	0	2
2	13	14	487,22	0	1	4
3	1	5	562,86	0	0	10
4	12	13	962,77	0	2	7
5	2	3	1100,08	0	0	10
6	7	10	1261,73	0	0	8
7	11	12	6036,20	0	4	9
8	6	7	6244,93	0	6	11
9	4	11	8432,89	0	7	13
10	1	2	8804,47	3	5	14
11	6	9	10448,08	8	0	12
12	6	8	10455,95	11	0	13
13	4	6	10867,85	9	12	14
14	1	4	15669,91	10	13	0

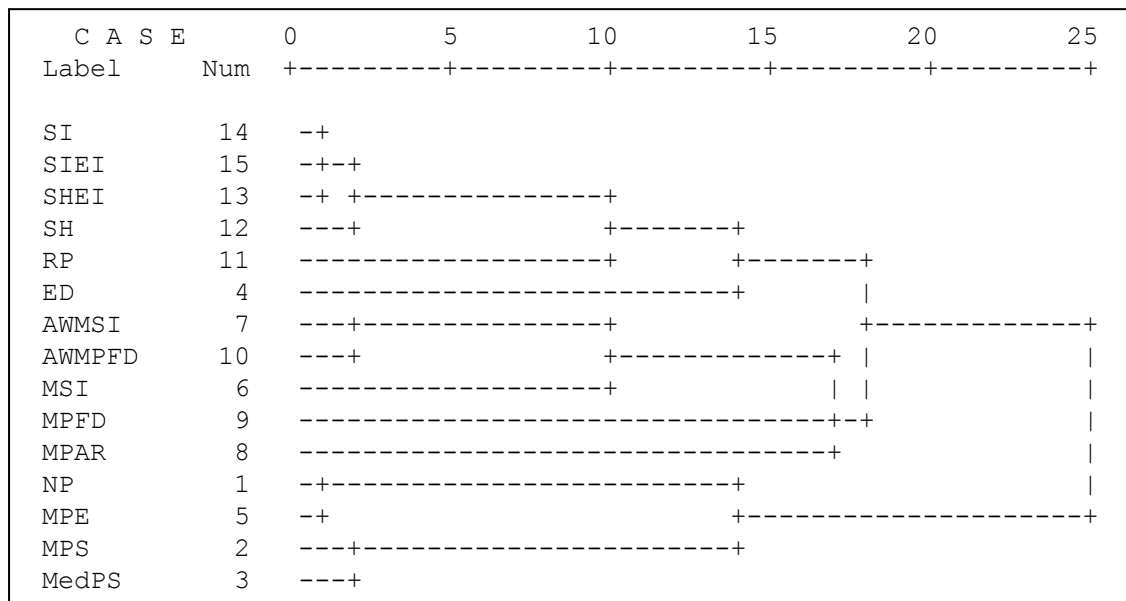


Figura C.4. Dendrograma del método del vecino más lejano mediante distancia euclídea al cuadrado

D. TABLAS DE CONTINGENCIA DE LAS REGRESIONES

Tabla D.1. Tabla de contingencia del modelo 1.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	86	74	53,8	P_0	0,6902
1	40	168	80,8	P_e	0,5206
				kappa	0,3539

Tabla D.2. Tabla de contingencia del modelo 1.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	82	76	51,9	P_0	0,6821
1	41	169	80,5	P_e	0,5234
				kappa	0,3329

Tabla D.3. Tabla de contingencia del modelo 1.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	90	68	57,0	P_0	0,7011
1	42	168	80,0	P_e	0,52
				kappa	0,3773

Tabla D.4. Tabla de contingencia del modelo 2.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	82	73	52,9	P_0	0,6929
1	40	173	81,2	P_e	0,5266
				kappa	0,3514

Tabla D.5. Tabla de contingencia del modelo 2.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	89	68	56,7	P_0	0,7092
1	39	172	81,5	P_e	0,5223
				kappa	0,3913

Tabla D.6. Tabla de contingencia del modelo 2.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	83	74	52,9	P_0	0,6929
1	39	172	81,5	P_e	0,5247
				kappa	0,3539

Tabla D.7. Tabla de contingencia del modelo 3.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	78	77	50,3	P_0	0,6848
1	39	174	81,7	P_e	0,5287
				kappa	0,3312

Tabla D.8. Tabla de contingencia del modelo 3.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	76	75	50,3	P_0	0,6848
1	41	176	81,1	P_e	0,5327
				kappa	0,3255

Tabla D.9. Tabla de contingencia del modelo 3.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	84	68	55,3	P_0	0,7120
1	38	178	82,4	P_e	0,5293
				kappa	0,3881

Tabla D.10. Tabla de contingencia del modelo 4.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1			
0	73	86	45,9	P_0	0,6495
1	43	166	79,4	P_e	0,5251
				kappa	0,2618

Tabla D.11. Tabla de contingencia del modelo 4.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos
	0	1	
0	66	88	42,9
1	38	176	82,2

P_0	0,6576
P_e	0,5354
kappa	0,263

Tabla D.12. Tabla de contingencia del modelo 4.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos
	0	1	
0	75	76	49,7
1	35	182	83,9

P_0	0,6984
P_e	0,5361
kappa	0,3498

Tabla D.13. Tabla de contingencia del modelo 5.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos
	0	1	
0	64	82	43,8
1	35	187	84,2

P_0	0,6821
P_e	0,5477
kappa	0,2971

Tabla D.14. Tabla de contingencia del modelo 5.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos
	0	1	
0	58	79	42,3
1	26	205	88,7

P_0	0,7147
P_e	0,5694
kappa	0,3374

Tabla D.15. Tabla de contingencia del modelo 5.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos
	0	1	
0	66	81	44,9
1	34	187	84,6

P_0	0,6875
P_e	0,5459
kappa	0,3118

E. VALIDACIÓN DE LOS MODELOS DE REGRESIÓN

Tabla E.1. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 1.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,7170
0	32	25	56,1	P _e	0,5489
1	20	82	80,4	kappa	0,3725

Tabla E.2. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 1.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,5409
0	49	10	83,1	P _e	0,4473
1	63	37	37,0	kappa	0,1693

Tabla E.3. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 1.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,6730
0	30	29	50,8	P _e	0,5430
1	23	77	77,0	kappa	0,2844

Tabla E.4. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 2.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,7421
0	39	23	62,9	P _e	0,5311
1	18	79	81,4	kappa	0,4500

Tabla E.5. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 2.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,6855
0	41	19	68,3	P _e	0,5116
1	31	68	68,7	kappa	0,3562

Tabla E.6. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 2.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,7547
0	37	23	61,7	P _e	0,5409
1	16	83	83,8	kappa	0,4658

Tabla E.7. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 3.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,7799
0	44	17	72,1	P _e	0,5256
1	18	80	81,6	kappa	0,5360

Tabla E.8. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 3.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,7610
0	37	28	56,9	P _e	0,5373
1	10	84	89,4	kappa	0,4835

Tabla E.9. Tabla de contingencia de los datos de validación del modelo 3.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P ₀	0,7044
0	35	29	54,7	P _e	0,5325
1	18	77	81,1	kappa	0,3677

F. PREDICTIBILIDAD DE LOS MODELOS A NIVEL ESTATAL

Tabla F.1. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 1.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,676
0	1132	992	53,3	P_e	0,529
1	717	2437	77,3	kappa	0,312

Tabla F.2. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 1.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,675
0	1151	973	54,2	P_e	0,528
1	740	2414	76,5	kappa	0,313

Tabla F.3. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 2.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,678
0	1034	1090	48,7	P_e	0,537
1	610	2544	80,7	kappa	0,305

Tabla F.4. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 2.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,675
0	1151	973	54,2	P_e	0,528
1	740	2414	76,5	kappa	0,313

Tabla F.5. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 2.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,678
0	1024	1100	48,2	P_e	0,538
1	598	2556	81,0	kappa	0,304

Tabla F.6. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 3.A

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,679
0	1076	1048	50,7	P_e	0,534
1	649	2505	79,4	kappa	0,310

Tabla F.7. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 3.B

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,681
0	990	1134	46,6	P_e	0,541
1	551	2603	82,5	kappa	0,305

Tabla F.8. Tabla de contingencia de las regresiones a nivel estatal del modelo 3.C

Observ.	Predichos		Porcentaje aciertos		
	0	1		P_0	0,679
0	1047	1077	49,3	P_e	0,536
1	620	2534	80,3	kappa	0,307