



Análisis estructural y funcional de la transformación del paisaje agrario en el Vallès durante los últimos 150 años (1853-2004): relaciones con el uso sostenible del territorio

Joan Marull. *Barcelona Regional*

Joan Pino. *CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona*

Enric Tello. *Departament d'Història i Institucions Econòmiques, Universitat de Barcelona*

Josep M. Mallarach. *Departament de Geografia, Universitat de Girona*

Resumen

El presente trabajo busca poner a prueba la hipótesis de que tras el deterioro observado en la eficiencia energética de los sistemas agrarios durante los últimos 150 años subyace una grave pérdida de eficiencia territorial asociada a una importante transformación del paisaje. Para ello se ha llevado a cabo un análisis estructural y funcional de los cambios acaecidos en el paisaje agrario en un sector de la comarca del Vallès (Área Metropolitana de Barcelona), mediante una metodología innovadora que combina dos indicadores procedentes de la ecología del paisaje (diversidad de cubiertas y fragmentación ecológica) con dos nuevos índices socioambientales recientemente desarrollados por varios autores de este trabajo (estructura ecopaisajística y conectividad ecológica). Los resultados muestran un aumento de la diversidad de cubiertas del territorio, de la fragmentación ecológica y la proliferación de barreras antropogénicas, un aumento de la diversidad paisajística asociado a la disminución de naturalidad, una fuerte reducción de la superficie de las áreas ecológicas funcionales, y una disminución de su conectividad ecológica. Esas transformaciones han acarreado en su conjunto una marcada pérdida de funcionalidad paisajística y de eficiencia territorial del área de estudio. Tales efectos han ido a la par con un pronunciado descenso del rendimiento energético de los sistemas agrarios, lo que sugiere la necesidad de un mayor diálogo transdisciplinar entre ciencias naturales y sociales que permita fundar en una reflexión histórica común el desarrollo de nuevos criterios y métodos con los que abordar un planeamiento más sostenible del territorio.

Palabras clave

Ecología del paisaje; diversidad y fragmentación de cubiertas; estructura ecopaisajística; conectividad ecológica; eficiencia territorial

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL ANALYSIS OF THE TRANSFORMATION OF THE AGRARIAN LANDSCAPE IN THE CATALAN VALLÈS COUNTY DURING THE LAST 150 YEARS (1853-2004): ITS RELATIONSHIP WITH A SUSTAINABLE USE OF THE TERRITORY

Abstract

This research intends to verify the hypothesis that a serious reduction of the territorial efficiency, which is related to a significant landscape transformation, underlies the observed loss of energy efficiency that the agrarian systems experienced during the last 150 years. To do so, a structural and functional analysis of the changes experienced by the agrarian landscape in one portion of the Vallès county (Barcelona Metropolitan Area) has been made through an innovative methodology that combines two indicators from the landscape ecology (cover diversity and ecological fragmentation), with two new socio-environmental indexes recently developed by some of the authors (eco-landscape structure and ecological connectivity). The results show an increase in cover diversity, ecological fragmentation and anthropogenic barriers, as well as a growth in landscape diversity which are associated to a substantial reduction of the ecologically functional areas, and its ecological connectivity. These transformations resulted on a severe loss of landscape functionality and territorial efficiency in the study area. All these changes happened at the same time as a sharp reduction in the energy agricultural returns to energy inputs, suggesting the need for a deeper trans-disciplinary dialogue between natural and social sciences, in a common historical background, to develop new criteria and methods in order to undertake a more sustainable type of land use planning.

Key Words

Landscape ecology; ecological diversity and fragmentation; eco-landscape structure; ecological connectivity; territorial efficiency

Análisis estructural y funcional de la transformación del paisaje agrario en el Vallès durante los últimos 150 años (1853-2004): relaciones con el uso sostenible del territorio

Joan Marull. *Barcelona Regional*

Joan Pino. *CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona*

Enric Tello. *Departament d'Història i Institucions Econòmiques, Universitat de Barcelona*

Josep M. Mallarach. *Departament de Geografia, Universitat de Girona*

I.1. Justificación del estudio

El paisaje puede ser visto desde un punto de vista histórico como la expresión territorial del metabolismo que cualquier sociedad mantiene con los sistemas naturales que la sustentan (Tello, 1999 y 2004; Krausmann, 2001 y en prensa; Schandl y Schulz, N., 2002; Garrabou y Tello, 2004; Cussó *et al*, 2005 y en prensa^{a y b}; González de Molina *et al*, 2001^{a y b}, 2002 y en prensa). Uno de los caminos para comprender cuándo, cómo y por qué la intervención humana cambia la configuración del territorio consiste en analizar los principales flujos energéticos y materiales del intercambio metabólico de la economía con su entorno ambiental, y en identificar los impactos ecológicos que se imprimen en él. Sin necesidad de retrotraernos a los primeros precursores del análisis energético de aquellos intercambios (Martínez Alier y Schlüpmann, 1991), hace ya más de tres décadas que el estudio de los balances energéticos de distintos sistemas agrarios puso de manifiesto el considerable deterioro que el consumo masivo de combustibles fósiles, y otros *inputs* industriales de la llamada “revolución verde”, han provocado en el rendimiento energético de los sistemas agrarios contemporáneos (Pimentel y Pimentel, 1979; Leach, 1981; Campos y Naredo, 1978; Fluck, y Baird, 1980; Naredo y Campos, 1980^{a y b}; Campos, 1981, 1984; Puntí, 1982; Smil, 1987, 1991, 2001; Giampietro y Pimentel, 1991; Giampietro *et al*, 1994; Naredo, 1996; Fischer-Kowalski, 1998; Fischer-Kowalski y Hüttler, 1999; Dutilh y Kramer, 2000; Haberl, 2001^{a y b}; Krausmann y Haberl, 2002; Carpintero, 2002, 2005 y en prensa; Carpintero y Naredo, J. M., en prensa).

Estudios recientes en la comarca catalana del Vallès han mostrado una pauta similar: si hacia 1860 por cada unidad energética invertida se obtenía entre 1,4 y 1,7, en 1999 el rendimiento era tan sólo de 0,2: es decir, por cada unidad de energía obtenida se han invertido 4,5 unidades equivalentes en su producción (Cussó *et al*, en prensa^{a y b}). Los mismos balances energéticos revelan que tras el aumento espectacular de los inputs externos empleados, y de las pérdidas de transformación del sistema agrario en su conjunto, subyace un importantísimo proceso de cambio en los usos humanos del suelo: la creciente desintegración funcional entre el culti-

vo, la ganadería y el bosque. Se ha explorado muy poco, sin embargo, la relación de aquel importantísimo cambio en el metabolismo social con esas transformaciones coetáneas experimentadas por el paisaje agrario.

El presente trabajo pretende contribuir a este análisis de los cambios del paisaje agrario, y de su relación con las fuerzas motoras socioeconómicas, con la pérdida de su funcionalidad ecológica. Proponemos una aproximación transdisciplinar que intenta poner a prueba la siguiente hipótesis: tras el deterioro de la productividad energética de los sistemas agrarios posteriores a la revolución “verde”, y la crisis coetánea de un mundo rural que ha perdido su milenaria capacidad de gestionar el territorio, subyace una notable pérdida de *eficiencia territorial* asociada a un importante cambio en la composición y estructura del paisaje.

En el pasado las sociedades agrarias organizaron sus usos del territorio con distintos gradientes de intensidad, pero siempre de forma sumamente integrada, porque de ello dependía su propia subsistencia. La gente no sólo vivía en un territorio, sino *del* territorio que habitaba. La única forma de contrarrestar las considerables pérdidas de transformación que implicaba la ineficiente bioconversión animal, de la que dependían para obtener fuerza motriz y fertilizar los cultivos, era integrar al máximo el contingente ganadero en los diversos espacios agrosilvopastorales. En una economía de base orgánica, dependiente en última instancia y casi por completo de la fotosíntesis para obtener cualquier tipo de producto, cuanto mayor era la densidad de población más necesario resultaba gestionar el espacio agrario con la máxima eficiencia territorial.

La explotación a gran escala de los combustibles fósiles del subsuelo ha permitido superar aquella antigua dependencia de la bioconversión animal, y el uso integrado del territorio ha dejado de ser una necesidad. Pero la pérdida de aquella antigua *necesidad* ¿debía comportar también el abandono de su *virtud*? Ambas cosas han ido a la par, lo que no significa que una fuera un resultado necesario de la otra. Aclarar ese punto resulta indispensable cuando el deterioro ambiental que ha comportado a largo plazo el abandono del uso agrosilvopastoral integrado del territorio nos urge a plantearnos *recuperar la virtud de la eficiencia territorial* en un contexto económico y ambiental muy distinto. Los Mapas 1

ponen intuitivamente de manifiesto el proceso de drástica simplificación territorial derivada del abandono de los antiguos mosaicos agrarios policulturales mediterráneos, el recrecimiento del bosque en antiguos bancales aterrizados hoy abandonados, y la expansión de la urbanización.

El objetivo de presente estudio consiste en poner a prueba la hipótesis antes expuesta, y los efectos ambientalmente negativos de las transformaciones de la cubierta vegetal del territorio del área de estudio en la comarca del Vallès entre mediados del siglo XIX y la actualidad, aplicando a los cambios de usos diversos conceptos e índices de la ecología del paisaje descritos en los Anexos I y II. Secundariamente, también busca comprobar las posibilidades ofrecidas para este tipo de análisis aplicado a fuentes históricas, como las imágenes del primer vuelo americano completo sobre territorio español de 1956-57, y a los mapas parcelarios del catastro rústico levantados durante la segunda mitad del siglo XIX o la primera mitad del siglo XX (Muro *et al*, 2003; Nadal *et al*, en prensa). Finalmente, también nos permite testar la utilidad de diversos índices socioecológicos desarrollados recientemente (Marull y Mallarach 2002; Marull *et al*, 2005) para medir la pérdida de eficiencia territorial ocasionada por la alteración de los mosaicos agroforestales mediterráneos tradicionales.

I.2. Aproximación conceptual

Nuestra aproximación conceptual se basa en el conocimiento científico actual de la naturaleza, que puede resumirse en la definición de un universo no homogéneo, dinámico, multiescalar y organizado jerárquicamente (Prigogine y Stengers, 1983, 1984, 1997). Según esta perspectiva, la naturaleza se considera un sistema que puede ser estudiado y descrito tomando en consideración sus características estructurales (componentes con propiedades intrínsecas, por ejemplo), sus características funcionales (como las interrelaciones entre distintos elementos espaciales) y su organización jerárquica (Margalef, 1997). Esta concepción parece particularmente apropiada para el estudio de una realidad multidimensional como es el paisaje, resultado de la interacción de fenómenos físicos, biológicos y antrópicos, que actúan a distintas escalas espacio-temporales.

Evidentemente el paisaje puede definirse desde varios puntos de vista, que dependen de la disciplina de conocimiento utilizada (Vink, 1983). De acuerdo con la aproximación conceptual de la naturaleza descrita anteriormente, la ecología del paisaje ha desarrollado un marco conceptual relevante para evaluar y comprender los cambios de usos del suelo que se producen en la matriz territorial. Según esta disciplina, el paisaje sería una parte de la superficie del planeta constituida por una complejidad de sistemas formados por la actividad de las rocas, el agua, el aire, el suelo, las plantas, los animales y, cada vez con mayor capacidad transformadora, el hombre; de forma que, como consecuencia de su fisiogno-

mía, estos sistemas forman entidades identificables territorialmente (Zonneveld, 1979). Una definición más reciente considera el paisaje como un área heterogénea de la Tierra compuesta por un grupo de ecosistemas interrelacionados que se repiten por el territorio siguiendo pautas similares (Forman y Gordon, 1986). La ecología del paisaje considera que la composición y la configuración espacial del paisaje y las propiedades de sus elementos se relacionan con los procesos físicos, biológicos, ecológicos, sociológicos, económicos, en definitiva: socio-ambientales (Forman, 1995^{a y b}). La estructura del paisaje es, por tanto, el resultado de los procesos funcionales que tienen lugar en él y, al mismo tiempo, condiciona el funcionamiento de dichos procesos (Forman y Gordon, 1986). Si embargo la ecología del paisaje ha encontrado serias dificultades para establecer una relación entre los patrones espaciales y los diversos procesos funcionales (Opdam *et al*, 2001; Li y Wu, 2004).

En el presente trabajo consideramos el territorio como un sistema complejo y adoptamos un modelo ecosistémico para estudiarlo (May, 1989). De acuerdo con este modelo, el paisaje sería un sistema organizado en niveles jerárquicos de complejidad que dependerían de su escala espacio-temporal (O'Neill, 1989). Para entender esta organización de la complejidad creemos necesaria una aproximación que tenga en cuenta los principales factores que caracterizan el territorio de una forma integrada. En consecuencia, utilizaremos la aproximación sistémica aplicada en las ciencias ecológicas para desarrollar nuevas herramientas matemáticas útiles en el análisis de los cambios estructurales y funcionales de la matriz territorial, consecuencia de su progresiva transformación antrópica, así como estudiar la posible utilidad de estos conocimientos para promover una planificación territorial sostenible.

II.1. Planteamiento metodológico

Con objeto de medir las características estructurales del paisaje se han desarrollado un gran número de indicadores, literalmente centenares (McGarigal y Marks, 1995; Gustafson, 1998). Se trata de operadores matemáticos más o menos complejos que incorporan aspectos muy diversos de la composición y la configuración espacial del paisaje, así como también atributos de tamaño, forma y distribución espacial de los elementos (teselas) que los componen (Forman y Gordon, 1986; Turner, 1989; Colville, 1995). En general, se pueden diferenciar los indicadores de carácter estructural, más asociados a las propiedades físicas del paisaje y sus elementos, de los indicadores de carácter funcional, más relacionados con los procesos que tienen lugar en ellos (ver, por ejemplo Aronson y Le Floc'h, 1996 para una relación de éstos últimos).

El presente trabajo efectúa un análisis de los cambios del paisaje mediante esa doble aproximación estructural y funcional. La primera se ha llevado a cabo exclusivamente sobre

tres municipios del Vallès (Caldes de Montbui, Castellar del Vallès y Polinyà) y ha comportado el cálculo de diversos indicadores del paisaje (en adelante métricas) habituales en estudios de ecología clásica. La segunda se ha concretado en un ámbito funcional de mayores dimensiones, que engloba los tres municipios estudiados, donde se han aplicado unos índices socioecológicos novedosos, desarrollados recientemente para otras aplicaciones, previa adaptación a los objetivos de este trabajo (ver Marull, 2005 para una síntesis de las metodologías paramétricas utilizadas).

El planteamiento metodológico escogido suponía asumir un cierto riesgo debido a que por vez primera se utilizaban nuevas metodologías paramétricas para estudiar de forma comparativa los cambios en el funcionamiento estructural del paisaje. Por ese motivo se decidió la doble aproximación al estudio antes mencionada. Las matrices de cálculo y las constantes introducidas en los modelos matemáticos se han adaptado para poder evaluar series históricas de cambios en los usos del suelo, tal como se explica en los anexos metodológicos I y II. El desarrollo de la propia metodología constituye, por tanto, un objetivo importante de este trabajo. En definitiva, el estudio parte de la siguiente pregunta: ¿se puede medir la pérdida de *eficiencia territorial*, ocasionada por la alteración del sistema de mosaicos agroforestales mediterráneos tradicionales, mediante los nuevos índices socioecológicos desarrollados?

II.2. La aproximación estructural

El análisis estructural del paisaje se ha llevado a cabo para tres fechas: 1853-56, 1954-56 y 2004. A partir de la información catastral se han generado sendos mapas de cubiertas del suelo con una leyenda común (ver Mapas 1). Debido al procedimiento de obtención, dichos mapas son comparables entre sí. El cálculo de las métricas estructurales se ha llevado a cabo para los mapas originales y, también, para una reclasificación de sus unidades en categorías de naturalidad que se recoge en el Anexo I. Esta segunda aproximación permite detectar patrones de cambio del paisaje para un nivel de agregación de las unidades muy alto y por ello, de consecuencias importantes sobre el funcionamiento de dichos paisajes. Para los mapas originales se han determinado dos métricas muy utilizadas en ecología del paisaje, la diversidad y la fragmentación, calculadas ambas para cada municipio y corte cronológico:

i) **La diversidad de cubiertas.** Define la heterogeneidad paisajística como un sistema formado por elementos diferentes, inconexos y frecuentemente antagónicos (Bruel y Baudry, 2002). Para su evaluación se requiere la identificación de dichos elementos (cubiertas), así como su distribución y abundancia espacial. La diversidad es una medida muy utilizada en ecología de comunidades para estimar la riqueza (número) de especies y su equifrecuencia (proporción relativa de cada especie, en número de individuos, recubrimiento,

etc.). Cuanto mayor es el número de especies o cuanto más equifrecuentes son, mayor es la diversidad resultante. Las medidas de diversidad han sido también muy utilizadas en ecología del paisaje, midiendo en este caso la riqueza y equifrecuencia de las unidades de paisaje (cubiertas del suelo, usos del suelo, hábitat, unidades de vegetación, etc.). A diferencia de lo que ocurre con las comunidades, no existe ninguna evidencia de que una elevada diversidad de cubiertas sea especialmente beneficiosa para el mantenimiento de los paisajes como entidades funcionales. Sin embargo, la diversidad es una buena medida informativa del grado de heterogeneidad del paisaje y como tal la utilizaremos. En el presente trabajo calculamos la diversidad de las cubiertas del suelo (*H*) utilizando el índice de Shannon-Weaver, adaptado a la ecología del paisaje (McGarrigal y Marks, 1995). Finalmente, también hemos aplicado el mismo índice de diversidad a las cubiertas agroganaderas (cultivos y pastos).

ii) **La fragmentación ecológica.** De forma general definimos la fragmentación como un proceso que actúa a escala de paisaje y determina tanto la pérdida de hábitat como su división en diversas unidades (Guirado 2005). La fragmentación constituye un componente esencial del llamado cambio global, responsable de una pérdida de diversidad de especies, comunidades y ecosistemas similar a la de las grandes extinciones en masa de la historia de la Tierra (Vitousek 1994). A escala local, el aumento de la fragmentación comporta una pérdida de hábitat adecuado para las especies más exigentes, los llamados especialistas de interior de hábitat, y su sustitución por especies generalistas o multihábitat, que frecuentemente explotan los márgenes de cada hábitat. Existen muchas medidas de fragmentación, entre las cuales hemos seleccionado tres: a) el número medio de polígonos por cubierta, calculado simplemente como el cociente entre el número de polígonos y el número de cubiertas por municipio y año; b) el perímetro total de los diversos polígonos, sumando su longitud total por municipio y año; c) el tamaño de grano o superficie media de los polígonos. Para la reclasificación en categorías de naturalidad se han calculado únicamente la diversidad de categorías y el número de polígonos por clase, utilizando los mismos métodos que en el caso anterior. También se ha calculado la proporción de las categorías de naturalidad para los municipios y fechas analizados.

II.3. La aproximación funcional

El cálculo de métricas relacionadas con el funcionamiento del paisaje es complejo y no cuenta con demasiados ejemplos. Uno de los principales escollos es que muchos procesos ecológicos que tienen lugar en el paisaje son difícilmente cartografiables. Existen sin embargo algunas propuestas que recogen ejemplos de atributos funcionales del paisaje (Aronson y Le Floch, 1996). Son atributos funcionales los que, por ejemplo, estiman la capacidad de las unidades del paisaje para acoger especies y procesos en función de su

tamaño, proximidad con unidades afines o contacto entre unidades heterogéneas (ecotonos). Entre los más utilizados cabe citar la conectividad, que para muchos autores es un único atributo y para otros puede ser dividida en dos: la conectancia y la conectividad. La primera hace referencia a la conexión desde el punto de vista estructural (calculable a partir de atributos físicos), mientras que la segunda se relaciona con los aspectos funcionales de la conexión entre los elementos del paisaje, como son los patrones de movimiento y migración de organismos o su respuesta a la presencia de barreras. Para muchas especies, sobretodo de fauna, la conectancia y la conectividad son muy distintas.

En la presente aproximación se han utilizado diversos indicadores que pretenden valorar la funcionalidad de la matriz territorial, desde dos puntos de vista: (i) la capacidad para acoger procesos dentro de las unidades del paisaje y (ii) la capacidad para conectar procesos entre las unidades del paisaje, de forma no totalmente independiente. Existe, en efecto, una evidente relación entre ambas perspectivas, derivada del hecho que la capacidad del territorio como hábitat depende en gran medida de su funcionalidad conectiva, y al revés. Estos indicadores forman parte de índices cartográficos complejos: el índice de estructura ecopaisajística (*IEE*) y el índice de conectividad ecológica (*ICE*) que han sido puestos a punto por algunos de los autores para ser utilizados en aplicaciones muy distintas al objetivo de este trabajo, como es la evaluación ambiental estratégica de planes y programas (Marull *et al.*, en prensa).

II.3.1. El paisaje como hábitat de especies y procesos ecológicos

La capacidad del paisaje para albergar especies y procesos se ha evaluado a partir del Índice de Valor del Patrimonio Natural recientemente desarrollado (Marull *et al.*, 2005). Este índice valora el territorio en función de cuatro índices parciales integrados por un total de 18 indicadores, que recogen aspectos biológicos, corológicos, ecopaisajísticos y de servicio ambiental o ecosistémico a la sociedad. La metodología propuesta tiene pocos precedentes entre las iniciativas de conservación más conocidas. Introduce, como aspecto más innovador, el intento de aproximación continua a la valoración del patrimonio natural (McGarigal *et al.*, 2000). Posiblemente el National Gap Analysis Program desarrollado en los Estados Unidos (Kiester *et al.*, 1996) comparta algunos aspectos metodológicos: la valoración suele ser continua y basada en unidades repetidas; la vegetación se considera la variable substitutiva principal de la biodiversidad; y explora modelos predictivos a partir de variables indirectas.

Uno de los submódulos o índices parciales de dicho Índice de Valor del Patrimonio Natural es el denominado Índice de Estructura Ecopaisajística, que integra una serie de indicadores relacionados con la capacidad estructural del territorio como generador de procesos ecológicos. El algoritmo

(Anexo I) se calcula a partir de la suma de cuatro indicadores: el potencial de relación entre unidades del paisaje, la heterogeneidad de contacto entre estas unidades, la integridad territorial frente a la afectación antrópica y la complejidad de la estructura vertical. La metodología original se ha adaptado para realizar estudios de series temporales con cartografías que contienen información simplificada sobre las cubiertas vegetales (ver Anexo I para una relación detallada del proceso). Cada indicador aporta un componente distinto pero complementario de la estructura ecopaisajística:

i) El potencial de relación entre unidades de paisaje. Se basa en los postulados de la teoría ecológica de islas (McArthur y Wilson, 1967) y su aplicación en paisajes fragmentados (Forman, 1995^b), según los cuales el mantenimiento de la biodiversidad está relacionado con el tamaño de los fragmentos de hábitat y la distancia existente entre estos. El presente indicador pretende cuantificar esa funcionalidad potencial del hábitat mediante una expresión inspirada en la ley de la gravitación universal de Newton, que calcula el potencial de relación para cada polígono.

ii) La heterogeneidad de contacto entre unidades de paisaje. El tamaño de las teselas de un hábitat determinado es un atributo determinante para la acogida de especies y procesos ecológicos (Forman, 1995^b), pero no para aquellas especies que explotan las fronteras entre cada hábitat (ecotonos) o diversos hábitats (especies de margen). En consecuencia, resulta necesario valorar la calidad de las teselas de hábitat no solo para las especies que viven en su interior, sino también para las que explotan los márgenes. Se propone, por tanto, un indicador que pretende complementar al anterior mediante una valoración del grado de heterogeneidad de las fronteras de cada polígono. Se parte de la hipótesis de que un mayor contraste en los márgenes de las teselas permitirá albergar un número de especies distintas significativamente superior.

iii) La integridad de las unidades del paisaje. El contacto con hábitats antrópicos es una fuente esencial de perturbación de los fragmentos de hábitat naturales y semi-naturales. Numerosos estudios demuestran los efectos significativos que las áreas urbanas e infraestructuras ocasionan sobre la composición florística, la fauna y la estructura de los fragmentos de bosque adyacentes (Forman *et al.*, 2003). Para cuantificar el efecto de estos hábitats antrópicos sobre la calidad del resto de hábitats se propone un indicador que busca valorar la perforación y adyacencia de las teselas por asentamientos urbanos y vías de comunicación.

iv) La complejidad vertical de las unidades del paisaje. El número de especies que puede acoger un paisaje no es únicamente resultado del número, abundancia relativa y configuración espacial de los hábitats que lo conforman, sino también de propiedades relativas a la complejidad estructural de estas unidades. En general, cabe esperar un aumento de la biodiversidad con la estructura vertical, desde las comunidades herbáceas más simples hasta aquellas que presentan más de un estrato arbóreo. Por otra parte, el estado sucesional del hábitat también condiciona su riqueza de especies.

II.3.2. El paisaje como conector de procesos ecológicos

La potencialidad del paisaje como conector de materia, energía e información entre sistemas naturales se ha evaluado a partir de un nuevo modelo de tipo paramétrico, formalizado íntegramente en lenguaje matemático y desarrollado con la ayuda de SIG (Marull y Mallarach, 2002). Ciertamente, el análisis de la conectividad ecológica ya había sido objeto de numerosos desarrollos metodológicos en distintos países, por lo general basados en los postulados teóricos de la ecología del paisaje (Beier y Noss, 1998; Brandt, 1995), a veces combinados con aproximaciones más pragmáticas (Kubes, 1996). No obstante, la mayoría de métodos existentes requieren una gran cantidad de datos, que incluyen la distribución de especies clave (Múgica *et al.*, 2002). Consideramos, sin embargo, que un modelo holístico más simplificado puede explicar los fenómenos observados y ser de mayor utilidad a escala regional (Gardner y O'Neill, 1990).

Siguiendo esta hipótesis, hemos desarrollado una metodología sustentada en un análisis topológico de los usos del suelo, que genera una diagnosis de la conectividad ecológica de los ecosistemas terrestres, basada en unas unidades del paisaje a conectar y un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento que incluye el efecto modelizado de las barreras antropogénicas. El algoritmo utilizado (Anexo II), incorpora una valoración experta de los resultados. El procedimiento metodológico estándar (Marull y Mallarach, 2002) se ha adaptado y simplificado en este caso para poder evaluar series históricas de cambios en los usos del suelo. Su aplicación permite evaluar el efecto de las barreras antropogénicas sobre el espacio circundante, el impacto sobre las áreas ecológicas funcionales, así como la conectividad ecológica existente en cada escenario histórico. Sus tres fases principales se resumen a continuación:

i) Las áreas ecológicas funcionales. Determinan los espacios naturales a conectar según su afinidad y dos criterios fundamentales: la superficie mínima (Andrén, 1994; Virgós *et al.*, 2002) y la topología. Se incluyen mosaicos de hábitat debido a la correlación existente entre la diversidad de hábitats y de especies (Pino *et al.*, 2001). La definición de áreas funcionales tiene un valor intrínseco ya que, de acuerdo con la teoría ecológica de la percolación (O'Neill *et al.*, 1992, With y Crist, 1995), cuando su proporción en el territorio se reduce por debajo de un umbral suelen surgir problemas significativos para la conservación de la biodiversidad.

ii) El índice de afectación de las barreras. El efecto ambiental que puede ocasionar el emplazamiento de áreas urbanas e infraestructuras en el territorio sobrepasa ampliamente el de su ubicación espacial (Trombulak *et al.*, 1999; Forman, 2000). En efecto, los espacios urbanos, los asentamientos peri-urbanos y las infraestructuras que los conectan, fragmentan los espacios forestales y agrícolas, provocando un fuerte impacto eco-paisajístico. Por otra parte, los impactos provocados por los sistemas urbano-industriales y de transportes, desde la emisión de contaminantes atmosféricos, rui-

dos, aguas residuales, vertido de residuos, etc., afectan negativamente, de una u otra forma, a todos los sistemas naturales.

iii) El índice de conectividad ecológica. La conectividad ecológica es la calidad que permite el contacto entre distintos ecosistemas, comunidades, especies o poblaciones. Se trata, por lo tanto, de un índice de la simplicidad o complejidad de la red, de la cual dependen los procesos ecológicos básicos: materia, energía e información. Representa, en definitiva, una síntesis de las variables funcionales (Marull y Mallarach, 2004). Constituye un parámetro fundamental dado que está demostrado que los espacios naturales protegidos aislados, por bien diseñados y gestionados que estén, resultan insuficientes para conservar la biodiversidad y para cumplir otras muchas funciones ecológicas y sociales importantes (Forman y Gordon, 1986).

III. Aplicación de la metodología al área de estudio

Se ha realizado un estudio piloto de aplicación de la metodología descrita anteriormente a varios municipios de la comarca catalana del Vallès, para evaluar la transformación histórica del paisaje agrario acaecida en esta zona mediante una doble aproximación estructural y funcional a la matriz territorial. Se ha seleccionado este ámbito concreto de estudio para poder comparar los resultados obtenidos con los derivados de otros estudios recientes (Cussó *et al.*, en prensa^{a,yb}) que aportan datos significativos sobre los balances energéticos del sistema agrario, calculados también para los últimos 150 años.

Se han elegido tres municipios del Vallès Oriental: uno de ellos (Polinyà) queda totalmente incluido en el llano del Vallès, mientras los dos restantes (Caldes de Montbui y Castellar del Vallès) se sitúan a caballo entre ese llano y las primeras estribaciones de la sierra prelitoral. Entre los tres suman casi 8.960 ha (Caldes de Montbui, 3.663 ha; Castellar del Vallès 4.423; Polinyà 873). Actualmente (2004) Castellar del Vallès es un municipio predominantemente forestal (58% del término), con una presencia significativa de matorrales y prados (15%), cultivos (8%) y zonas urbanas (19%). Caldes de Montbui presenta un mayor equilibrio entre bosques y cultivos (42% los bosques, 22% los cultivos), pero también tienen mayor relevancia las zonas urbanas (20%) y los matorrales o prados (16%). Polinyà es un municipio de llano dominado por las áreas urbanas (42%) y los cultivos (34%), con una menor presencia de bosque (14%) y cubiertas forestales no arboladas (10%). Los análisis que así lo requerían, como ya se ha dicho, se han realizado para un ámbito funcional más amplio.

III.1. Análisis estructural del paisaje

Siguiendo la metodología clásica, el análisis estructural del paisaje se ha llevado a cabo para tres épocas: 1853-56, 1954-56 y 2004. A partir de la información catastral se han generado sendos mapas de cubiertas del suelo con una leyen-

da común (Mapas 1). Debido a su origen y al procedimiento de obtención, dichos mapas son absolutamente comparables entre sí. El cálculo de las métricas estructurales se ha llevado a cabo para los mapas originales y, también, para una reclasificación de sus unidades en categorías de naturalidad que se recoge en el Anexo 1. Esta segunda evaluación permite detectar patrones de cambio del paisaje para un nivel de agregación de las unidades muy alto y por ello, de consecuencias importantes sobre el funcionamiento de dichos paisajes.

Entre 1853 y 2004 se observan muy pocos cambios en el número de cubiertas por municipio (Figura 2). Tampoco se observa ningún patrón de cambio consistente de la diversidad de cubiertas entre municipios, aunque sí se constata un cierto incremento de los valores en la fecha más reciente. Debido a la constancia del número de cubiertas por municipio, la equitatividad muestra un patrón muy similar al de la diversidad, con un mínimo en 1954 y un máximo en 2004 (datos no presentados). La diversidad de cubiertas agrícolas tampoco muestra variaciones muy destacables. Únicamente se destaca que alcanza sus valores máximos en 1954-56, para luego descender en 2004. En cambio, los atributos relacionados con la fragmentación muestran tendencias de cambio muy acusadas y consistentes entre municipios. La media de polígonos por cubierta y la longitud total de perímetros se incrementan fuertemente entre 1954 y 2004, mientras que el tamaño medio de las teselas muestra una tendencia contraria.

Los patrones temporales de la diversidad de clases de naturalidad recuerdan a los de la diversidad de cubiertas, aunque aparecen más acusados (Figura 3). En todos los municipios este parámetro se incrementa notablemente entre 1954-56 y 2004, coincidiendo con la expansión de las áreas urbanas. Debido a que el número de clases de naturalidad se mantiene constante, el incremento de la diversidad hay que achacarlo al aumento de la equifrecuencia de dichas clases. En cuanto a la fragmentación, se incrementa de forma casi exponencial a lo largo de todo el período, lo que también comporta que el aumento más importante se dé entre 1954-56 y 2004. Por lo que respecta a la importancia relativa de las diversas categorías de naturalidad, se observa una disminución gradual de la categoría agrícola y un aumento de la urbana concentrado entre 1954-56 y 2004. La proporción de unidades naturales (bosque) alcanza su máximo en 1954-56 en los municipios de la sierra Prelitoral (Castellar del Vallès y Caldes de Montbui), para luego descender a causa de los incendios y las urbanizaciones. La proporción de la clase seminatural (matorrales y prados) ha experimentado un incremento muy notable en los últimos tiempos, probablemente a causa del abandono agrícola pero también de los incendios forestales.

III. 2. Análisis funcional del paisaje

El análisis funcional del paisaje se ha realizado mediante nuevas metodologías paramétricas (Marull, 2005) que evalúan

la matriz territorial en base a dos propiedades: la capacidad para acoger especies y procesos ecológicos, y el potencial para conectar flujos horizontales de energía, materia e información. El estudio se ha concretado en un ámbito funcional considerablemente mayor (ver Mapas 4) al del análisis estructural realizado anteriormente (se incluye parte de las sierras Litoral, Prelitoral y Collserola para incorporar correctamente los procesos ecológicos principales). El periodo de tiempo analizado es inferior (1954-2004) debido a la ausencia de datos para mediados del siglo XIX del ámbito territorial más amplio. La diferencia de *ámbito de análisis* para las dos aproximaciones metodológicas obedece a una necesidad inherente al método utilizado de contar con una zona lo suficientemente amplia para incorporar los flujos que operan entre unidades del paisaje y amortiguar así el denominado efecto margen. Son importantes, en este sentido, los flujos que se establecen entre el valle y las sierras adyacentes, por lo que se ha ampliado a cinco los municipios incluidos en el *ámbito de estudio* (incluyendo Sentmenat y Palau de Plegamans) debido a que los tres municipios del Vallés seleccionados previamente se encuentran segregados en el territorio.

Los atributos de potencial de relación, ecotonía ecológica e integridad territorial muestran, a lo largo del período estudiado, una pérdida generalizada de la capacidad funcional del territorio como hábitat (Mapas 4). En todos los casos se observa una disminución de la frecuencia de los valores más altos y un aumento de la importancia de los valores bajos. Destaca también el fuerte incremento del porcentaje del área con nula capacidad funcional o incluso excluida del análisis (cubiertas fundamentalmente urbanas). La estructura vertical también ha sufrido notables variaciones, con un descenso de los bosques y herbazales altos y un aumento de los bosques bajos y matorrales, además de un incremento notable de las zonas excluidas. Como consecuencia de estos cambios, el Índice de Estructura Ecopaisajística muestra un drástico descenso de la frecuencia de valores más altos (8 a 10) y un aumento muy notable de las áreas excluidas de interés eco-paisajístico. Los valores intermedios muestran patrones muy variables entre ellos.

En cuanto a la determinación de áreas ecológicas funcionales en el ámbito de estudio (Figura 7), se observa una pérdida sustancial de las mismas que pasan a ocupar de un 90,0 % del territorio en 1954-56 a un 63,9 % en el 2004, lo que resulta muy preocupante si consideramos que por debajo de un umbral determinado —en torno al 60 % según diversos estudios (With y Crist, 1995)— el funcionamiento de sistema entra en crisis y se puede producir un importante declive de la biodiversidad. Este aspecto está estrechamente relacionado con la creciente fragmentación ecológica que también muestran los resultados obtenidos en el análisis estructural realizado según la métrica clásica. En efecto, las barreras urbanas e infraestructurales segregan los espacios naturales y agrícolas en fragmentos cada vez más pequeños y desconectados los unos de los otros. Esos espacios residuales van perdiendo la mayor parte de sus funciones ecológicas, hasta ser la causa

principal de pérdida de biodiversidad regional y global (Saunders *et al*, 1991). En este sentido, el índice de afectación de las barreras en el espacio (Figura 7) muestra un impacto del 28,34 % del territorio en 1956 frente a un 63,39 % en el 2004. Es un resultado espectacular que resulta, no obstante, comparable a los obtenidos por otros estudios realizados en diferentes áreas metropolitanas (Forman y Alexander, 1998; Trombulak *et al*, 1999; Forman, 2000).

Finalmente, y como era de esperar a partir de los resultados anteriores —una drástica disminución de las áreas ecológicas funcionales y un considerable aumento del efecto de las barreras antropogénicas—, la conectividad ecológica entre mosaicos forestales, agrícolas y agroforestales sufre un importante deterioro durante el periodo 1954-2004 (Mapas 6), pasando de un 84,94 % de la superficie con ICE >5 en 1954 a únicamente un 15,76 % en el año 2004 (Figura 7). Es importante observar, sin embargo, que debido a la situación del ámbito de estudio —entre la sierra Prelitoral y el llano del Vallés—, esta parte de la Región Metropolitana de Barcelona todavía mantiene una conectividad funcional significativa, aunque baja, en comparación con los valores muy inferiores que se obtienen en el resto del Vallés, completamente fragmentado por emplazamientos urbanos de todo tipo, periurbanos, industriales, infraestructuras de transporte, etc., y donde muy a menudo los pocos conectores que aún subsisten son algunos cursos fluviales con un estado ecológico considerablemente degradado (Marull y Mallarach, 2002). En definitiva, en el área metropolitana de Barcelona el mayor peso del desarrollo urbanístico de los últimos 50 años se ha producido en detrimento de los sistemas agrícolas tradicionalmente existentes en el llano. Por este motivo la conservación de espacios como el que nos ocupa adquiere, si cabe, mayor valor.

IV. Conclusiones

La respuesta a la pregunta metodológica previa al estudio —¿podemos medir la pérdida de *eficiencia territorial*, ocasionada por la alteración del sistema de mosaicos agroforestales mediterráneos tradicionales, mediante los nuevos índices socioecológicos desarrollados?— es, sin duda, afirmativa. En efecto, el presente trabajo cumple con un doble objetivo metodológico. Por un lado comprueba las posibilidades ofrecidas por las fuentes cartográficas históricas (imágenes del primer vuelo americano de 1956-57, mapas parcelarios históricos del catastro rústico) o recientes (mapas de usos del suelo levantados sobre ortofotomapas o imágenes de satélite ortocorregidas) en el análisis de los cambios en la estructura y composición de la matriz territorial, utilizando herramientas SIG y conceptos o métodos procedentes de la ecología del paisaje. Por otra parte, también demuestra la utilidad de nuevas metodologías paramétricas para cuantificar y cartografiar la *eficiencia territorial* de diferentes escenarios históricos a partir de sus respectivos mapas de usos del suelo. El

análisis se realiza a partir de dos índices socioecológicos recientemente desarrollados en Cataluña: el Índice de Valor del Patrimonio Natural y el Índice de Conectividad Ecológica (Marull y Mallarach 2004; Marull *et al*, 2005). En definitiva, el trabajo confirma la validez de dichos índices en el estudio de los cambios en el paisaje desde un doble punto de vista: estructural y funcional.

El principal objetivo empírico del presente estudio era, sin embargo, poner a prueba la siguiente hipótesis de partida: tras el deterioro de la productividad energética de los sistemas agrarios y la crisis de un mundo rural, que ha perdido su capacidad de gestionar el territorio, ¿subyace una importante pérdida de *eficiencia territorial* asociada a un cambio en la composición y la estructura del paisaje? La respuesta es, de nuevo, afirmativa. Los resultados obtenidos han demostrado que el cambio de modelo energético coincide en el tiempo con un importante cambio estructural del paisaje debido a causas antrópicas, que se concreta en un notable aumento de la fragmentación del territorio y en una disminución del tamaño de grano. También se ha constatado un incremento de la diversidad del paisaje asociado a un aumento de las cubiertas menos naturales (urbanas y viarias). Esta tendencia es muy acusada, puesto que se mantiene e incluso se acrecienta cuando se consideran clases de naturalidad muy genéricas. Los cambios observados en la estructura de la matriz territorial sugieren que los posibles efectos sobre el funcionamiento ecológico del paisaje pueden ser particularmente intensos.

¿Cuáles son estos efectos? La existencia de una fuerte relación entre la estructura del paisaje y su funcionalidad está ampliamente aceptada (Forman y Gordon, 1986), aunque la ecología del paisaje ha encontrado serias dificultades para formalizarla matemáticamente (Li & Wu, 2004). Diversos trabajos han puesto de manifiesto que el aumento de la fragmentación y la disminución del tamaño de grano inciden negativamente en la capacidad de acogida de especies especialistas, de interior de tesela, y de procesos ecológicos complejos (Forman, 1995^b). La aplicación de los nuevos índices socioecológicos desarrollados refuerzan dicha tesis. En efecto, los resultados obtenidos mediante la aplicación del potencial de relación, la ecotonía ecológica y la integridad territorial muestran una pérdida generalizada de la capacidad funcional del territorio como hábitat a lo largo del período estudiado.

A su vez la capacidad conectiva del territorio también se ve muy afectada por aquellos cambios, tal como demuestran la disminución del número de áreas ecológicas funcionales, el aumento del grado de afectación por barreras antropogénicas, y la acusada disminución del índice de conectividad ecológica. En general, el paisaje deviene cada vez más adecuado para especies oportunistas —de margen, usualmente más banales— que no requieren de condiciones ecológicas especiales, y se convierte en terreno abonado para la invasión de especies exóticas (Guirado, 2005). Todo ello conlleva, en definitiva, una simplificación cuantitativa y cualitativa del

territorio como ecosistema. La pérdida de funcionalidad ecológica en este tipo de paisajes desestructurados se manifiesta claramente en su incapacidad para acoger y conectar procesos ecológicos complejos.

V. Reflexiones finales

Demostrar una posible relación causa-efecto entre la pérdida de eficiencia energética y los cambios en la estructura y funcionalidad del paisaje no era el objetivo del presente trabajo. Por otra parte las conexiones que futuras investigaciones logren identificar entre ambos procesos deberán ser muy complejas, e incluir muchos otros factores importantes. En procesos históricos abiertos los nexos causales nunca son fáciles de establecer, ni pueden entenderse de forma determinista (Prigogine y Stengers, 1983, 1984, 1997). No obstante, el hecho de que los resultados obtenidos formen parte de un proyecto de investigación transdisciplinar más amplio nos incita a añadir una reflexión final en el ámbito de la más pura y legítima especulación científica, con el lícito propósito de favorecer sinergias entre diferentes campos de conocimiento. En este contexto consideramos que el cambio de modelo energético puede haber tenido una clara derivada local sobre los usos agrícolas y ganaderos del territorio, que han ido simultáneamente unidos a otras importantes transformaciones en el modo de vida y la ocupación del territorio por la sociedad contemporánea. El modelo socioeconómico actual es responsable, sin duda, del espectacular crecimiento urbano producido en los últimos 50 años en la mayor parte de las áreas metropolitanas mediterráneas (Kasanko, 2005), y también de la crisis coetánea del sistema agrícola tradicional (Cussó *et al.*, 2005 y en prensa^{a y b}). Ambos procesos han originado una devaluación conceptual del territorio entendido como sistema, que en la práctica ha pasado a ser considerado poca cosa más que un solar disponible (Marull, 2003). Esa pérdida gradual del *valor* del territorio implica una despreocupación general en su gestión, solo incipientemente recuperada en algunos lugares.

Llegados a ese punto parece necesario recuperar la visión del paisaje desde la perspectiva histórica del metabolismo social. A mediados del siglo XIX la mayor parte de la producción final de energía, incluyendo el combustible y los *inputs* principales para reproducir el sistema (semillas, fertilizantes, fuerza motriz), provenían directa o indirectamente de la fijación de energía solar en el propio territorio. La situación actual es radicalmente diferente: la inmensa mayoría de los flujos metabólicos entran y salen del territorio, sirviendo éste de mero soporte inerte (Cussó *et al.*, en prensa^b). Por este motivo, entre otros, una parte creciente de la energía solar fijada en la biomasa local acaba siendo puramente residual, y se acumula en un territorio carente de gestión integrada. La pérdida de calidad de vida, la proliferación de riesgos ambientales –geotécnicos, hidrológicos, incendios forestales, etc.— y una difusión más generalizada de contaminantes en

el territorio dificultando su confinamiento y tratamiento, generan costes económicos y preocupaciones sociopolíticas en aumento. La necesidad de afrontar esa crisis socioambiental de nuestro tiempo ha favorecido, a su vez, el resurgimiento de la economía ecológica (Geogescu-Roegen, 1996) y un interés creciente por definir y evaluar los servicios ambientales del territorio (Costanza *et al.*, 1997).

Aún manteniendo su inercia el modelo desarrollista actual empieza a verse obligado a considerar, en efecto, las implicaciones sociales y medioambientales a medio y largo plazo de la ausencia de una gestión territorial sostenible. En ese nuevo contexto socioeconómico y ambiental recuperar la virtud de la *eficiencia territorial* vuelve a ser una *necesidad* inexcusable. Creemos que este cambio es posible, precisamente porque cualquier hipotética relación causa-efecto entre modelo económico y gestión territorial ha sido siempre más débil de lo en principio podría parecer. Pero existen dos condiciones para llevarlo a cabo: los precios de las energías no renovables deben aumentar hasta hacer de nuevo rentables los usos integrados y eco-eficientes del espacio agrario; y el planeamiento territorial y las políticas públicas en su conjunto deben favorecerlo. Estudios como el presente aspiran a contribuir a ello aportando algunos criterios y metodologías adecuados.

Agradecimientos

Este trabajo no habría sido posible sin la elaboración por Oscar Miralles y Anna Carreras (SITEM) de las bases cartográficas utilizadas en los análisis a partir de los mapas del ICC y la Delegación Provincial del Catastro Rústico en Barcelona, utilizadas para el proyecto de SEC2003-08449-C04-03. El ICC ha autorizado emplear los mapas catastrales de Pedro Moreno Ramírez de Castellar del Vallès (1854) y Polinyà (1856), procedentes de su archivo histórico. Los análisis SIG han estado realizados por María José Cordobilla, Emili del Pozo y Jac Cirera (Barcelona Regional). A todos ellos nuestro agradecimiento.

Mapas 1. Cambios en los usos del suelo de los municipios de Caldes de Montbui, Castellar del Vallès y Polinyà, ocurridos en los últimos 150 años (1853-2004).

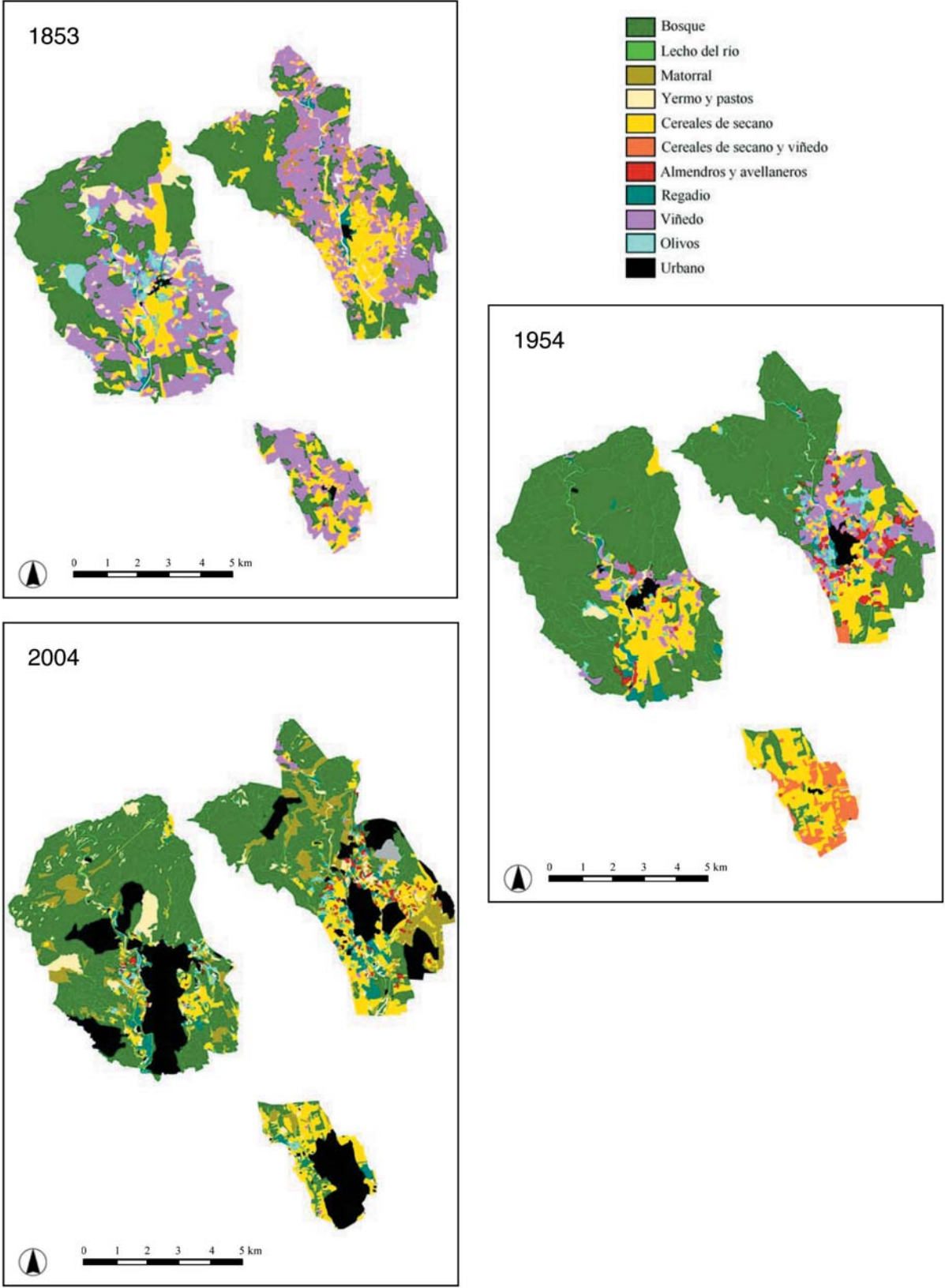


Figura 2. Atributos de paisaje calculados sobre las cubiertas del suelo para cada municipio y fecha.

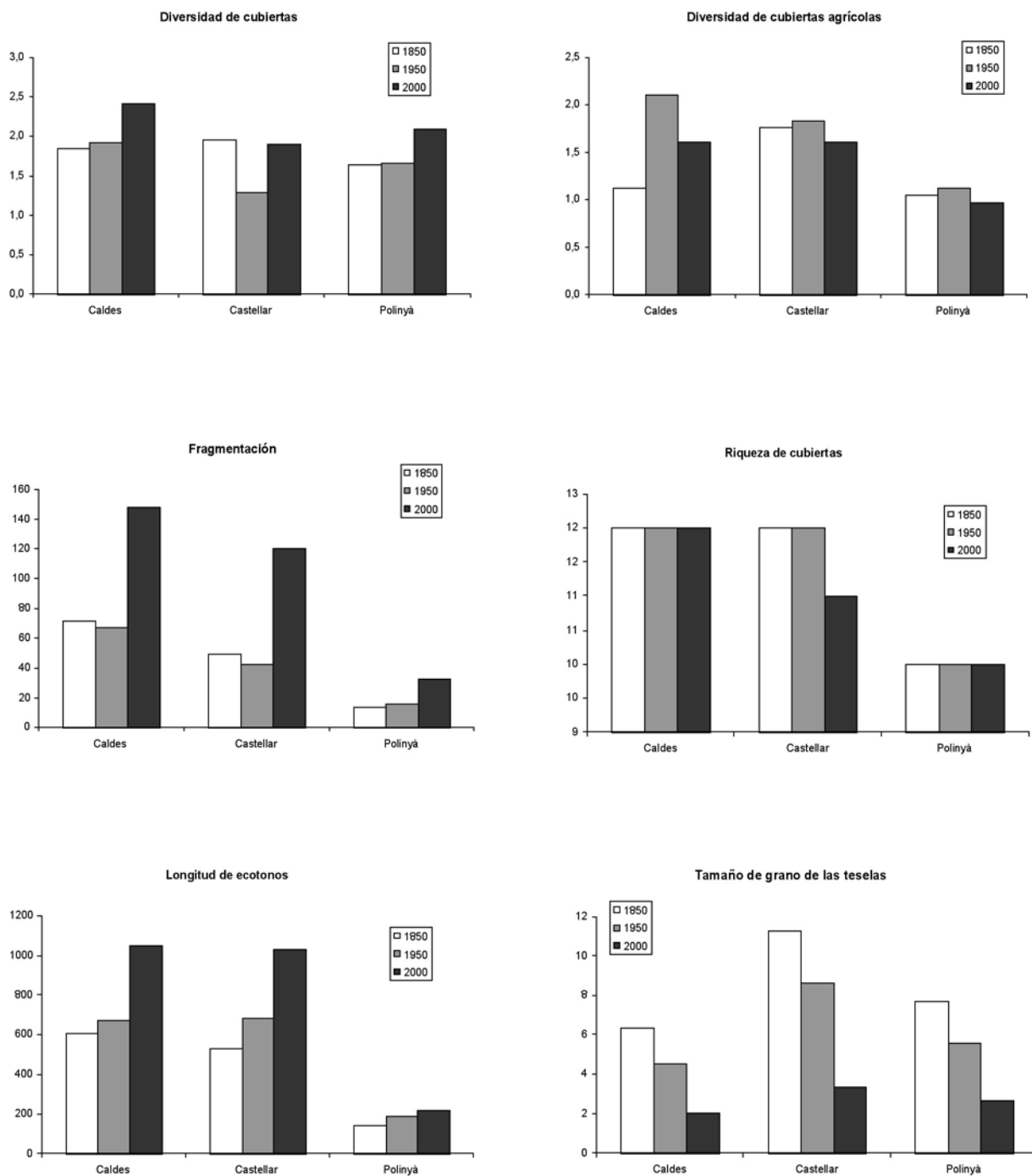
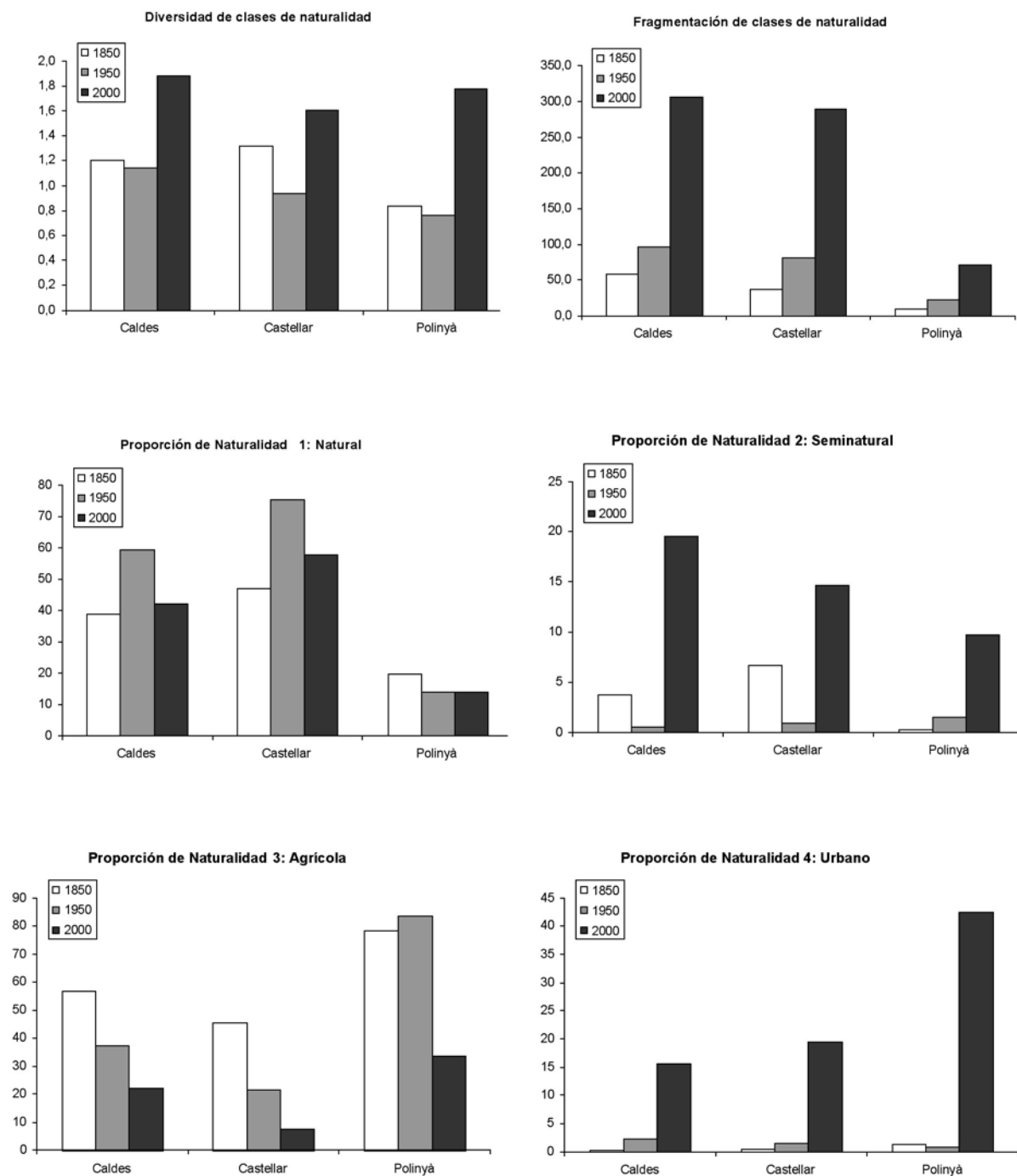


Figura 3. Atributos de paisaje calculados sobre clases de naturalidad para cada municipio y fecha



Mapas 4. El paisaje como generador de procesos ecológicos: cartografía del índice de estructura eco-paisajística (IEE), obtenida en el ámbito de estudio para el periodo 1954-2004.

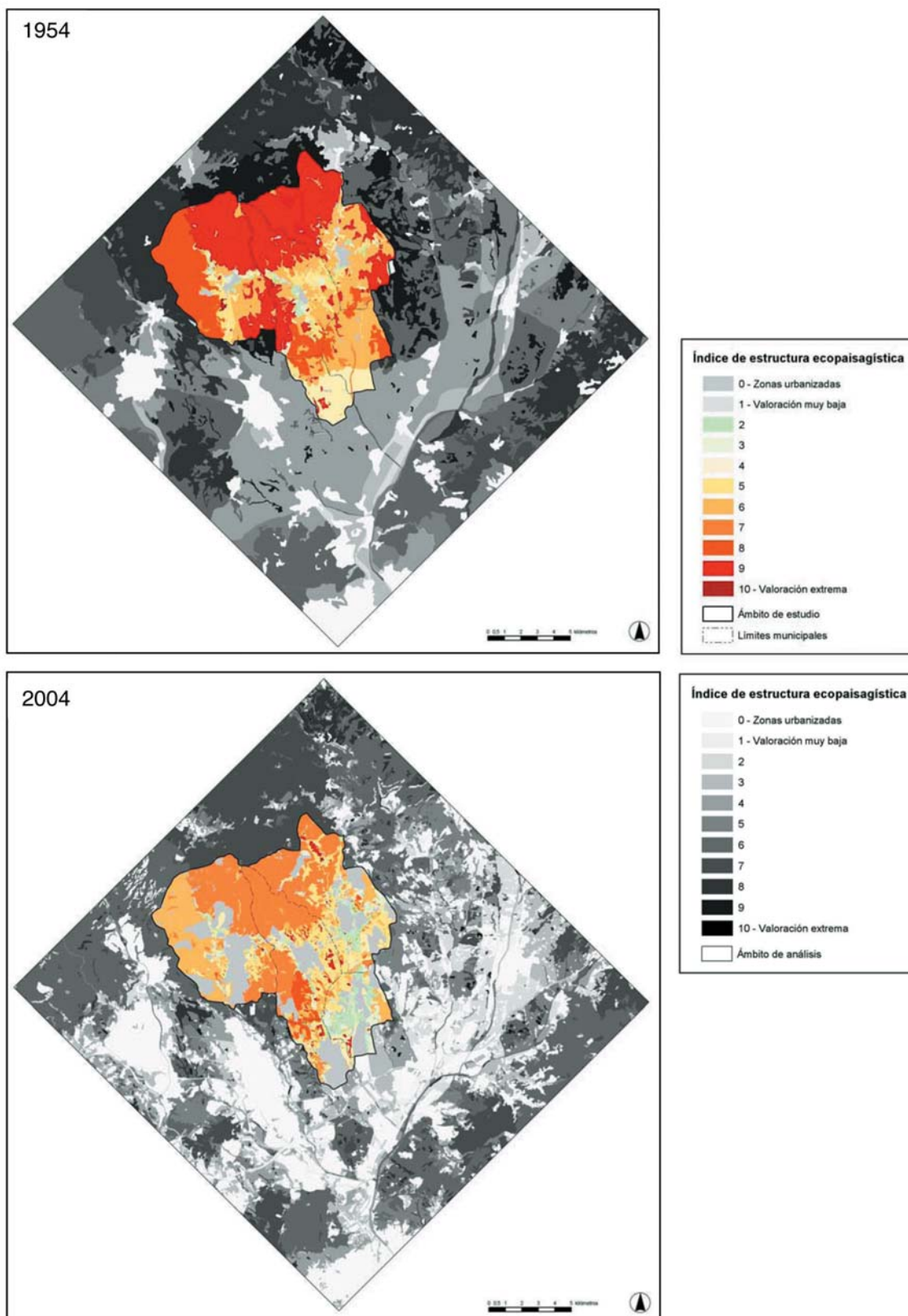
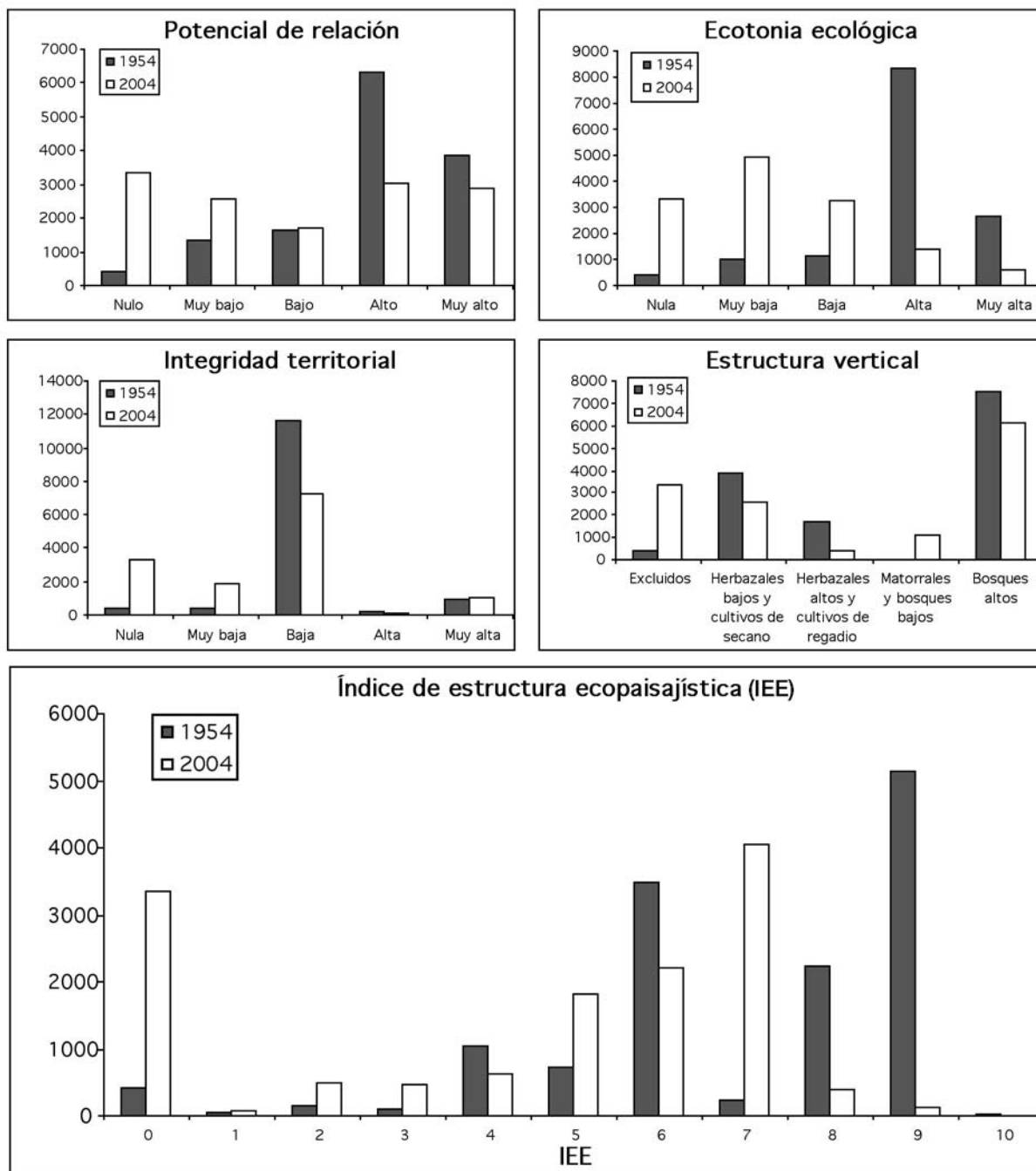


Figura 5. El paisaje como generador de procesos ecológicos: resultados obtenidos en el ámbito de estudio para el periodo 1954-2004.



Mapas 6. El paisaje como conector de procesos ecológicos: cartografía del índice de conectividad eco-paisajística (ICE), obtenida en el ámbito de estudio para el periodo 1954-2004.

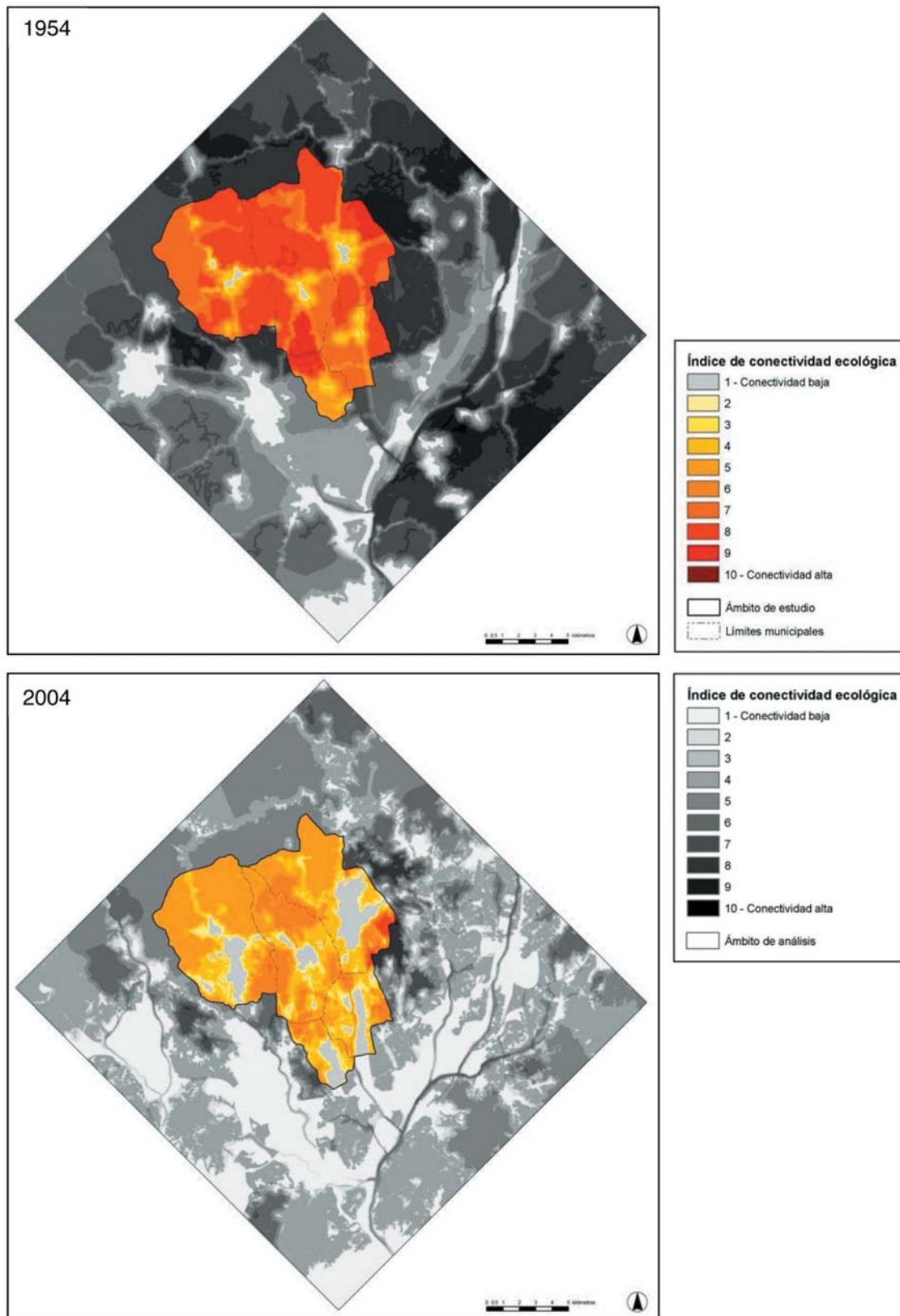
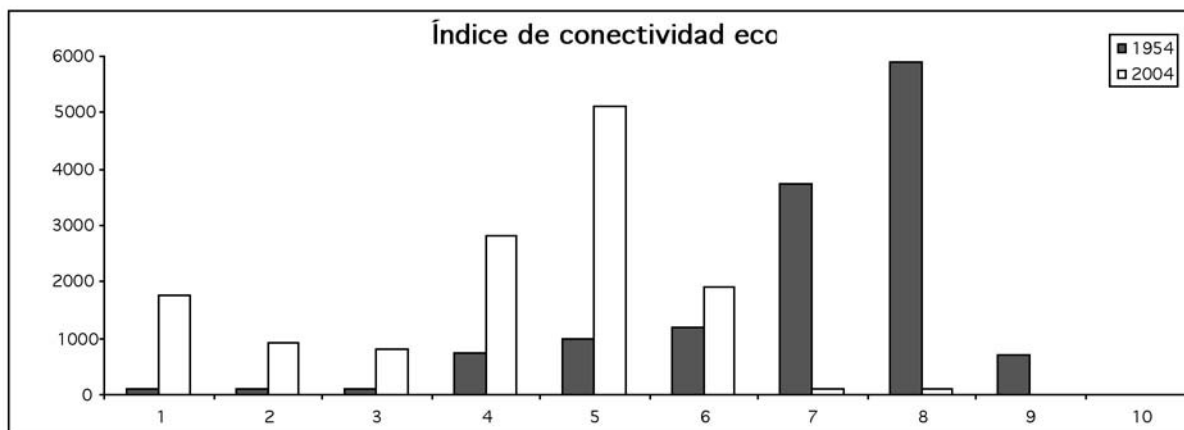
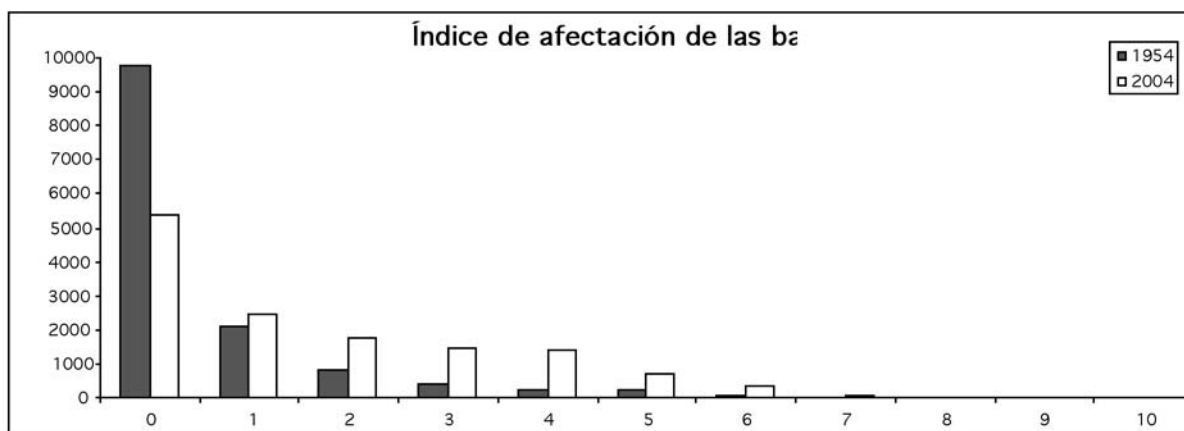
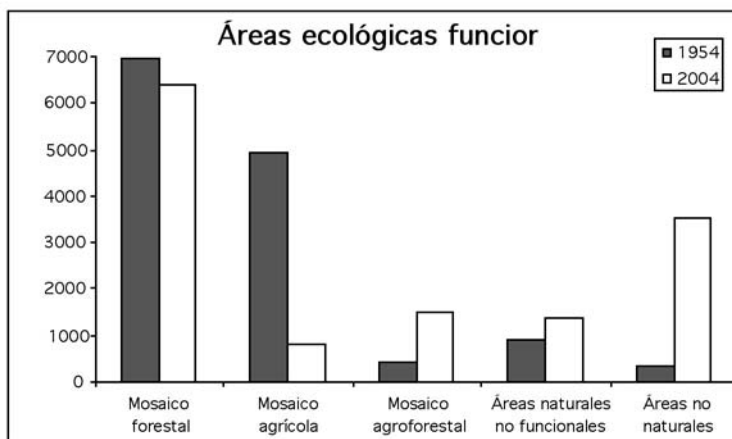


Figura 7. El paisaje como conector de procesos ecológicos: resultados principales obtenidos en el ámbito de estudio para el periodo 1954-2004.



BIBLIOGRAFÍA

- ANDRÉN, H. (1994): "Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review", *Oikos*, 71, p. 355-366.
- ARONSON, J. y LE FLOC'H, E. (1996): "Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology", *Restoration Ecology*, 4, p. 377-387.
- BEIER, P. y NOSS, R. F. (1998): "Do Habitat Corridors Provide Connectivity?", *Conservation Biology*, 12 (6), p. 1241-1252.
- BRANDT, J. (1995): "Ecological networks in Danish planning", *Landschap*, 12 (3), p. 63-76.
- BUREL, F y BAUDRY, J. (2002): *Ecología del Paisaje. Conceptos, Métodos y Aplicaciones*, Ediciones Mundi Prensa, Madrid.
- CAMPOS, P. (1981): "Producción y uso de energía en las explotaciones familiares del occidente asturiano (1950-1980)", en SUMPSI, J. M^a y otros, *La política agraria ante la crisis energética*, UIMP, Madrid, p. 241-277.
- CAMPOS, P. (1984): *Economía y energía en la dehesa extremeña*, Ministerio de Agricultura, Madrid.
- CAMPOS, P. y NAREDO, J. M. (1978): "la conversión de la energía solar, el agua y la fertilidad del suelo extremeño en productos agrarios para cubrir el déficit de los centros burocrático-industriales", en GAVIRIA, M. y otros, *Extremadura saqueada: recursos naturales y autonomía regional*, Ruedo Ibérico, Barcelona, p. 63-72.
- CAMPOS, P. y LÓPEZ, J. (1997): *Renta y naturaleza en Doñana*, Icaria, Barcelona.
- CAMPOS, P; CASADO, J. M. y AZQUETA, D. (2004): *Cuentas ambientales y actividad económica*, Colegio de Economistas, Madrid.
- CARPINTERO, O. (2002): "La economía española: el 'dragón europeo' en flujos de energía, materiales y huella ecológica, 1955-1995", *Ecología política*, 23, p. 85-125.
- CARPINTERO, O. (2005): *El metabolismo de la economía española. Recursos naturales y huella ecológica (1955-2000)*, Fundación César Manrique, Lanzarote/Madrid.
- CARPINTERO, O. (en prensa): "La huella ecológica de la agricultura y la alimentación en España, 1955-2000", *Áreas*.
- CARPINTERO, O. y NAREDO, J. M. (en prensa): "Sobre la evolución de los balances energéticos de la agricultura española, 1950-2000", *Historia Agraria*.
- COLVILLE, D. (1995): "Ecological landscape analysis using GIS", en DOMON, G. y FALARDEAU, J. eds. *Landscape ecology in land use planning. Methods and practice*, Canadian Society for Landscape Ecology and Management/Polyscience Publications Inc., Morin Heights (Canada), p. 143-148.
- CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.; PARUELO, J.; RASKIN, R.; SUTTON P. y VAN DEN BELT, M. (1997): "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital", *Nature*, 387 (15), p. 253-260.
- CUSSÓ, X.; GARRABOU, R. y TELLO, E. (2005): "Energía y territorio: la transformación del paisaje agrario desde la perspectiva del metabolismo social (el Vallès Oriental hacia 1860-1870)", en RIERA, S. y JULIÀ, R. eds., *Una aproximació transdisciplinaria a 8.000 anys d'història d'usos del sòl. I seminari de la Xarxa Temàtica de Paisatges Culturals i Història Ambiental*, SERP/Universitat de Barcelona, p. 125-138.
- CUSSÓ, X.; GARRABOU, R. y TELLO, E. (en prensa): "Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-70: flows, energy balance and land use", *Ecological Economics*.
- CUSSÓ, X.; GARRABOU, R.; OLARIETA, J. R. y TELLO, E. (en prensa): "Balances energéticos y usos del suelo en la agricultura catalana: una comparación entre mediados del siglo XIX y finales del siglo XX", *Historia Agraria*.
- DUTILH, C. E. y KRAMER, K. J. (2000): Energy consumption in the food chain. Comparing alternative options in food production and consumption, *Ambio*, 29(2), p. 98-101.
- ESRI (2000): *Arc/Info User's Guide*.
- FISCHER-KOWALSKI, M. (1998): "Society's Metabolism. The Intellectual History of Materials Flow Analysis. Part I, 1860-1970", *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 2, 1, p. 61-78.
- FISCHER-KOWALSKI, M. y HÜTTLER, W. (1999): "Society's Metabolism. The Intellectual History of Materials Flow Analysis. Part II, 1970-1998", *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 2, 4, p. 107-136.
- FORMAN, R. T. T. (1995a): *Land mosaics. The Ecology of Landscape and Regions*, Cambridge University Press.
- FORMAN, R. T. T. (1995b): "Some general principles of landscape and regional ecology", *Landscape Ecology*, 10: 133-142.
- FORMAN, R. T. T. (2000): "Estimate of the Area Affected Ecologically by the Road System in the United States", *Conservation Biology*, 14 (1), p. 31-35.
- FORMAN, R. T. T. y ALEXANDER, L. E. (1998): "Roads and their major ecological effects", *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, p. 207-231.
- FORMAN, R. T. T. y GORDON, M. (1986): *Landscape Ecology*, Wiley, Chichester.
- FORMAN, R. T. T.; SPERLING, D.; BISSONETTE, J. A.; CLEVENGER, A. P.; CUTSHALL, C. D.; DALE, V. H.; FAHRIG, L.; FRANCE, L.; GOLDMAN, C. R.; HEANUE, K.; JONES, J. A.; SWANSON, F. J.; TURRENTINE, T.; WINTER, T. C. (2003): *Road Ecology. Science and Solutions*, Island Press, Washington.
- FLUCK, R. C. y BAIRD, C. D. (1980): *Agricultural Energetics*, AVI Publishing, Westport.
- GARDNER, R. H. y O'NEILL, R. V. (1990): "Pattern, Process and Predictability: Neutral Models for Landscape Analysis", en TURNER, M. G. y GARDNER, R. H. eds., *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, Springer, New York, p. 289-308.
- GARRABOU, R. y TELLO, E. (2004): "Constructors de paisatges. Amos de masies, masovers i rabassaires al territori del Vallès (1716-1860)", en VV.AA., *Josep Fontana. Història i projecte social. Reconeixemnt d'una trajectòria*, Crítica, Barcelona, vol. I, p. 83-104.
- GEOGESCU-ROEGEN, N. (1996): *La Ley de la Entropía y el proceso económico*, Fundación Argentaria/Visor, Madrid.
- GIAMPIETRO, M. y PIMENTEL, D. (1991): "Energy efficiency: assessing the interaction between humans and their environment", *Ecological Economics*, 4, p. 117-144.
- GIAMPIETRO, M.; BUKKENS, S. G. F. y PIMENTEL, D. (1994): "Models of Energy Analysis to Assess the Performance of Food

- Systems”, *Agricultural Systems*, 45, p. 19-41.
- GONZÁLEZ DE MOLINA, M. (2001a): “Condicionamientos ambientales del crecimiento agrario español (siglos XIX y XX)”, en PUJOL, J.; GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; FERNÁNDEZ PRIETO, L.; GALLEGO, D. y GARRABOU, R., *El pozo de todos los males. Sobre el atraso en la agricultura española contemporánea*, Crítica, Barcelona, p. 43-94.
- GONZÁLEZ DE MOLINA, M. (2001b): “El modelo de crecimiento agrario del siglo XIX y sus límites ambientales. Un estudio de caso”, in GONZÁLEZ DE MOLINA, M. y MARTÍNEZ ALIER, J. edits., *Naturaleza transformada. Estudios de historia ambiental en España*, Icaria, Barcelona, p. 87-124.
- GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; GUZMÁN CASADO, G.; ORTEGA SANTOS, A. (2002): “Sobre la sustentabilidad de la agricultura ecológica. Las enseñanzas de la Historia”, *Ayer*, 46, p. 155-185.
- GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; GUZMÁN CASADO, G. (en prensa): “Metabolismo energético de la agricultura en la región mediterránea. Estudio de caso en el sureste español”, *Historia Agraria*.
- GUIRADO, M. (2002): *Paisatges forestals fragmentats en un entorn humanitzat: efectes de les variables intrínseques i antròpiques sobre la riquesa i la composició específica de la flora vascular*, Memòria del treball de recerca, Departament de Biologia Animal, Biologia Vegetal i Ecologia, Universitat Autònoma de Barcelona, Cerdanyola del Vallès.
- GUSTAFSON, E. J. (1998): “Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?”, *Ecosystems*, 1, p.143-156.
- HABERL, H. (2001^a): “The Energetic Metabolism of Societies. Part I: Accounting Concepts”, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 5, 1, p. 107-136.
- HABERL, H. (2001^b): “The Energetic Metabolism of Societies. Part II: Empirical Examples”, *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 5, 2, p. 53-70.
- HOOFTMAN, M. y KUIJFHOUT, H. (1997): “Route N348 – Phase I, landscape Plan”, en CANTERS ed., *Habitat Fragmentation and Infrastructure. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructures and the Roles of Ecological Engineering, 17-21. Sept. 1995*, Maastricht and The Hague, The Netherlands.
- KASANKO, M.; BARREDO, J. I.; LAVALLE, C.; MCCORMICK, N.; DEMICHELI, L.; SAGRIS, V. y BREZGER, A. (en prensa): “Are European cities becoming dispersed?. A comparative analysis of 15 European urban areas”, *Landscape and Urban Planning*.
- KAULE, G. (1997): “Principles for Mitigation of habitat Fragmentation”, en CANTERS ed., *Habitat Fragmentation and Infrastructure. Proceedings of the International Conference on Habitat Fragmentation, Infrastructures and the Roles of Ecological Engineering, 17-21. Sept. 1995*, Maastricht and The Hague, The Netherlands.
- KIESTER A. R.; SCOTT M. J.; CSUTI B.; NOSS R. F.; BUTTERFIELD B.; SAHR K. y WHITE, D. (1996): “Conservation prioritization using GAP data”, *Conservation Biology*, 10, p. 1332-1342.
- KRAUSMANN, F. (2001): “Land use and industrial modernization: an empirical analysis of human influence on the functioning of ecosystems in Austria 1830-1995”, *Land Use Policy*, 18, p. 17-26.
- KRAUSMANN, F. (en prensa): “La transformación de los sistemas de uso del suelo en Europa central: una perspectiva biofísica de la modernización agraria en Austria desde 1830”, *Historia Agraria*.
- KRAUSMANN, F. y HABERL, H. (2002): “The process of industrialization from the perspective of energetic metabolism. Socioeconomic energy flows in Austria 1830-1995”, *Ecological Economics*, 41, p. 177-201.
- KUBES, J. (1996): “Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the ‘territorial system of ecological stability’”, *Landscape and Urban Planning*, 35, p. 231-240.
- LEACH, G. (1981): *Energía y producción de alimentos*, Ministerio de Agricultura y Pesca, Madrid.
- LI, H. y WU, J. (2004): “Use and misuse of landscape indices”, *Landscape Ecology*, 19, p. 389-399.
- MARGALEF, R. (1980): *La biosfera: entre la termodinámica y el juego*, Omega, Barcelona.
- MARGALEF, R. (1997): *Our biosphere*, Excellence in Ecology, 10, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- MARTÍNEZ ALIER, J. y SCHLÜPMANN, K. (1991): *La ecología y la economía*, Fondo de Cultura Económica, México.
- MARULL, J. (2003): “La vulnerabilidad del territorio en la región metropolitana de Barcelona. Parámetros e instrumentos de análisis”, en FOLCH, R. ed., *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*, CUIMP/Diputació de Barcelona, Barcelona, p. 141-158.
- MARULL, J. (2005): “Metodologías paramétricas para la evaluación ambiental estratégica”, *Ecosistemas*, 14 (2), <http://www.revistaecosistemas.net/>.
- MARULL, J. y MALLARACH, J. M. (2002): “La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona”, *Ecosistemas*, 11(2), <http://www.aect.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>.
- MARULL, J. y MALLARACH, J. M. (2004): “A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity: Applications to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain)”. *Landscape and Urban Planning*, 71, p. 243-262.
- MARULL, J., PINO, J., CARRERAS, J., FERRÉ, A., CORDOBILLA, M. J., LLINÀS, J., RODÀ, F., CARRILLO, E. y NINOT, J. M. (2005): “Primera proposta d’Índex de Valor del Patrimoni Natural de Catalunya (IVPN), una eina cartogràfica per a l’avaluació ambiental estratègica”, *Butlletí de la Institució Catalana d’Història Natural*, 72, en prensa.
- MARULL, J.; PINO, J.; MALLARACH, J. M. y CORDOBILLA, M. J. (en prensa): “A proposal of a Land Suitability Index for conducting Environmental Strategic Assessment in metropolitan areas”, en *Environmental Management*, Springer-Verlag, New York.
- MCARTHUR, R. y WILSON, E. O. (1967): *The theory of Island Biogeography*, Princeton University Press, Princeton.
- MCGARIGAL, K. y MARKS, B. J. (1995): *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*, Gen. Tech. Report PNW-GTR-3521, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. y STAFFORD, S.G. (2000): *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*, Springer-Verlag, New York.
- MAY, R. M. (1989): *Ecological Concepts*, Blackwell, Oxford.
- MÚGICA, M., DE LUCIO, J. V., MARTÍNEZ, C., SASTRE, P.,

- ATAURI-MEZQUIDA, J. A. y MONTES, C. (2002): *Territorial integration of natural protected areas and ecological connectivity within Mediterranean landscapes*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- MURO, J. I.; NADAL, F. y URTEAGA, L. (2003): "Cartografía parcel·l·ria i estadística territorial a la província de Barcelona (1845-1895)", *Revista de Geografia*, 2, p. 37-60.
- NADAL, F.; URTEAGA, L. y MURO, J. I. (en prensa): *El territori del geòmetres. Cartografia parcel·l·ria dels municipis de la província de Barcelona (1845-1895)*, Diputació de Barcelona, Barcelona.
- NAREDO, J. M. y CAMPOS, P. (1980a): "La energía en los sistemas agrarios", *Agricultura y Sociedad*, 15, p. 17-114.
- NAREDO, J. M. y CAMPOS, P. (1980b): "Los balances energéticos de la agricultura española", *Agricultura y Sociedad*, 15, p.163-256.
- NAREDO, J. M. (1996): *La evolución de la agricultura en España (1940-1990)*, Publicaciones de la Universidad de Granada, Granada.
- NAREDO, J. M. y VALERO dirs. (1999): *Desarrollo económico y deterioro ecológico*, Fundación Argentaria/Visor, Madrid.
- O'NEILL, R.V. (1989): "Perspectives in hierarchy and scale", en ROUGHARDEN, J., MAY, R.M. y LEVIN, S.A. eds., *Perspectives in Ecological Theory*, Princeton University Press, Princeton.
- O'NEIL, R.V.; GARDNER, R.H. y TURNER, M.G. (1992): "A hierarchical neutral model for landscape analysis", *Landscape Ecology*, 7 (1), p. 55-61.
- OPDAM, P., FOPPEN, R. y VOS, C. (2001): "Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology", *Landscape Ecology*, 16, p. 767-779.
- PIMENTEL, D. y PIMENTEL, M. (1979): *Food, Energy, and Society*, Edward Arnold, London.
- PINO, J., RODÀ, F., RIBAS, J. y PONS, X. (2000): "Landscape structure and bird species richness: Implications for conservation in rural areas between natural parks", *Landscape and Urban Planning*, 49, p. 35-48.
- PRIGOGINE, I. y STENGERS, I. (1983): *La nueva alianza: metamorfosis de la ciencia*, Alianza, Madrid
- PRIGOGINE, I. y STENGERS, I. (1984): *Order out of Chaos: Man's New Dialogue with Nature*, Bantam, New York.
- PRIGOGINE, I. y STENGERS, I. (1997): *The end of certainty: time, chaos and the new laws of nature*, Free Press, New York [Existe traducción castellana en Editorial Taurus/Santillana, Madrid, 1997].
- PUNTÍ, A. (1982): "Balances energéticos y costo energético de la agricultura española", *Agricultura y Sociedad*, 23, p. 289-300.
- SAUNDERS, D., HOBBS, R. J. y MARGULES, C. R. (1991): "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", *Conservation Biology*, 5, p.18-32.
- SCHANDL, H. y SCHULZ, N. (2002): "Changes in the United Kingdom's natural relations in terms of society's metabolism and land-use from 1850 to the present day", *Ecological Economics*, 41, p. 203-221.
- SIMÓN, X. (1999): "El análisis de sistemas agrarios: una aportación económico-ecológica a una realidad compleja", *Historia Agraria*, 19, p. 115-136.
- SMIL, V. (1987): *Energy, food, environment: realities, myths, options*, Clarendon Press, Oxford.
- SMIL, V. (1991): *General Energetics*, John Wiley, New York .
- SMIL, V. (2001): *Energías: una guía ilustrada de la biosfera y la civilización*, Crítica, Barcelona.
- TELLO, E. (1999): "La formación histórica de los paisajes agrarios mediterráneos: una aproximación coevolutiva", *Historia Agraria*, 19, pp. 195-211.
- TELLO, E. (2004): "La *petjada ecològica* del metabolisme social: una proposta metodològica per analitzar el paisatge com a humanització del territori", *Manuscrits*, 22, p. 59-82.
- TROMBULAK, S. C. y FRISSELL, C. A. (1999): "Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities", *Conservation Biology*, 14 (1), p. 18-30.
- TURNER, M. G. (1989): "Landscape Ecology : The effect of pattern on process", *Annual Review of Ecological System*, 20, p. 171-197.
- TURNER, M. G. y GARDNER, R. H. (1991): *Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity*, Springer-Verlag, New York.
- VINK, A. P. A. (1983): *Landscape Ecology and Land Use*, Longman, New York.
- VIRGÓS, E., TELLERÍA, J. L. y SANTOS, T. (2002): "A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain", *Biodiversity and Conservation*, 11, p. 1063-1079.
- VITOUSEK, P.M. (1994): "Beyond global warming: ecology and global change", *Ecology*, 75, p.1861-1876.
- WITH, K.A. y CRIST, T.O. (1995): "Critical thresholds in species response to landscape structure", *Ecology*, 76 (8), p. 2446-2459.
- ZONNEVELD, S. J. (1979): *Land Evaluation and Landscape Science. ITC Textbook of Photointerpretation*, International Institute for Aerospace Survey and Earth Science, Enschede, 7.

Anexo I. Procedimiento de cálculo del índice de estructura ecopaisajística

El Índice de Estructura Ecopaisajística (IEE)

Se basa en la capacidad del territorio, modulada por la intensidad de usos antrópicos, para acoger organismos y procesos ecológicos (Marull *et al*, 2005). Se calcula a partir de cuatro indicadores: I_1 , potencial de relación; I_2 , grado de ecotonía; I_3 , afectación antrópica; I_4 , complejidad vertical.

$$IEE = 1 + 9 \left[\frac{(\sum_{n=1}^4 I_n - I_{\min})}{(I_{\max} - I_{\min})} \right]$$

Donde $\sum_{n=1}^4 I_n$ es la suma de los indicadores (I_n) en cada punto del territorio, I_{\min} y I_{\max} corresponden a los valores mínimos y máximos de esta suma en el ámbito de análisis considerado y, finalmente, $V_n = \{0, 1, 2, 3, 4\}$ es el valor de los indicadores empleados para calcular el índice. Los indicadores toman valores entre 1 y 4, mientras que el IEE toma valores entre 1 y 10.

El potencial de relación entre unidades de paisaje (I_1)

Se obtiene mediante la siguiente formalización matemática:

$$PR = \sum (S_u s_i / K_u^2 d_i^2)$$

Siendo S_u el área de la unidad problema, s el área del resto de las unidades afines, d la distancia entre la unidad problema y el resto de unidades afines y K_u la dimensión característica de cada unidad. Se han asignado valores aproximados de K_u (tabla 1).

Tabla A.1. Dimensión característica de las unidades del paisaje (K_u).

Unidades del paisaje	K_u
U ₁ Bosque	4
U ₂ Matorral	3
U ₃ Áreas denudadas	0
U ₄ Cultivos herbáceos	2
U ₅ Cultivos leñosos	2
U ₆ Red fluvial	1
U ₇ Áreas urbanas	0
U ₈ Infraestructuras viarias	0

La heterogeneidad de contacto entre unidades de paisaje (I_2)

Se calcula a partir del siguiente algoritmo:

$$HC = \sum (C_u P_c) / P_t$$

Siendo C_u el contraste entre unidades, P_c el perímetro de contacto entre polígonos y P_t el perímetro total del polígono. Por conocimiento experto se han asignado valores aproximados de C_u (tabla 2).

Tabla A.2. Contraste entre unidades del paisaje (C_u)

Unidades del paisaje	U ₁	U ₂	U ₃	U ₄	U ₅	U ₆	U ₇	U ₈
U ₁ Bosque	1	2	0	3	3	3	0	0
U ₂ Matorral		1	0	3	3	3	0	0
U ₃ Áreas denudadas			0	0	0	0	0	0
U ₄ Cultivos herbáceos				1	2	3	0	0
U ₅ Cultivos leñosos					1	3	0	0
U ₆ Red fluvial						1	0	0
U ₇ Áreas urbanas							0	0
U ₈ Infraestructuras viarias								0

La integridad de las unidades del paisaje (I_3)

Se calcula como sigue:

$$IP = K_u P_a / S_u$$

$$P_a = P_i + P_d$$

Siendo P_a el perímetro total de afectación antrópica, P_i el perímetro incluido y P_d el perímetro adyacente al polígono.

La complejidad vertical (I_4)

Se ha asignado por conocimiento experto a falta de información detallada sobre el proceso histórico de cambio de los diversos hábitats (tabla 3).

Tabla A.3. Complejidad vertical de las unidades del paisaje (V_4):

Unidades del paisaje	V_4
U ₁ Bosque	4
U ₂ Matorral	3
U ₃ Áreas denudadas	0
U ₄ Cultivos herbáceos	1
U ₅ Cultivos leñosos	2
U ₆ Red fluvial	2
U ₇ Áreas urbanas	0
U ₈ Infraestructuras viarias	0

Anexo II. Procedimiento de cálculo del índice de conectividad ecopaisajística

Las áreas ecológicas funcionales (AEF)

En el presente estudio se ha realizado una simplificación de la metodología original definida por Marull & Mallarach (2002). Para determinar mosaicos agrícolas C_1 o forestales C_2 se agruparon las unidades del paisaje con valor ecológico según su afinidad (tabla 4) y, posteriormente, se realizó un análisis topológico en función de criterios de superficie mínima ($S_r = 50 - 200$ ha) y distribución estadística ($D \geq 30\%$). A continuación, se procedió con un segundo análisis topológico a partir de las superficies que no cumplieron las condiciones para ser consideradas mosaicos simples, agrupándolas en mosaicos agroforestales C_3 , siguiendo los mismos criterios que se han descrito anteriormente. Finalmente, las superficies que no fueron consideradas en ninguna de las clases de áreas ecológicas funcionales y que, además, estaban desconectadas de éstas, se clasificaron como áreas residuales aisladas C_7 .

Tabla A.4. Determinación de las áreas ecológicas funcionales (AEF).

Área ecológicas funcional		Unidad del paisaje	S_r
C_1	Mosaico forestal	U_4, U_5	≥ 200 ha
C_2	Mosaico agrícola	U_4, U_5	≥ 100 ha
C_3	Mosaico agroforestal	U_4, U_5, U_4, U_5	≥ 50 ha

El índice de afectación de las barreras (IAB)

A partir de una clasificación ponderada de los usos del suelo que actúan como barrera a la conectividad ecológica, se realiza un análisis de su afectación en el espacio, considerando los elementos permeables (túneles y puentes). El algoritmo que se propone se basa en un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento, que incorpora el peso de cada clase barrera (tabla 5) y una matriz de afectación potencial de los usos del suelo (tabla 6), que se han definido según juicio experto.

Tabla A.5. Clases de usos del suelo que actúan como barrera (B_s)

Clase barrera		Unidad del paisaje*	Peso base (b_s)	$ks_1^{(1)}$	$ks_2^{(1)}$
B_1	Espacios ajardinados	U_7	$b_1 = 20$	$k1_1 = 11,100$	$k1_2 = 0,253$
B_2	Comunicaciones secundarias	U_8	$b_2 = 40$	$k2_1 = 22,210$	$k2_2 = 0,123$
B_3	Espacios acuáticos	-	$b_3 = 60$	-2	-2
B_4	Comunicaciones principales	U_8	$b_4 = 80$	$k4_1 = 44,420$	$k4_2 = 0,063$
B_5	Espacios urbanos	U_7	$b_5 = 100$	$k5_1 = 55,520$	$k5_2 = 0,051$
(1) Constantes para una caída logarítmica del 30% ($a = 0.3$)				$a = Y_s ((b_s / 2) / b_s$	
(2) Para $s = 3$ no hay afectación del espacio circundante				$Y_3 = b_3$	
* Se incluye información sobre tipologías urbanas e infraestructuras para los diferentes escenarios.					

Tabla A.6. Matriz de afectación potencial de los usos del suelo (M_A)

Clase afectación		Unidad del paisaje	Coefficiente de afectación (A_n) ⁽¹⁾	Valor de afectación (L_n)
V_1	Neutros	U_3	$A_1 = 1000$ m	$L_1 = 0,10$
V_2	Agrícolas	U_4, U_5	$A_2 = 750$ m	$L_2 = 0,13$
V_3	Forestales	U_1, U_2	$A_3 = 500$ m	$L_3 = 0,20$
V_4	Barreras	U_7, U_8	$A_4 = 250$ m	$L_4 = 0,40$
V_5	Conectores	U_6	$A_5 = 1$ m	$L_5 = 100$
(1) A_n es la distancia máxima afectada significativamente por tipología				$(L_n = b_s / A_n)$

El modelo aplica la función CostDistance del programa ArcGis (ESRI, 2000) y utiliza dos bases de datos: una superficie "origen" para cada clase barrera (X_{B_s} ; $s = 1...5$) y una superficie de "impedancia" procedente de la matriz de afectación potencial (X_A). A partir de este proceso, se obtiene una

distancia de costos adaptada ($d'_s = b_s - d_s$; donde $b_s - d_s \geq 0$; siendo d_s la distancia de costos). Posteriormente, en base a determinados estudios (Kaule, 1997; Hoofthman y Kuijfhout, 1997), se asume que el efecto de una barrera antropogénica Y_s a un punto del espacio circundante es loga-

rítmico y decreciente en función de la distancia:

$$Y_s = b_s - k_{s1} \ln(k_{s2}(b_s - d^s) + 1)$$

Donde b_s es el peso de cada barrera (en base a la densidad residencial o a la intensidad de tráfico), k_{s1} y k_{s2} son constantes (adaptan el gráfico a la distribución obtenida según datos empíricos) y d^s es la distancia de costos adaptada para cada barrera. El efecto barrera (Y) se define como la suma de los efectos de todas las clases barrera obtenidas y su expresión cartográfica resulta en una superficie X_Y :

$$Y = \sum_{s=1}^{s=n} Y_s$$

Finalmente, se propone el siguiente algoritmo:

$$IAB = 10 (Y_i / Y_{max})$$

Donde Y_i es el valor del efecto barrera total en cada punto del territorio y Y_{max} es el valor máximo que alcanza el valor del efecto barrera en el ámbito de estudio considerado.

El índice de conectividad ecológica (ICE)

El algoritmo que se propone para determinar la conectividad ecológica entre sistemas naturales, se basa en un modelo computacional de distancia de costos de desplazamiento, que considera las diferentes clases de áreas ecológicas funcionales a conectar y una superficie de impedancia de los usos del suelo que incorpora una matriz de afinidad potencial (tabla 7) y el efecto de las barreras antropogénicas.

Tabla A.7. Matriz de afinidad potencial de los usos del suelo por clase de área ecológica funcional (M_{C_r})

Unidad del paisaje	C_1	C_2	C_3
U ₁ Bosque	0	0,6	0,3
U ₂ Matorral	0	0,6	0,3
U ₃ Áreas denudadas	0,9	0,9	0,9
U ₄ Cultivos herbáceos	0,6	0	0,3
U ₅ Cultivos leñosos	0,6	0	0,3
U ₆ Red fluvial	0,1	0,1	0,1
U ₇ Áreas urbanas	1	1	1
U ₈ Infraestructuras viarias	1	1	1

El modelo aplica la función CostDistance del programa ArcGis y utiliza dos bases de datos: una superficie “origen” para cada clase de área ecológica funcional (X_{C_r} ; $r = 1...3$) y una superficie de “impedancia” resultado de aplicar el efecto de las barreras sobre la matriz de afinidad potencial ($X_i = X_{C_r} + X_Y$). De este modo, se obtiene una distancia de costos adaptada por clase de área ecológica funcional ($d^r \geq 20.000$; para evitar información no relevante o enmascaramiento de resultados). Finalmente, se calcula el valor de las sumas de las distancias de costos adaptadas.

$$x = \sum_{r=1}^{r=n} d^r$$

Para facilitar la interpretación y la comparación de los resultados obtenidos, se decidió transformar los valores continuos de la distancia de costos a valores discretos basados en una escala decimal. Además de ello, se aplicó una escala logarítmica neperiana para enfatizar los valores elevados, dado que los valores bajos están asociados a las áreas más artificializadas, que menos interés ofrecen para la conectividad ecológica. Se utilizó el denominado índice conectividad ecológica básica (ICE_b), para calcular la conectividad que existe entre distintas clases de áreas ecológicas funcionales segregadas.

$$ICE_b = 10 - 9 (\ln(1 + x_i) / \ln(1 + x_i))_3$$

Donde x_i es el valor de la distancia de costos por píxel, mientras que x_i es el valor máximo teórico de la distancia de costos.

Finalmente, de dicho caso particular se deriva el denominado índice de conectividad ecológica absoluta (ICE_a), que incorpora todas clases de áreas ecológicas funcionales existentes en un ámbito territorial concreto, obteniéndose mediante la suma de todos los ICE_b :

$$ICE_a = \sum_{m=1}^{m=n} ICE_b$$

Donde m es el número de clases de áreas ecológicas funcionales consideradas.

En el presente trabajo, utilizamos ICE_a para cuantificar las variaciones en la conectividad ecológica, consecuencia de la transformación histórica de la estructura eco-paisajística del Vallès.