

Valoración paisajística y ecológica de la Comunidad de Madrid: su integración en un índice sintético de riesgo de incendios forestales

J. Martínez Vega ¹, R. Romero Calcerrada ² y P. Echavarría¹

vega@ieg.csic.es

(1) Instituto de Economía, Geografía y Demografía, Centro de Ciencias Humanas y Sociales (CSIC), C/Albasanz, 26-28, 28037 Madrid

(2) Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología. Universidad Rey Juan Carlos, C/Tulipán, s/n, 28933 Móstoles (Madrid)

Recibido el 31 de octubre de 2007, aceptado el 6 de febrero de 2008

RESUMEN

Se propone una metodología sencilla, pero fácil de comprender en la toma de decisiones por los gestores del territorio, para determinar el valor del paisaje mediante la integración de distintos indicadores bajo un enfoque exclusivamente ecológico. Algunos de estos indicadores están basados en las características intrínsecas de las formaciones vegetales como su grado de proximidad a la vegetación clímax. Otros analizan la importancia de las formaciones vegetales en sus contextos regional y nacional (rareza o singularidad y representatividad). De forma complementaria, se emplean otros indicadores propuestos por la Ecología del Paisaje, en especial índices de diversidad, conectividad y yuxtaposición o entremezclado, considerando la distribución espacial de las manchas por el territorio regional y por una franja adyacente al contorno regional de la Comunidad de Madrid. También se han considerado otros criterios para calcular el valor ecológico del territorio. Se ha tenido en cuenta la pertenencia de las teselas a espacios con alguna figura de protección: espacios naturales protegidos, zonas de especial protección para las aves, lugares y hábitats de importancia comunitaria, montes preservados y montes de utilidad pública. Estos dos valores –paisajístico y ecológico– forman parte del esquema metodológico propuesto en el proyecto FIREMAP para evaluar la vulnerabilidad. El objetivo final es desarrollar un conjunto de métodos para cartografiar un índice sintético del riesgo de incendios forestales. Este índice se apoya en teledetección y sistemas de información geográfica. Su novedad radica en la integración de los aspectos asociados a la determinación del peligro y a la vulnerabilidad de los recursos potencialmente afectados.

PALABRAS CLAVE: Valor paisajístico, valor ecológico, incendios forestales.

ABSTRACT

This study proposes a methodology simple, but easy to include/understand in the decision making by the land managers, to determine the landscape value by means of the integration of different indicators under an exclusively ecological approach. Some of these indicators are based on the intrinsic characteristics of the vegetation formations like their degree of proximity to the vegetation climax. Others analyze the importance of the formation in their regional and national contexts (peculiarity or singularity and representativeness). Also, other indicators proposed by the Landscape Ecology, in special indices of diversity, connectivity and Interspersion / Juxtaposition are used, considering the spatial distribution of the patch by the regional territory and an adjacent strip to the regional contour of the Community of Madrid. Also other criteria have been considered to calculate the ecological value of some landscapes. They have considered the property of pixels to spaces with some figure of protection: protected natural areas, special protection areas for the birds, sites of Community importance, preserved forest and public utility forest. These two values -landscaping and ecological- comprise of the methodological scheme proposed in project FIREMAP to evaluate the wildfire vulnerability. The final aim is to develop a set of methods to map a synthetic index of the forest fire risk. This index leans in Remote Sensing and GIS. Its newness is in the integration of the aspects associated to the determination of the wildfire danger and the wildfire vulnerability of the potentially affected forest resources.

KEY WORDS: Landscape Value, Ecological Value, Forest wildfires.

INTRODUCCIÓN

Las valoraciones ecológicas y paisajísticas son esenciales para una gestión sostenible del territorio y para orientar la toma de decisiones de los gestores responsables en un escenario multipropósito, desde las políticas de conservación de espacios naturales y las estrategias de fomento de la diversidad biológica hasta el planeamiento urbanístico y sectorial.

Entre otros gestores, los responsables de la prevención y extinción de los incendios forestales en la Comunidad de Madrid consideran indispensable la información relativa al valor paisajístico y al valor del territorio teniendo en cuenta las figuras de protección de la naturaleza con objeto de priorizar las intervenciones de los distintos departamentos de la administración autonómica. Así por ejemplo, dado que el presupuesto disponible para acometer acciones de selvicultura preventiva es habitualmente limitado, es lógico que se antepongan estas labores en los espacios de mayor valor ecológico y paisajístico y que, por tanto, son más vulnerables ante este tipo de eventos. Asimismo, ante la propagación de un incendio forestal parecería lógico pensar que el director de extinción distribuya espacialmente sus medios de extinción en función de una escala de valores determinada. En esta escala, se contempla la presencia en el territorio de personas, propiedades (edificios, etc.), y, en tercer lugar, de espacios singulares desde los puntos de vista ecológico y paisajístico, tales como parques naturales, reservas, zonas de especial protección, paisajes protegidos, etc.

Múltiples trabajos previos han abordado el estudio del paisaje mediante distintos enfoques. Son frecuentes, en la literatura sobre paisaje, los análisis de la calidad y fragilidad visual (Angileri y Toccolini, 1993; Sancho et al. 1993; Crawford, 1994; Daniel, 2001; Martínez Vega et al. 2003; Arriaza et al. 2004; de la Fuente et al. 2006) que incorporan aspectos ecológicos, estéticos y otros criterios de preferencias paisajísticas por parte de la población (Ródenas et al., 1975; Anderson, 1979; González Bernáldez y Parra, 1979; Gallardo et al. 1989; De Lucio y Múgica, 1994; Misgav, 2000; Arriaza et al. 2004; Dramstad et al. 2006; Roth, 2006; Van den Berg y Koole, 2006). Otros, analizan la influencia de la distancia (umbral crítico) sobre la percepción, por el observador, de determinados elementos antrópicos en el paisaje y su influencia en los análisis de fragilidad visual (Madiedo y Bosque, 2005).

Frente a este enfoque del paisaje desde el punto de

vista visual, existen otros trabajos que evalúan el paisaje atendiendo exclusivamente a sus características ecológicas (Kato et al. 1997; Nakagoshi y Kondo, 2002; Li et al., 2007), despojándole de valoraciones estéticas. Como después veremos, ésta es la orientación que seguiremos en este trabajo.

En esta línea, algunos autores ponen el énfasis en la valoración de la vegetación como un componente crucial del paisaje (Ohno, 1991; Loidi, 1994; Molnár et al. 2007). Loidi (1994) realiza un estudio de la valoración ecológica intrínseca de la vegetación a escala de paisaje. Propone un algoritmo para analizar y evaluar la vegetación natural que incluye criterios ecológicos y socioeconómicos. El algoritmo se aplica a cada unidad de vegetación con el objeto de construir un mapa de valor fitoecológico. Esta cartografía es usada para definir las principales áreas a conservar y para establecer puntos y zonas prioritarios.

Lomba et al. (2004) aplican el método establecido por Loidi (1994) para el estudio del paisaje de la Reserva Ornitológica de Mindelo (Portugal) y para la evaluación del valor de conservación de cada unidad cartográfica de los hábitats presentes, de acuerdo al anexo I de la Directiva Hábitats.

Otras investigaciones previas se han desarrollado en el mismo ámbito territorial que este trabajo, la Comunidad de Madrid, mediante el empleo de herramientas de SIG.

Gómez-Sal et al. (2003) discuten las condiciones de la sostenibilidad de las actividades humanas y proponen un modelo, basado en un método multidimensional (dimensión ecológica, productiva, económica, social y cultural), para evaluar y comparar distintos escenarios de gestión de recursos. El territorio donde aplican el método propuesto es la Comunidad de Madrid. Sin embargo, los paisajes objeto de sus análisis son agrarios, no forestales.

En otros casos (Comunidad de Madrid, 2000) sólo se contempla el valor ecológico del territorio para medir la prioridad de defensa contra incendios forestales en función de la calidad y las figuras de protección de los ecosistemas forestales. No se hace una valoración del paisaje ni se emplean índices de ecología del paisaje. En otros trabajos (Gulinck et al. 2001), el método propuesto para evaluar el paisaje se basa en datos de ocupación del suelo sin considerar información procedente de otras fuentes de datos suplementarias.

La metodología utilizada en nuestro trabajo persigue complementar estos dos últimos enfoques para

facilitar la integración de los resultados en un índice sintético de riesgo de incendio forestal.

Otros trabajos complementarios inciden en este mismo objetivo. Molina et al. 2006 evalúan el paisaje en relación con los incendios forestales de Andalucía dentro del mismo proyecto de investigación, FIREMAP. Su método está basado en valoración contingente y en el sistema de preferencias paisajísticas por parte de la población encuestada con objeto de realizar una valoración socioeconómica del territorio (en €/ha), en el que el paisaje es un componente más, entre otros.

Nuestro trabajo pretende complementar este último enfoque, de manera que evalúe el valor intrínseco o intangible del paisaje y el valor ecológico del territorio en función de las figuras de protección. Los resultados de nuestra investigación, junto a los obtenidos por Molina et al. 2006 y por Alloza et al., 2006, serán integrados, como se verá más adelante, en un valor global de vulnerabilidad del territorio. En este contexto, la Ecología del Paisaje proporciona un marco conceptual apropiado para responder a las demandas de información que realizan los planificadores. Como es sabido, la ecología del paisaje es una ciencia pluridisciplinar que tiene como objetivo, entre otros, la resolución del problema de la gestión y desarrollo del territorio a escala local y regional (Naveh y Lieberman, 1994). Esta nueva ciencia facilita el análisis del territorio, tratando de comprender y comparar las diversas configuraciones espaciales a través de las manchas o parches de distintas formas, cantidades, clases, etc. (Hong et al. 2000; Riitters et al. 1995).

El paisaje está influido por procesos ecológicos y antrópicos, tanto a escala local como regional, manifestando cambios en su estructura y composición. El estudio de la estructura/composición del paisaje a través de la estadística espacial ayuda a caracterizar el territorio y a comprender la relación espacio-temporal entre los distintos elementos que componen el paisaje. La ecología del paisaje ha desarrollado numerosos índices para medir las texturas y formas espaciales, así como la estructura espacial del paisaje (McGarigal et al. 2002; Riitters et al. 1995; McGarigal y Marks, 1995): densidad de manchas, tamaño, índice de compacidad, dimensión fractal, dispersión, diversidad, etc. La evaluación y análisis métrico del paisaje, a través de SIG (McGarigal et al. 2007; McGarigal et al. 2002; Berry, et al. 1999; IGIS, 1997; McGarigal y Marks, 1995), permite caracterizar las estructuras y cambios en la ocupación y uso agroforestal del territorio y la búsqueda de las im-

plicaciones ambientales de su actividad (Maldenoff y Baker, 2000).

En las dos últimas décadas, algunos trabajos pretenden integrar los métodos de la Ecología del Paisaje y la consideración de aspectos culturales y humanos, de manera que se combinen la ciencia de la Ecología y el arte de la Planificación del Territorio en lo que Thorne y Huang (1991) llaman "landscape ecological aesthetic". De forma parecida, Iiyama et al., (2005) afirman que para acometer determinadas medidas de conservación, la gestión del paisaje a nivel regional debería considerar aspectos ecológicos y sociales.

ÁREA DE ESTUDIO

En el proyecto FIREMAP se ha acordado trabajar en distintos ámbitos territoriales españoles con el fin de validar los resultados alcanzados en zonas contrastadas geográficamente y con características diferentes de causalidad y casuística. Uno de estos ámbitos territoriales elegidos ha sido la Comunidad de Madrid, donde se ha ensayado la metodología propuesta de valoración paisajística y ecológica.

La Comunidad de Madrid ocupa una superficie de 8.027 km². En 2007 acoge a una población cercana a 6 millones de habitantes, según datos del Instituto Nacional de Estadística, que se distribuye en 179 municipios. Se trata de la región más densamente poblada de España (748 habitantes/km²).

A pesar del elevado nivel de antropización, su medio natural posee acreditada diversidad biológica. Una importante superficie regional está bien conservada gracias a diversas figuras de protección: espacios naturales protegidos, zonas de especial protección de aves, lugares de importancia comunitaria, montes preservados, de utilidad pública, etc. La presión demográfica, recreativa y urbanística y la creciente construcción de infraestructuras viarias (autopistas, carreteras y vías férreas de alta velocidad) son las principales amenazas de las zonas forestales de la región, incrementando el riesgo humano de incendio forestal como consecuencia de las negligencias y/o accidentes que se registran en las áreas de influencia de estas infraestructuras o en la interfaz urbano-forestal. Estos factores pueden comprometer potencialmente el mantenimiento del valor paisajístico y ecológico actual del territorio.

OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo es establecer

una metodología sencilla para determinar cartográficamente el valor intrínseco del paisaje, el valor del territorio en función de sus figuras de protección y el valor paisajístico, mediante la integración de distintos indicadores bajo un enfoque exclusivamente ecológico sin considerar aspectos visuales o estéticos. Es conveniente decir que el estudio de la calidad visual del paisaje y la consideración de los componentes estéticos son complementarios a este trabajo y se insertan, en el marco del proyecto FIREMAP, en la estimación del valor socioeconómico del territorio (Molina et al., 2006).

Se pretende que los resultados obtenidos, tras aplicar esta metodología, sean nuevos productos a considerar por los responsables de los incendios forestales a la hora de tomar decisiones en la ejecución de tareas de selvicultura preventiva y en la distribución de los medios materiales y humanos de extinción cuando se esté propagando un incendio forestal que amenace a las zonas más vulnerables desde el punto de vista ecológico. Así pues, se espera que los resultados sean útiles para la gestión y la planificación y sean fáciles de entender por cualquier usuario.

Como ya se ha anticipado, el objetivo general del proyecto FIREMAP es desarrollar un conjunto de métodos para cartografiar un índice sintético del riesgo de incendios forestales, apoyado en tecnologías de información geográfica, que integre los aspectos asociados a la determinación del peligro y a la vulnerabilidad de los recursos potencialmente

afectados. La vulnerabilidad es considerada como el grado de susceptibilidad al deterioro ante la incidencia de determinadas actuaciones o, también, el inverso de la capacidad de adsorción de posibles alteraciones sin pérdida de calidad (MMA, 2000, p. 667). En el esquema metodológico del proyecto (figura 1), la vulnerabilidad integra, entre otros aspectos, el valor socioeconómico y el valor natural del recurso. Por este motivo, se considera que los resultados de este trabajo contribuirán a alcanzar el objetivo intermedio del proyecto de obtener una cartografía de niveles de vulnerabilidad, asociada a los aspectos socio-económicos y ecológicos.

METODOLOGÍA

Se propone una metodología para valorar el paisaje, bajo un enfoque exclusivamente ecológico, y para calcular el valor del territorio en función de sus figuras de protección.

Siguiendo las recomendaciones de los expertos en incendios forestales entrevistados en el marco del proyecto FIREMAP y para facilitar el proceso de integración de la información para generar un índice sintético de riesgo, es necesario hacer un par de observaciones de carácter general: en la evaluación del paisaje tan sólo han sido valorados los espacios forestales de la región, excluyéndose tanto los espacios agrícolas como las zonas artificiales; sin embargo, en la valoración del territorio en función de las figuras de protección se ha considerado todo el territorio

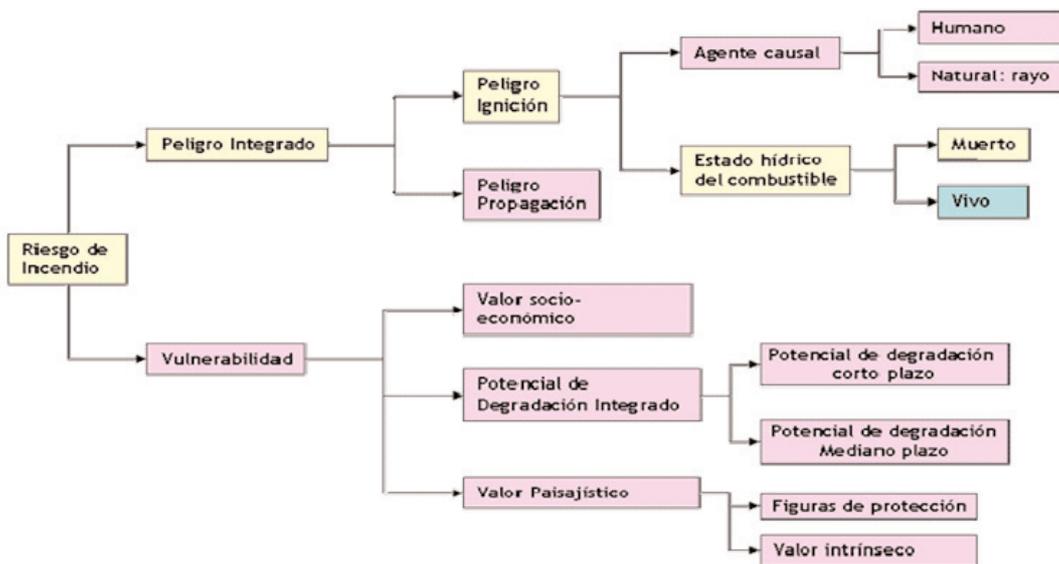


Figura 1. Esquema de trabajo del proyecto FIREMAP. <http://www.geogra.uah.es/firemap>.

regional; en ambos casos, la mínima unidad espacial de información utilizada es una cuadrícula¹ de 1 km². Se ha empleado la rejilla kilométrica UTM y los resultados obtenidos se acomodan a esta estructura teselar con esta resolución espacial.

Valor Intrínseco del Paisaje

Datos de entrada

La principal fuente de información empleada ha sido el mapa de ocupación del suelo del proyecto CORINE-Land Cover del año 2000 (CLC2000), facilitado por el Centro Nacional de Información Geográfica, correspondiente al ámbito territorial de la Comunidad de Madrid. Como se recordará, este producto ha sido realizado, de forma participativa por las Comunidades Autónomas y coordinado por el Instituto Geográfico Nacional, mediante la interpretación visual de imágenes Landsat 7-ETM de los años 1999 y 2000 (JRC-EEA, 2002; IGN, 2004).

Para el cálculo de la representatividad se ha utilizado el mapa CORINE-Land Cover 2000 de España peninsular y Baleares. Para la valoración de la proximidad de la vegetación actual a la clímax, además de la cobertura CLC2000, se ha empleado el mapa de vegetación potencial de España peninsular, en su versión digital, descargado del Banco de Datos de la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente.

Cálculo de los valores de los componentes del valor intrínseco del paisaje

El flujo de trabajo se muestra en la figura 2.

Existe una amplia variedad de índices cuantitativos para analizar el paisaje (Martínez Falero y González Alonso, 1995; McGarigal et al. 2002). A pesar de la controversia que suscitan, son muy útiles porque proporcionan información para la clasificación de tipos de paisajes y porque son indicadores de los cambios y perturbaciones del paisaje (Dramstad et al., 1998; DiBari, 2007; Falcucci, et al. 2007).

Tras una cuidadosa revisión bibliográfica se ha procurado seleccionar, en este estudio, sólo aquellos índices que se ajustan mejor a los objetivos de este trabajo y del proyecto de investigación en el que se inserta. Inicialmente, fue seleccionado mayor número de ellos, incluyendo, además de los relacionados con la diversidad, entremezclado y conectividad, otros índices de naturalidad, cambio de usos del suelo (ganancia de la vegetación natural, grado de

deforestación) o un índice de fragmentación que tuviera en cuenta el número de manchas de usos diferentes y las barreras humanas implantadas en el territorio. Sin embargo, en la selección final se consideraron los siguientes aspectos: las recomendaciones de los expertos, los resultados de la discusión entre los distintos grupos intervinientes en el proyecto FIREMAP, la elevada correlación que tienen algunos de ellos y la dificultad de calcular otros, lo que obligaría a emplear fuentes de información cartográfica no disponibles para territorios amplios de nivel autonómico, estatal y/o continental.

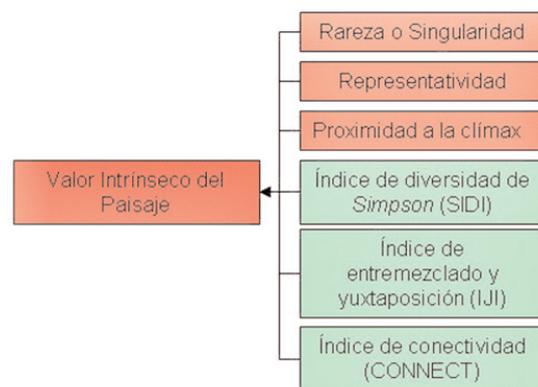


Figura 2. Esquema del flujo de trabajo para calcular el valor intrínseco del paisaje

Los tres primeros índices han sido elegidos porque son, probablemente, los más empleados tanto en los estudios que analizan el paisaje para evaluar su calidad visual (Martínez Vega et al., 2003) como en aquellos que calculan su valor empleando procedimientos de Ecología del Paisaje (Dhar et al., 1997; Milego y Nunes, 1998).

Los siguientes tres índices nos aportan información sobre la conectividad, la diversidad del paisaje y el grado de entremezclado de manchas. Estos índices han sido empleados frecuentemente en trabajos anteriores relacionados con el análisis de la calidad visual (Antrop y Van Eetvelde, 2000; Crawford, 1994; de la Fuente et al. 2006; Dramstad et al. 2006; Gómez-Sal et al. 2003; Hammit, 1994; Milego y Nunes, 1998) y, especialmente, con la calidad ecológica del paisaje (Calvo-Iglesias et al. 2006; Dhar et al. 1997; DiBari 2007; Kuiper, 1998; Li et al. 2007; Pino et al. 1998; Hernandez-Stefanoni y Ponce-Hernandez, 2004; Wrbka et al. 2004; Arroyo-Mora et al. 2005; Moilanen y Wintle, 2007; Funch y Harley, 2007; Trakhtenbrot y Kadmon, 2005). Además estos índices se han seleccionado por expresar los resultados en umbrales conocidos y comparables (p.e. 0 a 100 o 0 a 1), lo que facilita la integración y compa-

ración de los resultados entre diferentes ámbitos regionales.

Los índices de diversidad y entremezclado suelen ser empleados en función de su relación directa con la calidad visual del paisaje. De acuerdo a las preferencias paisajísticas de la población, los paisajes que contienen mayor diversidad de vegetación y de usos del suelo, que están estructurados en un mosaico heterogéneo y entremezclado y que poseen mayor variedad cromática, son mejor valorados y más apreciados (Anderson, 1979).

Desde los puntos de vista ecológico y funcional, la diversidad y el entremezclado de la vegetación y usos del suelo en un mosaico heterogéneo están relacionados inversamente con la vulnerabilidad del territorio frente a los incendios forestales. Las estructuras diversas de los paisajes tradicionales frenaban la propagación de los incendios forestales mientras que el abandono de los usos tradicionales implica una homogeneidad del paisaje y mayor vulnerabilidad, como consecuencia de una mayor facilidad para que sean recorridos por los incendios forestales (Moreno, 1989; Romero-Calcerrada y Perry, 2002 y 2004).

Para el cálculo de los tres primeros índices tan sólo se han considerado las cubiertas forestales, como se ha dicho al inicio del apartado de metodología, ya que los espacios forestales son, fundamentalmente, el objeto del proyecto de investigación en el que se enmarca este trabajo. Sin embargo, para el cálculo de los tres últimos índices se han considerado todas las cubiertas del suelo de la Comunidad de Madrid y, además, las manchas de ocupación del suelo localizadas en una franja de 2 km. alrededor de la Comunidad Autónoma con objeto de evitar el efecto frontera en el cálculo. Además, para calcular la conectividad del paisaje, algunas manchas no forestales del territorio, como las láminas de agua y cursos hidrográficos, son esenciales por la función que prestan como corredores biológicos. No obstante, es preciso insistir en que tras el cálculo, las cuadrículas no forestales son enmascaradas en los resultados finales.

El índice de rareza (IRar) es entendido como la proporción de la superficie que ocupa cada formación vegetal o categoría de uso forestal (por ejemplo, la superficie del uso del suelo 1 en la Comunidad de Madrid, S_{U1CM}) respecto a la superficie forestal total de la Comunidad de Madrid (S_{FCM}). Cuanto menor sea el porcentaje más rara es la formación vegetal o el uso evaluado. En vez de emplear distintos intervalos de rareza, como es habitual, en este tra-

bajo se han utilizado los valores que realmente ocupan cada categoría de uso del suelo respecto a la superficie regional, como si de una variable continua se tratase. Sin embargo, de cara a integrar el resultado en un índice sintético de riesgo, el valor del porcentaje resultante se ha dividido entre 100 y se ha invertido, es decir, el cociente ha sido restado de 1 para que el recorrido de la variable oscile entre 0 (menor rareza) y 1 (mayor rareza) de una forma continua, sin intervalos, teniendo en cuenta que la rareza es una cualidad positiva. El índice es calculado de la siguiente manera:

$$IRar = 1 - \left[\left(\frac{S_{U1CM} * 100}{S_{FCM}} \right) / 100 \right]$$

El índice de representatividad (IRep) se concibe como una variante de la rareza fuera del área de estudio. Es considerada como la proporción de cada tipo de uso del suelo (por ejemplo, la superficie del uso del suelo 1 en la Comunidad de Madrid, S_{U1CM}) respecto al total de la superficie que ocupa ese mismo tipo de uso en el conjunto de un entorno geográfico de ámbito superior, en este caso en el territorio de España peninsular y Baleares (S_{U1E}). Al igual que en el caso anterior, el porcentaje resultante ha sido dividido entre 100 con el fin de reescalar el índice en un rango de 0 a 1. Es calculado mediante la siguiente expresión:

$$IRep = \frac{\left(\frac{S_{U1CM} * 100}{S_{U1E}} \right)}{100}$$

La proximidad de la vegetación actual a la vegetación clímax (IPvc) se ha calculado mediante una tabulación cruzada entre el mapa CLC 2000 y el mapa de vegetación potencial. Las distintas combinaciones presentes han sido valoradas desde 0,2 (mayor lejanía) hasta 1 (coincidencia entre la vegetación actual y la clímax).

El índice de diversidad de Simpson (SIDI) evalúa el número de diferentes tipos de cubiertas y la distribución del área proporcional entre los tipos de cubiertas. Valores próximos a 0 indican que únicamente existe una mancha o cubierta (no diversidad) y valores próximos a 1 (mayor diversidad) expresa diferentes tipos de cubierta y la distribución proporcional de áreas entre tipos de cubierta es más equilibrada. La fórmula empleada es la siguiente

(McGarigal et al., 2007):

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

siendo P_i^2 la proporción del paisaje ocupado por las manchas de la clase i .

El índice de entremezclado y yuxtaposición (IJI) permite conocer la configuración espacial de las manchas, en sus adyacencias, y el grado de entremezclado de las manchas. Los valores bajos (0) son sintomáticos de paisajes en los cuales las manchas están distribuidas aleatoriamente mientras que valores altos (100) indican paisajes con manchas distribuidas con equi-adyacencia. La fórmula empleada es:

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) * \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0,5[m(m-1)])} \quad (100)$$

donde e_{ik} es la longitud (en metros), a nivel de paisaje, de los bordes entre manchas de las clases i y k , E es la longitud (en metros), a nivel de paisaje, de todos los bordes y m es el número de clases presentes en el paisaje. Este índice se ha reescalado para que su recorrido oscile entre 0 y 1.

El índice de conectividad (CI) está definido por el número de uniones funcionales entre todos los parches del mismo tipo. Indica dónde están conectados cada par de parches según una ventana de análisis de 500 m. de lado. Su rango de valores se mueve entre 0 (consiste en un único match o ninguno de los parches están conectados) y 100, cuando todos los parches en la ventana de análisis están conectados. Se expresa de la siguiente manera:

$$CONNECT = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j \neq k}^n c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m \left(\frac{n_i(n_i-1)}{2} \right)} \quad (100)$$

donde c_{ijk} son las uniones funcionales entre el patch j y k del mismo tipo y n_i es el número de parches en el paisaje del tipo i . Igual que en el caso anterior, los resultados del índice de conectividad se han reescalado entre 0 y 1.

Cálculo integrado del Valor Intrínseco del Paisaje (VIP)

Es el resultado promedio simple de la combinación de los seis componentes, antes descritos, sin ponderar. Para ello, ha sido preciso, previamente, rasterizar los tres primeros factores, originalmente en formato vectorial, a una matriz de 50 m. x 50 m., de similar resolución espacial que los indicadores de ecología del paisaje. Posteriormente, pasamos a formato vector este resultado para poder cruzarlo con la cuadrícula de referencia (vector) y así, asignar a cada celda de la misma el valor obtenido sumando los diferentes valores de las áreas que la conforman, ponderados por la superficie que ocupan con respecto a la de la celda (1 km²). Las expresiones para la integración han sido las siguientes:

$$VIP = \frac{IRar + IRe p + IPvc + SIDI + IJI + CI}{6}$$

$$VIP = \frac{IRar + IRe p + IPvc + SIDI + IJI + CI}{5}$$

La primera expresión ha sido la empleada de forma genérica. Sin embargo, en las celdas que poseen valores de IJI nulos se ha aplicado la segunda fórmula, ya que en esas cuadrículas el valor máximo alcanzable es de 5.

En cualquier caso, es preciso recordar que en el proceso de integración se han excluido de la valoración final los paisajes no forestales.

Valor del territorio en función de las figuras de protección

Datos de entrada

Las coberturas de entrada al modelo han sido las siguientes:

1. Espacios Naturales Protegidos (ENP) de 2004, cobertura facilitada por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid.
2. Zonas de Especial Protección de Aves (ZEPA) declaradas en la región, suministrada por la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente.
3. Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) propuestos por la Comunidad de Madrid a la Comisión de la UE, adaptados sus perímetros mediante interpretación visual de las ortofotos regionales del año

2000, en color natural, de 0,5 m de resolución espacial.

4. Hábitats de importancia comunitaria (HIC), de la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente.

5. Nuevo mapa de Montes Preservados (MMPP) de escala 1:5.000, elaborado por el CSIC, en 2002, para actualizar el anejo cartográfico de la Ley 16/1995 Forestal y de Protección de la Naturaleza de la Comunidad de Madrid.

6. Montes de Utilidad Pública (MUP) de 2005, cobertura facilitada por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

El esquema de trabajo se muestra en la figura 3.



Figura 3. Esquema del flujo de trabajo para calcular el valor del territorio en función de las figuras de protección.

Valoración de los componentes del valor del territorio en función de las figuras de protección

A cada una de las 6 coberturas vectoriales que aparecen señaladas en el flujograma anterior se les ha asignado, de forma genérica, valor 0 en caso de ausencia del componente analizado y valor 1 en caso de presencia del mismo. Sin embargo, existen algunas variantes que se señalan a continuación:

En el caso de los Espacios Naturales Protegidos que disponen de Plan Rector de Uso y Gestión y/o Plan de Ordenación de Recursos Naturales, se ha empleado la zonificación ambiental contenida en estos instrumentos de planificación para diferenciar

zonas de distinto valor, en función de su vulnerabilidad frente a incendios forestales. Los directores de conservación de cada espacio han valorado cada zona ambiental, considerando una escala de 0 (menos vulnerabilidad) a 10 (más vulnerabilidad). Para facilitar la integración de este componente con los restantes, se ha reescalado la valoración en un rango común que oscila de 0 a 1 (figura 4). A las cuadrículas integradas en Espacios Naturales Protegidos de los que no se ha podido disponer de su zonificación ambiental se les ha asignado el valor genérico 1 (presencia). Siguiendo el criterio de los gestores y usuarios finales de los productos, se ha ponderado esta información por 2, considerando que es más re-

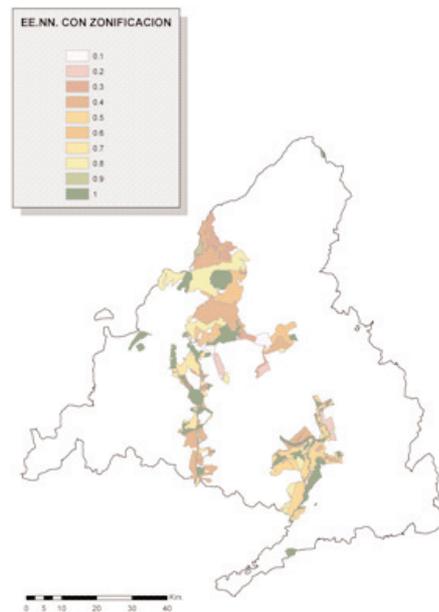


Figura 4. Valoración experta de las distintas zonas ambientales de cada Espacio Natural Protegido de la Comunidad de Madrid en función de su vulnerabilidad a los incendios forestales.

levante que el resto de las variables que definen el valor del territorio en función de las figuras de protección.

Por último, conviene decir que los espacios que, simultáneamente, han sido declarados como ZEPA y LIC sólo han sido valorados una vez con objeto de evitar redundancias. Por el contrario, los espacios donde no existen solapes o coincidencias han sido valorados independientemente.

Al igual que en el caso anterior, tan sólo se han valorado los hábitats de importancia comunitaria que no han sido ya propuestos como Lugares de Importancia Comunitaria, con objeto de evitar una valora-

ción reiterada. En esos casos, el criterio de valoración ha sido el siguiente: 0 = ausencia de hábitats de importancia comunitaria; 0,5 = presencia de hábitats de importancia comunitaria no propuestos como LIC y no prioritarios; 1 = presencia de hábitats de importancia comunitaria, prioritarios y no propuestos como LIC.

Determinación del Valor del Territorio en función de las Figuras de Protección (VTFP)

Una vez asignados los valores a los polígonos de cada una de las 6 coberturas, se combinan éstas, obteniendo, para cada nuevo recinto creado, una puntuación que es la suma de los datos que coinciden en él. La nueva capa así obtenida contiene polígonos con valores comprendidos entre 0 y 5 (recuérdese que la cobertura de la zonificación ambiental de Espacios Naturales Protegidos ha sido multiplicada por 2 y que, por otra parte, en un mismo polígono nunca coinciden valoraciones positivas de espacios que son simultáneamente ZEPA y LIC ni valoraciones repetitivas de hábitats si éstos forman parte, simultáneamente, de un espacio propuesto como Lugar de Importancia Comunitaria). Esta capa resultante es cruzada con la cuadrícula UTM de km². En cada cuadrícula se obtiene un valor del territorio en función de las figuras de protección que es el sumatorio de los datos correspondientes a los distintos polígonos incluidos en aquella, ponderando previamente estos valores según la proporción de su superficie respecto a la superficie total de la celda.

Por último, se normalizan los datos resultantes en una escala de 0 a 1, asignando '1' al máximo valor posible resultante del sumatorio (en este caso, 5). Esta operación de reescalado equivale a multiplicar cada valor por 0,20. A pesar de que los resultados del producto final se encuentran expresados en una escala continua, para facilitar su representación cartográfica se han agrupado considerando 9 intervalos. La fórmula de cálculo es la siguiente:

$$VTFP = 0,20 \times S(\text{polígono 1} + \text{polígono 2} + \dots + \text{polígono n})$$

Donde:

$$\text{polígono}_i = \left[\begin{array}{l} 2 * ENP_{i_zon_amb} + \left[\begin{array}{l} (ZEPA_i \cap LIC_i) + \\ (ZEPA_i \neq LIC_i) + \\ (LIC_i \neq ZEPA_i) \end{array} \right] + \\ (HIC_i \neq LIC_i) + MMPP_i + MUP_i \end{array} \right] * \left(\frac{\text{sup. polígono}_i}{\text{sup. cuadrícula UTM}} \right)$$

Valor Paisajístico

Datos de entrada

Las fuentes de información de entrada al modelo han sido las siguientes:

1. Modelo de valor intrínseco del paisaje (VIP) de la Comunidad de Madrid.
2. Modelo de valor del territorio en función de las figuras de protección (VTFP) de la Comunidad de Madrid.

Cálculo del Valor Paisajístico (VP)

Es preciso indicar que los espacios no forestales, que no fueron evaluados en cuanto a su valor intrínseco, tienen prioridad en este modelo final de paisaje, de tal manera que en éste se representan en color gris, es decir tampoco han sido evaluados. El resultado del resto de las cuadrículas es el promedio de la combinación de los dos componentes, antes descritos, aplicando un peso de 1,5 al modelo de valor del territorio en función de las figuras de protección. Los expertos consultados están de acuerdo en asignar mayor peso a este segundo modelo debido a la mayor importancia de las figuras de protección en la consideración de la vulnerabilidad del territorio. La expresión para la integración ha sido la siguiente:

$$VP = \frac{VIP + (1,5 * VTFP)}{2}$$

A pesar de que los valores del producto final se encuentran expresados en una escala continua, para facilitar su representación cartográfica se han agrupado los resultados en 8 intervalos, desde el valor mínimo (0) hasta el máximo (0,756).

Con objeto de facilitar la integración del mapa de valor paisajístico con otros productos del proyecto (valor socioeconómico y potencial integrado de degradación) de cara a estimar la vulnerabilidad del territorio, se ha agrupado el valor paisajístico en 4 categorías, de menor a mayor vulnerabilidad. Para establecer los umbrales entre clases se han considerado los puntos de ruptura del histograma.

RESULTADOS

Los mayores valores de singularidad en la región los registran el castañar de Rozas de Puerto Real, los encinares de La Parra y de El Pardo, el sabinar de

Lozoya, las dehesas del piedemonte situado al suroeste de la Comunidad de Madrid y algunos ecosistemas relacionados con los yesares y saladares del sureste.

En términos generales, puede decirse que los ecosistemas madrileños son poco representativos considerando la totalidad de España. Los valores registrados son muy bajos (tabla 1). Tan sólo son reseñables los pastizales mediterráneos y los pastizales supraforestales mediterráneos del piedemonte serrano septentrional y noroccidental.

Por su mayor proximidad a la vegetación clímax, destacan las masas de caducifolias (castañares y fresnedas) y marcescentes (melojares) del Sistema Central, bien adaptadas a las condiciones del piso supramediterráneo. Asimismo, sobresalen los encinares y quejigares de la llanura central y de las parameras orientales, acomodados a las condiciones climáticas y edáficas de los pisos mesomediterráneos. Los ecosistemas más alejados de la vegetación clímax son las zonas mixtas agrícolas con importantes espacios de vegetación natural localizadas en los flancos de las alcarrias y las extensas zonas ganaderas de los piedemontes y de los valles serranos, ocupadas por pastizales (tabla 2).

El mapa del valor intrínseco del paisaje se muestra en la figura 5. En colores fríos (gama de azules y verdes) se representan los paisajes de mayor valor, localizados en las sierras del Sistema Central (Gua-

darrama y Somosierra) y en los taludes de las alcarrias sobre los valles del Tajo, Tajuña y Jarama, en los espacios del sureste madrileño: 0,708 es la puntuación más elevada en un rango que oscila entre 0 –menor valor paisajístico- y 1 –mayor valor-. Por el contrario, en colores cálidos (naranja y amarillo) se simbolizan los paisajes peor valorados, situados en las llanuras centrales y orientales. En un color neutro (gris), se representan los espacios agrícolas y artificiales, es decir las zonas no forestales, que no han sido evaluados. Para facilitar la representación cartográfica del valor paisajístico y su posterior inventario se ha dividido el recorrido de esta variable en 8 intervalos iguales que crecen de 10 en 10 décimas de punto.

El mapa del valor del territorio en función de las figuras de protección se muestra en la figura 6. A pesar de que los valores del producto final se encuentran expresados en una escala continua, para facilitar su representación cartográfica se han agrupado los valores de acuerdo a 9 intervalos iguales que crecen de 10 en 10 décimas de punto.

Se ha empleado una gama de colores similar a la utilizada en el mapa anterior. En colores fríos (gama de azules y verdes) se representan los enclaves de mayor valor ecológico, localizados en la sierra de Guadarrama, al norte de Cercedilla, en Peñalara, Cuerda Larga y los cordales que enmarcan la fosa del Alto Lozoya, en el centro-sur, en torno al río Guadarrama, y en el sureste, en torno al río Jarama. Otros parajes de elevado valor ecológico son la Pedriza del Manzanares, el Monte de El Pardo y los Encinares del Alberche y Cofio, en el suroeste de la región. En colores cálidos (amarillos a sienas) se representan los espacios de menor valor ecológico distribuidos en el extremo sureste de la región y en la Sierra Norte de Madrid. En gris se representan los espacios en los que no existe ninguna figura de protección.

A pesar del grado de antropización de la Comunidad de Madrid, casi el 75% del territorio autonómico está ocupado por algún espacio de interés ecológico o por hábitats de importancia comunitaria por su flora y/o por su fauna. También puede decirse que el 32,77% de la región pertenece a alguno de los 4 intervalos de mayor valor ecológico.

En la figura 7 se muestra el mapa del valor paisajístico resultante de la integración ponderada de los modelos de valor intrínseco del paisaje y de las figuras de protección.

Los paisajes de mayor valor son la Sierra de Guadarrama, en Abantos, Peñalara y Cuerda Larga, La

CÓDIGO CLC2000	Rareza / Singularidad	Representatividad
24310	0,94	0,0115
24320	1,00	0,0016
24330	1,00	0,0006
24410	0,96	0,0081
24420	0,99	0,0144
31110	0,96	0,0133
31120	0,98	0,0060
31130	1,00	0,0027
31140	1,00	0,0010
31150	1,00	0,0247
31210	0,90	0,0115
31300	0,99	0,0027
32111	1,00	0,0005
32112	0,99	0,0549
32122	0,75	0,0559
32311	0,91	0,0184
32312	0,84	0,0239
32410	0,92	0,0208
32420	0,92	0,0210
32430	0,97	0,0140

Tabla 1. Valores de rareza y representatividad asignados a cada categoría forestal del mapa Corine-Land Cover 2000 de la Comunidad de Madrid².

	12a	13a	13b	16a	18a	18c	18h	19b	19bb	22a	22b	24a	24ab	24c	l	lb
24310	---	---	---	---	0,4	0,4	---	---	0,4	---	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
24320	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,2	---	0,2	---	0,6	---
24330	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	---	---	---
24410	---	---	---	---	0,6	---	---	---	0,6	---	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
24420	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,6	0,6	0,6	---
31110	---	---	---	---	0,8	---	---	---	0,8	---	1	1	1	1	0,8	0,8
31120	---	0,8	0,8	1	1	1	1	---	1	---	0,8	0,8	0,8	---	1	1
31130	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	---	0,8	0,8	0,8	---
31140	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	---	1	---	1	---	1	---
31150	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	---	0,8	0,8	1	1
31210	0,8	1	---	0,8	0,8	0,8	0,8	---	0,8	---	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
31300	---	---	---	---	0,8	---	---	---	---	---	---	0,8	0,8	0,8	0,8	---
32111	1	0,6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
32112	1	0,6	---	---	0,4	0,4	---	---	---	---	0,4	---	---	---	0,4	---
32122	---	0,6	---	---	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
32311	0,6	0,8	---	---	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	---	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
32312	0,6	0,8	1	---	0,6	0,6	0,6	---	0,6	---	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
32410	---	---	---	---	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
32420	0,8	1	---	---	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	---	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
32430	---	1	---	---	0,8	0,8	---	0,8	0,8	---	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8

Tabla 2. Valores de la vegetación actual según su proximidad a la climax. Los códigos empleados en las cabeceras de filas y columnas son los correspondientes a la leyenda Corine-Land Cover 2000 y a la leyenda del mapa de vegetación potencial de España³, respectivamente. Las celdas sin valor se corresponden a combinaciones que no se producen en esta tabulación cruzada.

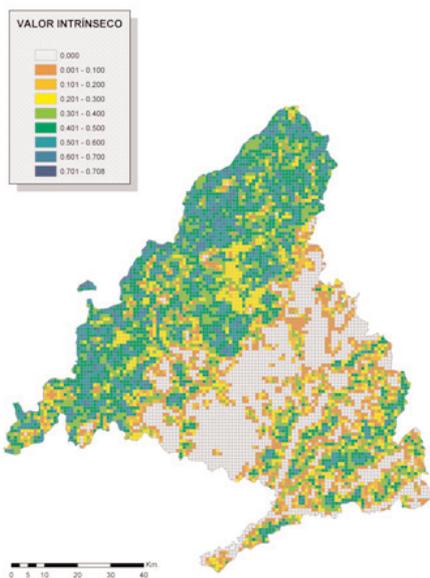


Figura 5. Mapa del valor intrínseco del paisaje de la Comunidad de Madrid.

CLASE VALOR PAISAJÍSTICO	Superficie (ha)	%
0 (sin evaluar)	179.401,82	22,36
1	226.165,21	28,19
2	274.887,36	34,26
3	112.667,06	14,04
4	9.187,93	1,15
Comunidad de Madrid	802.309,37	100,00

Tabla 3. Inventario de la superficie absoluta y relativa ocupada por cada una de las categorías finales del valor paisajístico en la Comunidad de Madrid.

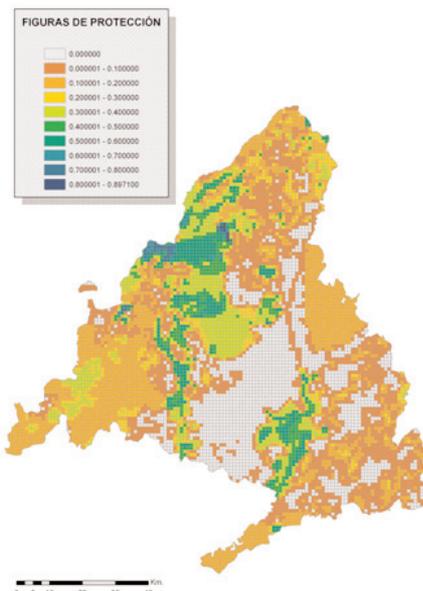


Figura 6. Mapa del valor del territorio madrileño en función de las figuras de protección.

Pedrizca, el Monte del Pardo, los valles del Guadarrama y Jarama y los encinares del Alberche y Cofio, en la Sierra Oeste de Madrid. Estas zonas poseen valores intrínsecos del paisaje elevados y, además, contienen zonas protegidas ya sea por su flora, por su fauna, por la protección que proporcionan frente a la erosión o por otros beneficios ambientales.

Este modelo ha sido reinterpretado y agrupado, en

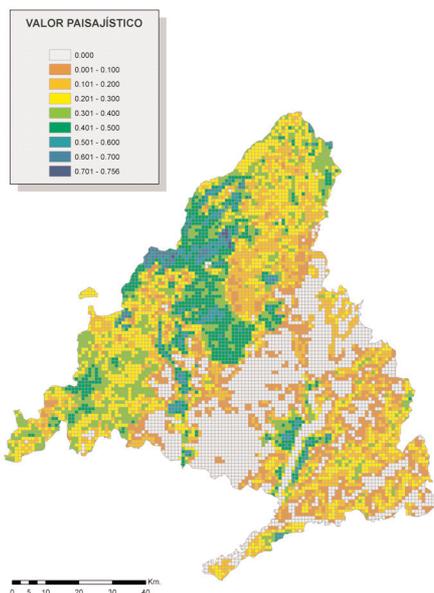


Figura 7. Modelo del valor paisajístico de la Comunidad de Madrid.

clave de vulnerabilidad frente a los incendios forestales. En la figura 8 se muestra la reclasificación del mapa de valor paisajístico en 4 categorías con objeto de facilitar su integración en un modelo global de vulnerabilidad del territorio.

En la tabla 3 puede apreciarse que más de un 15% de la superficie total de la Comunidad de Madrid se corresponden con espacios que tienen valores paisajísticos altos o muy altos.

Los tres modelos generados -valor intrínseco, figuras de protección y valor paisajístico- han sido integrados, junto a otros productos, en CARTOFIRE, una herramienta en Internet para el acceso a la información del proyecto, con una sección específica para gestionar información cartográfica (<http://www.geogra.uah.es:8080/cartofire/index.php>).

En el proyecto Firemap se consideró trascendental contar con los usuarios finales del índice de riesgo de incendios forestales y de los productos intermedios generados con objeto de ayudarles en la gestión y prevención de este fenómeno. Han participado, de forma activa, tanto en el diseño y calibración de los productos como en su validación. Asimismo, se ha procurado estandarizar la documentación de las variables de entrada, de cara a que los datos generados pudieran integrarse fácilmente en bases de datos descentralizadas (Chuvieco et al., 2007). En la figura 9 se muestra un ejemplo de la visualización del modelo de valor paisajístico de la Comunidad de Ma-

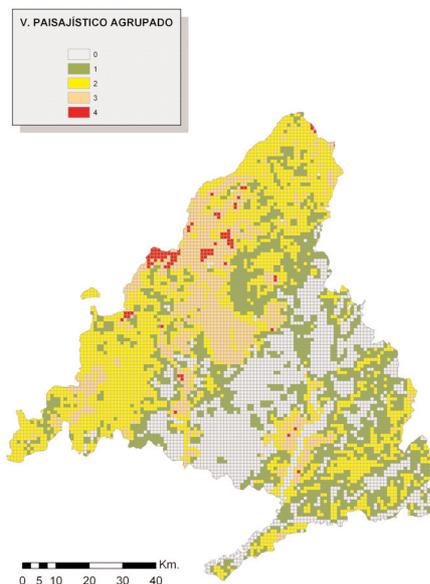


Figura 8. Modelo final del valor paisajístico de la Comunidad de Madrid reclasificado en 4 categorías.

drid en el servidor CARTOFIRE.

En la figura 10 se muestra, asimismo, el mapa de vulnerabilidad del territorio resultante de la integración de los modelos de valor paisajístico, valor socioeconómico y potencial integrado de degradación. Según el esquema del proyecto, este mapa de vulnerabilidad está preparado para ser integrado con el modelo de peligro integrado y dar, como resultado final, el índice sintético de riesgo de incendio forestal.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Es cierto que, dada la capacidad de los SIG, se podrían incluir otros elementos que permitieran mejorar la valoración intrínseca del paisaje (p. e. presencia de montes protectores, otros indicadores de ecología del paisaje) o ecológica (inclusión de otras figuras de protección como árboles singulares). En futuros desarrollos se valorarán las ventajas e inconvenientes de calcular, entre otros, un índice de naturalidad y un índice de ganancias y/o pérdidas de la vegetación natural, de manera que pueda ser introducida la componente temporal en el cálculo del valor intrínseco del paisaje.

No obstante, al introducir muchas variables se podría incorporar información redundante. Para evitarlo, se optará por hacer un estudio estadístico de las variables de entrada para conocer su nivel de sig-

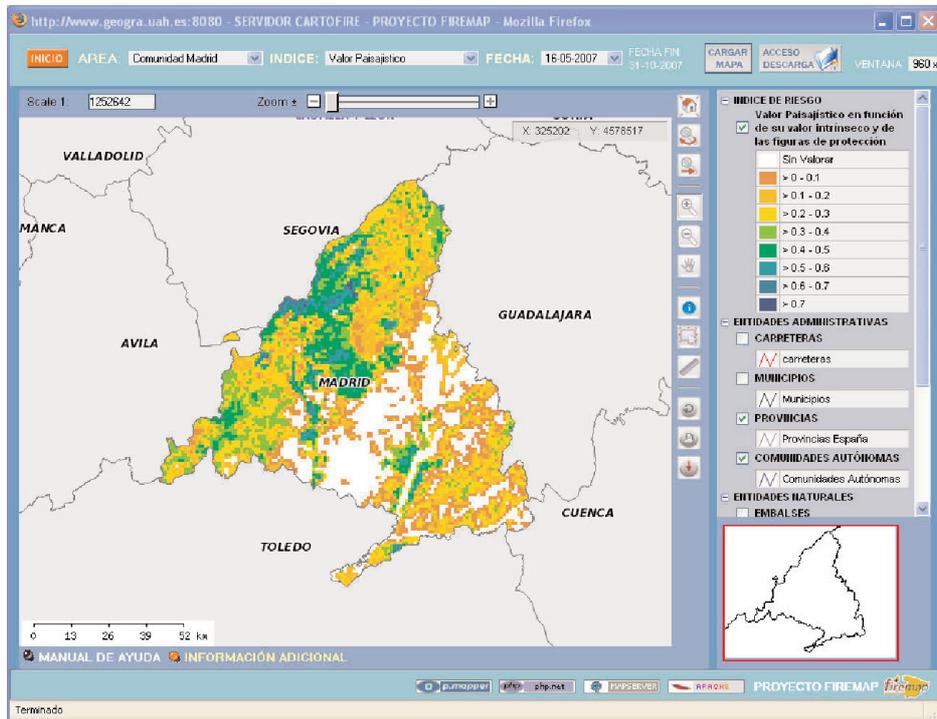


Figura 9. Visualización del mapa de valor paisajístico de la Comunidad de Madrid en el servidor cartográfico CARTOFIRE.

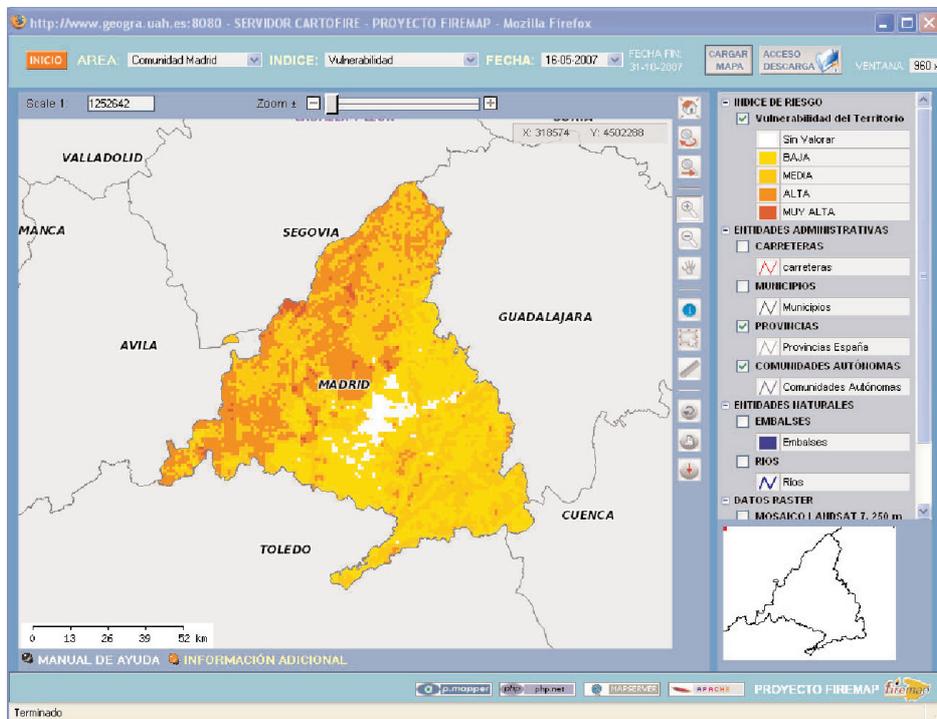


Figura 10. Visualización del índice de vulnerabilidad de la Comunidad de Madrid en el servidor cartográfico CARTOFIRE.

nificación y evitar problemas de colinealidad y se empleará un análisis de componentes principales que sintetice la información más relevante.

Por otra parte, se estudiará la influencia de modificar el radio de búsqueda en los resultados de los índices de ecología del paisaje utilizados en el modelo. Respecto a las fuentes de información empleadas para calcular el modelo de valor intrínseco del paisaje conviene decir que el mapa de Series de Vegetación de España de escala 1:400.000 utilizado para analizar la proximidad de la vegetación actual a la vegetación potencial no es la fuente más adecuada. Su escala media (1:400.000) es una limitación cartográfica cuando se compara su información con la de otro mapa de mayor escala (1:100.000). El nivel de detalle de los perímetros de las manchas es menor y el tamaño mínimo cartografiable es mayor como consecuencia de su escala, más pequeña que la del mapa de ocupación del suelo de Corine. Sin embargo, al no disponerse, en la Comunidad de Madrid, de otro mapa más detallado, en soporte digital, se optó por esta fuente. En desarrollos futuros se valorará la viabilidad de emplear, en el flujo de trabajo, una versión digital del mapa de Series de Vegetación de Madrid de Salvador Rivas-Martínez, editado en papel, en 1981, a escala 1:200.000.

Respecto a la asignación de pesos a las variables y a los modelos combinados, podría decirse que existe cierta subjetividad. Para minimizar este problema, se ha consultado y consensuado con expertos su aplicación.

Por último, es necesario remarcar la dificultad conceptual y metodológica para validar los modelos resultantes. En el momento actual, se ha optado por una metodología sencilla y fácilmente comprensible. Los resultados demuestran la viabilidad de su aplicación en otros territorios de ámbito regional e, incluso, estatal. La información de entrada en los modelos resultantes está disponible para toda España. Tan sólo, los Montes Preservados es una figura específica de la ley forestal madrileña. En este caso, es necesario buscar las equivalencias con otras tipologías similares de montes o eliminar este elemento de la ecuación del valor del territorio en función de sus figuras de protección.

Por último, los resultados son fácilmente integrables con otros productos del proyecto FIREMAP, tanto por su formato –información referida a una retícula común de 1 Km² de resolución– como por su escala de medida –recorrido de las variables en un rango de 0 a 1–.

A pesar de las limitaciones apuntadas, queda pa-

tente la elevada capacidad de la Teledetección, para generar información actualizada de la ocupación del suelo –cobertura estratégica para generar buena parte de los resultados que aquí se presentan–, y de las Tecnologías de Información Geográfica para satisfacer la demanda de información que tienen los gestores de territorios de nivel regional. Para los responsables de los servicios de prevención y extinción de incendios forestales es importante conocer el valor ecológico y paisajístico con el fin de diferenciar el valor del territorio y su vulnerabilidad. En último término, para integrar esta información geográfica en un esquema de cálculo de la demanda de defensa contra los incendios forestales. Sin el empleo de la Teledetección, los Sistemas de Información Geográfica y de la Cartografía Digital difícilmente serían abordables los cálculos de los índices de Ecología del Paisaje utilizados y su integración con el resto de los componentes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es fruto de las investigaciones que se están desarrollando en el marco del proyecto FIREMAP, Análisis integrado del riesgo de incendios forestales mediante Teledetección y Sistemas de Información Geográfica: factores vinculados a la actividad humana (CGL2004-06049-C04-02/CLI), financiado por el Ministerio de Educación y Ciencia a través del Programa de Biodiversidad, Ciencias de la Tierra y Cambio Global del Plan Nacional de I+D+I 2004-2007.

También queremos expresar nuestro reconocimiento a la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid que participa como usuario final del proyecto y que ha facilitado parte del material y fuentes empleados en este trabajo. Igualmente, mostramos nuestra gratitud al Centro Nacional de Información Geográfica y a la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente por sus esfuerzos en mejorar la accesibilidad de la comunidad científica a los datos territoriales.

BIBLIOGRAFÍA

ALLOZA, J.A., BAEZA, M.J., DE LA RIVA, J., DUGUY, B., ECHEVERRÍA, M.T., IBARRA, P., LLOVET, J., PÉREZ-CABELLO, F., ROVIRA, P. y VALLEJO, V.R. 2006. A model to evaluate the ecological vulnerability

- to forest fires in mediterranean ecosystems. En Viegas, D.X. (Ed.). V International Conference on Forest Fire Research. Coimbra.
- ANDERSON, P.F. 1979. Analysis of landscape character for visual resource management. Conference on Applied Techniques for Analysis and Management of the Visual Resource. Nevada. 157-163.
- ANGILERI, V. y TOCCOLINI, A., 1993. The assessment of visual quality as a tool for the conservation of rural landscape diversity. *Landscape and Urban Planning*. 24: 105-112.
- ANTROP, M. y VAN EETVELDE, V. 2000. Holistic aspects of suburban landscapes: visual image interpretation and landscape metrics. *Landscape and Urban Planning*. 50: 43-58.
- ARRIAZA, M., CAÑAS-ORTEGA, J.F., CAÑAS-MADUEÑO, J.A. y RUIZ-AVILES, P. 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 69: 115-125.
- ARROYO-MORA, J. P., SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A., RIVARD, B., CALVO, J.C. y JANZEN, D.H. 2005. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. Agriculture, *Ecosystems & Environment*. 106(1): 27-39.
- BERRY, J., BUCKLEY, D. J., y McGARIGAL, K. 1999. Integrating Landscape Structure Programs with GIS. <www.innovativegis.com>.
- CALVO-IGLESIAS, M. S., FRA-PALEO, U., CRECENTE-MASEDA, R. Y DÍAZ-VARELA, R. A. 2006. Directions of Change in Land Cover and Landscape Patterns from 1957 to 2000 in Agricultural Landscapes in NW Spain. *Environmental Management*. 38: 921-933.
- CHUVIECO, E., AGUADO, I., YEBRA, M., NIETO, H., MARTÍN, M.P., VILAR, L., MARTÍNEZ VEGA, J., PADRÓN, D., MARTÍN, S. y SALAS, J. 2007. Generación de un modelo de peligro de incendios forestales mediante Teledetección y SIG. En Rivas, R., Grisotto, A. y Sacido, M. (Eds.). *Teledetección: hacia un mejor entendimiento de la dinámica global y regional*. Mar del Plata. Editorial Martin. 19-26.
- COMUNIDAD DE MADRID, 2000. Plan de Protección Civil de emergencia por incendios forestales en la Comunidad de Madrid (INFOMA). BOCM 138: 4-28.
- CRAWFORD, D. 1994. Using remotely sensed data in landscape visual quality assessment. *Landscape and Urban Planning*. 30:71-81.
- DANIEL, T.C. 2001. Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Planning*. 54: 267-281.
- DE LA FUENTE, G., ATAURI, J.A. y DE LUCIO, J.V. 2006. Relationship between landscape visual attributes and spatial pattern indices: a test study in Mediterranean-climate landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 77: 393-407.
- DE LUCIO, J.V. y MÚGICA, M. 1994. Landscape preferences and behaviour of visitors to Spanish national parks. *Landscape and Urban Planning*. 29: 145-160.
- DHAR, U., RAWAL, R.S. y SAMANT, S.S. 1997. Structural diversity and representativeness of forest vegetation in a protected area of Kumaun Himalaya, India: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*. 6: 1045-1062.
- DIBARI, J. N. 2007. Evaluation of five landscape-level metrics for measuring the effects of urbanization on landscape structure: the case of Tucson, Arizona, USA. *Landscape and Urban Planning*. 79 (3-4): 308-313.
- DRAMSTAD, W.E., FJELLSTAD. W.J. y FRY. G.L.A. 1998. Landscape indices –useful tools or misleading numbers? En: Dover, J.W. y Bunce, R.G.H. (Eds.). *Key concepts in Landscape Ecology*. Proceedings of the 1998 European Congress of IALE. 63-68.
- DRAMSTAD, W.E., SUNDLI TVEIT, M., FJELLSTAD. W.J. y FRY. G.L.A. 2006. Relationships between visual landscape preferences and map-based indicators of landscape structure. *Landscape and Urban Planning*. 78: 465-474.
- FALCUCCI, A., MAIORANO, L. Y BOITANI, L. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*. 22: 617-631.
- FUNCH, R.R. y HARLEY, R.M. en prensa. Reconfiguring the boundaries of the Chapada Diamantina National Park (Brazil) using ecological criteria in the context of a human-dominated landscape. *Landscape and Urban Planning*. 2007. doi:10.1016/j.lan-

- durbplan.2007.06.003
- GALLARDO, D., GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F., RUIZ, J.P. y ABELLO, R.P. 1989. Paysages préférés: divergences des jeunes en Espagne. *L'Espace Géographique*. 1 (1989): 27-37.
- GÓMEZ-SAL, A., BELMONTES, J.A. y NICOLAU, J.M. 2003. Assessing landscape values: a proposal for a multidimensional conceptual model. *Ecological Modelling*. 168: 319-341.
- GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. y PARRA, F. 1979. Dimensions of Landscape Preferences from Pairwise Comparisons. Conference on Applied Techniques for Analysis and Management of the Visual Resource. Nevada. 256-262.
- GULINCK, H., MÚGICA, M., DE LUCIO, J.V. y ATAURI, J.A. 2001. A framework for comparative landscape analysis and evaluation based on land cover data, with an application in the Madrid region (Spain). *Landscape and Urban Planning*. 55:257-270.
- HAMMITT, W.E. 1994. Identifying and predicting visual preference of southern Appalachian forest recreation vistas. *Landscape and Urban Planning*. 29: 171-183.
- HERNANDEZ-STEFANONI, J.L. y PONCE-HERNANDEZ, R. 2004. Mapping the spatial distribution of plant diversity indices in a tropical forest using multi-spectral satellite image classification and field measurements. *Biodiversity and Conservation*. 13: 2599-2621.
- HONG, S., BARRY, H., DE ZONIA y MALDENOFF, D.J. 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscape. *Landscape Ecology*. 15: 591-601.
- IGIS, 1997: FRAGSTATS*ARC User's Manual. <www.innovativegis.com/products/fragstatsarc>
- IGN, 2004. CORINE Land Cover. Proyecto I&CLC2000, España. Actualización de la base de datos Corine Land Cover. Informe final. Madrid. IGN.
- IYAMA, N., KAMADA, M. y NAKAGOSHI, N. 2005. Ecological and social evaluation of landscape in a rural area with terraced paddies in southwestern Japan. *Landscape and Urban Planning*. 70: 301-313.
- JRC-EEA. 2000. CORINE Land Cover Update 2000. Technical Guidelines.
- KATO, Y., YOKOHARI, M. y BROWN, R.D. 1997. Integration and visualization of the ecological value of rural landscapes in maintaining the physical environment of Japan. *Landscape and Urban Planning*. 39: 69-82.
- KUIPER, J. 1998. Landscape quality based upon diversity, coherence and continuity. Landscape planning at different planning-levels in the River area of The Netherlands. *Landscape and Urban Planning*. 43: 91-104.
- LI, X., XIAO, D., HE, X., CHEN, W. y SONG, D. 2007. Evaluation of landscape changes and ecological degradation by GIS in arid regions: a case study of the terminal oasis of the Shiyang River, northwest China. *Environmental Geology*. 52 (5): 947-956.
- LOIDI, J., 1994. Phytosociology applied to nature conservation and land management. En Song, Y., Dierschke, H. y Wang, X. (Eds.). *Applied Vegetation Ecology. 35th Symposium IAVS in Shanghai*. East China Normal Univ. Press.
- LOMBA, A., TORRES, J., ALVES, H. y HONRADO, J. 2004. GIS applied to landscape valuation and management in coastal areas. *Littoral* 2004. 1-2.
- MADIEDO, F. y BOSQUE, J. 2005. Una propuesta metodológica para cuantificar la visibilidad del territorio por la población. En Seguinot, J. (Ed.). *Las Tecnologías Geográficas. Aplicaciones locales para la conservación global*, San Juan de Puerto Rico, Universidad de Puerto Rico, 12p.
- MALDENOFF, D. J. y BAKER, W.L. 2000. Spatial Modelling of Forest Landscape Change. *Cambridge University Press*.
- MARTÍNEZ FALERO, E. y GONZÁLEZ ALONSO, S. 1995. Quantitative Techniques in Landscape Planning. New York. Lewis Publishers.
- MARTÍNEZ VEGA, J., MARTÍN, M.P. y ROMERO CALCERRADA, R. 2003. Valoración del paisaje en la Zona de Especial Protección de Aves Carrizales y Sotos de Aranjuez (Comunidad de Madrid). *GeoFocus*. 3: 1-21
- MARTÍNEZ VEGA, J., ROMERO CALCERRADA, R. y ECHAVARRÍA DASPET, P. 2006. Valoración paisajística y ecológica de la Comunidad de Madrid: su integración en un índice sintético de riesgo de incendios forestales. En: M.T. Camacho, J.A. Cañete y J.J. Lara (Eds.) *El acceso a la información*

- espacial y las nuevas tecnologías geográficas*. Granada. Editorial de la Universidad de Granada. CD-ROM.
- McGARIGAL, K. y MARKS, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland. Department of Agriculture, Forest Service.
- McGARIGAL, K., MARKS, B., HOLMES, C. y ENE, E. 2002. Fragstats 3.3. Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Department of Natural Resources Conservation. University of Massachusetts.
- McGARIGAL, K., ENE, E. y HOLMES, C. 2007. Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. University of Massachusetts. <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>
- MILEGO, R. y NUNES, J. 1998. Análisis del medio natural y del paisaje mediante el uso de los Sistemas de Información Geográfica. VIII Coloquio del Grupo de Métodos Cuantitativos, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. Barcelona. 315-325.
- MISGAV, A. 2000. Visual preference of the public for vegetation groups in Israel. *Landscape and Urban Planning*. 48: 143-159.
- MMA, 2000. Guía para la elaboración de estudios del medio físico. Contenido y metodología. Madrid. Ministerio de Medio Ambiente.
- MOILANEN, A. y WINTLE, B.A. 2007. The Boundary-Quality Penalty: a quantitative method for approximating species responses to fragmentation in Reserve selection. *Conservation Biology*. 21 (2): 355-364.
- MOLINA, J.R. RODRÍGUEZ Y SILVA, F. y HERRERA, M.A. 2006. Landscape assessment on relation to forest fire in Andalusia, Spain. *Forest Ecology and Management*. 234S (2006) S249.
- MOLNÁR, Z., BARTHA, S., SEREGÉLYES, T., ILLYÉS, E., BOTTA-DUKÁT, Z., TIMÁR, G., HORVÁTH, F., RÉVÉSZ, A., KUN, A., BÖLÖNI, J., BIRÓ, M., BODONCZI, L., DEÁK, A., FOGARASI, P., HORVÁTH, A., ISÉPY, I., KARAS, L., KECSKÉS, F., MOLNÁR, C., ORTMANN, A. y RÉV, S. 2007. A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica*. 42 (3): 225-247.
- MORENO, J.M. 1989. Los ecosistemas terrestres mediterráneos y el fuego. Política científica. 18: 46-51.
- NAKAGOSHI, N. y KONDO, T. 2002. Ecological land evaluation for nature redevelopment in river areas. *Landscape Ecology*. 17 (Suppl 1): 83-93.
- NAVEH, Z. y LIEBERMAN, A. 1994. *Landscape Ecology. Theory and Application*. Nueva York. Springer-Verlag.
- OHNO, K., 1991. A vegetation-ecological approach to the classification and evaluation of potential natural vegetation of the Fagatea crenatae region in Tohoku (northern Honshu), Japan. *Ecological Research*. 6: 29-49.
- PINO, J., RIBAS, J., PONS, X. y RODÀ, F. 1998. Análisis mediante SIG de la relación entre estructura del paisaje y riqueza de especies de aves en un área perimetropolitana de Barcelona. VIII Coloquio del Grupo de Métodos Cuantitativos, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. Barcelona. 221-230.
- RIITTERS, K.H., O'NEILLS, R.V., HUNSAKER, C.T., WICKHAM, J.D., YANKEE, D.H. y TIMMINS, S.P. 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology*. 10: 23-39.
- RÓDENAS, M., SANCHO, F. y GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. 1975. Structure of Landscape Preferences. *Landscape Planning*. 2: 159-178.
- ROMERO-CALCERRADA R. Y PERRY GLW. 2002. Landscape change pattern (1984-1999) and implications for fire incidence in the SPA Encinares del río Alberche y Cofio (Central Spain). In: Viegas D. X. (ed) *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam
- ROMERO-CALCERRADA R. Y PERRY GLW. 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning* 66: 217-232
- ROTH, M. 2006. Validating the use of Internet survey techniques in visual landscape assessment. An empirical study from Germany. *Landscape and Urban Planning*. 78: 179-192.
- SANCHO, J., BOSQUE, J. y MORENO, F., 1993. Crisis and permanence of the traditional Mediterranean landscape in the central region of Spain. *Landscape and Urban Planning*. 23: 155-166.
- THORNE, J.F. y HUANG, C-S. 1991. Toward a

landscape ecological aesthetic: methodologies for designers and planners. *Landscape and Urban Planning*. 21: 61-79.

- TRAKHTENBROT, A. y KADMON, R. 2005. Environmental cluster analysis as a tool for selecting complementary networks of conservation sites. *Ecological Applications*. 15 (1): 335-345.
- VAN DEN BERG, A.E. y KOOLE, S.L. 2006. New wilderness in the Netherlands: an investigation of visual preferences for nature development landscapes. *Landscape and Urban Planning*. 78: 362-372.
- WRBKA, T., ERB, K.H., SCHULZ, N.B., PETERSEIL, J., HAHN, C. y HABERL, H. 2004. Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy*. 21 (3): 289-306.

NOTAS

1) La elección de esta unidad de análisis (1 km²) se basa en la demanda que hacen los gestores para trabajar con el riesgo de incendios forestales a un nivel local que proporcione un detalle suficiente para una gestión eficaz.

2) Las equivalencias de los códigos CORINE de las tablas 1 y 2 son las siguientes: 24310=mosaico de cultivos agrícolas en secano con espacios significativos de vegetación natural y semi-natural; 24320=mosaico de cultivos agrícolas en regadío con espacios significativos de vegetación natural y semi-natural; 24330= mosaico de prados o praderas con espacios significativos de vegetación natural y semi-natural; 24410=pastizales, prados o praderas con arbolado adherido; 24420=cultivos agrícolas con arbolado adherido; 31110=perennifolias; 31120=caducifolias y marcescentes; 31130=otras frondosas de plantación; 31140=mezcla de frondosas; 31150=bosques de ribera; 31210=bosques de coníferas de hojas aciculares; 31300=bosque mixto; 32111=pastizales supraforestales templado-oceánicos, pirenaicos y orocantábricos; 32112= pastizales supraforestales mediterráneos; 32122= otros pastizales mediterráneos; 32311=grandes formaciones de matorral denso o medianamente denso; 32312=matorrales subarbustivos o arbustivos muy poco densos; 32410=matorral boscoso de frondosas; 32420= matorral boscoso de coníferas;

32430= matorral boscoso de bosque mixto.

3) Los códigos de las columnas de la tabla 3 se corresponden con la leyenda del mapa de vegetación potencial de España a escala 1:400.000. De forma abreviada, significan: 12a=serie crioromediterránea guadarrámica silicícola de *Festuca indigesta*. VP, pastizales psicroxerófilos; 13a=serie oromediterránea guadarrámica silicícola de *Juniperus nana*. VP, pinares, piornales y enebrales rastreros; 16a=serie supra-mesomediterránea ayllonense silicícola de *Fagus sylvatica*. VP, hayedos; 18a=serie supramediterránea carpetano-ibérico-leonesa y alcarreña subhúmeda silicícola de *Quercus pyrenaica*. VP, robledales de melojos; 18c= serie supramediterránea ibérico-soriana y ayllonense húmedo-hiperhúmeda silicícola de *Quercus pyrenaica*. VP, robledales de melojos; 18h= serie mesomediterránea luso-extremadureña húmeda de *Quercus pyrenaica*. VP, robledales de melojos; 19b=serie supra-mesomediterránea castellano-alcarreño-manchega basófila de *Quercus faginea*. VP, quejigares; 19bb=serie supra-mesomediterránea castellano-alcarreño-manchega basófila de *Quercus faginea*. VP, quejigares. Faciación de *Quercus coccifera*; 22a=serie supramediterránea castellano-maestrazgo-manchega basófila de *Quercus rotundifolia*. VP, encinares; 22b=serie mesomediterránea manchega y aragonesa basófila de *Quercus rotundifolia*. VP, encinares; 24a=serie supra-mesomediterránea guadarrámica, ibérico-soriana, celtibérico-alcarreña y leonesa silicícola de *Quercus rotundifolia*. VP, encinares; 24ab=serie supra-mesomediterránea guadarrámica, ibérico-soriana, celtibérico-alcarreña y leonesa silicícola de *Quercus rotundifolia*. VP, encinares. Faciación mesomediterránea con *Retama sphaerocarpa*; 24c=serie mesomediterránea luso-extremadureña silicícola de *Quercus rotundifolia*. VP, encinares; I=geomegaseries riparias mediterráneas y regadíos; Ib=geoserie riparia silicícola supramediterránea carpetana. Fresnedas.