

Conectividad y redes de espacios naturales protegidos. Del modelo teórico a la visión práctica de la gestión

*De Lucio Fernández, J.V.; Atauri Mezquida, J.A.;
Sastre Olmos, P. y Martínez Alandi, C.*

Introducción

Los objetivos de las políticas de conservación de la naturaleza han evolucionado en las últimas décadas desde el énfasis en la protección de especies emblemáticas o sus hábitats y la monumentalidad natural, hacia una mayor preocupación por la conservación de los procesos ecológicos en el paisaje (Regier, 1993; Montes, 1995). Este enfoque es el más apropiado para asegurar los servicios proporcionados por los ecosistemas naturales y para afrontar con mayores garantías los efectos indeseables del cambio global (Holdgate, 1996; Knuffer, 1995). El mejor conocimiento de los procesos ecológicos en el territorio, ocurrido en los últimos años, y el avance de las políticas institucionales de ordenación territorial y protección de la naturaleza hacen ya posible una reflexión encaminada a la formulación de objetivos de la creación de redes o sistemas de espacios naturales protegidos. En este trabajo pretendemos analizar el alcance de las políticas de creación de redes de espacios naturales protegidos a la luz del conocimiento científico actual. Sólo a partir de un diálogo fluido entre el conocimiento de los procesos ecológicos a escala de paisaje y región y la realidad de la administración territorial y de conservación de la naturaleza se podrá llegar a soluciones realistas.

Muchos de los conceptos habitualmente utilizados en este campo son polisémicos, y pueden variar su significado según el contexto de aplicación. Por ejemplo, el término red de espacios naturales protegidos aparece en la bibliografía tanto para referirse a la conexión de procesos ecológicos como al flujo de información administrativa que permite el manejo coordinado de un

conjunto de espacios. Existen redes pensadas para facilitar el intercambio genético de poblaciones y otras para garantizar la representación de la variedad de especies y ecosistemas de un ámbito ecorregional. En cada caso los conocimientos e instrumentos operativos para lograr sus fines serán diferentes. En los siguientes párrafos discutiremos algunos conceptos científicos de utilidad, y más adelante se abordará el planteamiento de redes de espacios naturales protegidos atendiendo a sus objetivos y al conocimiento actual.

La escala espacial y temporal más adecuada para el diseño de redes de espacios naturales, y para la planificación territorial en general, es la de paisaje, ya que es la escala a la que se toman la mayor parte de las decisiones de gestión y planificación. Entendemos aquí por paisaje el mosaico territorial formado por teselas cada una de las cuales constituye un ecotopo diferenciado. Un ecotopo sería la unidad homogénea mínima de paisaje cartografiable que representa la ubicación espacial de un ecosistema. Los conceptos de paisaje y de ecotopo implican una escala de observación que coincide en términos generales con el concepto intuitivo/perceptivo humano de paisaje.

A una escala superior de análisis, el concepto de ecorregión se utiliza para referirse a ámbitos territoriales ocupados por los mismos tipos de ecosistemas y especies, y en los que se da una característica combinación de paisajes (Forman, 1995). La región ocuparía pues un lugar superior al paisaje en la jerarquía territorial, al comprender un territorio más extenso. La aproximación ecorregional está siendo adoptada por diferentes instituciones internacionales como marco de referencia para la conservación de la naturaleza. Pueden citarse a modo de ejemplo las regiones biogeográficas definidas para la selección de ZECs en la Red Natura 2000, o la regionalización previa a la selección de las áreas más representativas realizada para el PEIN en Cataluña (Generalitat de Catalunya, 1996).

La premisa básica de la ecología del paisaje es la existencia de una estrecha relación entre la configuración espacial del paisaje y los procesos que en él se desarrollan (Forman, 1990; Wiens *et al.*, 1993). La configuración o estructura del paisaje comprende la naturaleza de sus elementos así como las propiedades espaciales y topológicas de tamaño, forma, frecuencia, vecindad, proximidad y patrón de organización, que condicionan los flujos ecológicos en el paisaje.

Estos flujos de materia, energía e información pueden deberse a factores físicos (gravedad, viento, flujos de agua), o a la propia movilidad de los animales

y a la acción humana, una especie singularmente eficiente en el transporte horizontal de materia y energía. Para la comprensión del funcionamiento del paisaje es necesario no sólo identificar los flujos y procesos, sino tener en cuenta las diferentes escalas espacio temporales a las que éstos se expresan y las relaciones de dependencia jerárquica entre éstos (Klijn y de Haes, 1994; Levin, 1992; Wiens, 1989; Noss, 1990; Montes *et al.*, 1998).

Las actividades humanas influyen en la organización del paisaje afectando a sus funciones beneficiosas. Tienen especial importancia la reducción de superficies naturales, la naturaleza y longitud de los bordes o líneas de contacto entre ecotopos y la densidad y grado de aislamiento espacial. Las infraestructuras lineales como carreteras y las áreas urbanas y de agricultura intensiva producen fragmentación, mientras que los corredores ecológicos y los puntos de paso son estructuras que facilitan la permeabilidad del territorio aminorando el aislamiento. La estructura del mosaico paisajístico y su variable más significativa, la heterogeneidad, ayudan a explicar los efectos de la fragmentación.

La ordenación territorial en su conjunto y las políticas de infraestructuras, agrícola y de conservación de la naturaleza influyen en la organización del paisaje. El mantenimiento de los servicios ambientales en el paisaje debe abordarse desde todas estas políticas; es sin embargo la política de conservación de la naturaleza la que se ha planteado con mayor fuerza este objetivo. La principal finalidad de los espacios naturales protegidos es la conservación de la naturaleza; actúan por lo tanto como bastiones desde los que emprender la ordenación ambiental del conjunto del territorio.

Las redes y sistemas de conservación y espacios naturales protegidos son, en consecuencia, una respuesta institucional al reto de mantener los servicios ambientales en paisajes y regiones. Persiguen afrontar la conservación desde una perspectiva más integrada, asumiendo la relación de los espacios protegidos con su territorio circundante y buscando formas coherentes de ordenación territorial consecuentes con esta finalidad del mantenimiento de los bienes y servicios ambientales.

El estudio de los procesos y flujos ecológicos a escala de paisaje se ha abordado desde tres perspectivas fundamentales: el estudio del papel de determinadas estructuras del paisaje para la dispersión de especies de especial interés; el análisis del papel del mosaico territorial en el mantenimiento de los

flujos ecológicos; y por último la integridad ecológica a escala de paisaje. En las siguientes líneas revisaremos el nivel de conocimiento en estos tres niveles de estudio para, a continuación, contrastarlos con la realidad de la administración territorial y de conservación de la naturaleza.

Conectividad

Una de las aproximaciones más frecuentes al estudio de los flujos ecológicos en el paisaje surge de la necesidad de asegurar el intercambio genético entre subpoblaciones de especies de especial interés. En este contexto surge el concepto de conectividad: la capacidad del territorio para permitir el flujo de una especie entre teselas con recursos (Taylor *et al.*, 1993). Es, por tanto, una propiedad del territorio para una especie o conjunto de especies similares desde el punto de vista de sus requerimientos ecológicos y capacidad de dispersión.

En el estudio de la conectividad se han desarrollado modelos matemáticos, tanto teóricos como aplicados, para la solución de problemas concretos. Los modelos simulan los flujos o desplazamientos en el paisaje (movimientos individuales, dinámica de metapoblaciones, etc.), bien en tiempo continuo (Gardner *et al.*, 1989; Johnson *et al.*, 1992; Wiens *et al.*, 1993, entre otros) o bien en tiempo discreto (ej. Hanski, 1994). En algunos casos (ej. Fahrig y Merriam, 1985; Henein y Merriam, 1990; Anderson y Danielson, 1997), los modelos de simulación pierden parte de su valor por no ser espacialmente explícitos.

Muchos estudios se centran en un sólo tipo de hábitat o de elemento del paisaje – mapas binarios con dos categorías, hábitat y no hábitat –. Sin embargo, es posible integrar los distintos tipos de elementos sin perder información referente a la funcionalidad de cada uno de ellos, gracias a la aplicación de los Sistemas de Información Geográfica en la elaboración de los modelos de simulación (Baker, 1989; With y Crist, 1995; Gustafson y Gardner, 1996; Childress *et al.*, 1996; With, 1997). Incluso pueden utilizarse distintas variables simultáneamente en los modelos, por ejemplo un mapa de suelos y otro de vegetación (O'Neill *et al.*, 1992).

Considerando los distintos fragmentos de hábitat, es posible hacer valoraciones de la probabilidad de ocupación, extinción y colonización de los fragmentos (ej. Opdam, 1990; Wiens *et al.*, 1993; Ims, 1995; etc.). Para ello es

necesario introducir en los modelos de simulación las medidas de tamaño de estos fragmentos y de su aislamiento (ej. distancia al vecino más próximo), junto con otras características descriptivas de la estructura espacial o de la calidad del hábitat en esos fragmentos (Verboom *et al.*, 1991; Vos y Stumpel, 1995; Clergeau y Burel, 1997, entre otros). En estos modelos, los datos sobre los procesos implicados (tasas de crecimiento, emigración, etc.) suelen estar referidos también a los distintos fragmentos (Wiens *et al.*, 1993; Hanski, 1994).

Los modelos de dispersión o de conectividad, ya incorporados en los Sistemas de Información Geográfica comerciales, proporcionan mapas de distancias de coste que representan el esfuerzo o la dificultad que supone para una especie alcanzar cada punto del territorio desde los puntos de origen. A partir de estos mapas de conectividad pueden calcularse las rutas de mínimo coste entre los puntos de origen (Figura 1).

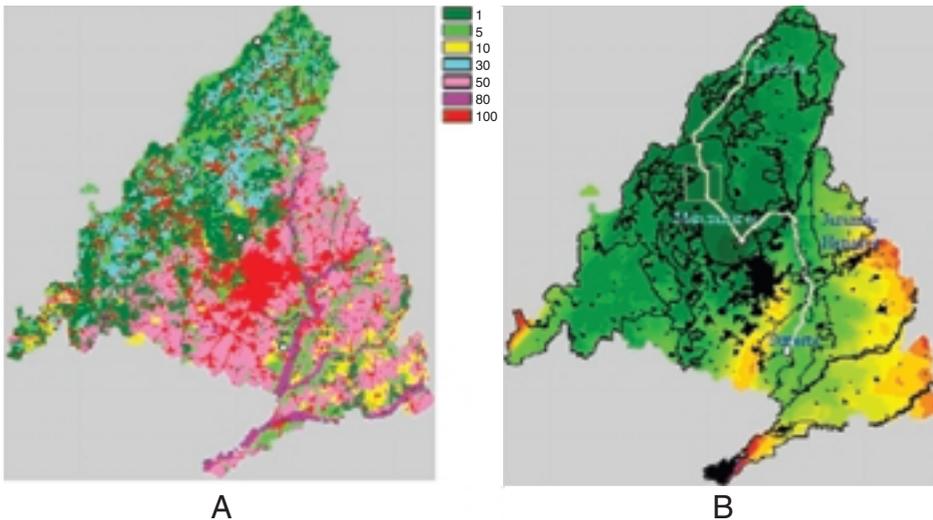


Figura 1. Modelo de conectividad entre hábitats forestales localizados en los espacios naturales de la red Natura 2000 en la Comunidad de Madrid.

- A Mapa de resistencias (costes de desplazamiento) para el caso de una especie forestal ‘tipo’, obtenido a partir del mapa de vegetación y usos del suelo en función de la información bibliográfica existente sobre especies forestales.
- B Mapa de distancias de coste a partir del punto de origen de Manzanares. Se muestran las rutas de mínimo coste a los puntos de destino de Lozoya y Sureste (líneas blancas), sobre el mapa de lugares incluidos en la Red Natura 2000.

Se observa la importancia de los espacios de la Red Natura 2000 para la conectividad desde el Monte de El Pardo, hacia el norte (Manzanares, Lozoya) y hacia el Sureste (Manzanares, Jarama–Henares, Sureste). La ruta de mínimo coste entre Manzanares y Sureste coincide en gran parte de su trazado con el río Jarama (Sastre y otros, 2002).

Los valores de fricción o resistencia al desplazamiento representan el coste o la dificultad que supone para una especie desplazarse por lugares fuera de su hábitat, entendiendo por hábitat el ecotopo que la especie utiliza como escenario de alimentación, refugio y reproducción. Para una especie que vive en los bosques, los ecotopos forestales favorecen el desplazamiento mientras que los espacios abiertos ofrecen resistencia a la dispersión.

Un caso singular de conectividad es la referida a la conexión entre territorios complementarios con una función específica en el ciclo vital de una especie, por ejemplo rutas migratorias de aves con puntos de escala, valles y montañas y ciclo estacional, etc.

Las principales causas artificiales de pérdida de conectividad son el desarrollo de infraestructuras lineales y la reducción de la superficie de hábitats como consecuencia de la explotación de los ecosistemas y la utilización del suelo para otras actividades. La fragmentación, en pequeñas manchas, de los hábitats originariamente más grandes aparea problemas de aislamiento poblacional que pueden conducir a la desaparición paulatina de la especie comenzando por los fragmentos más pequeños.

La identificación de umbrales críticos de aislamiento y fragmentación para las especies y la búsqueda de soluciones para garantizar la conectividad son las tareas más relevantes en territorios sometidos a fuertes procesos de transformación. Cuando el objetivo de mantener elevadas superficies de ecosistemas en buen estado ya no es posible, la fórmula más apropiada puede consistir en buscar la disposición óptima de los fragmentos residuales procurando su conexión.

Las barreras pueden originarse por el funcionamiento y estructura natural del paisaje como en el caso de alineaciones montañosas y grandes ríos, o por la influencia humana, principalmente debido a infraestructuras viarias, urbanización, agricultura intensiva y deforestación. Las barreras producen la interrupción de los flujos ecológicos por la ruptura de la continuidad del hábitat.

Asimismo, ciertos elementos del paisaje pueden proporcionar conectividad al presentar valores de fricción menores que la matriz circundante. Se suelen considerar estos elementos como corredores por el efecto de acelerar los flujos a su través, y generalmente están referidos al desplazamiento de especies, aunque

estos elementos pueden intervenir también en el control de otros flujos como los del agua, nutrientes, etc. (Burel *et al.*, 1993). Los elementos lineales como setos, riberas o tapias, a menudo juegan un papel esencial en el mantenimiento de la conectividad para ciertas especies, en paisajes dominados por una matriz hostil, por lo que su conservación o restauración puede ser una de las primeras actuaciones que aseguren la conectividad entre espacios protegidos (Figura 2).

La conectividad ha sido un terreno de frecuente interacción entre la ecología del paisaje y la biología de la conservación, ya que los modelos y resultados permiten establecer recomendaciones de gestión del paisaje beneficiosas para especies determinadas. Estos modelos tienen una aplicación directa para el diseño de redes y corredores ecológicos (Bielsa, 1996; Pearson *et al.*, 1996; Brown y Veitch, 1995; Bennet, 1999).

Permeabilidad

Un segundo nivel de análisis, mucho menos frecuente en la literatura científica, consiste en considerar no sólo ciertas especies y sus hábitats, sino el conjunto del mosaico del paisaje, con la variedad de elementos que contiene y las diferentes especies que hacen uso de ellos.

Para algunos autores la conectividad del paisaje es un término general que integra los conceptos de corredor y de barrera, e indica cómo responden los flujos ecológicos a la estructura del paisaje (Noss, 1993; Forman, 1995). Aunque utilizado frecuentemente como sinónimo de conectividad reservaremos el término permeabilidad para una propiedad más general del paisaje referida al mantenimiento de la conectividad para la totalidad de organismos que lo habitan. Un paisaje es permeable cuando la dispersión de especies entre los distintos ecotopos está garantizada. Este concepto también puede incluir el mantenimiento de los flujos evitando perturbaciones. Esta relación depende de los aspectos físicos o estructurales del paisaje, tanto como de las características del flujo ecológico y del propio tamaño, comportamiento y movilidad de los animales (Taylor *et al.*, 1993).

Dado que el número de especies presentes en un territorio puede ser muy grande, la permeabilidad paisajística no puede tomarse como la suma de los

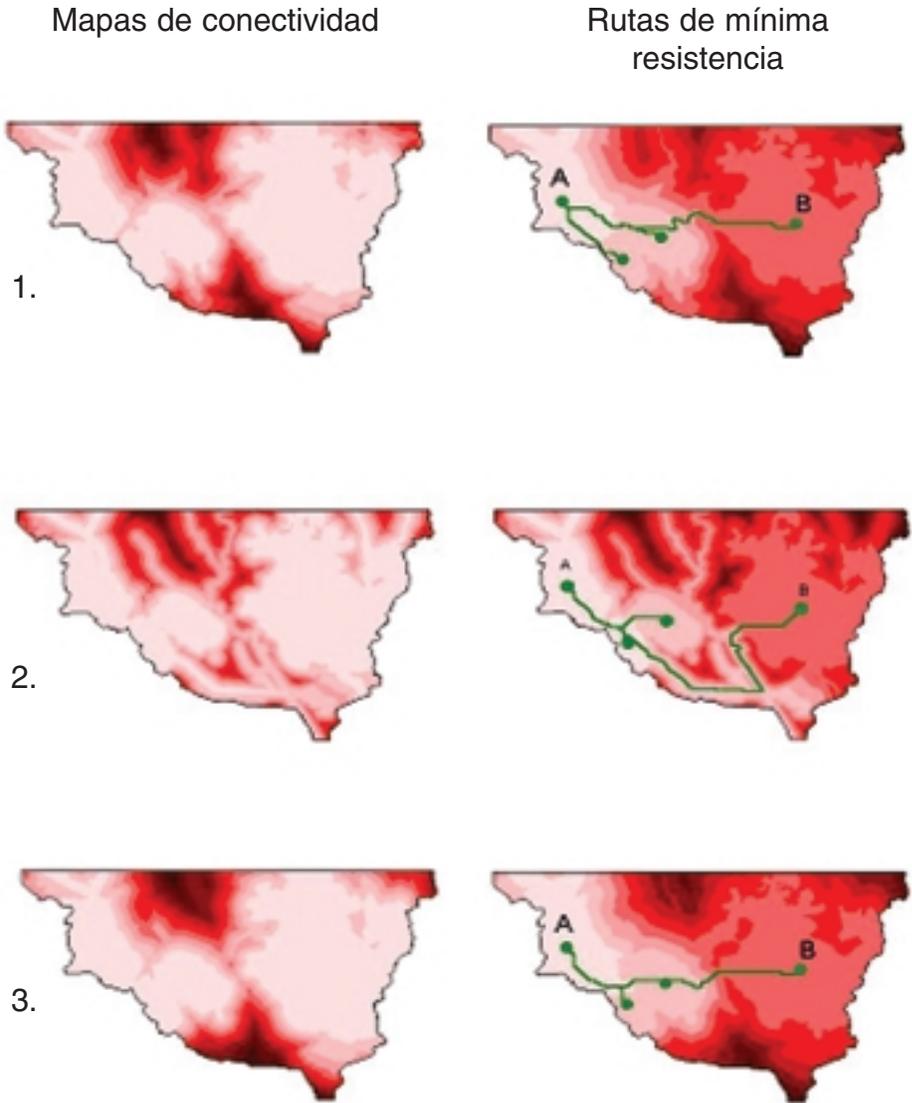


Figura 2. Papel de los elementos lineales en la conectividad. A través de estas figuras se estudia la conectividad del paisaje para una especie forestal en el sector sur de la cuenca del Guadiamar (Suroeste de España). Se simulan los cambios en la conectividad tras aplicar tres medidas de restauración: revegetación de las vías pecuarias, restauración de la vegetación de ribera y restauración de pequeños elementos del paisaje. Los patrones de conectividad son distintos para cada supuesto analizado, definiendo distintas rutas de dispersión entre las áreas seleccionadas. La longitud de la ruta de mínima resistencia entre las áreas fuente A y B y la resistencia acumulada a lo largo de la ruta son parámetros útiles para evaluar cuantitativamente las diferencias entre unos supuestos y otros.

valores de conectividad para cada una de las especies. Algunas especies son muy exigentes en cuanto a requerimientos de hábitat, y puede tener sentido estudiar los requisitos que deben cumplirse para permitir su movilidad a escala de paisaje (superficie de hábitat favorable, tamaño de las teselas, distancia entre ellas, existencia de corredores, etc.). Sin embargo la mayor parte de las especies hacen un uso múltiple del paisaje, utilizando diferentes teselas a diferentes escalas espaciales y temporales, que les proporcionan diferentes recursos en diferentes etapas de su ciclo vital. La distribución de las poblaciones no es estática, sino que varía constantemente en el tiempo y el espacio (Smallwood *et al.*, 1998). Muchas especies pueden utilizar un cierto tipo de hábitat diferente en verano e invierno, para criar y para alimentarse, o incluso entre el día y la noche (Law y Dickman, 1998). Además se ha señalado que las especies más generalistas, ampliamente difundidas en el paisaje y que hacen un uso múltiple de sus recursos deben ser también objeto de conservación, dado que además de contribuir a la diversidad general pueden tener mayor capacidad de respuesta a las incertidumbres (cambio climático, cambios de uso del suelo) que las especies raras, amenazadas o relictas (Holdgate, 1996).

A pesar de la importancia de la heterogeneidad ambiental y del uso múltiple del paisaje por las especies, se ha prestado muy poca importancia al papel de los mosaicos del paisaje en la permeabilidad. Resulta sin embargo evidente que la conservación de los flujos de especies en el paisaje no puede restringirse a una o unas pocas, sino que debe tenderse a mantener la posibilidad de difusión por el paisaje del conjunto de especies que lo habitan.

En este sentido, determinadas formas de heterogeneidad facilitan la dispersión y movimiento de especies. La heterogeneidad del paisaje está muy estrechamente relacionada con la distribución de la biodiversidad (Kerr y Packer, 1997; Pino *et al.*, 2000). Así, en paisajes mediterráneos se ha encontrado que la riqueza de especies va asociada a una mayor heterogeneidad paisajística (Figura 3). En general, la diversidad de especies es mayor en los paisajes más heterogéneos, ya que la coexistencia de diferentes tipos de uso del suelo supone una mayor riqueza de hábitats y permite la coexistencia de grupos de especies que explotan nichos diferentes, resultando en una mayor diversidad global (Farina, 1995, 1997; Atauri y de Lucio, 2001).

Por esta razón, los paisajes seminaturales heterogéneos pueden jugar un papel crucial como zonas de conexión y amortiguación entre áreas naturales alejadas

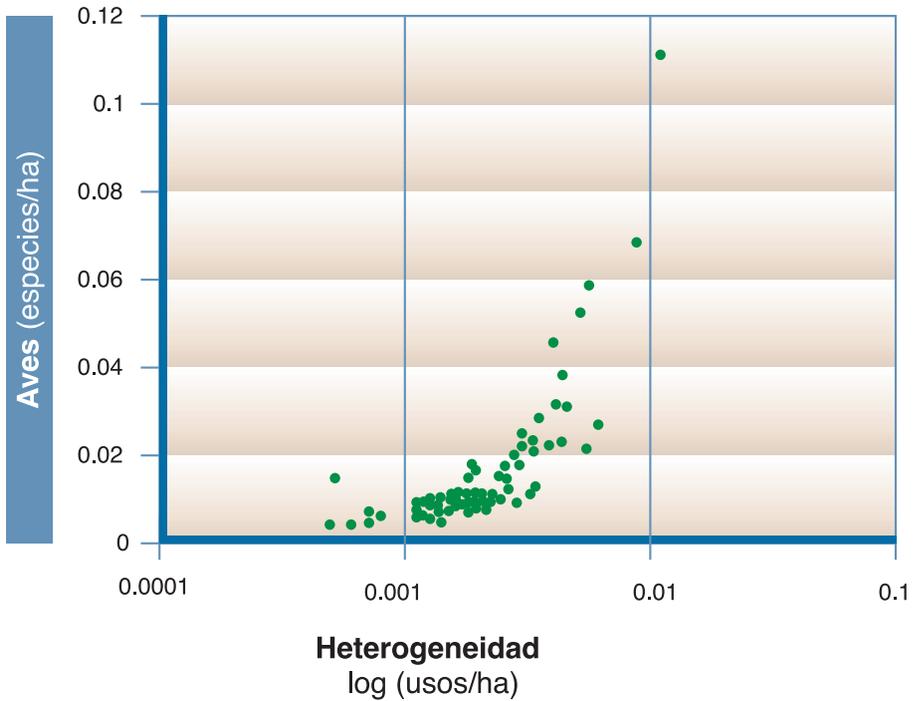


Figura 3. Relación entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies de aves en la Comunidad de Madrid. La heterogeneidad del paisaje, entendida como el número de tipos diferentes de usos del suelo que coexisten en un paisaje dado (en este caso cuadrículas de 10x10 km²) está directamente relacionada con la riqueza de especies. Esta relación es más estrecha en el caso de los grupos de especies con mayor capacidad de dispersión, como aves, mientras que en otros grupos como anfibios o reptiles es más importante la presencia de determinados tipos de hábitat. Una mayor heterogeneidad propicia una mayor disponibilidad de recursos que pueden ser aprovechadas por un mayor número de especies, a la vez que un aumento del número de especies propias de ecotonos (Atauri y de Lucio, 2001).

(Pino *et al.*, 2000). Los paisajes manejados, pero que mantienen un mosaico de teselas de diferente estado de madurez ecológica, en el que las parcelas más intensivamente manejadas se intercalan con teselas de vegetación natural, pueden asegurar la difusión de un amplio conjunto de especies a su través. Este tipo de permeabilidad basada no tanto en la existencia de corredores sino en un mosaico paisajístico que permita los diversos flujos ecológicos, puede alcanzarse bajo determinadas condiciones en paisajes heterogéneos, como los paisajes agrarios mediterráneos.

Por otra parte no debe olvidarse que la heterogeneidad está también relacionada con la fragmentación. Un grado muy elevado de heterogeneidad, con

muchos tipos diferentes de uso del suelo, puede tener como consecuencia que los tamaños de tesela sean excesivamente reducidos, lo que puede conducir a una alta fragmentación, por lo que el incremento de diversidad asociado a la heterogeneidad generalmente tiene un valor máximo, por encima del cual puede disminuir (Edenius y Sjöberg, 1997; Santos y Tellería, 1997).

La heterogeneidad del paisaje está relacionada también con el régimen de perturbaciones como el fuego, que ven dificultado su avance en paisajes compuestos por teselas de diferentes tipos de vegetación. Los ciclos de nutrientes y materiales pueden verse ralentizados en paisajes agrarios heterogéneos, en los que coexistan teselas de distinto grado de madurez. En las teselas formadas por ecosistemas maduros se ralentizan los ciclos de nutrientes, se controla la escorrentía y por tanto los flujos de materiales, así como los flujos hidrológicos. Por su parte, los sistemas explotados se caracterizan por una mayor tasa de renovación, ciclos de nutrientes y materiales más rápidos y en ocasiones un peor control de los ciclos hidrológicos. Una distribución apropiada de las teselas formando mosaicos de diferentes tipos de usos del suelo, con presencia junto a las parcelas explotadas, de teselas de ecosistemas maduros con baja tasa de renovación, favorece la acumulación de biomasa y la formación de suelos, la retención de nutrientes y el control de la escorrentía, y la circulación de especies a través del paisaje, asegurando la conectividad entre poblaciones distantes.

Estabilidad, integridad, salud

Un nivel de análisis más integrador en el estudio de los flujos en el paisaje hace referencia al mantenimiento de la integridad ecológica. Se entiende por integridad ecológica la habilidad de un ecosistema de perpetuar su funcionamiento en el tiempo siguiendo su camino natural de evolución y de poder recuperarse tras una perturbación (Brown *et al.*, 2000). La integridad implica un mayor vigor (capacidad total del sistema para procesar materia y energía), una mejor organización o eficacia en la transferencia y degradación de la energía y la capacidad de resistir a las perturbaciones (Westra *et al.*, 2000). Un ecosistema más integro sería capaz de extraer más trabajo útil de la energía solar que otro menos integro en su misma ubicación (Ulanowicz, 2000). La máxima integridad excluye las actividades humanas que disipan energía y desorganizan el ecosistema. La integridad ecológica es un estado de referencia que señala el óptimo para la evaluación de los ecosistemas.

Como antecedente puede citarse el concepto de estabilidad ecológica, que se ha utilizado desde los años 80 para fundamentar el diseño de redes de conservación en Eslovaquia. La estabilidad se define como una capacidad dinámica de los ecosistemas para mantenerse a sí mismos y renovar las condiciones de funcionamiento del sistema (en particular las condiciones vitales de los componentes biológicos de los sistemas) –especialmente mediante mecanismos de autorregulación– después de las perturbaciones. Se expresa como la resiliencia, persistencia, resistencia y flexibilidad de los ecosistemas frente a las perturbaciones de origen humano y/o natural (Miklos, 1992, 1996) y conecta directamente con el concepto de integridad antes enunciado.

En el caso de territorios transformados como consecuencia de la actividad humana no es factible la máxima integridad. El objetivo más apropiado consistirá en mantener la integridad necesaria para mantener la salud de los ecosistemas. La salud de un ecosistema es la habilidad que éste posee para sostener su estructura y función a lo largo del tiempo frente al estrés externo (Costanza, 1992). Se trata por tanto de un umbral por debajo del cual no sólo disminuyen drásticamente los bienes y servicios proporcionados por el funcionamiento natural de estos ecosistemas sino que se compromete su propia existencia.

La vía más adecuada para analizar las propiedades de integridad y salud es el enfoque integrador proporcionado por la ecología del paisaje. La integridad ecológica referida a paisajes o regiones comprende la representación de todo el rango nativo de especies y funciones ecológicas con su variabilidad natural, con independencia del estado local de un ecosistema en un momento determinado. Las escalas espaciales y temporales utilizadas revelan patrones espaciales y procesos que no son apreciables a escalas detalladas. Para su estudio es necesaria la búsqueda de indicadores que permitan la descripción, la diagnosis y la alerta temprana de la condición ecológica del paisaje (Smallwood *et al.*, 1998), siguiendo un enfoque jerárquico, desde las escalas regionales hasta el detalle de hábitats o poblaciones concretas (Noss, 1995). Estos indicadores deben dar una idea del avance o retroceso de cada territorio y región hacia una mejor integración entre las actividades humanas y los procesos ecológicos naturales (Tabla 1).

Tabla 1. Algunos indicadores de estado y tendencias del paisaje según O'Neill y otros (1994).

INTEGRIDAD Y DIVERSIDAD BIÓTICA

- Número de pixels que cambian de estatus.
- Pérdida de corredores entre teselas.
- Longitud de fronteras de teselas naturales.
- Relación área/perímetro.
- Distribución del tamaño de las parcelas.
- Fragmentación y aislamiento.

INTEGRIDAD DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS

- Cambio en la relación superficie agrícola y urbanizada frente a superficie de monte.
- Ecuación universal de pérdida de suelos a escala de cuenca.
- Distribución de la vegetación con relación a la pendiente y los cursos de agua.
- Composición de usos del suelo.

ESTABILIDAD DEL PAISAJE

- Probabilidades de dispersión de perturbaciones (teoría de la percolación).
- Probabilidad de ocurrencia de perturbaciones.
- Tendencias de cambios de uso.
- Indicadores de cambio de actividades económicas, como por ejemplo red viaria.
- Superficie de terreno dedicado a actividades no sostenibles.

Otra aproximación interesante es la modelización de procesos ecológicos en función de la estructura del paisaje. Los modelos más frecuentes estudian la erosión, la dinámica hidrológica o la dispersión de nutrientes y contaminantes. Con respecto a la integridad y diversidad paisajística se conoce bien, por ejemplo, la relación entre los patrones de organización del paisaje y el mantenimiento de comunidades biológicas intactas. Fragmentación y conectividad son propiedades mensurables relacionadas con la integridad. La capacidad de captar, retener, almacenar y depurar agua de una cuenca se asocia estrechamente al patrón de usos del suelo y los tipos de cobertura. La sostenibilidad y estabilidad de los paisajes se ha relacionado también con el patrón de paisaje.

Considerando escalas de región y paisaje, las ideas de integridad y salud deben basarse en la complementariedad de funciones entre los diferentes elementos del mosaico. El conjunto de espacios naturales protegidos debe

organizarse en forma de red o sistema de manera que contribuya a asegurar la salud ecológica del conjunto del territorio. Distinguiremos en este mosaico las funciones de los espacios naturales estrictamente protegidos cuya finalidad será asegurar la mayor integridad ecológica de las funciones de otras áreas dedicadas a actividades agrícolas, ganaderas y silvícolas, donde el objetivo puede ser el mantenimiento de la salud del ecosistema cumpliendo ciertas condiciones de sostenibilidad (Goodland y Pimentel, 2000) y de algunos usos agrícolas intensivos, urbanos, mineros, etc, que no serán capaces por sí mismos de cumplir las exigencias de la sostenibilidad y sólo en el contexto de paisajes capaces de asimilar este estrés serán viables o admisibles. El objetivo final es garantizar el funcionamiento de los procesos ecológicos básicos en el conjunto del territorio (Noss, 2000). La finalidad de una red de conservación de la naturaleza es contribuir a este propósito general del territorio. El éxito de los espacios protegidos debería progresivamente evaluarse en este contexto.

De la teoría a la práctica

La progresiva maduración de los sistemas de protección de la naturaleza (Gómez Limón *et al.*, 2000; Carey *et al.*, 2000) y la constatación de que no es posible la conservación basada en la declaración de espacios aislados (Franklin, 1993), han tenido como consecuencia que comience a considerarse en un número creciente de países la idea de establecer redes de conservación.

La mayor parte de las redes de espacios protegidos existentes en la actualidad no pasan de ser redes de coordinación administrativa. La definición de objetivos para el conjunto de espacios gestionados por una misma entidad, y su gestión desde criterios unificados, supone en sí mismo un gran avance en la gestión pero no permite hablar de auténticas redes ecológicas.

Podríamos hablar de redes ecológicas cuando, además de esta coordinación institucional, existen conexiones entre los espacios protegidos (denominados a menudo áreas núcleo) mediante elementos territoriales que facilitan la continuidad de los procesos ecológicos (corredores). La aplicación de los conceptos de la ecología del paisaje al diseño y puesta en marcha de redes de conservación ha sido lenta debido en gran parte a la escasez de conocimientos científicos directamente aplicables a la gestión, pero comienza a dar resultados.

En el contexto europeo, la primera aproximación a la puesta en práctica de redes de conservación deriva de la iniciativa EECNET, una red ecológica a escala paneuropea que se articula mediante tres tipos de elementos bien definidos: áreas núcleo, corredores y áreas de amortiguación (Bennett, 1991). Los mejores ejemplos de redes desarrolladas a partir de este modelo se encuentran en países del norte de Europa, en especial Holanda y Bélgica (Hawkins y Selman, 2002; Múgica *et al.*, 2002).

Este tipo de redes parte de las aportaciones de los ecólogos del paisaje franceses y belgas sobre la teoría de corredores y la conectividad en el paisaje. En ellas, los requerimientos de hábitat de ciertas especies representativas (especies focales) se utilizan como base en el diseño de redes de corredores que conectan las áreas de hábitat favorable. Se trata de redes en las que prima una visión algo reduccionista de los flujos en el paisaje, que generalmente se dirigen a asegurar la conectividad para especies concretas. Estas redes consideran de forma preferente las propiedades de los elementos lineales del paisaje en el mantenimiento de funciones ecológicas clave, entre las que se otorga una importancia central a la dispersión de especies.

No es casual que este tipo de redes se haya desarrollado en países muy antropizados, en los que la restauración del paisaje y la creación de corredores lineales de vegetación que conectan pequeñas teselas de vegetación natural inmersas en una matriz agraria y urbana, toma un valor preponderante.

En el ámbito de la Unión Europea debe citarse también la Red Natura 2000, que incorpora el concepto de coherencia de la red, aunque no define elementos concretos para la conexión entre espacios.

Las redes basadas en la conexión de espacios protegidos mediante corredores también se han desarrollado en EEUU, aunque en este caso se otorga un papel más importante al carácter multifuncional de éstos. En concreto se considera su papel en el recreo, el control hidrológico, el valor visual, el control de la contaminación (Hawkins y Selman, 2002). El ejemplo más conocido lo constituye la red ecológica de Florida (Greenways). La red incluye aproximadamente la mitad del área del Estado, con más de la mitad de su red de conexiones en zonas protegidas o en aguas de Dominio Público (Hector *et al.*, 1999).

Los países del este de Europa, partiendo de un conocimiento científico más centrado en la geografía física, y con una larga tradición en planificación, han

desarrollado redes de conservación que toman como punto de partida conceptos más integradores como la estabilidad ecológica (Miklos, 1992, 1996). El fundamento teórico se desarrolló en los centros académicos de Brno y Bratislava (Ruzika *et al.*, 1983; Miklós, 1989), y se incorporó a la legislación ambiental de las repúblicas Checa y Eslovaca a partir de 1989 (Múgica *et al.*, 2002).

Esta aproximación otorga un mayor peso al mantenimiento de los bienes y servicios ambientales, así como a la biodiversidad y la belleza escénica. Sin embargo la realidad de un paisaje severamente dañado por la agricultura intensiva y la industria pesada se impone en el diseño final de las redes, que reconoce una nítida diferencia entre zonas naturales y artificiales, y mantiene la división en zonas núcleo (biocentros) y corredores (biocorridors) ya citada (Hawkins y Selman, 2002).

El uso múltiple que hacen las especies del paisaje y la relación de la mayor parte de los procesos ecológicos con la heterogeneidad del paisaje aconsejan una aproximación que integre las actividades humanas con la conservación estricta. Debe prestarse atención preferente a la conservación del mosaico del paisaje, más que a determinados componentes del mismo, y que integre los espacios protegidos en la planificación y la ordenación territorial.

Aunque en un estado de desarrollo incipiente, el Corredor Biológico Mesoamericano puede mostrarse como ejemplo de red ecológica basada en las propiedades del mosaico del paisaje y la heterogeneidad de usos, más que en elementos concretos como corredores lineales. Es un instrumento de cooperación regional aprobado al más alto nivel político, cuyo objetivo es contribuir a conservar la diversidad biológica y, paralelamente, luchar contra la pobreza y generar alternativas de crecimiento económico. Pretende la ordenación territorial interconectada en forma de red de los cientos de áreas protegidas existentes en la amplia región comprendida entre México y Panamá, de forma paralela a la integración de las actividades socioeconómicas de la población local y el mantenimiento de los servicios ambientales (Múgica *et al.*, 2002).

El paso más avanzado en el diseño de redes de conservación se alcanzaría cuando el criterio no fuera sólo mantener la conectividad para ciertas especies sino el mantenimiento de la integridad del paisaje. Esto debería alcanzarse mediante la conservación de configuraciones paisajísticas que aseguren el mantenimiento del conjunto de flujos y funciones ecológicas, responsables de los

bienes y servicios ambientales que el paisaje presta a la sociedad. Las grandes dificultades teóricas y prácticas que presenta la aplicación de este tipo de aproximación hace que al día de hoy los ejemplos de redes basados en estos conceptos no pasen de ser ensayos de tipo teórico o académico (ej. Smallwood *et al.*, 1998, Aauri *et al.*, 2000), aunque el concepto de integridad ecológica está siendo incorporado progresivamente en documentos técnicos y políticos sobre medio ambiente (Council of Europe, 1996; Stanners y Bourdeau, 1995).

En España existen varios ejemplos de redes de coordinación administrativa, entre los que puede destacarse la Red de Parques Nacionales, que cuenta con un Plan Director (RD 1803/99 de 26 de noviembre), o el Plan Especial de Áreas de Interés Natural de Cataluña (PEIN), que constituye un ejemplo de integración de los espacios protegidos con el resto de instrumentos de planeamiento territorial, sectorial y urbanístico. Así mismo recoge la necesidad de integrar las actividades agrarias y tradicionales sostenibles y la difusión de prácticas ambientalmente adecuadas para contribuir a la mejora rural y evitar el despoblamiento (Generalitat de Catalunya, 1996; Pintó y Vila, 1998).

En cuanto a las redes ecológicas con conexiones funcionales entre espacios, existen aún pocas experiencias, aunque hay algunas iniciativas interesantes. Entre ellas encontramos un respaldo legal para la protección de estructurales lineales en Extremadura, donde la Ley 8/1998 de conservación de la naturaleza y de espacios naturales establece como figura de protección los corredores ecológicos y de biodiversidad.

El caso de Navarra ilustra la integración del sistema de áreas protegidas en una Estrategia de Conservación de la Biodiversidad (Gobierno de Navarra, 2001). En ella se ha dado un gran peso a las áreas protegidas como elemento crucial para garantizar la conservación de la diversidad biológica *in situ*. Los elementos que constituyen la red son núcleos o áreas prioritarias para la conservación, áreas de protección periférica, nodos o áreas sensibles para la conservación, corredores biológicos que conecten las áreas de conservación y puntos rojos, elementos naturales relevantes de reducidas dimensiones y aislados que han quedado fuera de la red pero importantes para el mantenimiento de procesos ecológicos (García-Fernández Velilla, 2001).

La Estrategia de la Red de Espacios Naturales de Andalucía, actualmente en elaboración, supondrá la creación de una malla funcional e interconectada entre

los espacios naturales protegidos y su integración en el resto del territorio mediante la coordinación con diversas herramientas de planificación (Múgica *et al.*, 2002).

Consideraciones para el diseño de redes de conservación en el ámbito mediterráneo

A partir de las consideraciones anteriormente expuestas, pueden avanzarse algunas cuestiones que afectan a la región mediterránea de forma particular, y que deberían ser tenidas en cuenta en el desarrollo de redes de conservación.

En primer lugar es necesario tener en cuenta las restricciones que supone el clima mediterráneo. La escasez de los recursos hídricos y su distribución irregular en el tiempo y el espacio, junto con el carácter montañoso de la mayor parte de la región mediterránea, determina que los gradientes ambientales y flujos vectoriales sean muy relevantes. Los suelos poco desarrollados y en pendientes fuertes son muy sensibles a la erosión cuando se altera la vegetación natural y quedan expuestos a la desecación y a las lluvias torrenciales. La adecuada representación de los gradientes ambientales debe ser uno de los objetivos de la red de conservación.

Las condiciones ambientales propias de la región mediterránea favorecen el desarrollo de vegetación esclerófila (árboles frondosos perennifolios y matorrales con hojas pequeñas, gruesas y ásperas), y limitan la productividad agrícola y forestal. Este tipo de formaciones vegetales se caracteriza por la lentitud en el crecimiento y la recuperación tras las perturbaciones.

La actividad humana es inherente a los paisajes mediterráneos. El fuego y la presión del pastoreo, junto con la sequía, han condicionado el desarrollo de los paisajes mediterráneos durante el cuaternario. Tras la revolución neolítica, con la transformación de la agricultura y la sustitución de la mayoría de los ungulados silvestres por animales domésticos, la velocidad de evolución del paisaje aumentó rápidamente. Los bosques más ricos de las llanuras fértiles fueron aclarados o talados para el cultivo, y más tarde, con el desarrollo de poblaciones rurales densas, todas las laderas cultivables fueron aclaradas o aterrazadas, y los bosques y matorrales esclerófilos remanentes fueron sometidos a incendios y talas periódicamente. El paisaje natural, densamente arbolado, finalmente fue

transformado en un paisaje más abierto y más rico culturalmente. La vegetación natural quedó restringida a los lugares montañosos más inaccesibles. Las comunidades vegetales seminaturales, modificadas por la actividad humana, se intercalaron en laderas no cultivables y en los bordes de los campos de cultivo. El equilibrio mantenido por el hombre ha convertido las comunidades vegetales mediterráneas en un mosaico dinámico de innumerables variantes en distintos estados de madurez ecológica. Entre los objetivos de la red de conservación debe incluirse la preservación de estos mosaicos.

En el mediterráneo se han desarrollado diversos sistemas tradicionales de aprovechamiento de los recursos naturales (dehesa, olivar-viñedo, estepa cerealista, etc.), adaptados a las distintas condiciones ambientales existentes. Estos sistemas ocupan grandes extensiones en el territorio y se corresponden con distintos tipos de paisajes agrosilvopastorales muy heterogéneos en el espacio (grano fino) y en el tiempo (estacionalidad). Tienen un carácter marcadamente extensivo, con una productividad baja a corto plazo, pero permitiendo el aprovechamiento de una gran variedad de productos y servicios mediante el uso múltiple de los distintos ecotopos (pasto, leña, frutos, etc.). El mantenimiento de los usos humanos compatibles debe incluirse como un objetivo más de la red de conservación.

Como resultado de esta combinación de heterogeneidad ecológica y alteración antrópica, se ha desarrollado un paisaje seminatural diverso y muy atractivo, capaz de albergar una gran diversidad biológica junto con una amplia variedad de cultivos y aprovechamientos (Naveh y Lieberman, 1984; González Bernáldez, 1991, 1992).

Este tipo de paisajes, que necesitan de una intervención continuada, puede jugar un papel muy importante en las redes de conservación, actuando como áreas de conexión y/o amortiguación alrededor de las zonas mejor conservadas.

Los procesos de intensificación, despoblamiento y abandono agrarios, junto con una acelerada expansión urbanística, y presión del turismo, marcan una tendencia hacia la pérdida de la heterogeneidad del paisaje, en general; hacia la ruptura del anterior equilibrio dinámico agropastoral mantenido por el hombre, que tanto ha contribuido a la diversidad biológica, productividad, estabilidad y atractivo escénico de estos paisajes seminaturales (Stanners y Bourdeau, 1995; Washer *et al.*, 1999; Sastre y Guillén, 2001; Jongman, 2002).

Este hecho, la velocidad y amplitud de estos cambios, y su naturaleza a menudo irreversible, determinan la urgencia de medidas de conservación en la región mediterránea. Las medidas a adoptar deben tener en cuenta las condiciones particulares de la región mediterránea, con sus restricciones y oportunidades ambientales, y deben suponer un apoyo para el mantenimiento de los sistemas extensivos tradicionales, desarrollando estrategias para cada uno de ellos.

Agradecimientos. Este trabajo ha sido financiado por los proyectos Convenio 9 del PICOVER de la Junta de Andalucía, REN2001-0972 del Ministerio de Ciencia y Tecnología, 07M/0063/2001 de la Comunidad de Madrid, así como por dos becas postdoctorales de la Comunidad de Madrid.

Referencias

- Atauri, J.A. y de Lucio, J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16(2): 147-159.
- Atauri, J.A.; Múgica, M.; Ramírez-Sanz, L. y de Lucio, J.V., 2000. Assessment of nature conservation scenarios: species or landscape structure? A case study in Madrid region (Spain). En: U. Mander y R.H.G. (Eds.), *Ecological and socioeconomic consequences of land use changes*. International Series on Advances in Ecological Sciences. Computational Mechanics Publications. Wessex Institute of Technology. Southampton, Boston.
- Bennet, G. 1991., *EECONET: Towards a European Ecological Network*. Institute for European Environmental Policy. Arnhem, Holanda.
- Bennett, A.F., 1999. *Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bielsa, I., 1996. *Designing Ecological Networks at Regional Scale with GIS. A case study in the Ebro Basin (NE Spain)*. M.Sc.Thesis. Wageningen University. The Netherlands.
- Brown, D.; Manno, J.; Westra, L.; Pimentel, D. y Crabbé, P., 2000. Implementing Global Ecological Integrity: A synthesis. En: L. Westra; D. Pimentel y R. Noss (Eds.), *Ecological Integrity*: 385-405. Island Press. Washington D.C.
- Brown, N.J. y Veitch, N., 1993. GIS, landcover and the identification of corridor location in England. En: Hill, M.O. *et al.* (Eds.), *The role of corridors, stepping*

- stones and islands for species conservation in a changing climate*. English Nature Research Report, 75.
- Burel, F. y Baudry, J., 1995. Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55: 193-200.
- Burel, F.; Baudry, J y Lefeuvre, J.C., 1993. Landscape structure and the control of water runoff. En: R.H.G. Bunce; L. Ryszkowsky y M.G. Paoletti (Eds.), *Ecology and Agroecosystems*. 41-48. Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida.
- Carey, C.; Dudley, N. y Stolton, S., 2000. *Squandering paradise? The importance and vulnerability of the world's protected areas*. World Wildlife Fund for Nature International. Gland, Switzerland. 226 pp.
- Clergeau, P. y Burel, F., 1997. The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape and Urban Planning*, 38: 37-43.
- Costanza, R., 1992. Toward an operational definition of health. En: R. Costanza; B. Norton y B. Haskell (Eds.), *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*: 239-256. Island Press. Washington D.C.
- Council of Europe, 1996. *The pan-European biological and landscape diversity strategy*. Council of Europe, UNEP, ECNC.
- Edenius, L. y Sjöberg, K., 1997. Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. *Ecography*; 20: 425-431.
- Fahrig, L. y G. Merriam., 1985. Habitat Patch Connectivity and Population Survival. *Ecology* 66 (6):1762-68.
- Farina, A., 1995. Distribution and dynamics of birds in a rural sub-Mediterranean landscape. *Landscape and Urban Planning*, 31: 269-280.
- Farina, A., 1997. Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean ago-ecosystem. *Landscape Ecology*, 12:365-378.
- Forman, R.T.T., 1990. Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration. En: R.T.T. Forman e I.S. Zonneveld (Eds.), *Changing landscapes, an ecological perspective*. Springer-Verlag.
- Forman, R.T.T., 1995. *Land Mosaics*. Cambridge University Press.
- Franklin, J.F., 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?. *Ecological Applications*, 3(2): 202-205.
- García-Fernández Velilla, S., 2001. *Sistemas Regionales de Espacios Naturales Protegidos*. Gobierno de Navarra. Consejería de Medio Ambiente de Navarra. Documento de trabajo.

- Generalitat de Catalunya., 1996. *PEIN. El Plan de espacios de interés natural*. Generalitat de Catalunya. Departament de Medi Ambient.
- Gobierno de Navarra, 2001. *Estrategia Navarra para la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica*. Consejería de Medio Ambiente de Navarra.
- Gómez-Limón, J.; de Lucio, J.V. y Múgica, M., 2000. *Los Espacios Naturales Protegidos del Estado Español en el umbral del siglo XXI. De la declaración a la gestión activa*. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 94 pp.
- González Bernáldez, F., 1991. Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias. En: F.D. Pineda (Ed.), *Diversidad Biológica / Biological Diversity*. Fundación Ramón Areces - ADENA/WWF - SCOPE. Madrid. pp:23-31
- González Bernáldez, F., 1992. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes, Ser. Sem. 15*: 23-29.
- González Bernáldez, F., 1991. Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias. En: F.D. Pineda; M.A. Casado; J.M. de Miguel y J. Montalvo (Eds.), *Biological Diversity / Diversidad Biológica*. F. Areces, WWF-Adena, SCOPE, Madrid, 23-31.
- González Bernáldez, F., 1992. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. *Options Méditerranéennes, Ser. Sem. 15*: 23-29.
- Goodland, R. y Pimentel, D., 2000. Environmental Sustainability and integrity in the Agricultural Sector. En: L. Westra; D. Pimentel y R. Noss (Eds.), *Ecological Integrity*: 121-137. Island Press. Washington D.C.
- Gustafson, E. J. y R. H. Gardner., 1996. The Effect of Landscape Heterogeneity on the Probability of Patch Colonization. *Ecology* 77 (1):94-107.
- Hanski, I., 1994. Patch-Occupancy Dynamics in Fragmented Landscapes. *TREE* 9 (4):131-35.
- Hawkins, V. y Selman, P., en prensa . Landscape scale planning: exploring alternative land use scenarios. *Landscape and Urban Planning*.
- Henein, K. y G. Merriam., 1990. The Elements of Connectivity Where Corridor Quality Is Variable. *Landscape Ecology* 4(2/3):157-70.
- Hoctor, T.S.; Carr, M.H. y Zwick, P.D., 1999. Identifying a Linked Reserve System Using a Regional Landscape Approach: the Florida Ecological Network. *Conservation Biology*, 14: 984-1000.
- Holdgate, M., 1996. The ecological Significance of Biological Diversity. *Ambio*, 25(6) 409 – 416.

- Johnson, A.R.; Wiens, J.A.; Milne, B.T. y Crist, T.O., 1992. Animal Movement and Population Dynamics in Heterogeneous Landscapes. *Landscape Ecology* 7 (1):63-75.
- Jongman, R.H.G., 2002. Homogeneisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 58: 211-221.
- Kerr, J.T. y Packer, L., 1997. Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature*, 385: 252-254.
- Klijn, F. y de Haes, H.A., 1994. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology*, 9(2):89-104.
- Knufer, J.A., 1995. Landscape ecology and biogeography. *Progress in Physical Geography*, 19 (1): 18-34.
- Law, B.S. y Dickman, C.R., 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation*, 7: 323-333.
- Levin, S.A., 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73:1943-1968.
- Miklós, L., 1989. The general ecological model of the Slovak Socialist Republic-methodology and contents. *Landscape Ecology* 3 (1): 43-51.
- Montes, C., 1995. La gestión de los humedales españoles protegidos: conservación vs. confusión. *El Campo*, 132: 101-128.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M.A. y Moreno, J.M. (Coords.), 1998. *Reconocimiento biofísico de espacios naturales protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente.
- Música de la Guerra, M.; De Lucio Fernández, J.V.; Martínez Alandi, C.; Sastre Olmos, P.; Atauri Mezquida, J.A., Montes Del Olmo, C. , Castro Nogueira, H., Molina Vázquez, F. y García Mora, M.R., 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Naveh, Z. y Lieberman, A. S., 1984. *Landscape Ecology. Theory and Application*. Springer Series on Environmental Management. Springer Verlag. New York.
- Noss, R., 2000. Maintaining the Ecological Integrity of landscapes and Ecoregions. En: L. Westra; D. Pimentel y R. Noss (eds.), *Ecological Integrity*: 191 -208. Island Press.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4: 355-364.
- Noss, R.F., 1993. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33: 700-706.

- Noss, R.F., 1995. Ecological integrity and sustainability: buzzwords in conflict?. En: L. Westra y J. Lemons (Eds.), *Perspectives on Ecological Integrity*. Kluwer Academic Press. Pp 60-76.
- O'Neill, R.V.; Gardner, R.H. y Turner, M.G., 1992. A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology*, 7 (1): 55-61.
- O'Neill, R.V.; Hunsaker, C.T.; Timmins, S.P.; Jackson, B.L.; Jones, K.B.; Ritters, K.H. y Wickham, J.D., 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology*, 11 (3): 169-180.
- O'Neill, R.V.; Jones, K.B.; Riitters, K.H.; Wickham, J.E. y Goodman, I.A., 1994. *Landscape monitoring and assessment research plan*. EPA/620/R-94/009. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Las Vegas, NV.
- Opdam, P., 1990. Dispersal in fragmented populations: the key to survival. En: R.G.H. Bunce y D.C. Howard (Eds.), *Species dispersal in agricultural habitats*. Belhaven Press.
- Pearson, S.M.; Turner, M.G.; Gardner, R.H. y O'Neill, R.V., 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. En: R.C. Szaro y D.W. Johnston (Eds.), *Biodiversity in managed landscapes. Theory and practice*. Oxford University Press.
- Pino, J.; Rodà, J.; 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: 35-48.
- Pintó, J. y Vila, J. (Eds.), 1998. *El PEIN, cinc anys després: balanç i perspectives*. Col·lecció Diversitas, 4. Universitat de Girona. 75 pp.
- Regier, H.A., 1993. The notion of natural and cultural integrity. En: S. Woodley; J. Kay y G. Francis (Eds.), *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press.
- Ruzika, M.; Jurko, A.; Kozova, M.; Zigrál, F. y Svetlosanov, V., 1983. Evaluation methods of landscape stability on agricultural territories in Slovakia. *Ecology/CSSR*, 2(3): 241-251.
- Santos, T. y Tellería, J.L., 1997. Efectos de la fragmentación sobre las aves insectívoras forestales en dos localidades europeas. *Ardeola*, 44(1): 113-117.
- Sastre, P.; de Lucio, J.V. y Martínez, C., 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 2002/2 (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/investigacion2.htm>)
- Sastre, P. y Guillén, D.F., 2001. Cereal steppes in Central Spain. En: L. Buguñá Hoffman (Ed.). *Agricultural functions and biodiversity – A European stakeholder approach to the CBD agricultural biodiversity work program*. European Centre for Nature Conservation, Tilburg.

- Smallwood, K.S.; Wilcox, B.; Leidy, R. y Yarris, K., 1998. Indicators assessment for Habitat Conservation Plan of Yolo County, California, USA. *Environmental Management*, 22 (6): 947-958.
- Stanners, D. y Bourdeau, P (Eds.), 1995. *Europe's environment. The Dobrás assessment*. European Environment Agency. Copenhagen.
- Taylor, P.D.; Fahrig, L.; Henein, K. y Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68 (3): 571-573.
- Ulanowicz, R.E., 2000 Toward the Measurement of Ecological Integrity. En: L. Westra, D.; Pimentel y R. Noss (Eds.), *Ecological Integrity*: 99-113. Island Press. Washington D.C.
- Washer, D.; Múgica, M. y Gulinck, H., 1999. Establishing targets to assess agricultural impacts on European landscapes. En: F. Brower y R. Crabtree (Eds.), *Agriculture and environment in Europe: the role of indicators in agricultural policy development*. CAB International. The Hague.
- Wiens, J.A.; Stenseth, N.C.; Van Horne, B. e Ims, R.A., 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*; 66: 369-380.
- Wiens, J.A., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3: 385-397
- With, K.A., 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology*, 11 (5): 1069-1080.
- With, K.A. y Crist, T.O., 1995. Critical thresholds in species' response to landscape structure. *Ecology*, 76 (8): 2446-2459.