

Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (*landscape ecology*). Una interpretación desde la geografía¹

Josep Vila Subirós
Diego Varga Linde
Albert Llausàs Pascual
Anna Ribas Palom

Universitat de Girona. Unitat de Geografia i Institut de Medi Ambient
Plaça Ferrater Mora, 1. 17071 Girona
josep.vila@udg.es
diego.varga@udg.es
albert.llausas@udg.es
anna.ribas@udg.es

Data de recepció: setembre del 2006
Data d'acceptació definitiva: novembre del 2006

Resumen

La ecología del paisaje nace en estrecha vinculación con la geografía y vive un desarrollo espectacular a partir de la segunda mitad del siglo XX. En la actualidad, es una perspectiva científica transdisciplinaria, consolidada y reconocida, que intenta comprender y ayudar a resolver algunos de los principales retos ambientales contemporáneos en la conservación del patrimonio natural y cultural. En estas páginas, se repasa de forma sintética los conceptos y los métodos, eminentemente cuantitativos, utilizados por la ecología del paisaje para analizar la situación y la evolución de los paisajes.

Palabras clave: ecología del paisaje, geografía, fragmento, corredor, matriz, métodos cuantitativos.

Resum. *Conceptes i mètodes fonamentals en ecologia del paisatge («landscape ecology»). Una interpretació des de la geografia*

L'ecologia del paisatge neix en una vinculació ben estreta amb la geografia i viu un espectacular desenvolupament a partir de la segona meitat del segle XX. En l'actualitat, és una perspectiva científica transdisciplinària, consolidada i reconeguda, que intenta comprendre i ajudar a resoldre els principals reptes ambientals contemporanis pel que fa a la conservació del patrimoni natural i cultural. En aquestes pàgines, es repassa de forma sintètica els conceptes clau i els mètodes, eminentment quantitativs, emprats per l'ecologia del paisatge per analitzar la situació i l'evolució dels paisatges.

Paraules clau: ecologia del paisatge, geografia, fragment, corredor, matriu, mètodes quantitativs.

1. Este artículo se enmarca en el proyecto «Dynamique des paysages, érosion et développement durable dans les montagnes méditerranéennes», financiado por el Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Francia) (2005-2008).

Résumé. *Concepts et méthodes de l'écologie du paysage («landscape ecology»). Une interprétation dès la géographie*

L'écologie du paysage née en relation à la géographie et connaît un développement notable à partir de la deuxième moitié du XX^{ème}. siècle. Actuellement, est une perspective scientifique transdisciplinaire, consolidée et reconnue qui veut comprendre et aider à résoudre quelques des défis environnementales contemporaines de la conservation du patrimoine naturel et culturel. Dans ces pages se repassent de manière synthétique des concepts et des méthodes, éminemment quantitatives, qui sont utilisés par l'écologie du paysage à fin d'analyser l'état et l'évolution des paysages.

Mots clé: écologie du paysage, géographie, fragment, corridor, matrice, méthodes quantitatives.

Abstract. *Fundamental methods and concepts in landscape ecology. A view from geography*

Landscape ecology was born narrowly linked with geography and suffers a fast paced development during the second half of the 20th century. Currently, it is a transdisciplinary scientific perspective, consolidated and recognized, that aims to understand and to aid solving some of the main contemporary environmental challenges for the conservation of cultural and natural patrimony. In this paper, key concepts and methods, mostly quantitative, used in landscape ecology in order to analyze the situation and evolution of landscapes are reviewed in a synthetic manner.

Key words: landscape ecology, geography, patch, corridor, matrix, quantitative methods.

Sumario

Introducción	Los resultados cuantitativos:
El nacimiento y la evolución de la ecología del paisaje	consideraciones y limitaciones
Conceptos y principios fundamentales	Conclusiones
Los métodos cuantitativos	Bibliografía

Introducción

El objetivo de este artículo es presentar una visión de síntesis de los principales conceptos y métodos utilizados por la ecología del paisaje y la evolución que ha experimentado desde su aparición hasta la actualidad. Se trata de una disciplina estrechamente relacionada desde sus inicios con la geografía y que ha supuesto el desarrollo de una interesante perspectiva científica de carácter marcadamente transdisciplinario. En la ecología del paisaje, el análisis y el estudio territorial se fundamentan en un marco conceptual y metodológico propio en el que los resultados, eminentemente cuantitativos, facilitan una interesante valoración de la situación y la evolución de los paisajes, con el objetivo final de suministrar información útil para la conservación de los valores naturales y culturales.

El artículo se estructura en cinco apartados. En primer lugar, se presenta la evolución experimentada por la ecología del paisaje desde su nacimiento, a finales de la década de 1930, hasta la actualidad. A continuación, se definen los principales conceptos y principios inspiradores de esta disciplina. En tercer lugar, se enumeran y se explican brevemente los índices de paisaje que resultan de la aplicación de métodos cuantitativos en ecología del paisaje. En el apartado siguiente, se explicitan las limitaciones que presenta el cálculo y la interpretación de estos índices paisajísticos. Por último, hay un apartado de conclusiones.

El nacimiento y la evolución de la ecología del paisaje

El nacimiento de la ecología del paisaje (*landscape ecology*) mantiene una clara vinculación con la geografía, pues esta perspectiva científica fue definida e instaurada por un geógrafo. En concreto, a finales de la década de 1930, el geógrafo Carl Troll utilizó por primera vez la expresión *landscape ecology*, que definió como el estudio de toda la complejidad de relaciones causa-efecto que existen entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en una sección específica de paisaje (Troll, 1939). Una definición que venía a complementar la de paisaje (*Landschaft-Landscape*) utilizada en el siglo XIX por Alexander von Humboldt (pionero, entre otras materias, de la geografía física y la geobotánica), como «el conjunto de características de una región de la Tierra» (Naveh y Lieberman, 1994).

Carl Troll toma como referente al filósofo y político sudafricano Jan Cris-tiaan Smuts, que, en su obra *Holism and Evolution* (1926), interpreta el cosmos como una realidad formada por conjuntos dispuestos de manera jerárquica. Cada uno de estos conjuntos es un sistema en sí mismo que está conectado de forma interdependiente con los otros, empezando por los átomos y acabando en el mismo cosmos. Esta visión de la organización de la realidad es la que Smuts acaba definiendo como una visión holística, una perspectiva según la cual el universo tiene tendencia a construir unidades que acaban formando un todo de creciente complejidad.

Posteriormente, la teoría general de sistemas desarrollada por L. von Bertalanffy incide en el mismo sentido, al considerar un sistema como una estructura constituida por componentes que exhiben unas relaciones discernibles con otro sistema y que operan juntos como un todo complejo (Bertalanffy, 1968). Aunque existe la posibilidad de estudiar de forma independiente las distintas unidades y sistemas, en determinadas situaciones, es necesario tomar en consideración las interrelaciones existentes entre ellas para poder comprender o analizar correctamente los procesos en el marco de una realidad de extrema complejidad.

Esta jerarquización sistémica enlaza a la vez con la teoría desarrollada por James Lovelock (1979), donde el concepto de Gaia se correspondería con el último nivel jerárquico del paisaje. Así pues, conectaría con los principios de la *landscape ecology* como el último nivel organizativo del paisaje, y no en el

sentido de organismo vivo que se atribuye a menudo a la visión desarrollada por Lovelock (Zonneveld, 1994).

El mismo Carl Troll empezó a profundizar en esta visión integral del paisaje a partir del fin de la Segunda Guerra Mundial (Troll, 1950), de tal manera que, a lo largo de la década de 1960, esta nueva disciplina empieza a tomar cuerpo en el conjunto de la Europa central, un proceso que no finalizará hasta prácticamente el año 1980 (Forman, 1995). En este largo camino de consolidación, son especialmente destacables las aportaciones realizadas por la geografía y una ecología de carácter holístico, a lo que debe añadirse todo un conjunto de contribuciones procedentes de disciplinas tan diversas como la arquitectura del paisaje, la sociología, la economía o la historia, entre muchas otras, así como las prácticas concretas de gestión y planificación del territorio (ver figura 1). A partir de este momento, empiezan a aparecer revistas, libros y congresos con el objetivo de potenciar a la joven *landscape ecology* (Wiens y otros, 1993), como sería el primer simposio internacional sobre ecología del paisaje celebrado en el año 1968 (Tüxen, 1968).

La década de los ochenta supone el despegue definitivo de la *landscape ecology* y también el desplazamiento del núcleo central de trabajo desde Europa hacia Estados Unidos (Farina, 2006). Esta etapa destaca tanto por aportar nuevos conceptos a la disciplina, como por los avances que se producen en la investigación entorno a la fragmentación de hábitats y a la conservación de la biodiversidad, los corredores biológicos y la conectividad, y el desarrollo de métodos cuantitativos y estadísticos, entre otros temas de interés preferente (Forman, 1995).

A nivel organizativo, la década de los ochenta también comportó mejoras destacables, como la fundación de la International Association of Landscape Ecology (IALE) (www.landscape-ecology.org), que ha servido de catalizadora para la consolidación de la *landscape ecology*. Esta misma asociación empezó a publicar, a partir del año 1987, la revista *Landscape Ecology*, que es en la actualidad un punto de referencia de primer orden para todos los interesados en esta materia (Naveh y Lieberman, 1994). Para el año 2007, está prevista la celebración del 25 Congreso Mundial de Ecología del Paisaje en la ciudad holandesa de Wageningen, organizado bajo el explícito título de «25 years Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice» (www.iale2007.com).

En la actualidad, se puede afirmar que la *landscape ecology* es, a grandes rasgos, un enfoque científico de carácter transdisciplinario pero con una aportación especialmente trascendental de la geografía y la ecología. Esta confluencia se ha concretado en la adopción de algunos principios y conceptos propios de la ecología para el estudio del paisaje a partir de un análisis eminentemente geográfico que destaca la variabilidad espacial, escalar y temporal que requiere este tipo de estudios.

En definitiva, podemos definir la *landscape ecology* como una visión holística de la realidad que intenta integrar al máximo su extremada y dinámica complejidad. Una visión de síntesis fundamentada especialmente en la incorporación, por una parte, de la interpretación de la heterogeneidad horizontal, un enfoque propio de la geografía que centra su atención en la distribución

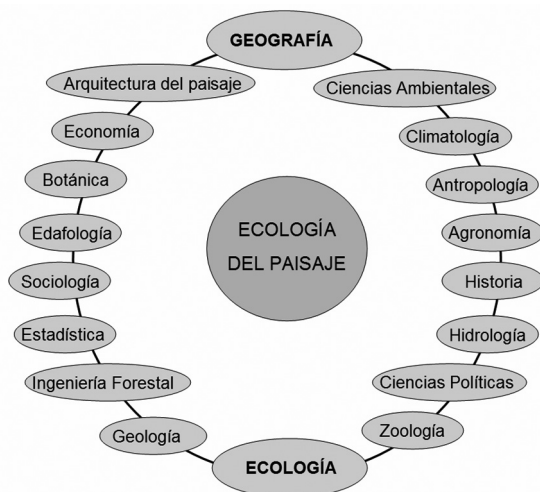


Figura 1. La compleja diversidad de disciplinas que ayudan a configurar la ecología del paisaje y su vocación holística. Cabe destacar el papel primordial de la geografía y la ecología. Fuente: elaboración propia.

de los paisajes a lo largo del territorio. Y, por otra parte, el análisis de la heterogeneidad vertical, una perspectiva propia de la ecología, que hace hincapié en la interrelación entre los distintos elementos bióticos y abióticos en una porción determinada de paisaje.

Conceptos y principios fundamentales

La visión e interpretación del paisaje desarrollada desde la ecología del paisaje se fundamenta en una aproximación de carácter estructural —morfológica y a la vez funcional. En otras palabras, podemos decir que se analizan las características estructurales y morfológicas que componen un territorio en un momento determinado y/o su evolución a lo largo del tiempo, infiriendo a la vez en su incidencia a nivel de funcionalidad ecológica. Por lo tanto, podemos concluir que la ecología del paisaje focaliza su atención en tres características: la estructura, la funcionalidad y el cambio (Forman y Godron, 1986).

Las unidades morfológicas y estructurales que componen el paisaje están relacionadas desde un punto de vista funcional, al producirse entre ellas intercambios de energía, materiales, organismos, información, etc. Evidentemente, los cambios y el dinamismo imperante en la composición estructural y morfológica del paisaje tienen su origen en la propia dinámica ecológica y está fuertemente condicionada por la actividad antrópica, especialmente en los pai-

sajes más humanizados. La sociedad es, en muchas ocasiones, la variable ecológica dominante en la determinación de la configuración del paisaje y, en consecuencia, de las implicaciones funcionales que se generan, tanto en un momento dado como en su evolución a lo largo del tiempo.

La sistematización y la definición de los principales componentes de la estructura del paisaje desde la perspectiva de la ecología del paisaje se recopilaron ya en el primer manual de ecología del paisaje publicado el año 1986 por Richard Forman y Michel Godron. Esta aproximación fue actualizada y complementada posteriormente por el mismo Richard Forman (1995). Existen muchas otras aportaciones y publicaciones interesantes en esta línea publicadas en lengua inglesa, algunas de las cuales han visto la luz muy recientemente (Wiens y Moss, 2005; Farina, 2006). Lamentablemente, son mucho menos habituales las aportaciones publicadas en lenguas latinas (Pino y Rodà, 1999; Burel y Baudry, 2002).

El elemento base para la interpretación del paisaje es el concepto de mosaico (*mosaic*), que está compuesto por todo un conjunto de elementos (*landscape elements*). El concepto de mosaico y la discriminación de los elementos que lo componen se pueden aplicar e inferir a cualquier escala, desde la microscópica hasta la planetaria. Tres mecanismos son los que originan esta distinción de elementos: las diferencias en el substrato, la dinámica natural, con sus perturbaciones, y, finalmente, la actividad humana.

En el mosaico podemos diferenciar tres grandes tipos de elementos: los fragmentos (*patches*), los corredores (*corridors*) y la matriz (*matrix*).

Los *fragmentos* son las diferentes unidades morfológicas que se pueden diferenciar en el territorio. Los *corredores* son las conexiones existentes entre unos fragmentos y otros. La *matriz* es el complejo formado por fragmentos y corredores. Desde un punto de vista funcional, una correcta interpretación de la matriz requiere de la determinación del elemento dominante. El elemento dominante es el que ocupa una mayor superficie y está mejor conectado y acaba desempeñando un papel fundamental en la dinámica del paisaje. Esta discriminación de dominancia no es siempre evidente ni fácil de establecer (ver figura 2).

La diferenciación de los elementos morfológicos fundamentales abre una amplia gama de posibilidades de valoración cuantitativa con el objetivo de analizar la situación en un momento dado, así como la evaluación de los cambios a lo largo del tiempo y su incidencia paisajística, ecológica, etc. En definitiva, la superficie, la forma, el número y la disposición de los elementos del paisaje condicionan de forma clave su realidad y su dinamismo, así como también sus perspectivas futuras.

La *superficie de los fragmentos* muestra una clara correlación con la diversidad de especies que puede albergar. En este sentido, la teoría de la isla biogeográfica desarrollada por McArthur y Wilson (1963 y 1967) determina una reducción progresiva de la diversidad biológica, así como de la dimensión de las poblaciones de las diferentes especies presentes, fruto de la reducción de la extensión de los fragmentos. La reducción de la biodiversidad con el tamaño

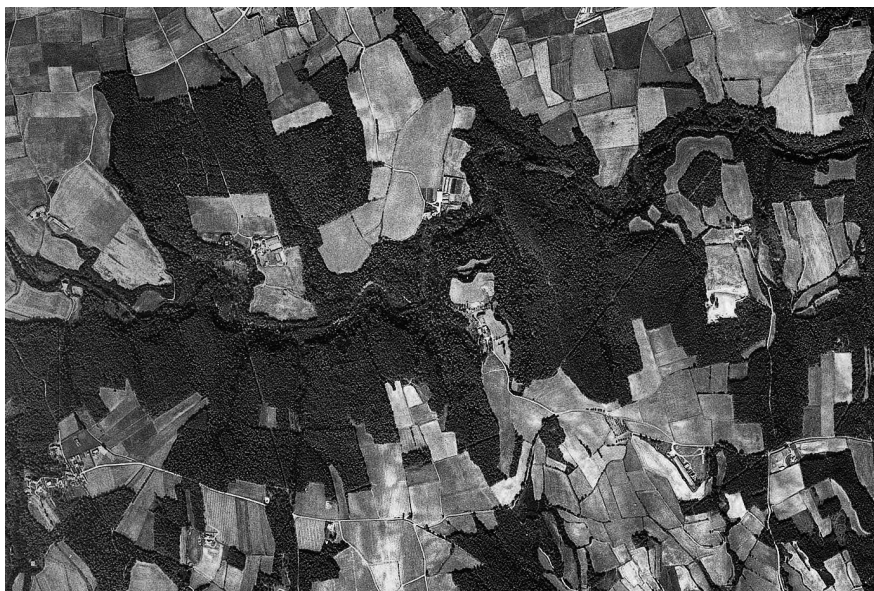


Figura 2. Fragmentos y corredores forestales en una matriz agrícola. Fuente: ortofotomapa ICC 1:25.000 (2001). Ordís (Alt Empordà).

de las islas es el llamado *efecto área* y, en el modelo, se establece una disminución de la mitad de las especies a partir de una reducción de diez veces la superficie. Y cuanto menor es el tamaño de la población de una especie determinada, antes puede derivar la población hacia 0 hasta llegar a extinguirse (Wilson, 1992). También es posible una lectura inversa: un incremento de la extensión de los fragmentos facilita el mantenimiento de poblaciones mayores y más diversas. A efectos prácticos, este principio se traduce en un incremento progresivo del número de especies hasta un punto en el que el incremento de superficie ya no implica un incremento de la diversidad biológica, un punto denominado *minimum area point*. Este concepto ha sido considerado un índice para establecer la dimensión mínima necesaria para asegurar el mantenimiento de la biodiversidad.

La *forma de los fragmentos* tiene una importancia primordial e incluso a veces se considera más relevante que la dimensión. La forma está condicionada por la actividad humana y las condiciones naturales (topografía, litología, etc.). El dominio de las condiciones naturales favorece las formas curvilíneas e irregulares y, en contraposición, el dominio de la actividad humana supone mayor presencia de formas rectilíneas. En general, una actividad humana moderada favorece la diversificación de las formas; en cambio, una actividad humana intensa supone una simplificación de la variabilidad. En líneas generales, se considera que las formas compactas facilitan la conservación de los valores

naturales, las formas irregulares facilitan los intercambios con su entorno y las formas en red o laberínticas proporcionan una fácil conducción o transporte (Forman, 1995).

En relación con los *corredores*, cabe destacar que desempeñan un papel fundamental para permitir la interconexión entre los distintos fragmentos y reducir el denominado *efecto distancia* que determina la presencia de un menor número de especies en los fragmentos más aislados (Wilson, 1992). Los corredores han de facilitar la denominada *conectividad*, es decir, la capacidad de los organismos para desplazarse entre fragmentos separados de un determinado tipo de hábitat (Taylor y otros, 1993; Hilty y otros, 2006).

Un análisis más pormenorizado nos permite diferenciar hasta cinco funciones propias de los corredores. En primer lugar, tenemos la función de hábitat, la cual permite diferenciar entre *corredores lineales* (que, con una modesta amplitud, se caracterizan por estar dominados por especies generalistas) y *corredores de franja* (que disponen de una dimensión suficiente para permitir la presencia de especies propias de hábitats más especializados). En segundo lugar, sigue la función de conducción, que es la que facilita el desplazamiento de elementos en su interior (animales, plantas, nutrientes, semillas, personas, agua, etc.). La función de conducción está condicionada por la amplitud del corredor, su longitud o la presencia de discontinuidades. La tercera función es la de filtro, al suponer una barrera absoluta para determinadas especies y parcial o inexistente para otras. Esta función estará también condicionada por las características físicas y biológicas del corredor. La cuarta función es la de fuente, al permitir la distribución y expansión de especies desde el corredor hasta la matriz. La quinta y última función es la de sumidero, que da refugio o absorbe especies y otros tipos de elementos procedentes de la matriz circundante (Forman, 1995). Aparte de todo este conjunto de funciones, más o menos ventajosas desde un punto de vista ambiental, los corredores también pueden favorecer un conjunto de riesgos, siendo los más comunes los asociados a la expansión de especies no deseadas (bioinvasiones, enfermedades, mayor exposición de determinadas especies animales a los predadores, facilidades para la propagación del fuego y otras perturbaciones abióticas) (Bennett, 2003). Aunque la conectividad implique riesgos potenciales, éstos quedan ampliamente compensados por los beneficios que ésta conlleva.

Por lo que se refiere a las relaciones entre estos componentes del paisaje, hemos de diferenciar dos conceptos fundamentales: la *composición del paisaje* (la variedad y abundancia de fragmentos en un paisaje) y la *configuración del paisaje* (la distribución espacial de los fragmentos en el paisaje).

Otros referentes teóricos que han desempeñado un papel determinante en la configuración de la ecología del paisaje son: la teoría jerárquica, la de la metapoblación, la de la percolación o la de la perturbación (ver figura 3). La teoría jerárquica es utilizada en ecología del paisaje con el objetivo de estudiar e interpretar patrones y procesos a través de distintas escalas temporales y espaciales. La teoría de la metapoblación, estrechamente relacionada con la teoría de la isla biogeográfica, centra su atención en los sistemas de poblaciones que

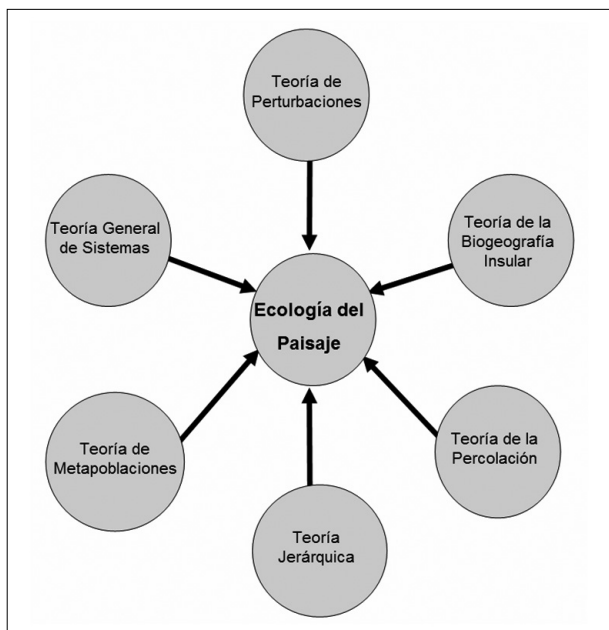


Figura 3. Las teorías que contribuyen a configurar la ecología del paisaje. Fuente: elaboración propia.

mantienen una relación a partir del intercambio de un flujo de individuos y que acaban constituyendo una metapoblación. La teoría de la percolación, formulada a partir del comportamiento de un fluido en un medio determinado, en ecología del paisaje es utilizada especialmente para analizar las posibilidades de movimiento de la fauna, así como su acceso potencial hacia los recursos disponibles (Farina, 2006). Finalmente, la teoría de la perturbación se fundamenta en métodos matemáticos utilizados para resolver, de forma aproximada, problemas que no pueden ser resueltos de forma exacta (Simmonds y Mann, 1998). En ecología del paisaje, los planteamientos de la teoría de la perturbación se aprovechan como una aproximación útil a la complejidad de relaciones inherentes a un paisaje.

Los métodos cuantitativos

Los resultados de la aplicación de métodos cuantitativos en ecología del paisaje se agrupan en los denominados «índices de paisaje» (*landscape metrics*). Los índices de paisaje aportan interesantes datos numéricos sobre la composición y la configuración de los paisajes, la proporción de cada cubierta del suelo o la superficie y la forma de los elementos del paisaje. Además, los índi-

ces de paisaje permiten una útil e interesante comparación entre distintas configuraciones paisajísticas, la misma área en distintos momentos temporales o la definición de escenarios futuros (Gustafson, 1998).

Los métodos cuantitativos en ecología del paisaje son aplicables a un triple nivel (McGarigal y Marks, 1995; Botequilha y otros, 2006):

- a) A nivel de fragmento (*patch level*). Los cálculos se aplican a cada fragmento individualmente. Es el nivel adecuado, por ejemplo, para determinar cual es el fragmento de mayor superficie entre todos los representados.
- b) A nivel de clase (*class level*). Los cálculos se aplican a cada conjunto de fragmentos de la misma clase, es decir, a aquéllos que tienen el mismo valor o que representan el mismo tipo de uso del suelo, hábitat, etc. Es el nivel apropiado para calcular cual es la superficie que ocupa una determinada cobertura del suelo, como podrían ser los bosques, o cual es la extensión media ocupada por los fragmentos de bosque.
- c) A nivel de paisaje (*landscape level*). Los cálculos se aplican al conjunto del paisaje, es decir, a todos los fragmentos y clases a la vez. El resultado nos informa del grado de heterogeneidad o de homogeneidad del conjunto del área que se ha cuantificado.

Se pueden diferenciar cinco grandes tipos de índices de paisaje (McGarigal y otros, 1995; Botequilha y otros, 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. Cabe destacar los siguientes índices:

Area. Calcula el área correspondiente a cada uno de los fragmentos, es un índice básico para la determinación de muchos otros.

Class Area. Calcula el área correspondiente al conjunto de fragmentos que constituyen una clase determinada.

Total Landscape Area. Calcula el área que ocupan el conjunto total de fragmentos, es decir, el área correspondiente a todo el territorio representado.

Number of Patches. Número de fragmentos totales y número de fragmentos de cada clase.

Patch Density. Número de fragmentos de cada clase por unidad de superficie.

Mean Patch Size. Relación entre el área ocupada por una clase y el número de fragmentos correspondientes a aquella clase.

Patch Size Standard Deviation. Medida de la variabilidad de tamaños de los fragmentos.

— *Índices de forma*. Como específica 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 períme-

tro, y facilita la comprensión de este factor fundamental a nivel morfológico y funcional. Entre esta tipología de índices, cabe destacar los siguientes: *Shape Index*. Calcula la complejidad de la forma de los fragmentos en comparación con una forma estándar, como sería la circunferencia en el entorno vectorial o el píxel en el entorno raster. Aplicable tanto a nivel de fragmento, de clase o de paisaje.

Mean Shape Index. Calcula la forma media a nivel de clase y de paisaje.

Landscape Shape Index. Calcula la relación entre área y perímetro para el conjunto del paisaje.

Fractal Dimension. Calcula el grado de complejidad de cada fragmento a partir de la relación entre área y perímetro.

- *Índices de ecotono y hábitat interior*. Permiten hacer cálculos sobre la amplitud del ecotono, o hábitat de borde, en relación con el hábitat interior. En el caso del ecotono, es preciso determinar una amplitud que será diferente en función de las propias características ambientales de cada fragmento y el contraste en relación con el fragmento o los fragmentos colindantes. El hábitat de interior se considera fundamental para la presencia y el mantenimiento de fauna y flora especialista, es decir, más exigente en sus requerimientos ecológicos, mientras que el hábitat de borde facilita la presencia de especies generalistas (Forman y Godron, 1986; Forman, 1995). Entre estos índices, cabe destacar los siguientes:

Perimeter. Perímetro del conjunto de fragmentos.

Total Edge. Perímetro del ecotono a nivel de clase o del conjunto del paisaje.

Edge Density. Perímetro del ecotono en relación con la superficie del paisaje.

Total Edge Contrast. Contraste del ecotono de un fragmento en relación con el ecotono correspondiente a un fragmento colindante.

Core Area. Superficie de hábitat interior correspondiente a cada fragmento.

Total Core Area. Superficie de hábitat interior correspondiente a nivel de clase o de paisaje.

Core Area Percent of Landscape. Porcentaje del paisaje ocupado por hábitat interior a nivel de clase.

Core Area Index. Porcentaje de hábitat interior a nivel de fragmento.

- *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, partiendo de la base de que un mayor aislamiento implica una reducción de las posibilidades de albergar o mantener un mayor grado de diversidad biológica (Forman, 1995; Hilty, Lidecker y Merenlender, 2006). De esta tipología de índices, se pueden destacar los siguientes: *Nearest Neighbor Distance*. Distancia al fragmento de la misma clase más próximo.

Maximum Distance. Distancia al fragmento de la misma clase más alejado.

Proximity Index. Distancia al fragmento de la misma clase más próximo a partir de un determinado radio de búsqueda.

Mean Proximity Index. Proximidad media entre fragmentos de una misma clase a partir de un determinado radio de búsqueda.

- *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. Entre este conjunto de índices, cabe destacar los siguientes:

Shannon's Diversity Index. Valora la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad, a partir de la diversidad de fragmentos. Su valor absoluto no es muy significativo, pero es útil para comparar distintos paisajes o un mismo paisaje en distintos momentos temporales. Un índice inverso, tanto a nivel de cálculo como de interpretación, basado en la homogeneidad paisajística, es el denominado *Shannon's Evenness Index*.

Simpson's Diversity Index. Valora, a partir de probabilidades, la diversidad paisajística, es decir, la heterogeneidad. El valor representa la probabilidad que dos elementos seleccionados de forma aleatoria puedan ser diferentes. Así pues, cuanto mayor es su valor, superior es la diversidad paisajística o heterogeneidad. En este caso, también existe un índice inverso, tanto a nivel de cálculo como de interpretación, basado en la probabilidad de la homogeneidad paisajística, que es el denominado *Simpson's Evenness Index*.

Existe una gran variedad de software desarrollado con la finalidad de cuantificar las características de la estructura del paisaje. Entre este distinto software, se puede destacar:

- *Fragstats:* Creado el año 1995, fue desarrollado por el Dr. Kevin McGarigal y Barbara Marks en la Universidad estatal de Oregon. Funciona esencialmente en formato raster y es considerado el programa más completo por lo que se refiere a la diversidad y capacidad para desarrollar cálculos métricos. Se trata de un programa de acceso libre disponible en la red (www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html).
- *Grass:* La primera versión apareció a principios de los años 80 y fue desarrollado por el Cuerpo de Ingenieros de los Estados Unidos y el Laboratorio para la Investigación de la Construcción. Funciona esencialmente en formato raster. Grass es un sistema de información geográfica que dispone de un módulo específico para el análisis de la estructura del paisaje denominado, en su última versión, *Grass r.le. Version*. Es de dominio público, si bien requiere del sistema operativo Unix o Linux (www.grass.itc.it).
- *Patch Analyst:* Creado en el año 1999 por Phil Elkie, Rob Rempel y Angus Carr, con financiación aportada por el Ministerio de Recursos Naturales de Ontario (Canadá). Éste es un programa más modesto que los anteriores, ya que se limita a calcular exclusivamente los principales índices de paisaje. Existe una versión que trabaja en formato vectorial y otra en formato

vectorial/raster, funcionan como una extensión de ArcView y es de acceso libre en la red (flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/).

- *V-Late*. Creado el año 2003 por un equipo del Landscape and Resource Management Research Group, de la Universidad de Salzburg (Austria), dirigido por Dirk Tiede en el marco del proyecto de investigación europeo denominado SPIN (Spatial Indicators for Nature Conservation). Trabaja en formato vectorial y se presenta como una extensión de ArcGis. En este caso, también se trata de un programa de acceso libre disponible en la red (www.geo.sbg.ac.at/larg/vlate.htm).

Los resultados cuantitativos: consideraciones y limitaciones

La combinación de diversos índices es fundamental para una correcta interpretación de las características morfológicas de los paisajes y de los patrones paisajísticos. Así, por ejemplo, los resultados numéricos de la aplicación de los índices de forma pueden coincidir incluso en paisajes claramente distintos desde un punto de vista estructural, pues, aunque varíen las formas y las superficies, pueden acabar disponiendo de una misma relación entre área y perímetro. La utilización de tipologías de índices diferenciales dificulta, o directamente impide, una falsa lectura de los resultados obtenidos.

En el caso de los índices de diversidad paisajística, cabe ser muy prudente en la interpretación de los resultados, pues aportan información sobre heterogeneidad y homogeneidad desde un punto de vista estrictamente cuantitativo, por lo que no se pueden extraer valoraciones de carácter cualitativo sobre los resultados obtenidos en un paisaje concreto. Así, por ejemplo, un paisaje puede disponer de valores elevados de diversidad, en relación con los resultados derivados de la aplicación de los índices de paisaje, pero tratarse de un espacio de muy poca calidad paisajística o directamente degradado, pero que, fruto de su propia degradación, se pueden dar una gran diversidad de elementos diferenciales.

Los índices de paisaje presentan problemas de aplicación que se pueden considerar como particulares de cada uno de los índices en cuestión, pero, así mismo, cabe destacar que existen un conjunto de limitaciones generales referidas a su aplicación, unas limitaciones que cabe explicitar y tomar en consideración (Botequilha y otros, 2006). En primer lugar, los fragmentos son elementos que se definen como discretos obviando las situaciones de transición existentes entre los límites definidos y, por tanto, se trata de una simplificación de la heterogeneidad que realmente existe (McGarigal y Cushman, 2005). En segundo lugar, el tipo y el número de clases que se incluyen en la leyenda de la cartografía utilizada para realizar los cálculos de los índices de paisaje condiciona, de forma notable, los resultados cuantitativos derivados de la aplicación (Turner y otros, 2001). En tercer lugar, la escala desempeña un papel fundamental y condiciona, de forma también determinante, los resultados de los índices de paisaje, por lo que es imprescindible identificar correctamente cuál es la escala más adecuada para desarrollar un determinado tipo de estudio (ver



Figura 4. La interpretación cartográfica de los paisajes como simplificación de la realidad condicionada por la definición de elementos, la leyenda y la escala. Fuente: elaboración propia a partir de fotografía digital (2003). Pla de Lliurona (Alta Garrotxa).

figura 4) o, en caso contrario, se aconseja un análisis multiescalar (Wu, 2004). Además, la comparación de resultados debe aplicarse a partir de disponer de cartografía definida a una escala similar y con categorías de leyenda asimilables, en caso contrario, los resultados comparativos se convierten en una pura suposición.

Conclusiones

En primer lugar, es importante destacar que los métodos cuantitativos en ecología del paisaje, es decir, los cálculos referidos a la superficie, la forma, el número y la disposición de los elementos que componen un determinado paisaje o área de estudio, nos dan información numérica sobre la situación de la estructura paisajística. Una estructura que nos informa sobre las características morfológicas del paisaje y, al mismo tiempo, nos aporta información clave sobre las condiciones y los procesos ecológicos.

En segundo lugar, cabe apuntar que el análisis diacrónico nos permite estudiar las pautas evolutivas que ha seguido un territorio a lo largo de un determinado periodo de tiempo. Los resultados nos pueden ayudar a interpretar la situación y/o su dinámica, tanto desde un punto de vista ecológico, como los

cambios en la componente socioeconómica y/o en los elementos que conforman un determinado paisaje cultural. Desafortunadamente, la mayor parte de trabajos llevados a cabo hasta el momento se han desarrollado de forma casi exclusiva en clave ecológica y pocas son las experiencias que aúnan en los aspectos sociales, económicos y culturales que explican la situación actual y los cambios en la dinámica de los paisajes.

En tercer lugar, resaltar que la combinación de los resultados cuantitativos, aportados por los índices métricos de la ecología del paisaje, con variables de carácter socioeconómico y/o cultural e información cualitativa, puede ser de gran interés y utilidad. Este tipo de interpretación puede aportar una aproximación más completa y compleja a la relación entre dinámica ecológica y actividad antrópica en la incesante evolución de los paisajes. Se trata de una aproximación especialmente atractiva, oportuna y necesaria en ámbitos tan antropizados como la cuenca mediterránea y que enlazaría plenamente con la interpretación holística que la geografía tendría que intentar aportar.

Finalmente, destacar que existe todo un conjunto de recomendaciones y limitaciones en la aplicación de los índices de paisaje, algunas de carácter particular y otras más generales, que cabe tomar en consideración. A título de resumen, éstas serían las más destacadas:

- La necesidad de combinar distintos tipos de índices para obtener resultados fiables e interpretar los resultados correctamente.
- Los índices de diversidad ofrecen información cuantitativa y no cualitativa.
- Los fragmentos son unidades discretas que simplifican la heterogeneidad real.
- Las categorías de la leyenda condicionan los resultados.
- La escala determina el análisis y limita las comparaciones potenciales.

Bibliografía

- BENNET, A. F. (2003). *Linkages in the Landscape. The Role of the Corridor and Connectivity in Wildlife Conservation*. Gland y Cambridge: UICN.
- BERTALANFFY, L. von (1968). *General System Theory, Foundations, Development and Applications*. Nueva York: George Braziller.
- BOTEQUILHA, A.; MILLER, J.; AHERN, J.; MCGARIGAL, K. (2006). *Measuring Landscapes. A Planner's Handbook*. Washington: Island Press.
- BUREL, F.; BAUDRY, J. (2002). *Ecología del paisaje: Conceptos, métodos y aplicaciones*. Madrid/Barcelona: Ediciones Mundi-Prensa. Edición original en francés: BUREL, F.; BAUDRY, J. (2001). *Ecologie du paysage: Concepts, méthodes et applications*. París: Éditions Tec & Doc-Lavoisier.
- FARINA, Almo (2006). *Principles and Methods in Landscape Ecology: Towards a Science of the Landscape*. 2a edición. Londres: Springer.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. (1986). *Landscape Ecology*. Nueva York: Wiley and Sons.
- FORMAN, Richard T.T. (1995). *Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions*. Nueva York: Cambridge University Press.

- GUSTAFSON, E. J. (1998). «Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art?». *Ecosystems*, nº 1, p. 143-156.
- HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. (2006). *Corridor ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Washington: Island Press.
- LOVELOCK, J. (1979). *Gaia: A new look at life on earth*. Bruna & Zoon, Utrecht: Antwerpen.
- MCCARTHUR, A.; WILSON, E. O. (1963). «An equilibrium theory of insular zoogeography». *Evolution*, vol. 17, nº 4, p. 373-387.
- (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press.
- 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. (2005). «The gradient concept of landscape structure». En: WIENS, J.; MOSS, M. (eds.). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, p. 112 -119.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. (1994). *Landscape Ecology. Theory and application*, 2a edició. Nueva York: Springer-Verlag.
- PINO, J.; RODA, F. (1999). «L'ecologia del paisatge: un nou marc de treball per la ciència de la conservació». *Bulletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, nº 67, p. 5-20.
- SIMMONDS, J. G.; MANN, J. E. (1998). *A First Look at Perturbation Theory*. 2a edició. Dover Publications.
- SMUTS, J. C. (1926). *Holism and Evolution: the original source of the holistic approach to life*. Londres: MacMillan.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, K.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. (1993). «Connectivity is a vital element of landscape structure». *Oikos*, nº 68, p. 571-573.
- TROLL, C. (1939). «Luftbildplan und ökologische Bodenforschung». *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde Zu Berlin*, nº 74, p. 241-298.
- (1950). «Die geografischen Landschaft und ihre Erforschung». *Studium generale*, 3. Heidelberg, Berlín: Springer-Verlag, p. 163-181.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. (2001). *Landscape ecology in theory and practice*. Nueva York: Springer-Verlag.
- TÜXEN, R. (ed.) (1968). «Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie». *International Symposium für Vegetationskunde Stolzenau und Rinteln*.
- WIENS, J.; STENSETH, N.; VAN HORNE, B.; ANKER, R. (1993). «Ecological mechanisms and Landscape Ecology». *Oikos*, nº 66, p. 369-380.
- WIENS, J.; MOSS, M. (eds.) (2005). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- WILSON, E. O. (1992). *The diversity of life*. Cambridge: Harvard University Press.
- WU, J. (2004). «Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations». *Landscape Ecology*, vol. 19, nº 2, p. 125-138.
- ZONNEVELD, I. S. (1995). *Land Ecology: An Introduction to Landscape Ecology as a Base for Land Evaluation, Land Management & Conservation*. Amsterdam: SPB Academic Publishing.
- (1994). «Landscape ecology and ecological networks». En: COOK, E. A.; VAN LIER, H. N. (eds.). *Landscape planning and ecological networks. Developments in landscape management and urban planning 6f*. Amsterdam: Elsevier Science, p. 13-16.