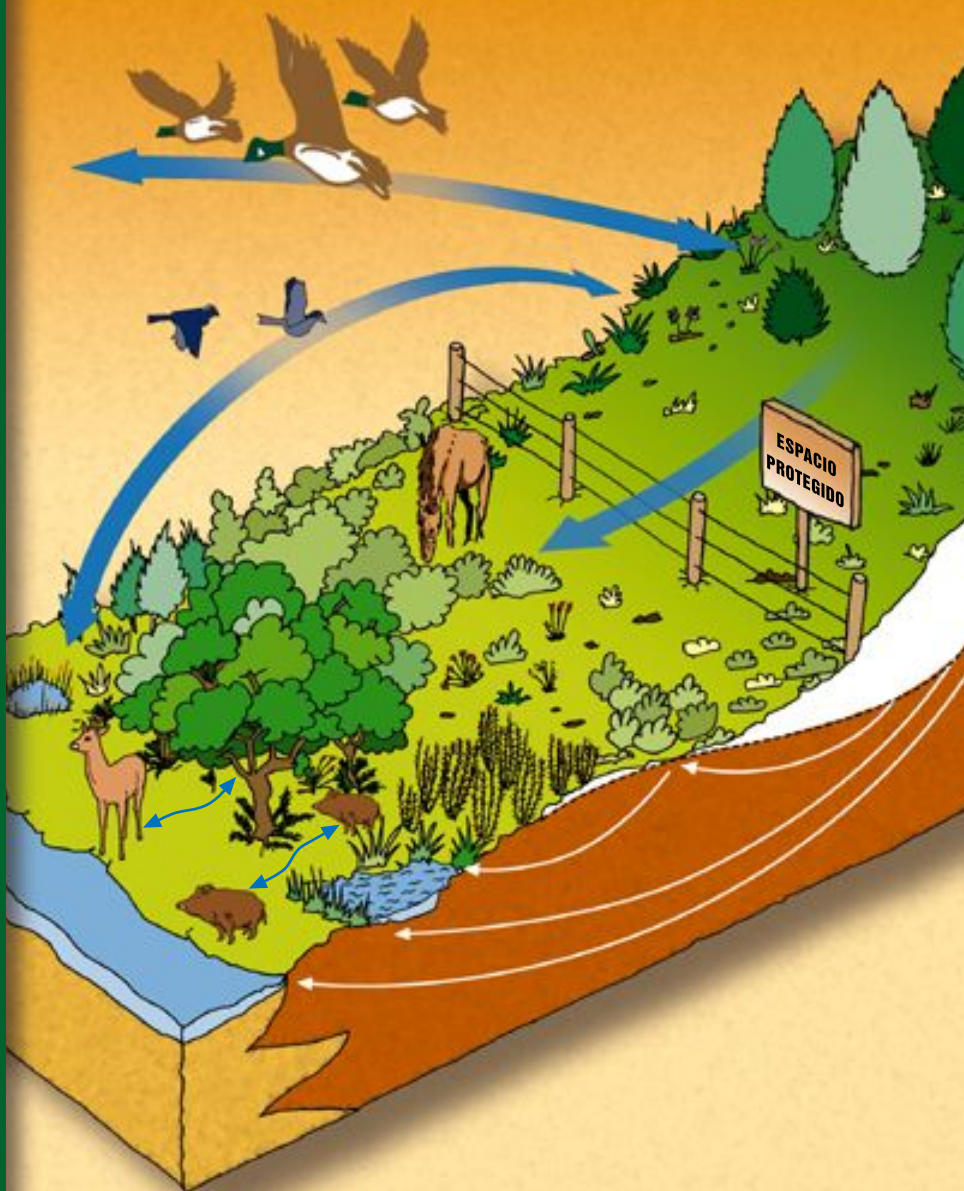


Las áreas protegidas en la cuenca mediterránea



Conectividad Ambiental

Las áreas protegidas en la cuenca mediterránea



Edita:

Dirección General de la RENP y Servicios Ambientales
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Andalucía

Coordinación y edición de textos:

M. Rosario García Mora

Diseño:

equipo Ars

Ilustración de portada:

Modificada de Alicia Juanas

Imprime:

Tecnographic, s.l.

I.S.B.N.: 84-95785-33-1

Depósito Legal: SE-743/2003

Prólogo

Integración; vínculos; redes son términos muy de moda en la sociedad actual, sobre todo en el campo de la conservación de la naturaleza. Muchos países y comunidades han creado espacios protegidos en los 30 últimos años del siglo pasado que permanecen como islas en el territorio, enfocadas a delimitar y proteger pequeñas porciones de hábitat biodiverso inmersas en paisajes agrícolas o semiurbanos.

El reconocimiento de la necesidad de conectar las áreas protegidas, mediante corredores biológicos y mediante el mantenimiento de procesos ecológicos, se ha ido incrementando en la última década a nivel mundial, reconociéndose en la actualidad los beneficios que para la naturaleza y para la sociedad supone el establecimiento de redes coherentes de gestión de espacios naturales.

En las áreas protegidas de la región mediterránea, donde los paisajes han sido modificados secularmente por los usos antrópicos, la consideración de la dimensión social en relación a los espacios naturales protegidos se contempla cada vez más como un elemento fundamental para el mantenimiento de los hábitats que componen estos paisajes culturales, así como un factor relevante para fomentar la aceptación social de los espacios protegidos. Las poblaciones humanas asociadas a las áreas protegidas constituyen, por tanto, un elemento importante para la gestión eficaz de estos espacios, y en consecuencia se está fomentando cada vez más la integración y la participación social en el contexto de los espacios protegidos mediterráneos.

En este libro se recogen las aportaciones derivadas de la reunión de trabajo *Conectividad Ambiental. Las áreas protegidas en el contexto mediterráneo*, celebrada en Málaga del 26 al 28 de septiembre de 2002, organizada por el Centro de Cooperación del Mediterráneo de la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza y por la Dirección General de la Red de Espacios Naturales y Servicios Ambientales de la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Constituye una contribución al conocimiento de hasta dónde hemos avanzado, y hasta dónde debemos avanzar para alcanzar plenamente vínculos ecológicos y sociales en el paisaje mediterráneo.

El libro se estructura en cuatro capítulos. En el primer capítulo se introduce la conectividad ambiental en el contexto de la cuenca mediterránea. En el segundo, se tratan conceptos y aproximaciones generales en relación a la conectividad ambiental y los espacios protegidos. En el tercer capítulo se incluyen casos de estudio concretos sobre experiencias mediterráneas en conectividad. Por último, en el cuarto capítulo, se exponen algunas reflexiones sobre cuál debe ser la aportación mediterránea ante el Congreso Mundial de Parques (Durban-2003). Este capítulo recoge al final las conclusiones generales derivadas de la reunión.

Entre los principales aspectos debatidos en relación a la conectividad ambiental se incluyen aquellos relativos a redes ecológicas; barreras que interrumpen los procesos ecológicos; fragmentación y otros aspectos relevantes que requieren una especial atención en la búsqueda de soluciones para alcanzar la integridad ecológica en la cuenca mediterránea. La incorporación de la dimensión social en el establecimiento de vínculos en el paisaje y un mayor esfuerzo en relación a la gestión sistémica de las áreas protegidas marinas son algunos de los retos mediterráneos que se ponen de manifiesto en este documento.

Quiero expresar mi agradecimiento a la Dirección General de la RENP y SA de la Junta de Andalucía, por el apoyo técnico y financiero en la organización y desarrollo de la reunión de trabajo que ha dado origen a esta publicación, y confío en que los resultados y conclusiones que en ella se incluyen sean de relevancia en el próximo Congreso Mundial de Parques en Durban y para la región mediterránea.

Jamie Skinner

Director del Centro de
Cooperación del Mediterráneo. UICN

Índice

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

Conectividad ambiental y conservación en la cuenca mediterránea. Cuestiones para el debate.	3
H. Castro Nogueira	

CAPÍTULO 2. CONECTIVIDAD Y ÁREAS PROTEGIDAS

Tramas espaciales del paisaje. Conceptos, aplicabilidad y temas urgentes para la planificación territorial.....	9
F. D. Pineda y M.F. Schmitz	

Conectividad y redes de espacios naturales protegidos. Del modelo teórico a la visión práctica de la gestión.....	29
J.V. de Lucio Fernández <i>et al.</i>	

La experiencia en redes. Cohesión espacial ecológica, base para la conservación de la naturaleza.....	55
B. Pedroli	

Agricultura, paisaje y conectividad	71
J. Baudry	

Sinergias a escala nacional para contribuir a la conectividad. Paisaje, desarrollo rural y financiación.....	83
G. Álvarez	

CAPÍTULO 3. EXPERIENCIAS MEDITERRÁNEAS EN CONECTIVIDAD

Conectividad en sistemas regionales de áreas protegidas.....	89
S. García Fernández Velilla	

Diseño ecológico del paisaje. Planificación y conectividad en el mediterráneo y en Italia.	111
G. Pungetti	

La conectividad en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía	125
F. Molina Vázquez	
Situación actual y propuestas para la mejora de la funcionalidad del corredor fluvial del Guadiamar	139
J.M. Arenas Cabello	
Biodiversidad y gestión de recursos naturales en Turquía.....	157
S. Arancli	
 CAPÍTULO 4. LA REGIÓN MEDITERRÁNEA ANTE EL CONGRESO MUNDIAL DE PARQUES 2003	
De Málaga a Durban. Reflexiones sobre los aportes del Mediterráneo al V Congreso Mundial de Áreas Protegidas.....	171
P. Rosabal	
Conectividad Ambiental. Las áreas protegidas en el contexto mediterráneo.	181
Conclusiones de la reunión, Málaga 26-28 septiembre 2002	
Anexo.....	197
Lista de Participantes	

CAPÍTULO

1

Introducción

Conectividad ambiental y conservación en la cuenca mediterránea. Cuestiones para el debate

Hermelindo Castro Nogueira

¿Es necesaria la conectividad en el mediterráneo? ¿Haría esto que mejorara el estado de conservación de nuestros ecosistemas? ¿Cómo armonizar naturaleza y sociedad?

La planificación ecorregional ocupa una posición cada vez más importante en la gestión de los valores naturales. El paradigma espacial que va más allá de las especies y de los espacios e intenta conectar procesos no es conceptualmente novedoso. Sin embargo, su puesta en práctica en la gestión y ordenación del territorio constituye, aún hoy en día, uno de los principales retos a los que se enfrentan los gestores, los científicos y la sociedad en general.

¿Cómo conectar naturaleza con naturaleza y naturaleza con sociedad? La respuesta a esta pregunta no es sencilla. No existen recetas universales para alcanzar la integración espacial de las áreas protegidas, y en la búsqueda e implementación de fórmulas para establecer vínculos en el paisaje no sólo hay que considerar las características ambientales del territorio, sino también su singularidad sociocultural. De lo contrario, nuestros intentos en este sentido estarán abocados inevitablemente al fracaso.

La noción del paisaje cultural es fundamental para la comprensión de la situación actual en la cuenca mediterránea, así como para abordar una aproximación sistémica de conservación en este territorio. De hecho, la principal diferencia o singularidad de la naturaleza mediterránea en un contexto geográfico amplio estriba en su estrecha vinculación a la actividad humana secular. El saber hacer del hombre mediterráneo en los últimos 10.000 años nos ha dejado en herencia unos paisajes que, naturales o naturalizados, constituyen el patrimonio

conservado de los países ribereños. El cultivo milenario de trigo, vid y olivo, junto con la ganadería extensiva, han marcado y siguen marcando en muchos lugares los patrones dominantes del paisaje. En estos ecosistemas agrosilvopastorales característicos - donde alternan campos de cultivo extensivos con áreas de pastoreo y zonas seminaturales - el mosaico paisajístico y ecológico resultante ha desempeñado, y en muchas zonas del mediterráneo aún desempeña, un papel relevante en el mantenimiento de los procesos ecológicos y en la persistencia de una rica diversidad biológica integrada en el paisaje.

10.000 años después, la agricultura intensiva, el desarrollo de las infraestructuras, la expansión del suelo urbano y en definitiva, la falta de integración de los objetivos de conservación en el conjunto de políticas sectoriales, han dado lugar en muchas zonas a un patrón paisajístico que determina la fragmentación de los procesos ecológicos, de las poblaciones animales y vegetales y de los ecosistemas. Además, estos paisajes mediterráneos, originados y modelados a través de la evolución cultural, dependen también en la actualidad de la suave y armónica relación del hombre con su medio. Por ello, el decrecimiento acelerado de las poblaciones locales vinculadas al medio rural, y como consecuencia, el abandono del manejo tradicional de los recursos naturales en gran parte del ámbito mediterráneo, constituye una de las principales barreras a la conservación y mantenimiento de nuestro patrimonio natural y cultural.

Esta situación heredada, no sólo en el mediterráneo, sino también en el resto de ecorregiones del planeta, ha sido motivada en gran parte por la dicotomía aplicada hasta épocas muy recientes en la gestión del territorio: conservación *versus* desarrollo. Hoy sabemos que no podemos aislar espacialmente ni socioeconómicamente a las áreas protegidas del territorio circundante, si queremos mantener los procesos que determinan la presencia de unos valores naturales dignos de ser preservados. El ciclo del agua, de los nutrientes, las interacciones inter e intra poblaciones y comunidades biológicas, están determinados en gran medida por los cambios externos. Es una realidad que la naturaleza además de dinámica es interactiva, y prueba de ello es que las políticas de conservación circunscritas a los espacios protegidos no han producido los resultados esperados.

¿Cómo conectar los procesos ecológicos en el contexto global del territorio? Es en definitiva nuestro gran desafío para dar un paso de gigantes en la conservación de la naturaleza. Los conceptos han evolucionado y se han

realizado progresos, pero todavía es necesario un debate importante sobre planteamientos metodológicos realistas, adaptados y acordes con la realidad ambiental y sociocultural de este viejo mundo mediterráneo.

Bajo este prisma, en la actualidad, la protección y el manejo de conexiones entre los espacios protegidos para aumentar la conectividad en el paisaje está evolucionando desde la fase conceptual hasta su implementación práctica en las estrategias de conservación. Existen numerosos ejemplos de desarrollo de proyectos para proteger y manejar estas conexiones, o propuestas de establecimiento de redes de conexiones como parte de estrategias de conservación. Entre estos proyectos cabe citar algunos de relevancia internacional: The Wildlands Project en Estados Unidos; El Corredor Biológico Mesoamericano; la Red Natura 2000 en la Unión Europea; la Red Esmeralda en Europa; el Proyecto de Macrocorredor en la costa suroeste australiana, o la Red Mundial de Reservas de la Biosfera.

En el contexto mediterráneo, sin embargo, la planificación ecorregional de las áreas protegidas y la conectividad de estos espacios en el territorio se encuentra en una fase aún muy incipiente de desarrollo. Si bien algunos de los conceptos y elementos comunes de las experiencias de conectividad que se han desarrollado o desarrollan en otras ecorregiones, tales como la zonación del territorio en zonas núcleo de conservación, zonas de amortiguamiento y corredores lineales y discontinuos, pueden extrapolarse a la cuenca mediterránea, es necesario profundizar sobre los aspectos claves a considerar para el diseño de vínculos entre nuestros espacios protegidos y el territorio circundante y analizar las fortalezas y limitaciones de las singularidades ambientales y socioculturales de esta región, para poder evolucionar de la conservación de espacios a la conservación de sistemas.

Por otro lado, existe una gran diversidad de situaciones sociopolíticas y económicas y diferentes niveles de desarrollo e implementación de las estrategias de conservación de los valores naturales en los distintos países ribereños. Desde una perspectiva conservacionista, en aquellos países en los que se han iniciado proyectos para aumentar la conectividad de las áreas protegidas, el interés de las conexiones entre los espacios conservados se ha centrado, generalmente, en su papel como pasillos de dispersión de organismos a través de medios inhóspitos. Sin embargo, frecuentemente no se ha considerado el papel ecológico más amplio que pueden desempeñar a escala de paisaje, ni otros beneficios de

conservación que se obtienen aumentando la conectividad. Entre otros, una red de conexiones contribuiría directamente a la conservación de la diversidad biológica y de los recursos naturales; aumentaría las posibilidades de ocio y disfrute y la cohesión social y cultural entre las comunidades locales.

La conectividad en el paisaje, enfocada a sus componentes biológicos, puede alcanzarse manejando el modelo paisajístico, o manejando patrones específicos de hábitats adecuados. Sin embargo, es importante reconocer que la conectividad ecológica funcional y efectiva implica la consideración del amplio espectro de conexiones biológicas, políticas y socio-económicas posibles tanto en el ámbito de los propios espacios protegidos como en la matriz circundante. La conectividad de las áreas protegidas en el paisaje, el pasar del enfoque de “isla” al enfoque de “red” o “sistema”, implica la integración de las áreas protegidas en un contexto socioeconómico y cultural más amplio que el delimitado por sus propias fronteras. Requiere ampliar la percepción de los espacios protegidos a una escala ecorregional, así como avanzar en las metodologías e instrumentos para conectarlas, no sólo espacialmente, sino también social y económicamente al entorno en el que se integran.

CAPÍTULO

2

Conectividad y Áreas Protegidas

Tramas espaciales del paisaje. Conceptos, aplicabilidad y temas urgentes para la planificación territorial

Francisco Díaz Pineda y María F. Schmitz

Introducción

Puede asumirse que el territorio se asemeja más a un tejido vivo que a un paño inerte. Esta idea, en la que diferentes autores han insistido antes (Glazovskaya, 1963; Solntsiev, 1974; Fortescue, 1980; Bernáldez, 1981; Pineda, 1997; Burel y Baudry, 2001; Pineda *et al.*, 2002), se trata en el presente artículo comentando las posibilidades actuales de aplicarla a la conservación de la naturaleza y la gestión ambiental del territorio. Los símiles del ‘tejido’ y del ‘paño’ tienen en común la idea de trama –es decir, una configuración estructural que liga entre sí a sus componentes, o facilita que la ligazón ocurra, y da cohesión al conjunto– pero con diferente significado y consecuencias en el primero que en el segundo.

Se carece de una adecuada formalización de lo que resultaría de mayor interés para la conservación de la naturaleza. Habitualmente las prioridades se fundamentan en urgencias, lo que no carece de lógica. En cuanto a la relación ‘planning and ecology’, parece evidente la necesidad de proteger las conexiones que mantienen la funcionalidad del tejido territorial, pero están aún poco claros los criterios y parámetros a considerar para evaluar cuantitativa y pragmáticamente las conexiones espaciales que pueden resultar claves.

Reconociéndose las motivaciones y la convicción ética con que se trata de aplicar la ciencia ecológica al plano de la conservación y gestión del territorio, debe admitirse que esas incertidumbres dificultan la aplicación de la ciencia en este plano. En algunos foros científicos se ha considerado que probablemente la

manera fría y objetiva de conservar mejor la naturaleza sea delimitar porciones del espacio donde no se lleven a cabo actividades humanas (Pineda, 1991; Pineda *et al.*, 1991). Con esta idea y variaciones en torno a ella se crean continuamente en todo el mundo 'espacios naturales protegidos'. En éstos se ensayan y se aplican más fácilmente determinadas leyes y normativas para preservar componentes generalmente tangibles de la naturaleza. Estos componentes son reconocidos como de alto valor de acuerdo con ciertos criterios y puntos de vista. Puede decirse que los espacios protegidos son instrumentos marcos de la idea genérica de conservación de la naturaleza y que las normativas son las herramientas de las que es necesario proveerse para llevarla a cabo.

El concepto de conservación evoluciona, probablemente por la insatisfacción que producen sus definiciones y asunciones, sobre todo en la comunidad científica. La idea de ecosistema, con aciertos y con acepciones de notable dogmatismo, va incorporándose progresivamente a la de conservación, hasta el punto de afirmarse que no hay protección de especies ni de lugares, sino conservación de procesos de interacción, es decir, ecosistemas. Hoy la conservación se basa esencialmente en dos objetivos: preservar porciones discretas del espacio (espacios protegidos) y proteger especies y razas biológicas donde quiera que se encuentren. Sin embargo, los rápidos cambios que viene sufriendo el paisaje afectan a todo el territorio, de manera que cada vez resulta más evidente la necesidad de añadir a aquellos objetivos el de mantener fenómenos físicos claves donde quiera que ocurran. Los dos primeros objetivos resultan más fáciles de alcanzar, este último parece más difícil. Además, es muy importante que la componente cultural esté presente en estas tres metas.

Ninguno de estos fines tiene, no obstante, una formalización científica convincente. En los espacios se desea mantener paisajes y componentes físicos o biológicos 'valiosos', incorporando criterios tales como singularidad, rareza, utilidad y, sobre todo, razones éticas. Consideraciones semejantes se hacen para conservar las especies, algunas de las cuales se reúnen en 'listas rojas', donde constan las amenazadas y en peligro de extinción. En cuanto a los fenómenos físicos, su papel en la conservación ha recibido menos atención que las especies o el paisaje, al menos de forma explícita. Sin embargo, para planificar ambientalmente los usos del territorio son decisivos ciertos fenómenos vectoriales que soportan procesos ecológicos de relevancia espacial. Es el caso de los flujos de energía y movimientos de agua y materiales con cadencia 'natural', migraciones biológicas, etc. Estos procesos dan cohesión al territorio y facilitan la

complementariedad de la protección de espacios con la gestión ambiental de regiones y comarcas más amplias.

Tejido territorial

Fenómenos físicos tales como los implicados en el ciclo hidrológico, el transporte de materiales laderas abajo, la percolación de la lluvia y recarga de acuíferos, la evaporación en humedales, la alteración de la roca, la insolación del sustrato, el calentamiento del aire, el transporte eólico de materiales y las dinámicas del aire, mares y lagos, pueden ocurrir sin la participación de la vida. No obstante, conectan unas porciones del espacio con otras, constituyendo una trama.

La biosfera es el componente orgánico que tapiza esta trama. Se apoya en esos fenómenos como el envoltorio de los cables de una máquina eléctrica, pero aportando propiedades ecológicas esenciales al conjunto. La vida se basa en la desviación de una ínfima parte de la energía de aquellos fenómenos físicos para formar biomasa. El crecimiento de ésta y su diversificación genética, morfológica y espacial actúan en la trama anterior modificando la velocidad de los flujos. La modificación afecta así a la circulación del agua y el transporte de materiales, para los que la vida puede usar las mismas vías físicas (por ejemplo, la escorrentía de las laderas está relacionada con la humectación de la materia orgánica del suelo) o bien puede provocar vías nuevas (los aportes de oxígeno desde el agua al aire se deben a la fotosíntesis). El suelo formado sobre el sustrato rocoso contiene sobre todo materia orgánica y humus que ralentizan el flujo de agua y materiales en las laderas y permiten mantener un caudal más uniforme en los ríos. Mantener este tipo de procesos ecológicos parece esencial para la gestión ambiental del territorio y es realmente la clave de la conservación de la naturaleza. En todo el mundo se producen continuamente cambios de uso del territorio que afectan a estos procesos a escalas locales, regionales y globales.

Los procesos ecológicos son numerosos y sus protagonistas son tanto físicos como biológicos. Algunos de estos procesos originan disposiciones de los materiales geológicos y formas del relieve que ofrecen paisajes valiosos. Así, montañas, valles, costas, etc., pueden configurarse creando una atmósfera emocional que invita al ser humano a admirarlos, respetarlos y tratar de conservarlos. Otras manifestaciones naturales, de base biológica, como la

diversificación genética, generan especies singulares que la sociedad humana considera particularmente dignas de protección, entendiendo que son emblemáticas, dada su belleza, tamaño, rareza, etc., y otorgándoles calificativos a veces toscamente formalizados, como especies 'ingenieras', 'claves' (sin sustitutas), etc., no debiéndose olvidar que la base de la conservación de la naturaleza debieran ser los procesos y que las especies son testimonios de ellos.

Este es el panorama donde se quiere conservar la naturaleza, explotar sus recursos de forma sensata y administrar ambientalmente el territorio. Para mantener la funcionalidad de las tramas ecológicas espaciales deben definirse unos límites 'aceptables'. La ciencia ecológica, que apenas puede establecer esos límites por el momento, trata de ayudar a vislumbrar umbrales para un conjunto selecto de factores que avisen de la cercanía de situaciones irreversibles no deseadas.

Problemas de formalización y aplicación de conceptos

La conservación de la naturaleza requiere importantes formalizaciones y para muchas de ellas los naturalistas aún no han unificado sus criterios. Por ejemplo, así como las ciencias médicas tienen aceptablemente claro el concepto de 'salud' (pero ver Ehrenfeld, 1995), la ciencia ecológica tropieza con dificultad para tenerlo (Mageau *et al.*, 1995; Rapport 1995,1998; Costanza, 1992). Se utiliza, no obstante, el término 'salud del ecosistema' y otros términos recientes, y se enfatiza el valor intrínseco de los recursos naturales dentro y fuera del mercado económico (Rapport, 1977; Cairns y Pratt, 1995; De Graaf *et al.*, 1996; Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997), pero quizá se camine todavía más de forma voluntarista que de la manera fría y objetiva que debe perseguir la ciencia para que su aplicación en este campo tenga solidez.

La gestión de un territorio con la conservación *in mente* pretende administrar el espacio y los recursos naturales que contiene manteniendo su 'salud'. Así, cualquier política que asignase funciones genéricas a ese territorio, previendo determinados usos y descartando otros, debería basarse en la salvaguarda de su salud. Sobre esta base, se perfilarían, promoverían o prohibirían ciertos usos. Se trata de algo parecido a los objetivos perseguidos por un entrenador deportivo con su alumno: perfeccionar la habilidad física de éste manteniendo su salud. Esto exige una formalización convincente en el caso de los sistemas ecológicos.

Costanza (1992) entiende la salud del ecosistema como su capacidad para soportar a lo largo del tiempo un estrés generado desde el exterior. Esa capacidad se reflejaría en la estructura y función del sistema. La definición, que no puede ser muy precisa, tiene interesantes precedentes en las ideas de estabilidad ecológica (Leigh, 1965; Lewontin, 1969; Margalef, 1969; May, 1973; Holling, 1973; Jacobs, 1975; Orians, 1975; Rapport *et al.*, 1985; Holling, 1986). Es obvio que debe precisarse la intensidad de esa influencia externa midiéndola, así como su severidad de acuerdo con el cambio que generaría en la estructura y función que pretende mantenerse. Causa y efecto pueden medirse experimentalmente aquilatando parámetros adecuados o bien llevándose a cabo estimaciones razonables (Grimm *et al.*, 1992; Montalvo *et al.*, 1993; Rapport *et al.*, 1995).

Se precisa información sobre los parámetros que permitirían definir la estructura del sistema (biomasa, diversidad, etc.) y su función (flujos energéticos y minerales, dinámica sucesional), así como de los umbrales de variación que permitirían hablar de 'salud' (y, consecuentemente, de 'enfermedad') del ecosistema. Esto no es fácil en la práctica (Harte y Levy, 1975; Jacobs, 1975; Rapport, 1998) y menos aún tomar otras decisiones que difieran mucho de aplicar sencillamente el sentido común. No es gratuito traer a colación consideraciones sobre el amor a la naturaleza (Meadows, 1996), la conciencia ambiental del daño (Terradas, 1979), la importancia del mimo que debe ponerse en el uso de los recursos naturales (Bernáldez, 1985,1991) o la visión más pragmática de los ecosystems services (Cairns y Pratt, 1995; Costanza y Folke, 1997; Costanza *et al.*, 1997).

A pesar de la importancia de todas estas consideraciones apenas se ha tratado todavía su incorporación sistemática y tabulada a planes y, sobre todo, a proyectos de desarrollo.

Sectorización del espacio

La gestión de los espacios naturales protegidos se lleva a cabo en base a la separación de estos lugares del territorio circundante mediante una frontera, a cada lado de la cual leyes y normativas tienen una aplicación condicionada por una política de usos prioritarios asignados a cada parte del territorio.

La idea de 'frontera' está muy arraigada en la ciencia. Ayuda a separar las propiedades físicas y químicas a uno y otro lado de una superficie. La

impermeabilidad de una frontera dificulta el entendimiento de ciertos sistemas complejos, de manera que sobre la idea de frontera se ha trabajado también para explicar determinados tipos de flujos e incluso para formalizar fenómenos de organización a lo largo de gradientes (así, la idea del ‘diablo de Maxwell’s). Ecólogos y biogeógrafos, que entienden realmente el territorio como un tejido vivo, han dedicado atención a las fronteras (ecotonos, ecoclinas, picnoclinas), resaltando sobre todo el interés de la asimetría y la importancia de las transferencias a través de éstas (Van der Maarel y Westhoff, 1964; Margalef, 1975, 1981, 1991; De Pablo *et al.*, 1982; Pineda *et al.*, 1987; Casado *et al.*, 1989; Gómez Sal *et al.*, 1992).

La ‘fragmentación’ del paisaje también ha recibido mucha atención por biólogos conservacionistas. Con frecuencia, ésta se ha considerado una amenaza importante para la ‘integridad’ del funcionamiento del paisaje. Sin embargo, se ha desarrollado poco aún el análisis de esta amenaza (ver Fairman *et al.*, 1998) ni cómo se formaliza la integridad que se ve comprometida.

La fragmentación suele referirse a la generación de porciones de comunidades biológicas de fisionomía dada que antes abarcaban superficies mayores. Las interesantes ideas de insularidad de Mac Arthur y Wilson (1963, 1967) se han incorporado apenas a esta idea, a pesar de su gran alcance. Básicamente la fragmentación introduce la idea de impedimento a la permeabilidad de frontera entre fragmento y entorno y de dificultad de flujos. En relación con la integridad, lo que la fragmentación genera en el paisaje es en realidad otro tipo de funcionamiento que, dependiendo de qué aspecto o fenómeno ecológico sea contemplado puede considerarse deseable o no. Llevar estas ideas al plano de la conservación requiere especificar qué funcionamiento es el que se desea preservar y su trascendencia, algo que es más difícil de precisar que si fuera la biodiversidad lo que se deseara preservar (McCoy y Mushinsky, 1994).

Conservación de la conectividad

Las consideraciones anteriores invitan a plantear seriamente la idea de tejido territorial. La importancia del tema es grande si se tienen en cuenta los cambios socioeconómicos y de paisaje que ocurren en algunos países que han dado recientemente un salto tecnológico notable. Por ejemplo, la incorporación de España y Portugal a la UE es un ejemplo en este sentido. De acuerdo con ello, es oportuno hacer las siguientes consideraciones (Pineda *et al.*, 2002):

Aunque la conservación de la naturaleza se basa mucho en la delimitación de espacios protegidos, ciertos procesos ecológicos dependen de dinámicas horizontales que conectan unas porciones del espacio con otras, a veces muy alejadas entre sí (Bernáldez, 1981; Bennet, 1991, 1994; Casado *et al.*, 1985; Pineda 1997, 2001a y b; Gómez Sal *et al.*, 1992).

- La importancia de estos procesos trasciende a los objetivos de conservación en esos espacios y afecta a la funcionalidad de todo el territorio.
- Esas dinámicas están aún poco formalizadas y cuantificadas, sobre todo a escalas regionales.
- Las grandes infraestructuras humanas vienen condicionando notablemente la evolución socioeconómica y ésta, a su vez, condiciona directamente la estructura de muchos tipos de paisajes (Schmitz *et al.*, 2001).
- La interferencia ‘dinámicas ecológicas horizontales–infraestructuras humanas–cambios socioeconómicos’ debe evaluarse en términos ambientales, integrando perspectivas ecológicas, sociológicas y económicas (De Juana *et al.*, 1999; Hernández y Pineda, 1998). Así, la proyectada ampliación de la red de carreteras 2000–2025 de todo el territorio español (SEIT, 1999) tiene una gran relevancia en este contexto y constituye un ejemplo de esta interferencia.

Interferencias malla ecológica–infraestructuras artificiales

Se admite que la actividad agraria tradicional ha creado una estructura rural secularmente integrada en las tramas naturales (Bernáldez, 1991; Bunce *et al.*, 2001). Esto no parece así en el caso de las modernas infraestructuras viarias, que se muestran ajenas a los paisajes naturales y culturales que atraviesan. Es patente que, en la forma en que vienen proyectándose, causan serias disrupciones en el funcionamiento ecológico, lo que resulta además antieconómico.

En la Cuenca mediterránea, cuyo paisaje es eminentemente cultural, pueden diferenciarse ‘nodos’ en la trama ecológica espacial constituidos por localidades o comarcas con relativo buen estado de conservación así como una ‘matriz’

territorial agrícola, urbana e industrial. Los nodos contienen bosques, montañas, humedales, ambientes esteparios, etc. Se cuenta con diferentes figuras de protección para numerosos espacios de este tipo y el territorio mantiene un importante conjunto de zonas consideradas ‘reservorios de biodiversidad’ (Soulé, 1991). No obstante, no se trata sólo de que los trazados de las carreteras deban bordear estos sitios porque contengan esos valores, sino que las infraestructuras deben evitar generar disfunciones serias en el tejido territorial.

En principio puede aceptarse que en la trama ecológica territorial destacan ‘corredores’ fácilmente visibles –sistemas fluviales, ciertas estructuras lineales, cuerdas montañosas (Bennet, 1991, 1994; Castro, 2002)–. Además de estos pasillos importan otros procesos de apreciación más difícil y no traducibles a corredores, como la circulación hidrológica subsuperficial y subterránea, el transporte de nutrientes en laderas, la dinámica biológica ligada a migraciones y trasiegos o el funcionamiento rural de base tradicional. Todas estas interconexiones pueden estar relativamente bien conservadas en algunos casos, pero en general se desconoce su estado, la importancia real de su funcionalidad y su trascendencia.

Cuando los nodos son espacios protegidos, su conservación está ligada en la práctica a su utilidad educativa, recreativa, turística y de investigación científica. Esto facilita la protección oficial con que cuentan. Sin embargo, las actividades de desarrollo pueden afectar a sus interconexiones, aunque la localización espacial de estas actividades mantengan notables distancias cartesianas con estos nodos –recuérdese el célebre accidente en las minas Boliden en el área Guadamar–Parque Nacional de Doñana, que representa un ejemplo entre muchos, pero famoso por la popularidad del sitio (Coopers y Lybrand, 1998; Jiménez *et al.*, 1999)–. Es pues necesario fundamentar mejor las directrices para la conservación en los espacios protegidos.

Sin duda urge definir y caracterizar los ‘puntos de tensión’ entre red ecológica y red viaria. Tipificar primero y cuantificar después la conexión ecológica requiere seleccionar parámetros ecológicos y medir su importancia en condiciones naturales y en relación con la red viaria. Se necesita investigar metódicamente el tema a escalas regionales y locales, pasando de estudios experimentales o pilotos a la realidad de la gestión territorial (ver, por ejemplo, Bernáldez *et al.*, 1987; Montes *et al.*, 1998).

El sistema constituido por la actual red de transporte y la trama ecológica puede descubrir ‘zonas sensibles’, donde la ruptura de funcionalidad sería más evidente. Esta ruptura se puede resolver de distintas formas según la funcionalidad afecte a la trama artificial (por ejemplo, construyéndose un puente en un cruce de carreteras) o a la natural (facilitando la permeabilidad de la carretera). El mantenimiento de las redes naturales es importante para la propia economía humana. La proyectada ampliación de la red de transporte ibérica invita a analizar sistemáticamente estas circunstancias.

Existen conexiones territoriales de importancia desconocida tanto a escala local como regional. Para conocer su importancia se necesitan criterios de base conceptual y aplicada.

Estos criterios podrían ser, entre otros, los siguientes:

- de carácter geomorfológico (tipología de pendientes y cuencas),
- de tipo edáfico (humificación, capacidad de humectación del suelo),
- de tipo hidrológico (funcionamiento de cuencas, circulación subterránea),
- de tipo biogeoquímico (dinámica de nutrientes en ladera),
- de carácter mesoclimático (vientos dominantes, fenómenos föhn),
- de tipo biológico (diferentes tipos de migraciones y ritmos, influencias de la fragmentación de hábitats),
- de carácter rural (manejos agrarios, vías pecuarias).

La caracterización de las redes natural y artificial debe detectar las citadas zonas sensibles, que requerirá un análisis descriptivo de las infraestructuras actuales y proyectadas (vías, embalses, puertos) y la probable envergadura de su incidencia en las redes naturales. La dinámica hidrológica superficial suele ser considerada en casos de intercepción de trazados con cauces fluviales, torrenteras y cárcavas y ramblas evidentes (construcción de pasos de agua a través de terraplenes, etc.), pero merecen análisis detallados todas las situaciones en que los flujos de agua se encuentran interceptados. Así, los sitios de conexión de amplias laderas –que actúan como cuencas de recepción– con zonas planas húmedas mas o menos permeables, que pueden quedar privadas de suministro laminar de agua o de su dinámica hiporreica. Estas zonas planas pueden ser humedales poco evidentes, (‘criptohumedales’, Bernáldez, 1987, 1989, 1992a,b; Bernáldez *et al.*, 1987; Montes *et al.*, 1998)–. Se llama la atención sobre la circulación subterránea (recargas y descargas de acuíferos). Desde el punto de

vista hidrológico e hidrogeológico, la mejor carretera sería la que ‘no tocara el suelo’, por elevarse en su trazado teórico sobre pilotes y pontones.

El interés de incorporar consideraciones ambientales a la planificación del trazado de infraestructuras, los proyectos de obra, explotación y mantenimiento es evidente. Las infraestructuras pueden ser realmente integradas en el territorio como lo fueron los usos tradicionales, minimizando sustancialmente los costes ambientales, pudiéndose aprovechar su trazado para mejorar el mantenimiento de muchos de sistemas rurales valiosos. Se trata de que la ampliación de la actual red viaria ibérica no afecte, o afecte poco, a los factores y procesos mencionados. Esta ampliación debe considerar estos aspectos en pasillos de trazado teórico lo suficientemente anchos como para evaluar el problema y establecer alternativas que minimicen su interferencia –las habituales alternativas lineales realmente no valen de mucho–.

Corredores y procesos horizontales

En ecología del paisaje suele recurrirse a la idea de escala y diferenciar conjuntos de procesos comprendidos dentro de otros de mayor rango, pero en realidad no existe separación jerárquica alguna entre ellos, pues los fenómenos físicos actúan vertical, horizontal y sincrónicamente (Polynov, 1956; Bernáldez, 1981). Con este inconveniente por salvar, el aumento progresivo de escala en la percepción territorial, permitiría encontrar el detalle a que los componentes territoriales y sus tramas de conexiones naturales debe condicionar el trazado de una red viaria. Por ejemplo, aspectos tales como la distribución de sustratos inestables o expansivos, condicionan el trazado de pasillos suficientemente anchos como para permitir, a escalas más detalladas, argumentar alternativas posibles de trazado de carreteras. Esta apreciación no sólo es aplicable a cuestiones geotécnicas o topográficas, sino a todos los factores ambientales que dominen en los diferentes sitios. Pueden ser contempladas:

- Conexiones internacionales (Europea, Europea–Africana, prestando atención, por ejemplo, a las migraciones animales).
- Conexiones regionales (por ejemplo, dinámica ríos–estuarios, trashumancia).
- Conexiones comarcales (por ejemplo, montañas–laderas–valle).
- Conexiones locales (por ejemplo, trasterminancia, dinámicas de ladera).

La funcionalidad de las conexiones es bien apreciable en ciertos componentes de la fauna cuyas áreas de reproducción y alimentación pueden estar en determinados lugares pero sus necesidades de dispersión y colonización dependen de la existencia de corredores entre aquéllos. Las posibilidades, y la probable importancia, de estas conexiones vienen dadas por la superficie de las zonas consideradas como nodos, la distancia entre nodos equivalentes –para según qué procesos (por ejemplo, las conexiones animales son diferentes de las derivadas de los flujos hídricos)– y la naturaleza del ambiente o matriz que rodea a nodos y corredores –por ejemplo, un ambiente hostil dificulta la interacción (Bennet, 1991)–.

Con frecuencia se piensa que las conexiones basadas en corredores tienen sobre todo un soporte sólido (el terreno), pudiendo identificarse como superficies más o menos continuas, de forma alargada, como los bosques de galería, pero también como zonas discontinuas relativamente alejadas entre sí, como ocurre con los terrenos de infiltración y recarga de las aguas subterráneas y con los sitios donde descargan esas aguas (humedales de distintos tipos) –estos casos no tienen que responder a una estructura de pasillo continuo, al menos en la superficie del territorio–.

De acuerdo con estas observaciones no es difícil analizar las ventajas que podrían tener corredores como los siguientes (Pineda *et al.*, 2002):

- Red hidrográfica. Sistemas riparios formados por bosques y otras formaciones propias de sotos más o menos desarrollados. El vector de conexión territorial es el agua. No sólo la que fluye a lo largo del río, sino también la drenada a lo largo de las laderas que configuran la cuenca hidrográfica.
- Comarcas con patente implantación de sistemas agrarios de base tradicional, con reticulados a base de setos y ribazos. La trama rural de cada comarca guarda relación con la estructura socioeconómica de sus municipios: aquélla se refleja de alguna forma en esta estructura y viceversa (Schmitz *et al.*, 2001), por tanto, la caracterización de las conexiones deben incorporar parámetros de este tipo. Las conexiones espaciales las proporciona la propia dinámica de la gestión agraria (movimiento del ganado, trasiego de materiales y animales, abonados, etc.).
- Sistemas de ladera peculiares, que mantienen sistemas montaraces y agrarios integrados. La conexión es vectorial, determinada por el flujo de agua y materiales desde las zonas de exportación en las partes altas de ladera a las bajas. En el paisaje tradicional las partes altas contienen sistemas más

maduros, como bosques y matorrales, con menor 'turnover' y alta persistencia de la materia orgánica en el suelo. Estas partes pueden actuar como fertilizadoras naturales de las partes bajas de ladera.

- Cerros, montañas y cuerdas o divisorias de las principales cadenas montañosas. En estos casos, la dificultad del acceso humano a estas zonas termina manteniendo relativamente aislados a estos sitios, por donde pueden trasladarse animales sensibles a ruidos y trasiegos humanos.
- Red de vías pecuarias ('cañadas', 'cordeles' 'veredas'). Se trata de estructuras lineales de propiedad pública en los países donde aún se mantienen estos caminos ganaderos. Probablemente no actúen como auténticos corredores, sino más bien como refugios para organismos expulsados de campos de cultivo y terrenos agrarios explotados. Los abrevaderos y 'descansaderos' del ganado que se encuentran a lo largo de estas vías constituyen elementos singulares de interés conectivo, sobre todo para la fauna.
- Sistemas discontinuos de recarga y descarga de aguas subterráneas, sobre todo en las cuencas sedimentarias de los grandes ríos. Humedales hipogénicos. Se trata de un fenómeno físico de conexión que se encuentra entre los de mayor interés en el funcionamiento del tejido territorial –aunque no se trate de estructuras fácilmente visibles en el territorio (González Bernáldez *et al.*, 1989, 1993; González Bernáldez, 1988; Rey Benayas *et al.*, 1990)–. Sobre ello queda mucha tarea pendiente desde la perspectiva de la incorporación de estas ideas a la conservación de la naturaleza (González Bernáldez *et al.*, 1985; Llamas, 1988; Pfadenhauer y Grootjans, 1999; Hruby, 1999).
- Determinadas extensiones de 'monte' mediterráneo y otros tipos de formaciones forestales conservan ciertas especies emblemáticas (oso, lobo, lince) que precisan conexiones a lo largo de territorios extensos. Los hábitats relictos constituyen ejemplos de los peligros de extinción que sufren algunas de estas especies.
- Sistemas de dunas móviles, deltas y sistemas de marismas de distintos tipos. Su mantenimiento interesa a fenómenos esencialmente físicos, pero ligados a procesos ecológicos sucesionales de gran interés en la conservación.

Relaciones espaciales, escala y compromiso político

La fragmentación de los hábitats silvestres y su degradación representan el continuo declive de lugares considerados reservorios de biodiversidad. Estos sitios son, hasta cierto punto, una garantía de permanencia de la 'naturaleza' y de

las posibilidades de su mantenimiento y recuperación. La interconexión de estos ambientes es una tarea de interés global. Las políticas de conservación basadas en la consideración de especies biológicas o porciones del territorio aislados son inadecuadas a largo plazo. Los patrones de dispersión y migración deben ser salvaguardados reconociéndose sus conexiones territoriales. Este constituye el principal reto de la integración entre las infraestructuras de desarrollo y el tejido territorial. Las medidas locales son insuficientes en los casos en que la escala de las conexiones abarca territorios extensos. Por ejemplo, la protección del lince ibérico (*Lynx pardina*) requiere conectar extensos corredores de monte mediterráneo que van desde el centro al sur de la península ibérica. Esta especie tiene por sí misma un alto valor emblemático (entre otras razones, hace miles de años que no se extingue una especie de felino en Europa), pero desde el punto de vista ecológico representa, sobre todo, un indicador del grado de conservación y conexión entre extensos espacios de monte. En otros casos, los hábitats pueden mantener mecanismos propios de autorregulación demográfica y su mantenimiento depende precisamente de su aislamiento, de manera que la conexión constituye un inconveniente.

Al comentarse la importancia de los factores geomorfológicos e hídricos se han referido algunos procesos cuyo mantenimiento depende de la salvaguarda de la dinámica biogeoquímica. Esta dinámica opera a través de diferentes hábitats. La red hidrográfica representa una síntesis de la conexión entre sucesivos procesos vectoriales. Los fenómenos de exportación, tránsito y acumulación de agua, nutrientes y materia orgánica representan las vías de conexión a lo largo de las laderas. Las características de los estuarios y la formación de deltas y zonas de marismas costeras constituyen una síntesis geográfica de esta dinámica. A lo largo de los gradientes regionales de las cuencas se repiten estos procesos a diferentes escalas de detalle. Los reticulados rurales, a base de mantener setos y bosquetes en el seno del terreno cultivado o pastoreado, ralentizan estos procesos sin impedir la conexión gravitacional que los genera. A lo largo de los ríos, los bosques de galería, en los sitios donde se mantienen, contribuyen a este entramado y pueden actuar también como corredores (Sterling, 1996).

Algunos nodos de la red de infraestructuras naturales son espacios con ecosistemas fundamentalmente maduros –de baja tasa de renovación (con tendencia a acumular biomasa, madera, leña y humus en el suelo) y esencialmente montaraces–, pero en otros casos, la importancia de los nodos puede derivar de su funcionamiento como ‘fuentes’ en el trasiego de

componentes naturales, conectados con otros espacios, generalmente productivos (como los terrenos agrícolas y pastos de media y baja ladera), que actúan como ‘sumideros’. Las conexiones vectoriales entre la montaña y los piedemontes, o las lomas y los valles, constituyen ejemplos de este tipo. La fertilidad de los últimos viene determinada por la funcionalidad de los sistemas montañas–rampas o laderas–vaguadas (flujos de agua y nutrientes, movimientos de la fauna y el ganado, etc.). En casi toda la geografía mediterránea la interrelación monte–pasto y monte–cultivo se basa en el mantenimiento del primero en las lomas, cerros o partes altas de las laderas, y los segundos en las zonas medias y bajas. El uso de fertilizantes químicos, tan extendido, exagerado y ligado a una economía agraria ficticia, no resulta suficiente a largo plazo para el mantenimiento de estos sistemas, de manera que la rotura de estas conexiones no puede desestimarse.

Otro caso del tipo de conexión fuente–sumidero lo constituyen las dunas costeras, cuyos aportes arenosos proceden del mar y las playas, estando representado el sumidero por las propias dunas. Existen muchos casos de rotura de esta conexión por el trazado de carreteras.

Estos últimos casos corresponderían a porciones ‘abiertas’ de la red, disipadoras de energía. En otros casos las conexiones a través de los corredores interesan a sistemas maduros, y estarían controladas tanto por fenómenos biológicos migratorios como por procesos físicos. Ambos tipos de conexiones pueden mantener a lo largo del año actividades ‘punta’ y actividades de ‘sosiego’ o reposo, según las condiciones climáticas estacionales, fenología, migración faunística, etc.

Los cerros, cumbres y cuerdas montañosas constituyen también corredores para migraciones biológicas y nodos ‘fuentes’ para procesos como los comentados. Su conservación pocas veces puede verse afectada por el trazado de redes viarias, pero sí su funcionalidad como fuentes.

Finalmente, en algunos países, la red de vías pecuarias mantiene aún su estructura esencial. Su existencia facilita el mantenimiento de la trama rural. Con frecuencia, la red de carreteras la ha alterado, destruido o utilizado, sin que la ingeniería haya buscado alternativa. Su conservación y rehabilitación en los tramos destruidos parece imperiosa y debe constituir en sí misma un objetivo de la red 2000–2025. Cruzar la red de infraestructuras previstas con la red ecológica natural teniendo en consideración todas estas circunstancias puede suponer pues

la completa descomposición de la segunda o su mantenimiento, si la funcionalidad de los distintos tipos de nodos, sumideros y flujos mantiene su eficacia.

Referencias

- Bennett, G. (Ed.), 1991. *Eeconet, An European Ecological Network*. Inst. European Environm. Policy Publ., Arnhem.
- Bennett, G. (Ed.), 1994. *Conserving Europe's Natural Heritage. Towards a European Ecological Network*. Graham y Trotman/M.Nijhoff, Internat. Environm. Law & Policy Series, Dordrecht.
- Bernáldez, F.G., 1981. *Ecología y Paisaje*. Blume, Madrid.
- Bernáldez, F.G., 1985. *Invitación a la ecología humana. La adaptación efectiva al entorno*. Tecnos, Madrid.
- Bernáldez, F.G., 1987. Las zonas encharcables españolas: el marco conceptual. En: *Bases científicas para la protección de los humedales en España*. Real Acad. Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Madrid: 9-30.
- Bernáldez, F.G., 1989. Ecosistemas áridos y endorreicos españoles. En: *Zonas Áridas en España*. Real Acad. Española Ci. Exactas, Físicas y Naturales. Madrid: 66.109.
- Bernáldez, F.G., 1991. Diversidad biológica, gestión de ecosistemas y nuevas políticas agrarias. En: F.D. Pineda y otros (Eds.), *Diversidad Biológica*. SCOPE. WWF-Adena, F. Areces. Madrid: 23-32.
- Bernáldez, F.G., 1992a. Ecological aspects of wetland/groundwater relationships in Spain. *Limnetica* 8:11-26.
- Bernáldez, F.G., 1992b. *Los paisajes del agua: terminología popular de los humedales*. J.M. Reyero, Eds. Madrid.
- Bernáldez, F.G.; Herrera, P.; Levassor, C.; Peco, B. y Sastre, A., 1987. Las aguas subterráneas en el paisaje. *Investigación y Ciencia* 127:8-17.
- Bernáldez, F.G.; Rey Benayas, J.M.; Levassor, C. y Peco, B., 1989. Landscape ecology of uncultivated lowlands in central Spain. *Landscape Ecology* 3(1): 3-18
- Bunce, R.G.H.; Pérez-Soba, M.; Elbersen, B.S.; Prados, M.J.; Andersen, E.; Bell, M. y Smeets, P.J.A.M. (Eds.), 2001. *Examples of European agri-environment schemes and livestock systems and their influence on Spanish cultural landscapes*. Alterra, Wageningen.
- Burel, F. y Baudry, J., 2001. *Ecologie du paysage: concepts méthodes et applications*. Tec Doc-Lavoisier, París.

- Cairns, J. Jr. y Pratt, J.R., 1995. The relationships between ecosystem health and delivery of ecosystem services. En: D.J. Rapport; C. Gaudet y P. Calow (Eds.), *Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems*. Springer-Verlag, Heidelberg: 273-294.
- Casado, M.A.; de Miguel, J.M.; Sterling, A.; Peco, B.; Galiano, E.F. y Pineda, F.D., 1985. Production and spatial structure of Mediterranean pastures in different stages of ecological succession. *Vegetatio* 64: 75-86.
- Casado, M.A.; Abbate, G.; Blasi, C. y Pineda, F.D., 1989. Spatial heterogeneity in a clearing in aturkey oak (*Quercus cerris*) wood: pattern diversity analysis. *Vegetatio* 79: 143-149.
- Castro, H. (Dir.), 2002. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Coopers y Lybrand., 1998. *Informes sobre el seguimiento del Accidente de Aznalcóllar*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Costanza, R. y Folke, C., 1997. Valuing Ecosystem Services with Efficiency, Fairness and Sustainability as Goals. En: G.C. Daily (Ed.), *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington.
- 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*. Island Press, Washington: 239-255.
- Costanza, R.; d'Arge, R.; de Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; O'Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P. y Belt, M. Van den., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Daily, G.C., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington.
- De Graaf, H.J.; Musters, C.J.M. y ter Keurs, W.J., 1996. Sustainable development: looking for new strategies. *Ecological Economics* 16: 205-216.
- De Juana, E.; Díaz-Pineda, F.; Hedo, D.; Hernández, S.; Ladero, M.; Nardiz, C. y Valero, M.A., 1999. Marco Director de Carreteras: Metodología para el establecimiento de los Criterios Ambientales a incluir en los Estudios de Carreteras. Cartografía básica Medioambiental. *Informe para la Secretaría de Estado de Infraestructuras y Transportes*, Ministerio de Fomento, Madrid, 177 pp.
- De Pablo, C.L.; Peco, B.; Galiano, E.F.; Nicolás, J.P. y Pineda, F.D., 1982. Space-time variability in Mediterranean pastures analysed with diversity parameters. *Vegetatio* 50: 113-125.
- Ehrenfeld, D., 1995. The marriage of ecology and medicine: are they compatible? *Ecosystem Health* 1: 15-22.
- Fairman, R.; Mead, C.D. y Williams, W.P., 1998. Environmental Risk Assessment: Approaches, Experiences and Information Sources. European Environmental Agency. *Environm. Issues Series* 4. Copenhagen.

- Fortescue, J.A.C., 1980. *Environmental Geochemistry*. Springer Verlag, Berlin.
- Glazovskaya, M.A., 1963. On geochemical principles of the classification of natural landscapes. *Internat. Geol. Rev.* 5(11): 1403-1431.
- Gómez Sal, A.; Rodríguez, M.A. y de Miguel, J. M., 1992. Matter transfer and land use by cattle in a dehesa ecosystem of Central Spain. *Vegetatio* 99-100: 345-354.
- González Bernáldez, F., 1988. Water and landscape in Madrid. Possibilities and limitations. *Landscape and Urban Planning* 16: 69-79.
- González Bernáldez, F.; Pérez, C. y Sterling, A., 1985. Areas of evaporative discharge from aquifers: Little known Spanish ecosystems deserving protection. *J. Env. Management* 21: 321-330.
- González Bernáldez, F.; Rey Benayas, J.M. y Martínez, A., 1993. Ecological impact of groundwater extraction on wetlands. *J. of Hydrology* 141: 219-238.
- Grimm, V.; Schmidt, E. y Wissel, C., 1992. On the application of stability concepts in ecology. *Ecol. Mod.* 63: 143-161.
- Harte, J. y Levy, D., 1975. Sobre la vulnerabilidad de los sistemas perturbados por el hombre. En: W.H. van Dobben y R.H. Lowe-McConnell (Eds.), *Conceptos unificadores en ecología*. Blume, Barcelona: 263-284.
- Hernández, S. y Pineda, F.D., 1998. *Ferrocarril de alta velocidad Madrid-Barcelona-Frontera Francesa. Directrices para la restauración ambiental del trazado*. Gestor de Infraestructuras Ferroviarias, GIF. Mº Fomento, Madrid, 45 pp.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of ecological systems. *Ann. Rev.Ecol.Syst.* 4: 1-23.
- Holling, C.S., 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. En: W.C. Clark y R.E. Munn (Eds.), *Sustainable development of biosphere*. Cambridge Univ. Press, New York: 292-317.
- Hruby, T., 1999. Assessments of wetland functions: What they are and what they are not. *Env. Manag.* 23(1): 75-85.
- Jabobs, J., 1975. Diversidad, estabilidad y madurez en ecosistemas influidos por las actividades humanas. En: W.H. van Dobben y R.H. Lowe-McConnell (Eds.), *Conceptos unificadores en ecología*. Blume, Barcelona:236-262.
- Jiménez, J.J.; Salvo Tierra, E. y Serrano, J. (Dirs.), 1999. La Estrategia del Corredor Verde del Guadiamar. *Conclusiones del Seminario Internacional sobre Corredores Ecológicos*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Leigh, E.G., 1965. On the relationship between productivity, biomass, diversity and stability of a community. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 53:777-783.
- Lewontin, R.C., 1969. The meaning of stability. En: Diversity and stability in ecological systems. Brookhaven Nat. Lab. Springfield, V. *Symp. Biol.* 22:13-24.

- Llamas, M.R., 1988. Conflicts Between Wetland Conservation and Groundwater Exploitation. *Environ. Geol. Water Sci.* 11(3): 241-251.
- Maarel, E. Van der y Westhoff, V., 1964. The vegetation of the dunes near Oostvoorne. *Wentia* 12:1-61.
- Mac Arthur, R.H. y Wilson, E.O., 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- Mac Arthur, R.H. y Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- Mageau, M.T.; Costanza, R. y Ulanowicz, R.E., 1995. The development and initial testing of a quantitative assessment of ecosystem health. *Ecosystem Health* 1: 201-213.
- Margalef, R., 1969. Diversity and Stability: A practical proposal and model of interdependence. Brookhaven Nat.Lab. Springfield, V. *Symp. Biol.* 22:25-37.
- Margalef, R., 1981. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Margalef, R., 1991. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Publs. Univ. de Barcelona, Barcelona.
- May, R.M., 1973. *Stability and Complexity in Model Ecosystems*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- McCoy, E.D. y Mushinsky, H.R., 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat. *Ecology* 75 (2): 446-457.
- Meadows, D., 1996. Más allá de los límites. En: F.D. Pineda (Ed.), *Ecología y desarrollo*. Editorial Complutense, Madrid: 57-69.
- Montalvo, J.; Ramírez, L.; De Pablo, C.T.L. y Pineda, F.D., 1993. Impact Minimization through Environmentally-based Site Selection: a multivariate approach. *J. of Environm. Management* 38:13-25.
- Montes, C.; Borja, F.; Bravo, M.A. y Moreira, J.M., 1998. *Reconocimiento biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: una aproximación ecosistémica*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.
- Orians, G.H., 1975. Diversidad, estabilidad y madurez en los ecosistemas naturales. En: W.H. van Dobben y R.H. Lowe-McConnell (Eds.), *Conceptos unificadores en ecología*. Blume, Barcelona: 174-189.
- Pfadenhauer, J. y Grootjans, A., 1999. Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Appl. Veget. Sci.* 2: 95-106.
- Pineda, F.D., 1991. Conclusions of the international symposium on biological diversity of Madrid, J. *Veget. Science* 1: 711-712.
- Pineda, F.D., 1997. Las tramas territoriales ante la idea de desarrollo. *Naturzale* (Soc. de Estudios Vascos) 12:49-55.

- Pineda, F.D., 2001a. Las deficiencias ambientales de un Plan Hidrológico Nacional. En: P. Arrojo (Ed.), *El Plan Hidrológico Nacional a Debate*. Bakeaz, Bilbao.
- Pineda, F.D., 2001b. Espacio y tramas de funcionamiento en el paisaje mediterráneo. En: M. Morey y J. Mayol (Eds.), *El paisaje y el hombre: valoración y conservación del paisaje natural, rural y urbano*. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid: 37-54.
- Pineda, F.D.; Casado, M.A.; Peco, B.; Olmeda, C. y Levassor, C., 1987. Temporal changes in therophytic communities across the boundary of disturbeb-intact ecosystem. *Vegetatio* 71: 333-339.
- Pineda, F.D.; Montalvo, J.; Casado, M.A. y De Miguel, J.M. (Eds.), 1991. *Diversidad Biológica-Biological Diversity*. SCOPE. WWF-Adena, F. Areces, Madrid.
- Pineda, F.D.; Schmitz, M.F. y Hernández, S., 2002. Interacciones entre infraestructuras y conectividad natural del paisaje. En: *I Congr. Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente*. Col. Ing. C.C. y Puertos, Madrid. Vol. I: 191-214.
- Polynov, B.B., 1956. *Izbr trudy*. Izd.-vo AN. SSSR, Moscov.
- Rapport, D.J. y Regier, H.A., 1995. Disturbance and stress effects on ecological systems. En: B.C. Patten y S.E. Jorgenson (Eds.), *Complex ecology: the part-whole in ecosystems*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- Rapport, D.J. y Turner, J.E., 1977. Economic models in ecology. *Science* 195: 367-373.
- Rapport, D.J., 1995. Ecosystem health: more than a metaphor? *Environ.Vaues* 4: 287-309.
- Rapport, D.J., 1998. Defining Ecosystem Health. En: D. Rapport; R. Costanza; P.R. Epstein; C. Gaudet y R. Levins (Eds.), *Ecosystem Health*. Blacwell, London: 18-33.
- Rapport, D.J.; Regier, H.A. y Hutchinson, T.C., 1985. Ecosystem behaviour under stress. *Am. Naturalist* 125: 617-640.
- Rey Benayas, J.M.; Bernáldez, F.G.; Levassor, C. y Peco, B., 1990. Vegetation of groundwater discharge sites in the Douro basin, central Spain. *J. of Veget. Sci.* 1: 461-466.
- Schmitz, M.F.; De Aranzabal, I.; Rescia, A. y Pineda, F.D., 2001. Implications of socio-economic changes in Mediterranean cultural landscapes. *Inst. Geographici Tartuensis* 92 (2):788-793.
- SEIT, 1999. *Marco Director de Carreteras. Cartografía Básica Medioambiental*. Secretaría de Estado de Infraestructuras y Transportes. Ministerio de Fomento, Madrid.

- Solntsev, V.N., 1974. O niekotorikh fundamentalnykh svoistakh gheosistemnoi struktury. En: *Methody kompleksnykh issledovaniy gheosistem*. Akademya Nauk SSSR, Irkutsk.
- Soulé, M.E., 1991. Conservation: tactics for a constant crisis. *Science* 253: 744-750.
- Sterling, A., 1996. *Los sotos, refugios de vida Silvestre*. Publ. Mº Agricultura, Madrid.
- Terradas, J., 1979. *Ecología y educación ambiental*. Omega, Barcelona.

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).

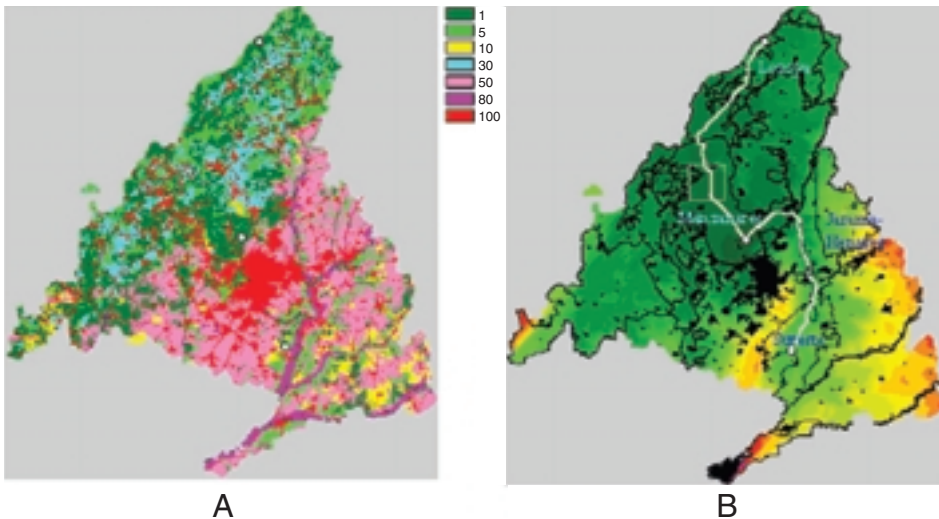


Figura 1. Modelo de conectividad entre hábitats forestales localizados en los espacios naturales de la red Natura 2000 en la Comunidad de Madrid.

- 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

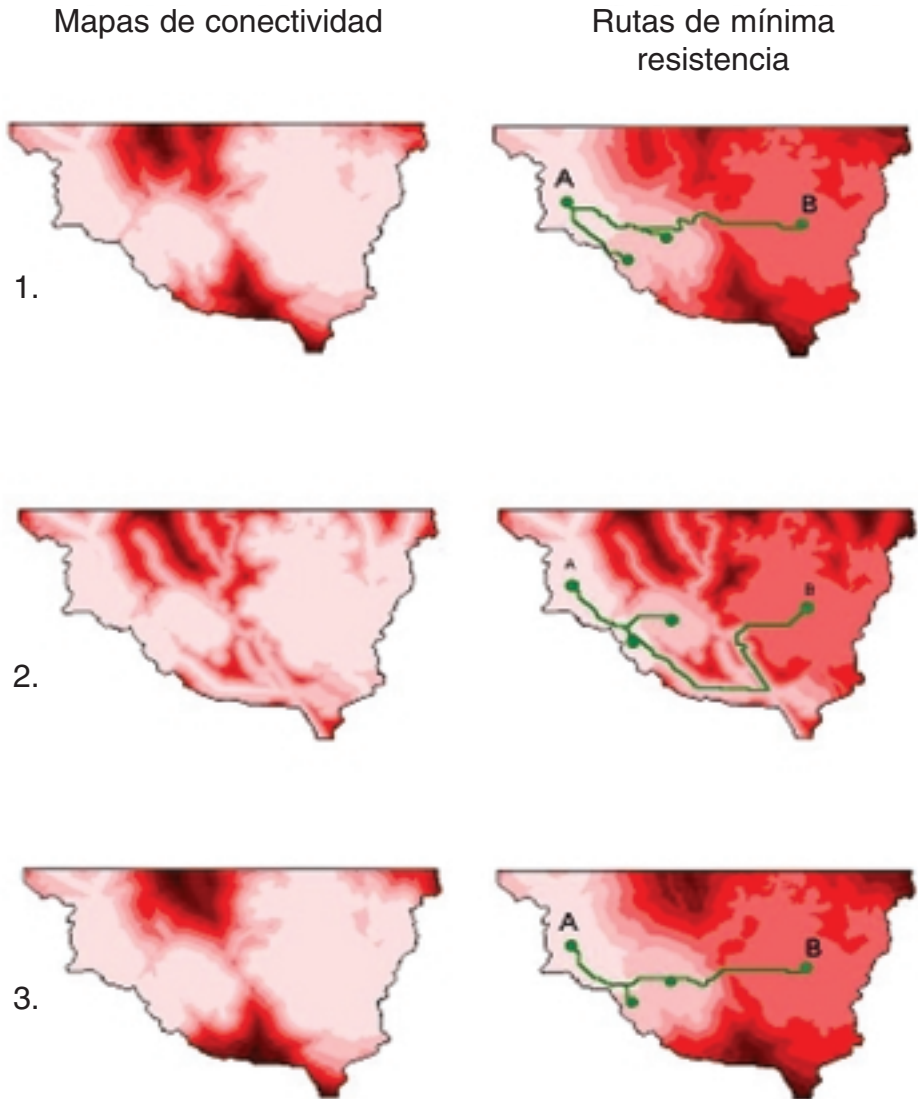


Figura 2. Papel de los elementos lineales en la conectividad. A través de estas figuras se estudia la conectividad del paisaje para una especie forestal en el sector sur de la cuenca del Guadiamar (Suroeste de España). Se simulan los cambios en la conectividad tras aplicar tres medidas de restauración: 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

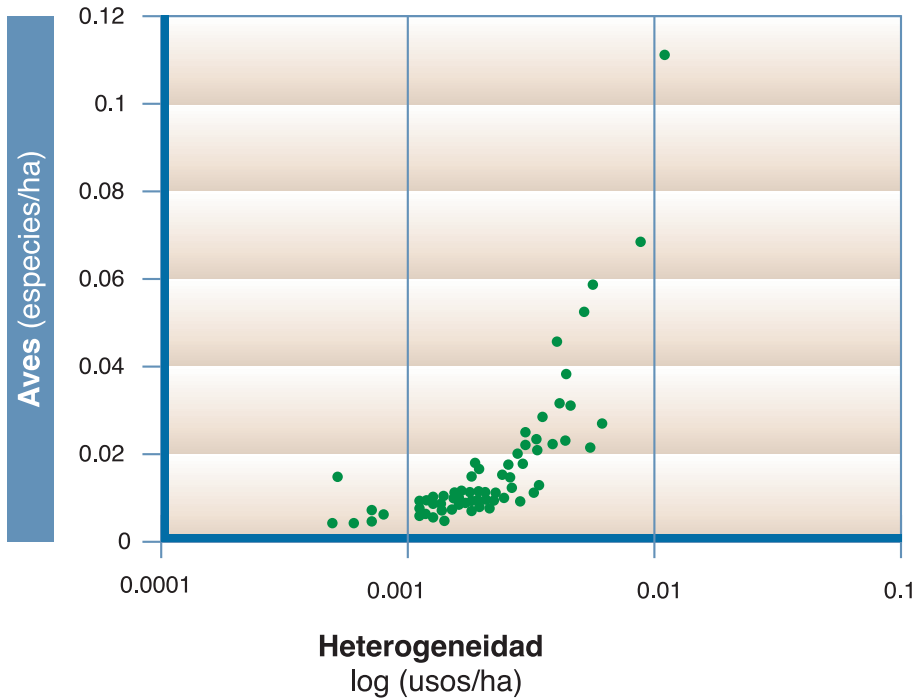


Figura 3. Relación entre la heterogeneidad del paisaje y la riqueza de especies de aves en la Comunidad de Madrid. La heterogeneidad del paisaje, entendida como el número de tipos diferentes de usos del suelo que coexisten en un paisaje dado (en este caso cuadrículas de 10x10 km²) está directamente relacionada 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 EECONET, 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, Atauri *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.
- Klijin, 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.; Ritters, 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.

La experiencia en redes. Cohesión espacial ecológica – base para la conservación de la naturaleza

Bas Pedroli

Zonas protegidas y biodiversidad: una imagen diversa

La distribución de las zonas protegidas en los países europeos dista mucho de ser regular (ver Figura 1). La mayoría de las zonas protegidas de los países de Europa central y occidental son reducidas, y unas pocas extensas. Esta situación resulta diferente en España, Noruega y, de forma especial, en Rusia, donde predominan las zonas protegidas de mayor superficie. Esta diversidad de situaciones ilustra la dificultad de desarrollar pautas generales para alcanzar la cohesión espacial desde el punto de vista ecológico. Con todo, y desde una perspectiva científica, desarrollaré en este artículo las líneas de pensamiento relacionadas con tales pautas. Las experiencias de varios países ilustran estos principios.

La progresiva disminución de la diversidad, a pesar de los esfuerzos de conservación realizados en las últimas décadas, está causada por la reducción de la superficie de las áreas protegidas, por la disminución de la calidad de los hábitats, por la fragmentación derivada del desarrollo urbano y de infraestructuras y por la disminución de diversidad de usos del suelo debido al abandono del ámbito rural. La relación existente entre el tamaño del hábitat y la riqueza de especies ha sido demostrada hace tiempo; por ejemplo, por Diamond (1984). La Figura 2 muestra que la probabilidad de extinción de especies de aves aumenta considerablemente con la reducción en la superficie de hábitat, y que además, la tasa de extinción aumenta con la rareza de la especie.

Investigaciones recientes confirman esta evidencia. Tanto para las especies vegetales como para las mariposas, en general, la riqueza de especies muestra una clara relación con el tamaño del hábitat.

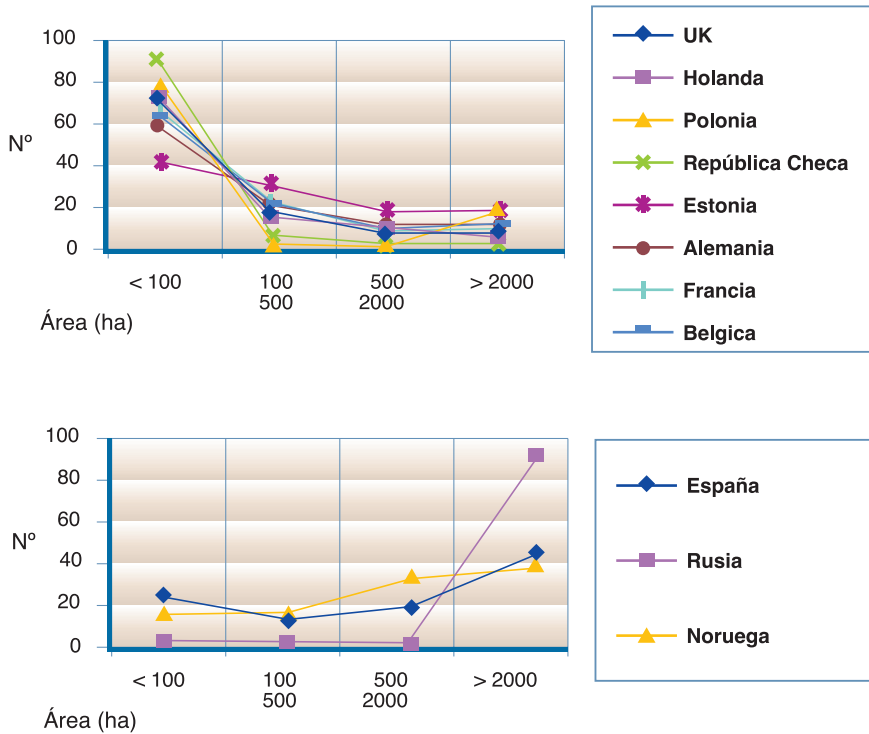


Figura 1. Distribución de tamaños de áreas protegidas en diferentes países europeos (fuente: EEA/NATLAN, 2000)

Sin embargo, difícilmente es posible aumentar el tamaño de las zonas protegidas ya que generalmente sus límites están determinados por la delimitación de unidades abióticas homogéneas o por conflictos en los usos del suelo. La solución a este problema debe buscarse en una aproximación estratégica diferente. El Congreso Mundial de Parques de la UICN (Durban 2003), ha caracterizado esta estrategia mediante su lema: *Beneficios más allá de las Fronteras*. Este lema exige ir más allá de los límites de las zonas protegidas, y es exactamente fuera de estos límites donde podemos encontrar la clave para interrumpir la tendencia de disminución de la biodiversidad: reforzando la cohesión ecológica a través del diseño de redes de áreas protegidas, conectadas por medio de corredores ecológicos. Aunque esta idea no es nueva y ya ha sido puesta en práctica en varios países, las implicaciones de esta estrategia no están siempre claras.

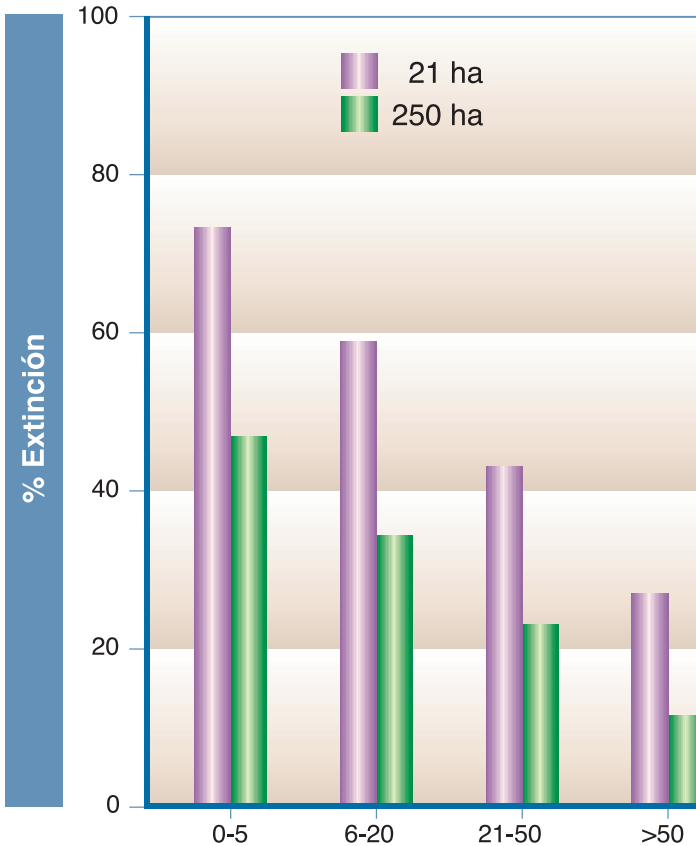


Figura 2. Extinción de especies de aves en dos teselas de la selva brasileña (fuente: Diamond, 1984)

¿Qué es una red ecológica? En mi opinión, una red ecológica funcional es la organización de un conjunto de hábitats separados espacialmente, mediante la cual los individuos de una especie determinada pueden dispersarse a su través. Considerando esta definición, el papel de los corredores resulta crucial.

Existen varios tipos y categorías de corredores, todos ellos dependientes de las especies para las que fueron diseñados y de la escala relevante para esas especies. La Figura 3 ilustra los diferentes tipos de corredores. Numerosas especies de aves, por ejemplo, necesitarán un corredor de puntos de paso mientras que muchas especies de murciélagos preferirán corredores continuos.

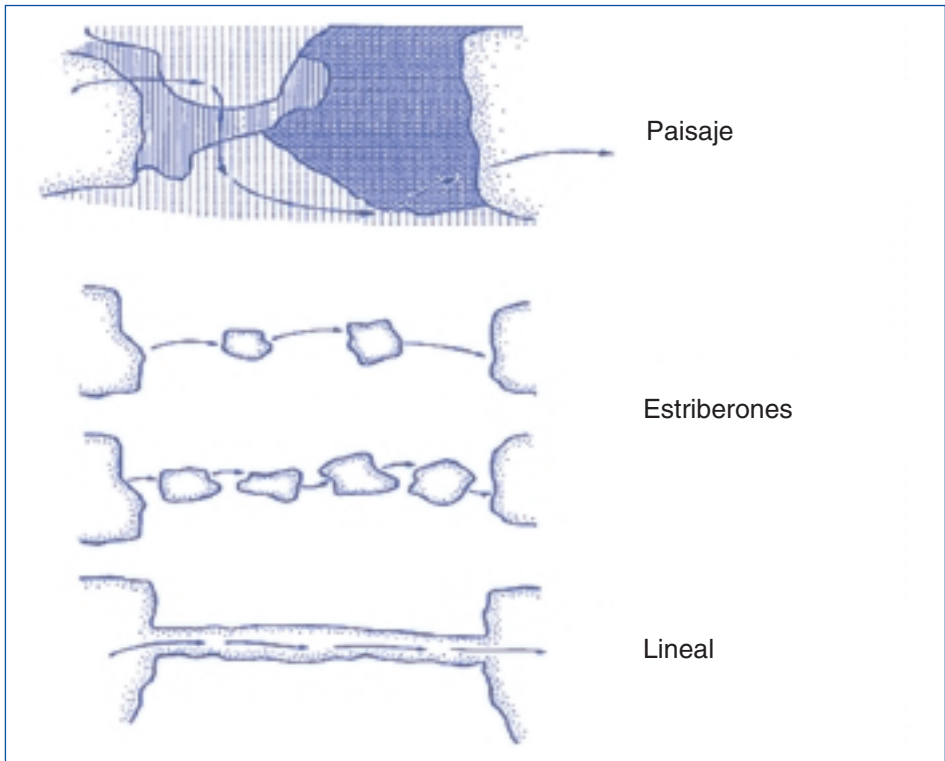


Figura 3. Tipos de corredores

En la consideración de los parámetros de diseño de corredores, las consideraciones funcionales resultan básicas. Las condiciones varían por completo según la función que el corredor deba cumplir para la especie para la cual se diseña. Así, los tejones (*Meles meles*) necesitan corredores paisajísticos para desplazarse desde el dormitorio hasta la zona de alimentación (Figura 4). Las ocas de Brent (*Branta leucopsis*) necesitan puntos de paso como descansaderos durante la migración entre la zona de cría y de invernada (Figura 5), y los sapos (*Bufo bufo*) utilizan principalmente corredores lineales cuando los individuos jóvenes se dispersan hacia hábitats de madurez (Figura 6).

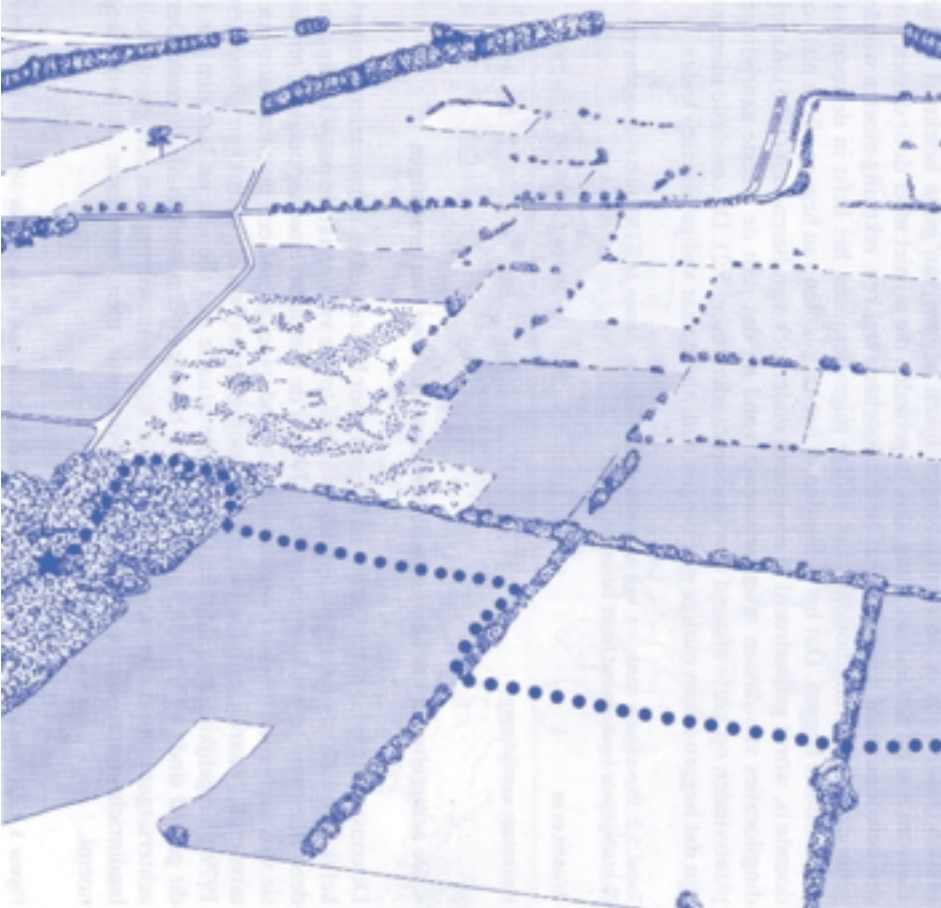


Figura 4. Corredor de desplazamiento los tejones (*Meles meles*) utilizan preferiblemente elementos lineales como los setos para sus movimientos diarios a través de paisajes seminaturales (fuente: Broekhuizen, 1986)



Figura 5. Corredor de migración: ruta de migración y escalas de la oca de Brent (*Branta leucopsis*) (fuente: Ebbing, 2000)



Figura 6. Corredor de dispersión: rutas del movimiento de individuos juveniles de *Bufo bufo* (sapo) durante su fase de dispersión a través de un paisaje agrícola en Siebengebirge (Alemania). Los sapos prefieren zanjas y setos y evitan las praderas y los campos cultivables (fuente: Müller y Steinwarz 1987).

De una selección de especies *corredores dependientes* extraída de las listas de especies prioritarias europeas (Foppen *et al.*, 2000), parece ser que estas son especialmente importantes en la región mediterránea, localizándose en esta región el 50% de las mismas (Tabla 1).

Tabla 1. Distribución biogeográfica (%) de las especies corredores dependientes seleccionadas*. (*rangos de dispersión superiores a 10 Km; tamaño mínimo del área de reproducción requerida menos de 10 ha) (fuente: Foppen *et al.*, 2000).

ZONA BIOGEOGRÁFICA												
<i>Especies</i>	<i>Mar</i>	<i>Ártica</i>	<i>Mediterránea</i>	<i>Macaronesia</i>	<i>R. Alpina</i>	<i>Atlántica</i>	<i>Continental</i>	<i>Boreal</i>	<i>Póntica</i>	<i>Anatólica</i>	<i>Pannónica</i>	<i>Estépica</i>
Mamíferos (25)	8	24	36	0	28	16	28	32	12	16	8	8
Aves (69)	9	16	51	7	28	29	41	35	20	7	32	36
Peces (12)	50	17	42	17	17	50	58	42	17	8	42	33
TOTAL (106)	13	18	46	7	26	28	40	35	18	9	27	29

Toda esta información deja claro que, aparte de la conservación de los valores actuales dentro y fuera de las zonas protegidas, es necesario un análisis funcional de las relaciones que existen entre los hábitats. En consecuencia, se deben dar los siguientes pasos:

- Definir los ecosistemas de importancia,
- Identificar zonas núcleo y poblaciones locales importantes de las especies seleccionadas,
- Restaurar las redes allí donde sea necesario:
 - Identificar zonas (degradadas) que puedan ser restauradas,
 - Sustituir las zonas que se hayan perdido; estimular la restauración,
 - Mejorar la conectividad del paisaje.

Para poder evaluar estas relaciones funcionales, especialmente en lo que respecta a las posibilidades de dispersión de especies clave, se desarrolló la herramienta de modelización LARCH (Chardon *et al.*, 2000; Van der Sluis y Chardon, 2001). LARCH evalúa la persistencia de poblaciones de especies animales seleccionadas basándose, por una parte, en la información de GIS sobre el patrón de hábitat y, por otra, en los requerimientos de hábitat, las tasas de dispersión y en la dinámica poblacional de la especie. El modelo se basa en la teoría de metapoblaciones, según la cual una metapoblación es una población de una especie formada por varias subpoblaciones conectadas sólo a través de movimientos de dispersión (Hanski y Gilpin, 1997; Verboom *et al.*, 1993, 2001; Vos *et al.*, 2001, 2002).

La Figura 7 indica que la superficie total necesaria de hábitat depende de la estrategia elegida para establecer la cohesión ecológica entre hábitats: hábitats más dispersos implican la necesidad de considerar una superficie total de hábitat mayor.

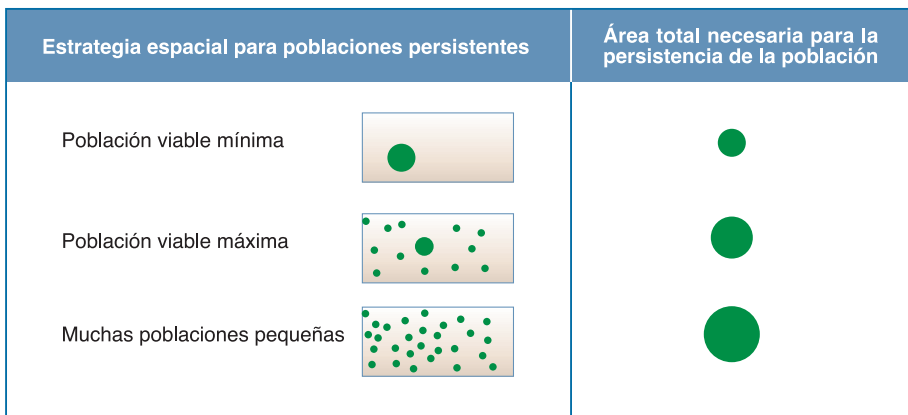


Figura 7. Diferentes estrategias para mejorar la persistencia de poblaciones

En consecuencia, para el diseño de redes ecológicas sólidas basadas en relaciones funcionales según las especies, son de aplicación las siguientes pautas:

- 1 Identificar la *especie indicadora* (o definir grupos de especies) que se diferencien en los requerimientos de hábitat y para las que se disponga de suficiente información actualizada sobre su distribución y dinámica poblacional.
- 2 Buscar/planificar *zonas clave* de hábitat idóneo (diferenciándolas, si fuera necesario en hábitats de alimentación, de cría y de desplazamiento) para los grupos de especies seleccionados.
- 3 Buscar/planificar *bábitats adicionales* para poblaciones persistentes (dentro del rango de dispersión en los ámbitos regional y nacional).

Estos pasos deben realizarse de forma coordinada entre los investigadores y los distintos actores interesados, como garantía de que el análisis aporte datos para el posterior desarrollo de la red ecológica.

Para las especies seleccionadas se necesita la siguiente información:

- Capacidad de carga del hábitat para la especie (grupos), derivado de:
 - Datos de distribución de las especies,
 - Bibliografía y opiniones de expertos.
- Criterios para la persistencia de las poblaciones (tamaño clave poblacional, superficie de hábitat adicional necesario), derivado de:
 - Información sobre la dinámica de poblaciones y opiniones expertas.

Dicha información debería ser debidamente verificada con la ayuda de ecólogos locales, y puede diferir para la misma especie en ambientes diferentes (Verboom *et al.*, 2001).

Se han usado tres ejemplos ilustrativos de este tipo de análisis. En todos los casos es importante recalcar que el análisis cumple objetivos explícitos, definidos por las autoridades competentes.

Primer Ejemplo. Desarrollo de una red ecológica para el ciervo rojo en el Noroeste de Europa

El objetivo se centró en el desarrollo de una red de ecosistemas forestales núcleos para el Noroeste de Europa (Groot Bruinderik *et al.*, en prensa). Como especie paraguas se eligió el ciervo rojo (*Cervus elaphus*). La fuente de datos para este análisis se obtuvo a partir del mapa de cobertura CORINE (250 x 250 m²), y la identificación de barreras se basó en el análisis del Mapa Digital Mundial. El resultado es un mapa que muestra las zonas núcleo y los corredores más importantes para el ciervo rojo (Figura 8). Especialmente en Holanda, la red es insuficiente para sustentar poblaciones grandes de ciervo rojo, pero queda igualmente claro que con pequeñas ampliaciones de la red, especialmente fuera de las tradicionales reservas naturales, esta situación podría mejorar considerablemente.

Segundo Ejemplo. Desarrollo de una red ecológica de zonas de turba en la región de Moscú

El objetivo en este caso era diseñar una estrategia de redes para aves y mariposas basada en las posibilidades de restauración. También en este caso el instrumento utilizado fue el LARCH. El resultado es un mapa que muestra el posible aumento de poblaciones persistentes de las diversas especies seleccionadas cuando se transforman más hábitats de turba fuera de las reservas naturales existentes, haciéndolos idóneos para ellas.

Tercer Ejemplo. Mejora de la cohesión espacial en la red ecológica de Emilia - Romagna (Italia)

La región de Emilia – Romagna y las provincias de Bolonia y Módena han tomado la iniciativa para evaluar las redes ecológicas de sus llanuras agrícolas, dentro del marco del proyecto Life–ECONet (ver Pungetti, este volumen). El modelo LARCH fue utilizado como herramienta para evaluar la red ecológica y la cohesión espacial del paisaje en un entorno GIS sobre la base de un mapa de vegetación o de usos del suelo. Por un lado, esta es una región donde el desarrollo se ha producido rápidamente debido a la implantación de la agricultura intensiva y de pequeñas industrias. Por otro lado, existe una tradición agropecuaria secular que ha evolucionado desde la época romana. En el último

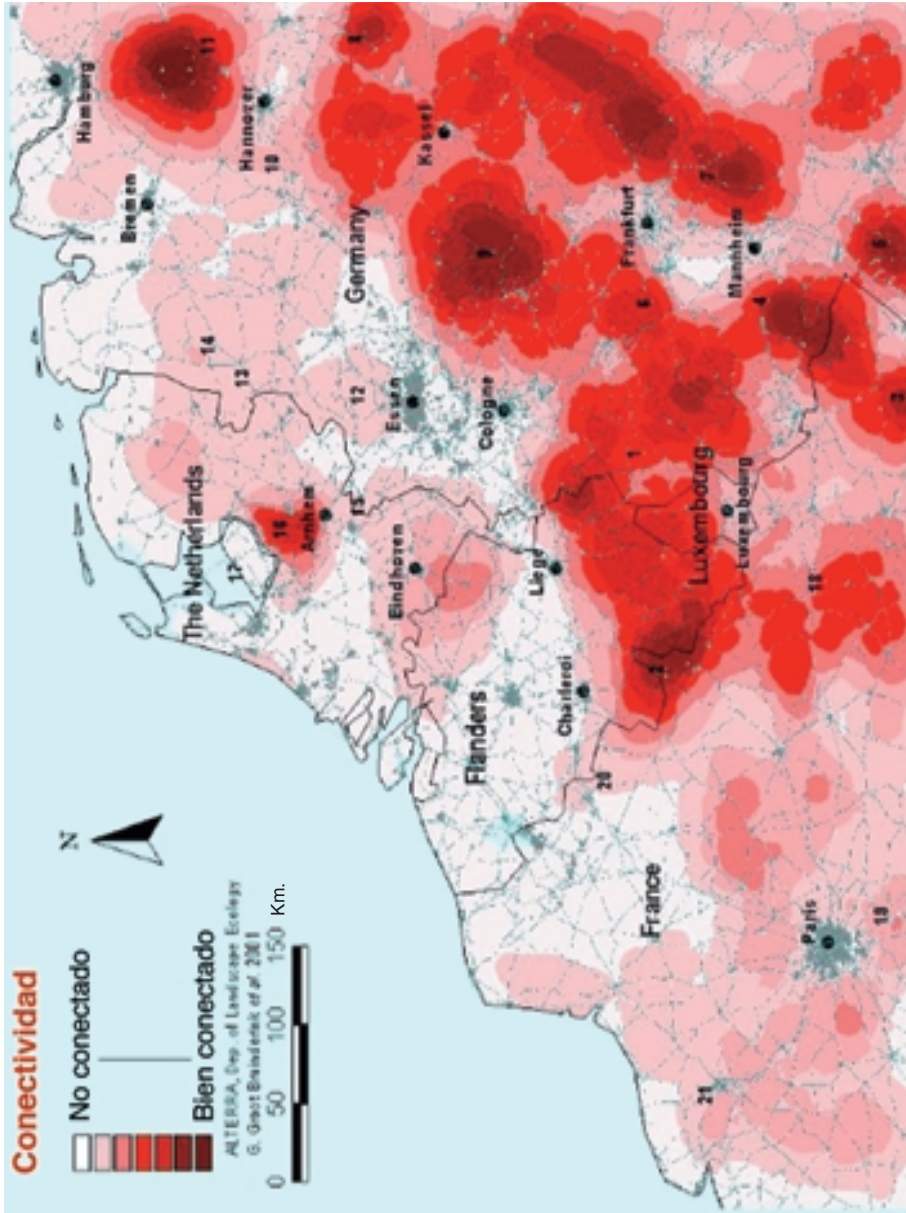


Figura 8. Conectividad para el ciervo rojo en el Noroeste de Europa basada en un análisis de la red (fuente: Groot Bruinderink et al., en prensa)

siglo los hábitats naturales han desaparecido o se ha incrementado considerablemente su fragmentación. Los cauces fluviales, que conectan desde los Apeninos hasta el río Po, forman la columna vertebral de la red ecológica. En las provincias de Bolonia y Módena ya se había realizado un primer diseño de la red ecológica antes del comienzo del proyecto Life-ECONet, en el que se plantearon corredores que conectasen los ríos principales (Simonati y Alessandrini, 2000).

A partir del modelo espacial LARCH, se comparó la situación actual con el diseño de red planteado antes del Life-ECONet, y se evaluó la calidad de la red y la cohesión espacial del paisaje. Utilizando el modelo LARCH para Emilia – Romagna, se seleccionaron tres tipos de ecosistemas prioritarios, para los que se evaluaron ocho especies indicadoras (Tabla 2).

Las especies presentan características diferentes respecto al requerimiento de hábitat, escala espacial y sensibilidad a las barreras (Van der Sluis *et al.*, 2001).

Tabla 2. Especies seleccionadas para el análisis LARCH en Emilia Romagna. En negrita se indican las especies sensibles a las barreras (fuente: Van der Sluis *et al.*, 2001)

<i>Hábitat</i>	<i>Capacidad de dispersión</i>	
	<i>Reducida (0–10 km)</i>	<i>Elevada (10–50 km)</i>
Matorral	<i>Lanius collurio</i>	<i>Putorius putorius</i> <i>Streptopelia turtur</i>
Humedal	<i>Triturus italicus</i> <i>Agrion splendens</i>	<i>Botaurus stellaris</i>
Pastizal	<i>Saxicola rubetra</i>	<i>Motacilla flava</i>

Resultados

La red ecológica propuesta mejorará sustancialmente la continuidad ambiental del área de estudio. Este resultado se basa en la viabilidad de las poblaciones de fauna y flora silvestres y en la evaluación de la cohesión espacial de las redes. El

análisis ha localizado con exactitud los lugares donde deberían considerarse medidas adicionales de rehabilitación (Figura 10). No obstante, a pesar de esta rehabilitación, el tamaño de hábitat disponible seguirá siendo limitante para especies como el avetoro. Tales resultados presentan información esencial sobre las potencialidades de establecimiento y mantenimiento de redes ecológicas cohesivas.

Conclusión: *Las redes ecológicas han de diseñarse sobre una base sólida*

- Los modelos de viabilidad poblacional como el LARCH facilitan rápidamente la comprensión de las posibilidades y los cuellos de botella que afectan a la dispersión de animales, a la restauración de hábitats y a los vínculos entre zonas protegidas. Las barreras ecológicas como las redes de carreteras y de ferrocarriles también deben tenerse en consideración, ya que resultan de especial importancia para las especies que viven en el suelo.
- Tales modelos también resultan explícitamente idóneos para la comparación de situaciones de desarrollo y constituyen una herramienta útil para la planificación y la gestión ecológica del uso del suelo (Pedroli *et al.*, 2002).
- No hay límites para los grupos de especies, en tanto en cuanto se disponga de información ecológica relativa a los requerimientos de hábitat y a la capacidad de dispersión. La escala de implementación abarca de lo provincial a lo internacional.
- Las redes ecológicas son fundamentales para mantener la biodiversidad en las áreas protegidas. Especialmente, en paisajes fragmentados como los mediterráneos (cf. Romano, 1996, 2000; Pungetti y Van der Sluis, 2002).
- Por ello se necesitan medidas para restaurar las redes ecológicas.
- Los parámetros de diseño correspondientes a las redes deben derivarse de los requerimientos – según la escala – de las especies clave seleccionadas. La selección de especies clave y de los parámetros de diseño es una opción política, que, no obstante, ha de basarse en información científica.
- Se dispone de métodos científicamente sólidos para evaluar la conectividad en el paisaje, incluso en condiciones de simulación, haciendo así posible la planificación participativa.

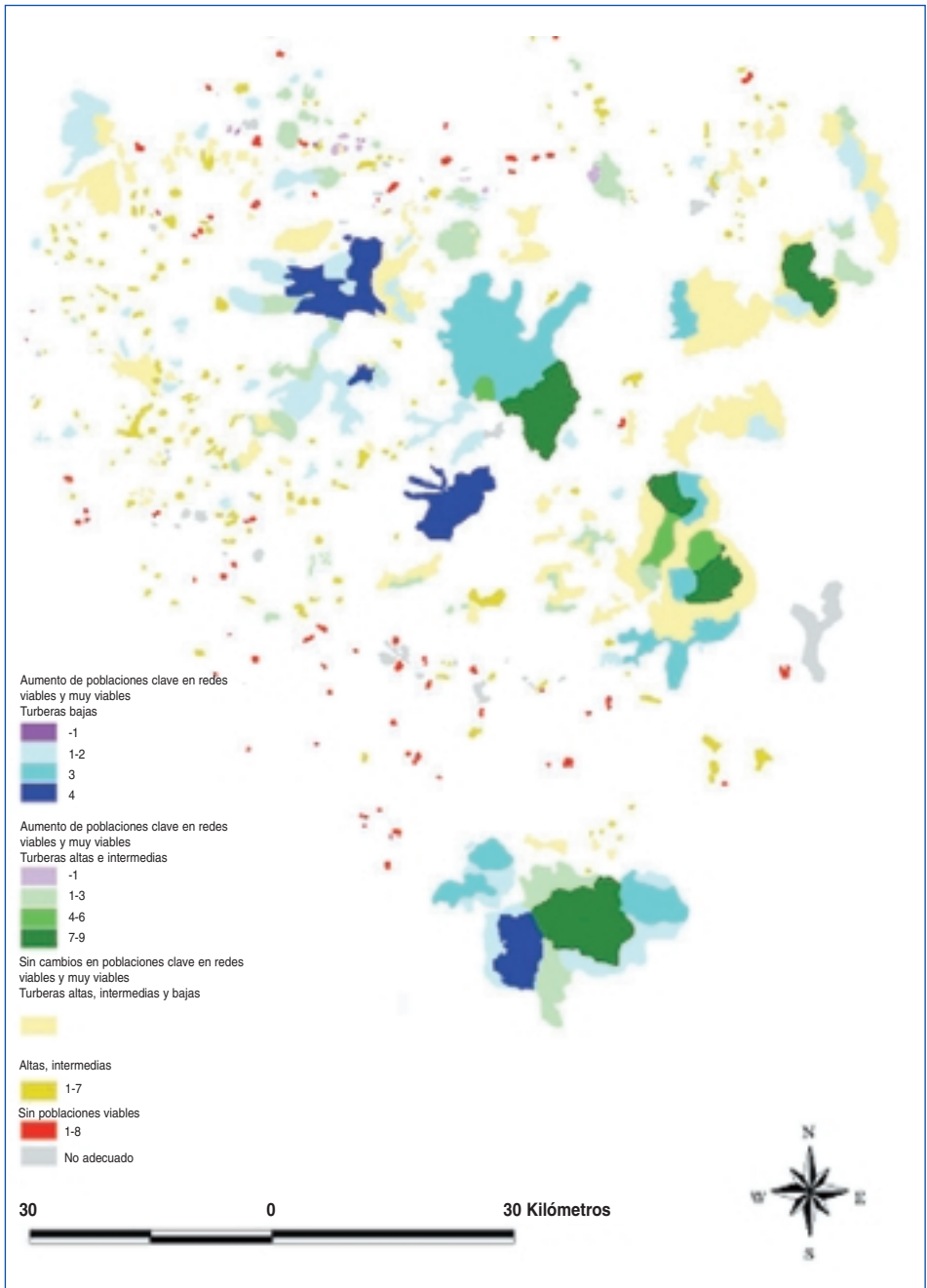


Figura 9. Aumento potencial de poblaciones persistentes de las especies seleccionadas de aves y mariposas en marismas de turba al este de Moscú.

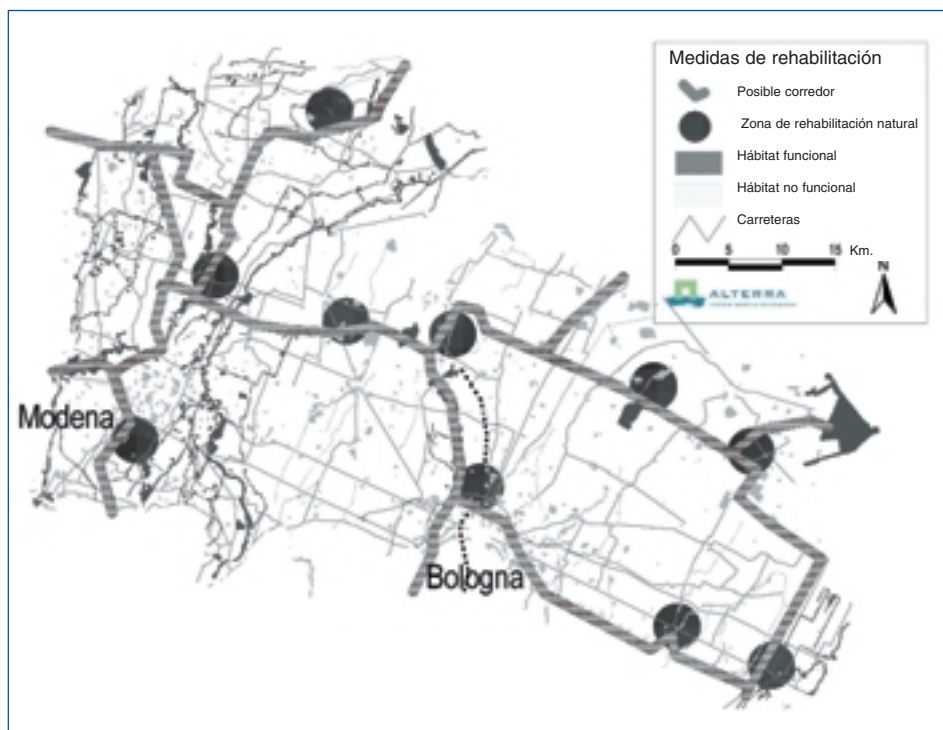


Figura 10. Medidas adicionales de rehabilitación para la red ecológica estudiada en las llanuras de las provincias de Bolonia y Módena (Italia) (fuente: Van der Sluis *et al.*, 2001)

- La planificación integrada del uso del suelo debería lograr el equilibrio entre las necesidades de los usuarios de la tierra y los requerimientos de las redes ecológicas.

Referencias

- Chardon, J.P.; Foppen, R.P.B. y Geilen, N., 2000. *LARCH-RIVER*, a method to assess the functioning of rivers as ecological networks. *European Water Management* 3 (6): 35-43.
- Foppen, R.P.B.; Bouwma I.M.; Kalkhoven J.T.R.; Dirksen, J. y van Opstal, S., 2000. Corridors of the Pan-European Ecological Network: Concepts and examples for terrestrial and freshwater vertebrates, *ECNC Report*, Tilburg.

- Groot Bruinderink, G.W.T.A.; van der Sluis, T.; Lammertsma, D.R. y Opdam, P. En prensa. The design of a tentative, coherent ecological network for large mammals in Northwest Europe. *Conservation Biology*.
- Hanski, I. y Gilpin, M.E. (Eds.), 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, London, UK.
- Pedroli, B., De Blust, G.; Van Looy, K. y Van Rooij, S., 2002. Setting targets in strategies for river restoration. *Landscape Ecology* 17 (1): 5-18.
- Romano, B., 2000. *Continuità ambientale. Pianificare per il riassetto ecologico del territorio. Environmental continuity. Planning for the ecological re-organisation of territory*. Università d' Aquila. Andromeda editrice, Colledara, Italy.
- Romano, B., 1996. *Oltre i parchi. La rete verde regionale. Una ricerca sulle idoneità territoriali per i corridoi ecologici dell' Appennino centrale*. Tesis doctoral. Universidad de Aquila. Andromeda editrice, Colledara, Italy.
- Simonati, W. y Alessandrini, A., 2000. La biodiversità sarà tutelata da una rete ecologica, *Agricoltura*, 11: 66-68.
- Van der Sluis, T. y Chardon, J.P., 2001. How to define European ecological networks. En: Y. Villacampa; C.A. Brebbia y J.L. Usó (Eds.), *Ecosystems and Sustainable Development ECOSUD III*, Alicante, Spain. Wessex Institute of Technology, Southampton, UK. pp. 119-128.
- Van der Sluis, T.; Pedroli B. y Kuipers, H., 2001. Corridors for LIFE: Ecological Network Analysis, Regione Emilia-Romagna, the plains of the Provinces of Modena and Bologna, *ALTERRA Report 365*, Wageningen.
- Verboom, J.; Metz, J.A.J. y Meelis, E., 1993. Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. En: C.C. Vos y P.F.M. Opdam (Eds.), *Landscape ecology of a stressed environment*. London: Chapman and Hall. *IALE studies in Landscape Ecology* 1: 172-191.
- Verboom, J.; Foppen, R.; Chardon, P.; Opdam, P. y Luttikhuisen, P., 2001. Introducing the key patch approach for ecological networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological conservation* 100 (1): 89-101
- Vos, C. C.; Baveco, H. y Grashof-Bokdam, C. J., 2002. Corridors and species dispersal. En: K.J. Gutzwiller (Ed.), *Concepts and application of landscape ecology in biological conservation.*, Springer Verlag, New York.
- Vos, C.C.; Verboom, J.; Opdam, P.F.M. y Ter Braak, C.J.F., 2001. Towards ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist* 158 (1): 24-41.

Agricultura, paisaje y conectividad

Jacques Baudry

Introducción

La agricultura representa la actividad humana a la que se ha dedicado la mayor parte de la superficie europea en los últimos milenios. Como consecuencia ha desempeñado tradicionalmente, y aún en la actualidad, un papel relevante como modelador de la distribución y abundancia de las especies animales y vegetales, papel que se reconoce actualmente en las recientes políticas agro-ambientales emergentes, cuyo principal objetivo es la conservación de la biodiversidad en regiones agrícolas.

Por otro lado, es un hecho ampliamente aceptado que la dinámica poblacional de muchas especies está favorecida por el desarrollo de actividades agropecuarias, por lo que actualmente se reconoce que, desde el punto de vista de la conservación de la naturaleza, el abandono de la agricultura representa una amenaza similar a la de la intensificación de los usos agrarios (Baudry y Bunce, 1991). Ello adquiere especial importancia en la zona mediterránea, donde el bosque maduro alberga especies de zonas templadas, fundamentalmente aves (Blondel y Farré, 1988; Suárez Seoane *et al.*, 2002). Por tanto, es fundamental profundizar en cómo las actividades agropecuarias pueden favorecer la conservación de la naturaleza. La mayoría de las aproximaciones en este sentido se desarrollan a escala local (Paoletti, 1999), y se han realizado algunos estudios a escala de paisaje (Ryszkowski, 2002), donde la conectividad es un factor clave. El uso de escalas amplias es fundamental para la gestión efectiva de la relación entre la biodiversidad y la agricultura en el ámbito regional, sin embargo este tipo de aproximaciones es en la actualidad aún escaso.

La comprensión del papel de la agricultura en la conectividad ambiental exige información relativa a la conectividad ecológica, pero también datos específicos

relacionados con las actividades agrícolas. El análisis de la conectividad requiere un conocimiento de la totalidad de la matriz territorial, y no sólo de los corredores (Ricketts, 2001). La información específica relativa a las actividades agrícolas se refiere al funcionamiento de las explotaciones.

El objetivo de este documento es contribuir al debate sobre conectividad ambiental mediante el análisis de:

- La agricultura y cómo ésta se relaciona con la biodiversidad.
- Las implicaciones para la conectividad a diferentes escalas.
- Las implicaciones del control de la agricultura enfocado a mejorar o mantener la biodiversidad.

La necesidad de prestar más atención a la conservación de la biodiversidad fuera de los límites de reservas y parques, así como la necesidad de desarrollar una agricultura multifuncional, constituyen las bases para abordar conservación y agricultura con enfoques más integradores.

Agricultura y biodiversidad

La relación entre la agricultura y la biodiversidad ha sido extensamente estudiada desde el punto de vista ecológico, aunque escasamente entendido desde la perspectiva agronómica. Los estudios se han centrado casi exclusivamente en el impacto de la agricultura y de los cambios de uso del suelo sobre la diversidad, y el sistema de usos se ha considerado tan sólo como una variable más de las relevantes en el marco de los análisis ecológicos. Sin embargo, se ha prestando escasa o nula atención al análisis de cómo los sistemas de usos del suelo modelan los patrones de biodiversidad. Este vacío en el análisis de la relación positiva entre la agricultura y la biodiversidad puede desvirtuar la representación del sistema, especialmente al no considerarse el subsistema de decisión.

La industria agropecuaria, al igual que todos los sistemas de usos del suelo, tiene componentes y objetivos sociales, técnicos y ecológicos. Los objetivos determinan la elección de los componentes técnicos, pero si no contemplan aspectos ecológicos pueden ocasionar daños colaterales sobre la biodiversidad. Sin embargo, estos efectos colaterales también pueden ser positivos, como por

ejemplo la alta diversidad de especies que se desarrolla en algunos paisajes agrícolas. La comprensión de estas interacciones es clave para establecer la toma de decisiones en cuanto al uso del suelo y al desarrollo de acciones en el sistema. Esta realidad debe ser tomada como base en el establecimiento de negociaciones entre agricultores y gestores de la naturaleza.

El concepto principal se centra en el término *explotación agropecuaria*, el cual se asocia a “un sistema dentro del cual agricultores y ganaderos basan sus actividades en un conjunto de reglas con el fin de alcanzar los objetivos de producción”, pero también, en la mayoría de los casos, lograr la sostenibilidad del potencial productivo de la tierra (Fresco *et al.*, 1994). Ello implica una coordinación del uso de las diferentes parcelas, así como el diseño de las mismas (ej. tamaño, tipología de fronteras, cercas) (Papy, 2001). Constituye el sistema de cultivo a escala de explotación agropecuaria.

La gestión del territorio en la explotación agropecuaria y la asignación de usos del suelo son los dos factores principales que controlan la biodiversidad. En un extremo del gradiente, el paradigma lo constituye el control con tecnología y los elevados aportes de energía al sistema. En el otro extremo, se encontraría el control del sistema mediante la optimización de la heterogeneidad de teselas a partir del diseño del paisaje y de la distribución de cultivos. El uso de uno u otro tipo de control sobre el sistema no varía el producto comercial obtenido (ej. leche, carne). Los sistemas controlados por aportes energéticos se ven favorecidos por políticas agrícolas que potencian la producción de artículos de mercado, como hizo por ejemplo la UE durante los años setenta. El cambio a la multifuncionalidad debería estimular el diseño de paisajes ecológicos y de usos del suelo.

Los modelos y políticas desarrollados, enfocados a integrar la conservación de la naturaleza y la agricultura, se centran bien en el diseño del paisaje (establecimiento de corredores biológicos), bien en el fomento de buenas prácticas relacionadas con el uso del suelo, como por ejemplo el menor uso de pesticidas. Sin embargo, la gestión efectiva para alcanzar esa integración requiere la combinación de ambas estrategias. Por un lado, la calidad ecológica del corredor no es independiente del uso del territorio circundante (Le Coeur *et al.*, 2002) y por otro lado, el desarrollo de prácticas menos contaminantes no resulta suficiente para proporcionar nuevos elementos al paisaje, especialmente perennes (ej. hileras de herbáceas, setos).

El análisis de los sistemas de explotación agropecuarios permite interpretar las reglas para la asignación adecuada de usos del suelo y comprender la organización del mosaico paisajístico. Varios son los factores que determinan la adecuación de la tipología de usos agropecuarios: desde la heterogeneidad edáfica a la sucesión de cultivos, así como la disponibilidad de mano de obra y maquinaria (Thenail, 1999). El tipo de producción (leche, cultivos comerciales, carne, etc.) es por supuesto de importancia fundamental, aunque la retroalimentación entre las restricciones agropecuarias y el tipo de producción no siempre queda claro.

Los patrones de los paisajes agrarios surgen de esta combinación de usos diversos del suelo inter e intra explotaciones (Baudry y Papy, 2001). La heterogeneidad paisajística, derivada de los usos agrícolas, pueden agruparse de manera jerárquica. En un primer nivel se puede diferenciar entre tierras agrícolas y no agrícolas. En un segundo, la tierra agrícola puede diferenciarse en función de la persistencia del cultivo (perenne, plurianual o anual). El siguiente nivel estaría determinado por la consideración de cultivos únicos o mezclados, y así sucesivamente. Dentro de una misma estación de cultivo coexisten varias tipologías de teselas paisajísticas, desde teselas de suelo desnudo, originadas después del arado, hasta manchas de vegetación de diferente altura y volumen. Algunos cultivos producen flores, pero pueden ser segados pronto, etc. Los diferentes cultivos y estados de maduración originan diferentes tipologías de hábitats y de zonas de alimentación y de refugio para diversas especies faunísticas. La permeabilidad del paisaje agrario (la facilidad con la que un organismo puede atravesarlo) depende en gran medida de los tipos de cultivo que coexistan en el paisaje y de su distribución en el espacio. Además dentro de una misma tipología, la permeabilidad varía también según las estaciones. Esta variabilidad en la permeabilidad del paisaje agrario va a determinar la variabilidad de usos potenciales de las distintas especies faunísticas. Ouin *et al.* (2000) demostraron esta hipótesis para el caso de pequeños mamíferos.

La gestión del cultivo puede también dar lugar a cambios en la permeabilidad. Como por ejemplo el mantenimiento de la humedad, como consecuencia del riego, disminuye la permeabilidad para algunas especies como la perdiz.

El cambio en el cultivo de cereales de primavera a cereales de invierno ejemplifica la importancia de la dinámica intra-anual. En el Reino Unido, este cambio produjo un enorme impacto negativo sobre las poblaciones de aves, ya que originó la desaparición de ruderales de invierno, utilizadas por la avifauna como fuente de alimento (Robinson y Sutherland, 2002).

Las explotaciones agropecuarias y los paisajes pueden diferenciarse mediante sus sistemas de cultivo. La sustitución de cultivos, la forma en que estos se suceden en el tiempo, es otro concepto importante. Constituye la base para el establecimiento de buenas prácticas agropecuarias enfocadas a evitar enfermedades y conservar los nutrientes del suelo.

El *sistema de cultivo regional*, definido como *la combinación de cultivos derivada de la organización específica de usos del suelo en una región*, es un concepto en auge (Papy, 2001). Puede resultar un instrumento útil para vincular los sistemas de usos del suelo con los sistemas ecológicos. Un sistema de cultivo crea mosaicos de paisaje específicos que caracterizan la agricultura de la región. A partir de la consideración del mosaico de cultivos y de los cambios interanuales es posible conocer los patrones espaciales de los distintos estadios de los cultivos a diversas escalas temporales.

Además del uso y gestión de las parcelas, una cuestión medioambiental de relevancia es la estructura y gestión de los límites de dichas parcelas, relacionados funcionalmente con la tipología del uso agrícola (Thenail *et al.*, 2000; Le Coeur *et al.*, 2002).

En conclusión, agricultores y ganaderos controlan la tipología y calidad de hábitats, pero pueden tener escaso control sobre la distribución espacial de los mismos, excepto en el caso de grandes explotaciones que constituyen en sí mismas un “paisaje”. La situación guarda semejanza con la de la gestión del agua, ya que ni agricultores ni ganaderos gestionan a la escala de cuencas hidrográficas sino sobre parte de la unidad ecológica funcional. Esta cuestión es a menudo ignorada desde las políticas sectoriales, y constituye un “vacío de escala” entre las prácticas agropecuarias desarrolladas a escalas de detalle y la planificación desarrollada a escala regional. Sólo la cooperación entre agricultores y ganaderos para un uso concertado de la tierra puede llenar este vacío. En la evaluación de políticas debe concederse una elevada prioridad a esta cuestión (Papy y Torre, 2002).

La representación de agricultura y biodiversidad

Proponemos la utilización de una visión jerárquica en ecología y agronomía para elaborar algunas representaciones de las interacciones existentes entre la actividad agropecuaria y sistemas ecológicos en los niveles paisajístico y regional. En esta representación (Figura 1), se muestran tanto los factores inmediatos que controlan directamente la dinámica del paisaje como los factores primarios que ejercen control a través de los sistemas agropecuarios.

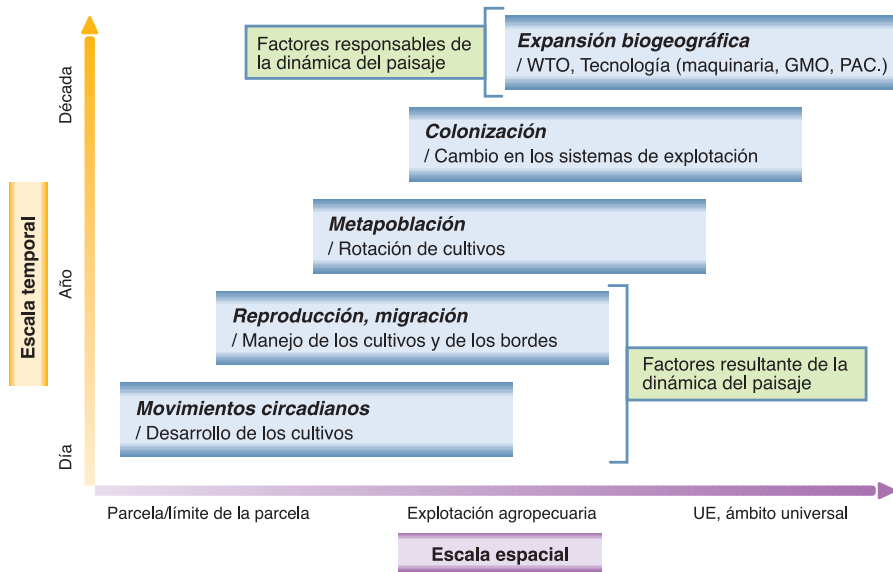


Figura 1. Aproximación jerárquica de los paisajes. Procesos ecológicos (en cursiva y negrita)/ actividades de producción.

Entre los países de la Unión Europea, la denominada Política Agrícola Común (PAC), ha tenido, de hecho, efectos dispares que han conducido a una creciente diferenciación de la producción entre regiones (Laurent y Bowler, 1997). Unas regiones producen leche y otras cereales, dando lugar a un elevado contraste en el uso del suelo, y, por ende, en los patrones de paisaje entre regiones adyacentes, lo que probablemente reduce la conectividad ambiental a escalas amplias. Además, los medios técnicos puestos en práctica para una producción pueden dar lugar a usos del suelo contrastados, tal y como queda ejemplificado en el caso de la producción láctea (Baudry *et al.*, 1997).

Conectividad Ambiental

La conectividad ambiental es, sin duda, un concepto central de la ecología del paisaje que ha promovido numerosos estudios de campo y diseño de modelos (Burel y Baudry, 1999). La conectividad se define como “*la capacidad del territorio para permitir el flujo de una especie entre teselas con recursos*” (Taylor *et al.*, 1993), y está relacionada con la posibilidad de desplazamiento de las

especies en y a través de los paisajes. Los desplazamientos pueden relacionarse con la presencia de corredores biológicos continuos y con estriberones (corredores discontinuos). El tamaño de los estriberones o puntos de paso y su fragmentación es un aspecto relevante a tener en cuenta, ya que estos elementos del paisaje pueden constituir hábitats temporales para algunas especies. Un ejemplo es el caso de las marismas costeras para las aves migratorias, donde el drenaje de estas zonas húmedas para su transformación en tierra de cultivo disminuye el tamaño de los recursos de conectividad (puntos de paso). Aunque ahora se reconozca como un aspecto funcional de la ecología del paisaje y no meramente como un aspecto estructural, la conectividad sigue “sufriendo” como consecuencia de una perspectiva estructural en la que se hace espacial hincapié en determinados elementos del paisaje (corredores), como los setos. Al igual que en cualquier proceso paisajístico, la conectividad debe ser considerada desde una perspectiva multiescalar.

El desplazamiento de individuos – en sus distintas fases o estadios – se puede escalar temporal y espacialmente, desde los desplazamientos circadianos de la fauna en busca de alimento, hasta los desplazamientos relacionados con la migración o colonización de especies animales y vegetales hacia hábitats vacíos. El rango de especies y la capacidad de dispersión de éstas determinan las escalas espaciales y temporales a considerar. Por ejemplo, un seto es un corredor para los carábidos, pero dada la reducida capacidad de desplazamiento de estos, pueden emplear varias generaciones en recorrer la longitud completa del corredor, mientras que un ave o un pequeño mamífero pueden recorrer esa misma distancia en minutos o en días.

Las especies de grano fino, con una reducida capacidad de dispersión, perciben de forma diferente los cambios en el paisaje, ya que pueden persistir incluso en pequeños fragmentos del hábitat original. Por otro lado, las especies de grano grueso (ej. mamíferos depredadores) no son capaces de persistir cuando se reduce parcialmente su hábitat. Por tanto, la distribución de especies de grano fino refleja más los patrones paisajísticos del pasado que los actuales (ver Burel, 1993 para los insectos).

Al diseñar la planificación, es importante clarificar qué clase de conectividad queremos promover. ¿Queremos disponer de suficiente número de hábitats conectados para sostener poblaciones y metapoblaciones y mantener intercambios continuos en toda la amplitud del rango biogeográfico de las

especies, o aspiramos principalmente a mantener la conectividad regional para distintas metapoblaciones?

Si los corredores son importantes, entonces, la amplitud y densidad de las redes requeridas por las distintas especies para sobrevivir como poblaciones serán muy diferentes. El área sobre la que los sistemas de explotación agropecuaria sustentan el paisaje también tiene que ser diferente. Se puede pensar que si un paisaje es adecuado para especies de grano grueso también lo será para las de grano fino. De hecho, las especies de rangos amplios de dispersión perciben un menor número de vacíos en los corredores que las especies con escasa capacidad de dispersión.

La conectividad depende en realidad de la utilización de paisajes regionales completos y de la dinámica de dicha utilización.

La dinámica de los paisajes agrícolas difiere marcadamente de la de los paisajes naturales. En estos últimos la dinámica es interna a las teselas del paisaje (crecimiento, sucesión, acumulación de combustible que incrementa el riesgo de incendios, etc.) incluso en el caso de episodios catastróficos (inundaciones, huracanes o tormentas eléctricas) de origen externo. En los paisajes agrícolas los cambios son mucho más estocásticos. Desde la perspectiva de las teselas del paisaje, las decisiones relativas al uso del suelo (Figura 1) se establecen en el campo socio-técnico, ajeno a la ecológica. La conectividad entre cultivos varía de año en año en función de decisiones particulares de los agricultores, por la eliminación o plantación de setos. Vista desde la perspectiva de la flora y la fauna, la aleatoriedad puede ser enorme. Ésta es la razón por la que el incremento de la superficie dedicada a cultivos anuales en el paisaje favorece las especies vegetales y animales con elevadas capacidades de dispersión. Por el contrario, las especies de reducida capacidad de dispersión tienen mayores dificultades para adaptarse a los cambios de cobertura o usos del suelo y encontrar hábitats adecuados.

Además de su relación con la biodiversidad, la conectividad es un concepto útil cuando se consideran otros procesos ecológicos, tales como el ciclo de los nutrientes, la protección del suelo frente a la erosión, etc. En este caso, el problema fundamental es la interrupción de los flujos de nutrientes o de los flujos hídricos superficiales. Las redes de corredores destinados a la dispersión de especies a menudo son eficaces en el restablecimiento de estos flujos vectoriales.

Con relación a los nutrientes, las zonas tampón, como por ejemplo setos, bosques de ribera y pastizales, son potencialmente desnitrificantes, protegiendo así los recursos hídricos (Haycock *et al.*, 1996). Estas zonas tampón también son útiles en el control de la erosión, como por ejemplo los mosaicos de cultivos de grano fino, que evitan la presencia de suelo desnudo durante la estación de lluvias o la de vientos. La interacción entre los flujos geoquímicos y la biodiversidad es un campo de investigación en fase de desarrollo enfocado a mejorar el conocimiento del papel de la biodiversidad (Naeem, 2002). A la inversa, el papel de los flujos biogeoquímicos, en especial los flujos de nutrientes, es de gran importancia para el mantenimiento o el deterioro de la biodiversidad. Forma parte del funcionamiento más general de las cadenas tróficas y del papel desempeñado por la estructura del paisaje en dicho funcionamiento (Polis *et al.*, 1997). Estas cadenas tróficas pueden verse muy alteradas por las actividades agropecuarias, desde la escala local a la global, pero es posible diseñar paisajes que mantengan los nutrientes dentro de un área limitada y reforzar las interacciones tróficas (Baudry y Burel, en prensa).

El seguimiento de la agricultura

Como actividad suministradora de alimentos, la agricultura y la producción agrícola han sido supervisadas desde épocas antiguas. Hoy disponemos de numerosas fuentes de información: censos, imágenes satélite para realizar previsiones de producción, comprobar la planificación de excedentes, etc. El potencial de la cartografía y su análisis es importante, aunque no tengo conocimiento de su uso desde el punto de vista de la biodiversidad.

La combinación de mapas *Land Cover* y el conocimiento del funcionamiento de los sistemas de explotación agropecuaria puede dar lugar al empleo de una nueva representación de paisajes, de utilidad en el desarrollo de modelos ecológicos. Hemos empezado con paisajes a escala local (Baudry *et al.*, en prensa). La información básica se centra en las relaciones entre los patrones paisajísticos y los sistemas de explotación agropecuaria (Baudry *et al.*, 2000; Thenail, 2002) .

Los enfoques regionales deben ser igualmente factibles. El objetivo consiste en obtener los diversos patrones paisajísticos que tengan importancia para los diferentes tipos, diferenciándolos por requisitos de hábitat y capacidad de dispersión, de especies interesantes desde el punto de vista de la conservación. Ésta es la finalidad del proyecto LUCAS, iniciativa de EUROSTAT

(www.landsis.lu/projects/), cuyo objetivo es recopilar información sobre los usos del suelo y coberturas, centrándose de modo especial en la agricultura. La aproximación incluye información sobre setos y otros elementos lineales del paisaje. Este tipo de información permitiría avanzar en aproximaciones de conectividad a escalas amplias, como el desarrollado por Osborne *et al.* (2002) en España para la avutarda.

Conclusión

La agricultura y la biodiversidad todavía tienen que recorrer un largo camino juntos. Su combinación es una expresión tanto de la ecología como de la cultura, y los objetivos de sostenibilidad y multifuncionalidad exigen que ambas se desarrollen. La participación de la agricultura en la conservación de la naturaleza complementa la existencia de reservas y parques nacionales. Debido al impacto negativo que las prácticas agropecuarias han tenido sobre la flora y la fauna durante las últimas décadas, la relación entre la agricultura y la conservación de la naturaleza se percibe a menudo y de forma exclusiva como origen de conflictos. Esta percepción negativa de la agricultura sobre la biodiversidad puede modificarse en positivo si se establece un nuevo marco conceptual en el que se combine el funcionamiento de la agricultura y de los sistemas ecológicos. Esto permitirá establecer adecuadamente los cambios necesarios en los sistemas agropecuarios para satisfacer los requerimientos de conectividad ambiental. Esos cambios implican tanto la creación de nuevos hábitats, como setos, y el uso de prácticas novedosas a escala de explotaciones agropecuarias.

A efectos de la conectividad en el paisaje, las políticas agrícolas deben incluir aspectos regionales y varias explotaciones. El control general de flujos bióticos y abióticos en el paisaje debería ser objeto de especial atención, ya que los flujos abióticos pueden ser fuente de contaminación, y las alteraciones sobre los flujos bióticos modifican las funciones tróficas.

Agradecimientos: Quiero expresar mi gratitud al ministerio responsable del medio ambiente por el apoyo prestado a mi investigación sobre agricultura y biodiversidad. El presente documento es el número 2 del programa de coordinación DIVA. Este documento se beneficia también de la aportación realizada por el proyecto GREENVEINS (EVK2-2000-22010) de la UE.

Referencias

- Baudry, J. y Bunce, R.G.H. (Eds.), 1991. *Land abandonment and its role in conservation.*, *Options Méditerranéennes*, A15. 148 pp.
- Baudry, J.; Bunce, R.G.H. y Burel, F., 2000. Hedgerow diversity: an international perspective on their origin, function, and management. *Journal of Environmental Management* 60: 7-22.
- Baudry, J.; Burel, F.; Aviron, S.; Martin, M.; Ouin, A.; Pain, G. y Thenail, C., En prensa. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: Do farming activities help? *Landscape Ecology*.
- Baudry, J.; C. Laurent y Denis, D., 1997. The technical dimension of agriculture at a regional scale: methodological considerations. C. Laurent y I. Bowler (Eds.), *CAP and the regions: Building a multidisciplinary framework for the analysis of the EU agricultural space*. Paris, INRA Editions: 161-173.
- Baudry, J. y Papy, F., 2001. The role of landscape heterogeneity in the sustainability of cropping systems. En: J. Nösberger; H.H. Geiger y P.C. Struik (Eds.), *Crop Science - Progress and Prospects*. Oxon, Cabi Publishing: 243-259.
- Blondel, J. y Farré, H., 1988. The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in european forest. *Oecologia* (Berlín) 75: 83-93.
- Burel, F., 1993. Time lags between spatial pattern changes and distribution changes in dynamic landscapes. *Landscape and Urban Planning* 24: 161-166.
- Burel, F. y Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Paris, Lavoisier. 359. p.
- Edición española de 2002. *Ecología del paisaje*. Barcelona, Mundi Prensa. 353 p.
- Edición inglesa en prensa. *Landscape Ecology*, Oxford & IBH Publishing Co. p.
- Fresco, L.O.; Stroosnijder, L.; Bouma, J. y van Keulen, H. (Eds.), 1994. *The future of the land: Mobilising and integrating knowledge for land use option*. West Sussex, Wiley & Sons. pp. 409
- Laurent, C. y Bowler, I. (Eds.), 1997. *CAP and the regions: Building a multidisciplinary framework for the analysis of the EU agricultural space*. Paris, INRA Editions.
- Le Coeur, D.; Baudry, J.; Burel, F. y Thenail, C., 2002. Why and how we should study field boundaries biodiversity in an agrarian landscape context. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 89(1-2): 23-40.
- Osborne, P.E.; Alonso, J.C. y Bryant, R.G., 2002. Modelling landscape-scale habitat using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *Journal of Applied Ecology* 38: 458-471.
- Ouin, A.; Paillat, G.; Butet, A. y Burel, F., 2000. Spatial dynamics of *Apodemus sylvaticus* in an intensive agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystem, Environment*, 78: 159-165.

- Paoletti, M.G., 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74: 1-18.
- Papy, F., 2001. Interdépendance des systèmes de culture dans l'exploitation agricole. En: E. Malézieux; G. Trébuil y M. Jaeger (Eds.), *Modélisation des agro-écosystèmes et aide à la décision*. Montpellier, Editions CIRAD-INRA, collection Repères: 51-74.
- Papy, F., 2001. Pour une théorie du ménage des champs : l'agronomie des territoires. *Compte Rendus de l'Académie d'Agriculture*, 87(4): 139-149.
- Papy, F. y Torre, A., 2002. Quelles organisations territoriales pour concilier production agricole et gestion des ressources naturelles? *Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 33.
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 157: 87-99.
- Robinson, R.A. y Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176.
- Ryszkowski, L. (Ed.), 2002. *Landscape ecology in agroecosystem management. Advances in Agroecology*. Boca Raton, CRC Press. pp. 366
- Suarez Seoane, S.; Osborne, P.E. y Baudry, J., 2002. Responses of birds of different biogeographic origins and habitat requirements to agricultural land abandonment in northern Spain. *Biological Conservation* 105(3): 333-344.
- Taylor, P.D.; Fahrig, L.; Henein, K. y Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Thenail, C., 1999. The spatial organization of farms and farming activities (fields and hedgerows management) in a bocage landscape: contribution to the landscape structuring. En: C.H. Jacobsen; C. Thenail y K. Nilsson (Eds.), *Agrarian landscapes with linear features: an exchange of interdisciplinary research experiences between France and Denmark*. Actas del seminario de investigación franco-danés, Rennes, 2 al 5 de Mayo de 1998. Hoersholm, Danish Forest and Landscape Research Institute. 3: 93-114.
- Thenail, C., 2002. Relationships between farm characteristics and the variation of the density of hedgerows at the level of a micro-region of bocage landscape. Study case in Brittany, France. *Agricultural Systems* 71: 207-230.
- Thenail, C.; Le Coeur, D. y Baudry, J., 2000. Relationships between field boundaries, farming systems and landscape: consequences on biodiversity pattern in agrarian landscapes. *4th European symposium on European Farming and Rural Systems Research and Extension: environmental, agricultural and socio-economic issues.*, Volos, Association for Farming System Research and Extension, European group.

Sinergias a escala nacional para contribuir a la conectividad. Paisaje, desarrollo rural y financiación

Georgina Álvarez

La puesta en marcha de la Red Natura 2000 ha propiciado que las administraciones públicas asuman el concepto de conectividad y comiencen a tomar medidas para diseñar y designar corredores ecológicos que permitan garantizar el mantenimiento de la diversidad biológica, los hábitats y las especies. Gracias a una consideración específica al respecto en la Directiva de Hábitats y en el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, la configuración de una red de espacios naturales trasciende desde la perspectiva de un conjunto de espacios en un determinado territorio, al convencimiento de que no es posible garantizar la conservación de la biodiversidad si no existen conexiones entre las manchas o espacios aislados, en el paisaje, para dar una real cohesión y coherencia a una red, en este caso, la Red Natura 2000.

En España, con independencia del reconocimiento de la importancia de la definición, planificación y gestión de estas estructuras lineales continuas dentro de cada Comunidad Autónoma y entre ellas, mediante los acuerdos pertinentes, la Dirección General de Conservación de la Naturaleza está apostando por impulsar los esfuerzos de conservación en la trama territorial, promoviendo de forma exhaustiva la intervención en todos los grandes tipos de elementos del paisaje, manchas/espacios, corredores y trama, de acuerdo con los principios de la ecología del paisaje.

Por otra parte, la tradición en la gestión del medio ambiente en el ámbito del Estado y de las Autonomías, enlazando patrimonio natural y cultural en la legislación de protección de espacios, y en la gestión de los mismos, ha dado

cuerpo, con antelación, al Convenio Europeo del Paisaje, firmado en Florencia en octubre de 2002.

Actualmente, nos encontramos en el camino de la ratificación de esta Convención, por la cual los países y las regiones se comprometen a reconocer jurídicamente los paisajes, definir y aplicar políticas destinadas a la protección, gestión y ordenación de los mismos, a establecer procedimientos para la participación pública, de las autoridades locales y regionales y de otras partes interesadas, así como a integrar el paisaje en las políticas sectoriales y, especialmente, en la ordenación territorial y urbanística. Para lo cual, se deben adoptar medidas específicas relacionadas, al menos, con la sensibilización, formación y educación, identificación y valoración, para llegar a un reconocimiento de su calidad.

Nuestra tarea ahora es ir introduciendo en la sociedad y en las actividades económicas los mecanismos que garanticen el respeto a la calidad del paisaje, entendido éste en todas sus dimensiones, no solamente estéticas, sino particularmente en sus raíces ecológicas y en la dinámica natural modelada por los procesos culturales que se desenvuelven paralelamente.

En este sentido, es importante contribuir a la construcción de un sistema de directrices para la ordenación de los recursos naturales, previsto en la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestres, que incorpore las medidas adecuadas relativas al paisaje, entre otras cuestiones, como medio expresivo e integrador, que facilite la permeabilización de la trama territorial para la conservación y dispersión de la biodiversidad.

En este terreno, la evaluación ambiental estratégica juega un papel preponderante, dado que la escala a la que trabaja se ajusta a los requerimientos del tratamiento del paisaje y de las directrices para las políticas, siendo de crucial relevancia para atajar el avance del peligroso proceso de fragmentación de hábitats, que supone actualmente uno de los mayores problemas de la conservación de la naturaleza, como consecuencia de los efectos sinérgicos que confluyen en la fragmentación.

Uno de los factores que originan fragmentación, las infraestructuras de transporte, y sus efectos, están siendo atendidos detenidamente por la Acción COST 341, que se está trabajando en el ámbito de la Unión Europea y con un

grupo de seguimiento internacional denominado Infra Eco Network Europe. Sus objetivos, la elaboración de informes nacionales sobre el estado de la cuestión, de un informe europeo, de un manual técnico y de una amplia base de información, se están consiguiendo en España gracias a la constitución de un grupo de trabajo nacional técnico en el que participan las consejerías de medio natural y de obras públicas o transportes de las Comunidades Autónomas, así como los departamentos correspondientes de la Administración General del Estado, coordinado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

Dejando a parte la dinámica del medio marino, los grandes procesos de fragmentación se originan en el medio rural, ya sea como consecuencia de la creación o mejora de infraestructuras, de la ampliación del terreno urbanizado, de los efectos industriales, pero particularmente como consecuencia de la política agraria.

Las actividades agrícolas, ganaderas y forestales, y también la actividad cinegética, están indisolublemente asociadas a la dinámica natural, donde se mezclan relaciones positivas y negativas para esta última. En todo caso, se reconoce abiertamente que el mundo rural es el principal destinatario y actor del medio natural, por lo que su vinculación de forma satisfactoria tiene primordial importancia.

De aquí que la Comisión Europea esté apostando fuerte por dar a conocer y promover el reconocimiento del valor del patrimonio natural y cultural del campo como motor de desarrollo, en el contexto del desarrollo sostenible.

Estas expectativas son difíciles de cumplir, dado que la dinámica ecológica exige unos compromisos sin los cuales no funciona, de manera que, como se ha constatado actualmente, la conservación de la diversidad biológica experimenta una tendencia negativa.

Por ello es de máxima importancia que los titulares y arrendatarios de las explotaciones incorporen en sus rentas el beneficio de la conservación del medio natural, convirtiéndose en los principales artífices de la permeabilidad del territorio, de la conservación de los paisajes, para mantener la diversidad ecológica y cultural de forma estable, y mejorar la calidad y la salud de los ecosistemas y de la misma población humana.

En los dos últimos años ha comenzado una mayor colaboración con el Ministerio de Agricultura, y se intenta influir en la adopción de requerimientos medioambientales, que beneficien realmente a la conservación de la naturaleza, de obligado cumplimiento para los perceptores de ayudas directas de la política agraria comunitaria (PAC), de acuerdo con el Reglamento 1259/1999 del Consejo de 17 de mayo, por el que se establecen las disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la política agraria comunitaria. Pero el esfuerzo ha sido más intenso en el ámbito del segundo pilar de la PAC, es decir, del desarrollo rural, especialmente, con respecto a las orientaciones relativas a las medidas agroambientales, las zonas desfavorecidas y el desarrollo del Artículo 33 del Reglamento 1257/1999 del Consejo de 17 de mayo, sobre la ayuda al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y de Garantía Agrícola (FEOGA).

La incorporación de pleno derecho de la conservación de la naturaleza y, en concreto de la Red Natura 2000, al desarrollo rural, se ha puesto de manifiesto en el grupo de expertos en financiación de Red Natura 2000 (Artículo 8 de la Directiva de Hábitats) de la Comisión Europea.

Las circunstancias expuestas anteriormente ya se vislumbraron durante la definición de la Programación regional de los fondos estructurales para el período 2000–2006, de manera que la Dirección General de Conservación de la Naturaleza propuso, dentro del eje 3, de medio ambiente, unas líneas de actuación dirigidas a facilitar la conectividad a través de la conservación de las especies, los hábitats y el paisaje, especialmente en la Red Natura 2000, para ser cofinanciadas por FEOGA. Este programa ha justificado unas líneas presupuestarias por las que se cofinancian actuaciones de las Comunidades Autónomas, mediante transferencias de capital. Para el seguimiento de la ejecución de los programas, Conservación de la Naturaleza propuso algunos indicadores de actuación en la Red Natura 2000, con objeto de propiciar el uso de los fondos para cumplir los objetivos de la Directiva de Hábitats.

CAPÍTULO

3

Experiencias mediterráneas en conectividad

Conectividad en sistemas regionales de áreas protegidas

Santiago García Fernández-Velilla

Introducción

La pérdida, fragmentación y degradación de hábitats naturales es actualmente el primer factor de pérdida de biodiversidad. El paisaje de Navarra, antiguamente dominado por comunidades naturales densas y uniformes se fue aclarando en un proceso secular común a muchas regiones de Eurasia, hasta formar un mosaico de cultivos y asentamientos humanos. En una primera fase de fragmentación se observa un aumento de diversidad biológica del conjunto al coexistir especies de espacios abiertos o ecotonos favorecidas por la actividad humana con poblaciones de interior o adaptadas a medios poco transformados. Pero el proceso de fragmentación y reducción de hábitats naturales ha continuado hasta reducir los hábitats naturales a espacios diminutos e inconexos convertidos en islas inmersas en una matriz de cultivos, zonas urbanas e infraestructuras donde sobreviven los náufragos de la biota original.

La excesiva fragmentación y supresión de hábitats naturales no sólo ha reducido la superficie disponible para los organismos silvestres poniendo en peligro la supervivencia de poblaciones viables tanto a escala local como regional, sino que ha provocado la interrupción de procesos ecológicos y la distorsión de ciclos naturales amenazando el equilibrio dinámico y la autorregulación de los sistemas naturales.

La red de Espacios Naturales Protegidos de Navarra se ha ido construyendo comenzando por aquellos enclaves de pequeñas dimensiones que podían estar más amenazados o que siendo un punto importante de concentración de biodiversidad, presentaba una mayor vulnerabilidad ante la actividad humana. En su mayoría son espacios fragmentados y aislados de reducidas dimensiones e inmersos en un territorio explotado intensamente.

Si exceptuamos los tres Parques Naturales y las Reservas Naturales de la Foz de Gaztelu, de Arbayún y la Caída de la Negra, el tamaño medio del resto de los espacios naturales, la mayoría de ellos sotos fluviales, es de 81 has. Muchos de ellos se ven afectados por las obras de encauzamiento y defensa que impiden la dinámica fluvial y la evolución natural de los sistemas fluviales.

La diversidad biológica es un bien común a conservar que se concreta y distribuye sobre el territorio y cuyos componentes ocupan preferentemente las manchas menos intervenidas realizando, cuando todavía les es posible, desplazamientos imprescindibles para garantizar su viabilidad a largo plazo. Muchos procesos ecológicos, de cuyo mantenimiento depende la conservación de la biodiversidad y nuestra propia existencia, al menos tal y como ahora la conocemos, no se adscriben a manchas finitas y concretas del territorio sino que requieren la existencia de flujos y desplazamientos. Así pues, la conservación de la biodiversidad depende del mantenimiento de la dinámica natural de un territorio. Un componente imprescindible de esta dinámica es la conectividad entre espacios naturales, que sólo es posible mediante la conservación y restauración de corredores biológicos.

La evolución de las teorías ecológicas y principalmente el reconocimiento de la dinámica de los sistemas ecológicos y los procesos de colonización-extinción de las especies ha hecho replantearse esta visión estática de la conservación de la naturaleza. Prevalece la idea de que las medidas de protección en espacios restringidos deben ir acompañadas de una reflexión sobre la función de reservorio del conjunto del territorio, así como sobre las zonas tampón y los corredores, que son importantes para asegurar la coherencia de las medidas (Burel y Baudry, 2002).

Las Directivas Comunitarias de Aves (Dir. 79/409/CEE) y de Hábitats (Dir. 92/43/CEE) definen el marco normativo europeo para la conservación de la Biodiversidad y establecen la designación de Zonas especiales de Protección para las Aves (ZEPAs) y de Zonas Especiales de Conservación (ZECs) que integran una red ecológica coherente formada por hábitats naturales y hábitats de especies cuyo conjunto se denominará Natura 2000.

A pesar de asumir conceptualmente el concepto de corredor biológico, la Directiva se limita a alentar a los estados miembros a reforzar la funcionalidad de *Natura 2000* protegiendo aquellos elementos de paisaje que permiten la

dispersión e intercambio de especies. Sin embargo, no establece ni sugiere ningún instrumento ni criterio de planificación concreto que permita integrar los corredores biológicos en la estructura natural territorial de los estados miembros; con lo que se corre de nuevo el riesgo de que la red se convierta en un nuevo inventario de espacios naturales aislados sometidos a regímenes variables de protección.

Los trabajos para seleccionar los espacios de *Natura 2000* han proporcionado una ocasión inmejorable para revisar la coherencia de la estructura territorial básica de conservación de Navarra.

Esta estructura, formada por espacios naturales lo suficientemente grandes como para albergar a las zonas de mayor valor ecológico, rodeados de zonas de amortiguamiento, y conectados por corredores biológicos, nos permitirá avanzar de lo que fue un catálogo de espacios protegidos, formado por los espacios naturales más significativos, pero incompleto y escasamente representativo de la biodiversidad de Navarra, hasta un sistema de espacios naturales protegidos dotado de coherencia interna e inscrito armónicamente en el resto del territorio (Figura 1).



Figura 1. Evolución hacia redes y sistemas de espacios naturales protegidos.

El presente artículo expone en primer lugar cómo se ha definido una red de corredores biológicos como componentes estructurales de un sistema regional de áreas protegidas (García, 1998). En segundo lugar, se ejemplifican algunos trabajos de definición de corredores faunísticos.

Breve descripción de la metodología

El objetivo de este trabajo es identificar mediante el análisis de información georreferenciada y de ortoimágenes las estructuras del paisaje que pueden tener un papel importante en el diseño de corredores biológicos. Las unidades paisajísticas son particularmente adecuadas para analizar la integridad ecológica de un territorio intervenido a escala regional donde es importante interrelacionar los componentes biológicos y los procesos en que intervienen con las actividades humanas.

Existen numerosos estudios en los que se han definido características o atributos significativos de los elementos del paisaje a la hora de establecer valoraciones sobre la calidad ecológica de un área. Algunos de los más utilizados han sido la diversidad biológica, la heterogeneidad de hábitats, el grado de naturalidad, la rareza, la estructura del paisaje y de las comunidades vegetales, el uso del suelo, la vulnerabilidad ante perturbaciones antrópicas, madurez de un ecosistema, el tamaño, la forma, el valor conectivo, la afinidad, fragmentación, etc.

Para la utilización de estos atributos en la valoración ecológica del territorio es necesario disponer de variables indicadoras o descriptores, que sean fácilmente mensurables: densidad de carreteras, intensidad y variedad de usos, relación entre especies de interior/ecotono/espacios abiertos, pendiente, accesibilidad, aislamiento, kilómetros de ecotono, permanencia de la biomasa en el ecosistema, etc.

La bondad de uno u otro atributo dependen de su eficacia para reflejar aquello que queremos medir, de su disponibilidad o facilidad de cálculo a la escala de trabajo y para todo el ámbito geográfico de actuación, así como de su independencia de la escala elegida. Así, es frecuente tener que desestimar excelentes descriptores por no ser aplicables de forma sistemática a todo el territorio, ser muy costosos de obtener o ser muy sensibles al cambio de escalas en las que operamos, lo que disminuye su valor como indicador.

La aplicación sistemática y homogénea de estos atributos a un territorio amplio requiere la utilización de un SIG, en el que se puedan establecer automatismos de cálculo y manejar un volumen elevado de información, siendo posible realizar tratamientos estadísticos de la información y plasmar los resultados en base cartográfica.

La selección de atributos permite definir nuevas coberturas temáticas. Tras establecer un peso específico para cada estas nuevas capas y para las clases existentes en cada una de ellas, se ha aplicado un análisis multicriterio. El resultado obtenido es un mapa de permeabilidad estructural del paisaje caracterizado por una malla de recintos con diferente aptitud como elemento conector, es decir, para favorecer los desplazamientos de una especie o los flujos ecosistémicos.

Los resultados han sido contrastados con ortofotoimágenes de escala 1/25.000 de lugares de los que existe un buen conocimiento sobre el terreno.

La superposición de esta malla con la Red de Espacios Naturales de Navarra (RENA) y la aplicación de nuevos criterios que permitan identificar los elementos lineales que discurran entre los espacios de esta red siguiendo una direccionalidad natural, nos permite obtener la red de corredores biológicos potenciales objetivo de este trabajo. De esta manera se obtiene una primera imagen del sistema natural sostenible de Navarra con sus tres componentes básicos: áreas núcleo, nudos y corredores biológicos (Figura 2).

La escala de trabajo ha sido 1/25.000, con la que se puede obtener un aceptable nivel de resolución en trabajos a escala paisajística y regional, pudiendo llegar a definir manchas de los distintos tipos de hábitats superiores a 1 hectárea.

Elementos del paisaje más pequeños, como los márgenes sin cultivar o los setos, quedan excluidos. Sin embargo, estos microelementos del paisaje tienen una importante función conectora y de refugio, sobre todo en zonas de uso intensivo y en el caso de especies multihábitat¹, y deben ser identificados en trabajos a escala local. Para actuaciones de constitución de corredores a escala local es necesario adoptar escalas más precisas (1/10.000 y 1/5.000) o que se adecuen al grano de cada especie en el caso de corredores faunísticos².

¹ Especie multihábitat es aquella que explota de forma complementaria hábitats diferentes a lo largo de su ciclo vital.

² El concepto de grano de una especie hace relación a su movilidad y por tanto a la amplitud de su territorio.

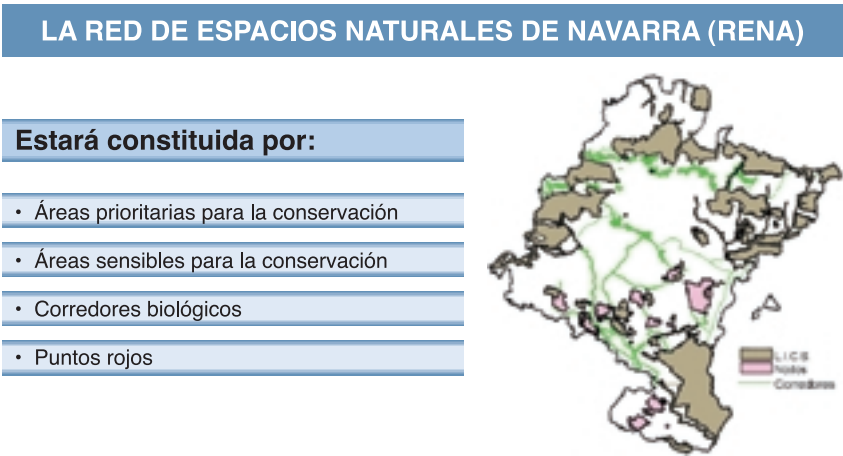


Figura 2 Imagen del sistema natural sostenible de Navarra

Elaboración del mapa de aptitud como conector

Los criterios elegidos para valorar la idoneidad del territorio, que se exponen a continuación, permiten contemplar las siguientes variables de análisis: usos del suelo, tipo de vegetación, heterogeneidad de hábitats, pendiente, orientación, tamaño y forma de cada mancha, aislamiento natural y antrópico, fragmentación, presencia de hábitats de interés comunitario, densidad de infraestructuras y propiedad del suelo.

Como se ha comentado, para cada uno de los mapas se ha asignado un peso específico así como un valor para cada clase, dentro de cada mapa. Éstos se combinan posteriormente mediante un algoritmo, lo que permite obtener un nuevo mapa de permeabilidad estructural del territorio con recintos cerrados, distribuidos en las siguientes categorías según su mayor o menor aptitud como conector: A: Aptitud alta; B: Aptitud Media; C: Aptitud Baja; y D: No Apto

Se describen a continuación las coberturas temáticas generadas.

Mapa de Heterogeneidad

La heterogeneidad espacial, es una medida de diversidad del paisaje (número de elementos y manchas) y de su complejidad (distribución o posición relativa). Puede ser cuantificada mediante el número de tipos de vecinos de una parcela y mediante el grado de interspersión. Este último se refiere a la cantidad de contactos entre parcelas diferentes y nos da una medida del grado de fraccionamiento del territorio o del número de ecotonos. En definitiva se trata de identificar el número de tipos diferentes de usos del suelo adyacentes a un punto y al número de fragmentos de cada tipo, y de alguna manera, del número de ecotonos. Se admite que, salvo en el caso de los sistemas forestales, la heterogeneidad supone un factor que incrementa el valor de un territorio en cuanto a su aptitud como nudo o corredor.

Se han desarrollado numerosos índices de heterogeneidad: el número o densidad de tipos de uso de suelo y el número de manchas con diferente uso de suelo, el número de usos de suelo existentes a lo largo de las diagonales de una cuadrícula, la longitud total de ecotonos o el índice de Shannon; todos ellos referidos a una cuadrícula como unidad superficial de cálculo. La complejidad o sensibilidad de estos índices a la escala de trabajo es variable.

En esta ocasión, para obtener el mapa de heterogeneidad se ha procedido a realizar una reclasificación del mapa de cultivos y aprovechamientos por agregación de clases. Se consigue así un mapa de categorías con distinto gradiente de intervención antrópica. Posteriormente, la clase intermedia se ha sometido a análisis de vecinos utilizando para ello el mapa bruto sin agregaciones, definiendo una malla de 10x10 píxeles que equivalen a 100x100 m. Este tratamiento permite reclasificar dicha clase en tres diferentes según tengan un solo uso, dos o más de dos. Estas tres categorías intermedias se han contrastado con el mapa de Zonas de Concentración Parcelaria (1992) rebajándose en una clase de diversidad aquellas zonas concentradas, excepto en el caso de los monocultivos en los que se ha mantenido el valor de la clase; a las zonas con un índice de barbecho superior al 30% se les ha pasado a la clase superior; excepto el caso de los recintos con más de dos usos a los que se les mantiene el valor de clase. Por último, la clase de recintos de un uso único se ha cruzado con el mapa de hábitats naturales, aumentando el valor de la clase si el uso estaba inventariado dentro de alguna de las tipologías de matorral.

El resultado final es un mapa con cinco clases:

- Clase 1: regadío, núcleos urbanos, edificaciones e infraestructuras.
- Clase 2: monocultivos de secano y repoblaciones forestales exóticas.
- Clase 3: dos usos diferentes y repoblaciones de pino carrasco.
- Clase 4: más de tres usos diferentes. Paisaje en mosaico.
- Clase 5: asociaciones maduras de vegetación natural.

Superficie

Aunque la idea no está exenta de controversia, se admite que cuanto mayor sea el tamaño de la mancha mayor será su riqueza específica y la viabilidad de las subpoblaciones.

La distancia entre las manchas condiciona los intercambios de efectivos y los desplazamientos. Por otra parte, la fragmentación es un fenómeno que puede ser percibido de forma muy diferente según las especies, al igual que el grado de permeabilidad de las barreras. De igual modo, la distancia funcional entre dos manchas de hábitats está en relación con la distancia euclídea entre las mismas y la hostilidad del territorio que las separa, que es también variable según las especies. No obstante, en este trabajo se asume que las manchas situadas a una distancia menor de 250 m, distancia franqueable por la mayoría de las especies, salvo que existan barreras impermeables, forman una única mancha funcional.

En función de la superficie se asignan tres clases:

- A. Áreas mayores de 1000 has.
- B. Entre 200 y 1000 has.
- C. Áreas menores de 200 has.

Índice de aislamiento

Se pretende seleccionar las áreas favorables para especies de interior y con bajos niveles de perturbación, así como aquellas que a igualdad de extensión tengan menor superficie de contacto o perímetro (ecotono) con los hábitats

adyacentes. Es por tanto un atributo que tiene en cuenta las variables “tamaño” y “forma” de una mancha.

Algunos autores proponen el cálculo del índice de aislamiento, como la superficie situada a más de una determinada distancia de una carretera. Sin embargo, este indicador apenas nos aporta nueva información respecto al índice de artificialidad antes calculado, y, aún siendo muy interesante para analizar los efectos derivados de algunas actividades humanas, resulta insuficiente para valorar los efectos de la fragmentación natural o derivados de cambios de uso del territorio.

Es por ello que para el cálculo de las superficies “aisladas” se ha seguido el siguiente procedimiento:

Se ha superpuesto al mapa de heterogeneidad el de la red viaria, generando unas áreas tampón en torno a las mismas. Simultáneamente, desde el perímetro de cada recinto hacia el interior, se ha creado una zona de amortiguación de 200 m. Esta medida selecciona favorablemente las áreas con forma redondeada frente a aquellas alargadas de igual tamaño, donde la relación entre la superficie aislada y el perímetro es menor, y donde la afección por “efecto borde” es menor.

Mapa de desarrollo humano

Pretende detectar áreas poco desarrolladas sobre las que no existan actualmente expectativas de desarrollo. Un indicador válido de artificialidad o grado de humanización y transformación del territorio puede ser la densidad de carreteras. En primer lugar las condiciones de supervivencia de la vida silvestre son superiores en áreas sin carreteras o con baja accesibilidad. Sin considerar otros efectos inducidos, la red viaria tiene un triple efecto directo sobre la vida silvestre: eliminación de hábitats naturales, generación de barreras a los desplazamientos y aumento de accesibilidad y penetración humanos y especies generalistas o foráneas.

La densidad de carreteras es además un indicador, no sólo de desplazamientos sino, en general, de actividades humanas. Por ello muchos planificadores recomiendan comenzar el diseño de redes regionales de espacios naturales protegidos cartografiando áreas escasamente desarrolladas y con baja densidad de carreteras.

Se han definido tres clases según intervalos de densidad de carreteras:

A: áreas con una densidad de carreteras menor que 0,5 Km./Km².

B: áreas con una densidad entre 0,5 y 1 Km./Km².

C: áreas con una densidad superior a 1 Km./Km².

Anfractuosidad o rugosidad del terreno

Se obtiene a partir del mapa de orientaciones y del clinométrico, que tiene en cuenta la variable “pendiente”. Da una medida de la irregularidad del terreno clasificándolo en liso, ondulado, abrupto y muy abrupto.

El valor combinado de la pendiente y de los cambios en la orientación del terreno da un valor de las dificultades de accesibilidad y explotación de un terreno, coincidiendo los terrenos más abruptos con aquellos en los que estas dificultades han favorecido su conservación y la existencia de bajos niveles de perturbación.

La consideración exclusivamente de la variable “pendiente” hubiera discriminado negativamente a las áreas de hipsometría baja en favor de las áreas de montaña. En las áreas con un valor elevado de anfractuosidad de la zona media y baja de Navarra, el número de unidades territoriales para algunas especies clave es mayor que en zonas llanas. Este criterio permite considerar por tanto las condiciones de relieve y fisiográficas favorables para la conservación seleccionando áreas de menor antropización.

Propiedad del suelo

Trata de asignar un peso específico decreciente según la titularidad del suelo sea:

- A. Dominio Público y Gobierno de Navarra.
- B. Entidades Locales y Mancomunidades.
- C. Grandes explotaciones particulares con pocos titulares.
- D. Pequeñas explotaciones con muchos titulares.

Es un criterio socioeconómico con gran repercusión en las posibilidades de mantenimiento y restauración de un corredor pues la gestión se simplifica si el

suelo es de propiedad pública o si, siendo público, la titularidad está poco fragmentada, lo que facilita alcanzar acuerdos.

Análisis del mapa de permeabilidad estructural de Navarra

La insularidad de las áreas naturales o seminaturales de Navarra es más acentuada en la Cuenca de Pamplona, Zona Media y Ribera, pues las áreas adyacentes son habitualmente explotaciones agrícolas que presentan en ocasiones altos índices de intensificación en el uso del suelo. Tal es el caso de la estructura reticular y dispersa de sotos y humedales asociados a tramos medios y bajos de los principales cursos fluviales o a las cuencas endorreicas. En los ríos los mejores sotos han quedado aislados de la dinámica fluvial y las correcciones del cauce y desviaciones de caudal debidas a canalizaciones, obras de defensa, regadíos ineficientes y minicentrales hacen descender el freático aluvial y se empiezan a observar síntomas de senectud y deterioro de la vegetación de ribera, incluso en los espacios protegidos, lo que revela que el modelo de protección de espacios concretos y aislados ha fracasado. Azudes y presas no permeables impiden los desplazamientos de las especies acuáticas. En resumen, la conectividad lateral y longitudinal de los hidrosistemas está seriamente dañada.

En la Navarra Media y Sur predomina el paisaje agroforestal mediterráneo y las áreas pseudoesteparias. Ambas disfrutan en estos momentos del dudoso honor de contener los hábitats más amenazadas de Navarra; las primeras debido al abandono de cultivos y pastizales; los segundos debido a la intensificación agraria. El reconocimiento de la heterogeneidad del paisaje en los sistemas ecológicos ha replanteado la definición del “clímax”, considerado hasta entonces como un estado de equilibrio. El concepto de dinámica de las manchas ha provocado la noción de “metaclímax”: conjunto de subsistemas sucesionales desfasados entre sí pero igualmente necesarios para el funcionamiento del sistema a la escala del paisaje (Blondel, 1986). El mantenimiento de un régimen de perturbaciones antrópicas es el responsable del “equilibrio dinámico e inestable” existente en el mosaico de manchas en distinta fase de sucesión y con un patrón de distribución característico que garantiza la coexistencia a la escala del paisaje de un gran número de especies.

Así, en el contexto del bosque mediterráneo, donde en sentido estricto no existen especies especialistas de interior, sino especies multihábitat, la

conectividad funcional no depende tanto de la existencia de estructuras lineales sino de la un mosaico compuesto por alternancia de cultivos, pastizales, linderos y bosquetes, y por la posición relativa entre los mismos, es decir, por su patrón de distribución. De esta manera, puede observarse como las grandes manchas continuas de carrascal en la zona estellesa tiene menos diversidad que los mosaicos heterogéneos y fragmentados de Leoz o Ujue. La superficie de carrascal, quejigal y matorral ha aumentado a costa de una simplificación del mosaico.

Igual se puede decir de la pseudoestepa cerealista mediterránea más heterogénea y biodiversa cuanto mayor es el índice de barbecho y donde no ha habido concentración parcelaria. Las manchas de mayor valor coinciden con las excluidas del proyecto de regadíos del Canal de Navarra y se inscriben a modo de islas en la matriz de futuros regadíos. Una comparación de las superficies de estas manchas con el mapa de 1986 revela que estas manchas se han reducido por la implantación de extensas viñas emparradas a goteo y otros pequeños regadíos que incomprensiblemente se han instalado en estas áreas excluidas de intensificación agraria por el propio estudio de impacto del Canal.

Las roturaciones y eliminación de linderos, parcelas incultas y balates, favorecidas por una indeseable aplicación del procedimiento de concentración parcelaria, están provocando una alarmante uniformidad y una desaparición del característico paisaje en mosaico. Los problemas derivados del propio diseño de las concentraciones parcelarias, así como las actuaciones subsiguientes en los nuevos lotes a cargo de los agricultores, afecta a todo Navarra y es, probablemente, el mayor problema ambiental de las áreas rurales.

En el caso de los hayedos de la Navarra Atlántica y Montana, a pesar de la ausencia de grandes espacios naturales declarados, presentan cierta continuidad favorecida por la existencia de un continuo arbolado y una extensa red de Montes de Utilidad Pública. En estas áreas el problema no sería tanto la fragmentación, tamaño o distancia entre manchas forestales adecuadas sino un modelo de explotación silvícola que ha favorecido la existencia de masas monoespecíficas de especies maderables, con fustes rectos, escasos árboles viejos, madera muerta, claros y sotobosque u otras especies fruticasas.

No es así en el caso de los robledales atlánticos de fondo de valle. Las grandes roturaciones del pasado y los drenajes de los suelos encharcables, intensificadas en los 80 para aumentar la superficie de praderas forrajeras, redujeron

notablemente su extensión y aumentaron el grado de fragmentación de las masas arboladas. La intensificación, la supresión de setos y la eliminación de las alisedas afectaron igualmente a la conectividad territorial y presumiblemente a las especies de campiña.

Por otra parte, la alta densidad de carreteras, caminos rurales y pistas forestales incrementa los niveles de perturbación y molestias a la fauna silvestre derivadas de la accesibilidad humana a sus hábitats naturales. El aumento de superficie urbanizada y la proliferación de infraestructuras ha provocado una disminución y fragmentación de la superficie de hábitats naturales, especialmente en la Cuenca de Pamplona. Paralelamente, se han ido perdiendo o degradando estructuras naturales lineales que permitían flujos de componentes biológicos y procesos ecológicos entre las manchas fragmentadas.

A pesar de todo ello y teniendo en cuenta las diferencias zonales apuntadas, Navarra aún conserva una red funcional de corredores ecológicos formada por la red fluvial, que aún mantiene operativa su capacidad conectora en muchos tramos, las alineaciones montañosas y un paisaje rural formado por un mosaico de pastos, cultivos y manchas arboladas. A ello cabe añadir los restos de vegetación natural que en forma de setos y bosquetes aún se conserva en algunas y la red artificial de vías pecuarias.

Selección de corredores biológicos

A partir del mapa de permeabilidad estructural y del de espacios naturales prioritarios para la conservación se ha construido la red de corredores ecológicos. A la hora de establecer corredores y de seleccionar las manchas que deben integrarlos, debemos atender no sólo a la permeabilidad de cada mancha, sino también a la posición relativa entre sí y con respecto a los núcleos principales de conservación, tratando de identificar las mejores alineaciones posibles y la posibilidad de establecer una estructura redundante. Cabe decir que el refuerzo de la conectividad fue uno de los criterios empleados en la selección de núcleos prioritarios de conservación y así por ejemplo, el rosario de enclaves y reservas naturales que se extendían a lo largo de los cauces fluviales ha sido sustituido en la nueva propuesta por largos tramos que incluyen el cauce, las riberas y las zonas de inundación frecuente. De esta manera, la propia red de espacios naturales dibuja grandes ejes que se ven reforzados por la red complementaria de corredores ecológicos.

Para definir dicha red se ha tenido en cuenta que existen estructuras paisajísticas y naturales que muestran una clara direccionalidad entre nudos y núcleos y pueden reforzar la “continuidad” del corredor. Tal es el caso de ríos o de sierras. Las vías pecuarias, siendo una infraestructura ganadera de origen humano, tienen un importante valor ecológico, bien sea por su importancia directa para la dispersión de la vida silvestre, bien sea por la recuperación del dominio público como hábitat natural, o bien como soporte de actividades recreativas ligadas al medio natural y capaces de ofrecer alternativas que permitan reducir la presión humana sobre espacios más vulnerables.

Tanto ríos como cañadas, discurren sobre dominio público, lo que reduce los costes de implantación y facilita la futura gestión del corredor. En la mayoría de los casos, el grado de intrusión en las vías pecuarias ha sido tal que son irreconocibles sobre el terreno. Algo similar ocurre con las riberas, que han quedado reducidas a las márgenes del cauce.

Sin embargo, el establecimiento de una estructura natural coherente debe ser un objetivo a largo plazo, que en ocasiones implicará la toma de decisiones a futuro. Por lo que en la actual definición de corredores potenciales no se debe adoptar una actitud de claudicación y resignación ante estas intrusiones. Esto implica seleccionar no sólo aquellas estructuras lineales que actualmente aún mantienen cierto grado de conectividad, sino aquellas que potencialmente pueden y deben recuperarla.

A ríos, cañadas y cadenas serranas, cabe añadir estructuras reticuladas que han sido identificadas en el proceso anterior.

En virtud de lo expuesto, para la obtención de los trazados de los corredores biológicos se han superpuesto los siguientes mapas:

- Lugares de Importancia Comunitaria y áreas sensibles para la conservación (RENA).
- Permeabilidad estructural del territorio obtenido anteriormente.
- Red hidrológica con los cursos principales y los afluentes principales y secundarios.
- Inventario de hábitats de la Red Natura 2000.
- Red de vías pecuarias.
- Áreas hipsométricas.

Los contornos de nudos y escalas se establecen de acuerdo a su delimitación en el mapa de aptitudes. El trazado de los corredores que los unen entre sí y con los núcleos tienen un ancho fijo de 1 Km en corredores en el caso de estructuras paisajísticas; para ríos se ha establecido un ancho variable; ante la inexistencia de deslinde, salvo en tramos excepcionales, se ha definido para delimitarlos un área buffer en cada orilla de 5 metros en las regatas, 25 metros en los cursos altos, 50 metros en tramos medios o muy encajados, y 100 metros en los cursos bajos de los cursos fluviales principales; este último ancho corresponde a la zona de policía que establece la vigente Ley de Aguas. Para las vías pecuarias se ha establecido el ancho que les corresponde según su categoría.

La delimitación precisa del ancho y de las estructuras redundantes a pequeña escala debe designarse en el trabajo de definición a escala local, siguiendo la metodología aplicada para la delimitación de los Lugares de Importancia Comunitaria a escala 1/5.000.

En resumen, los criterios elegidos para valorar la idoneidad del territorio como corredor biológico permiten contemplar las siguientes variables de análisis: usos del suelo, presencia de hábitats de interés comunitario, afinidad de hábitats a conectar, tamaño (selección de áreas bien conservadas menores de 200 has. no incorporadas en las fases anteriores), hipsometría, propiedad del suelo, linealidad y direccionalidad natural. Otros criterios de interés, como el índice de conectividad, calculado como el inverso del número de interrupciones- barreras o el número de conexiones, deberán ser aplicados a escala local o en corredores faunísticos, pues la percepción de una barrera es diferente según las especies.

Corredores faunísticos y a escala local

El empleo de la escala de paisaje es útil para planificar y ordenar el territorio. De esta manera puede preverse la afección sobre la conectividad regional de grandes proyectos de transformación en regadío o el efecto de aislamiento o barrera que pueden producir grandes infraestructuras. Pueden asimismo identificarse grandes ejes conectores entre los principales ecosistemas que a escala regional pueden definirse en un territorio, como es el caso de los hayedos, los robledales, el monte mediterráneo o los sistemas agrarios pseudoesteparios.

Pero estos trabajos a escala de paisaje deben concretarse con otros a escala local donde la resolución de la información manejada sea más precisa y se puedan abordar con suficiente detalle los aspectos socioeconómicos que afectan al establecimiento, mantenimiento y gestión del corredor (Figura 3).

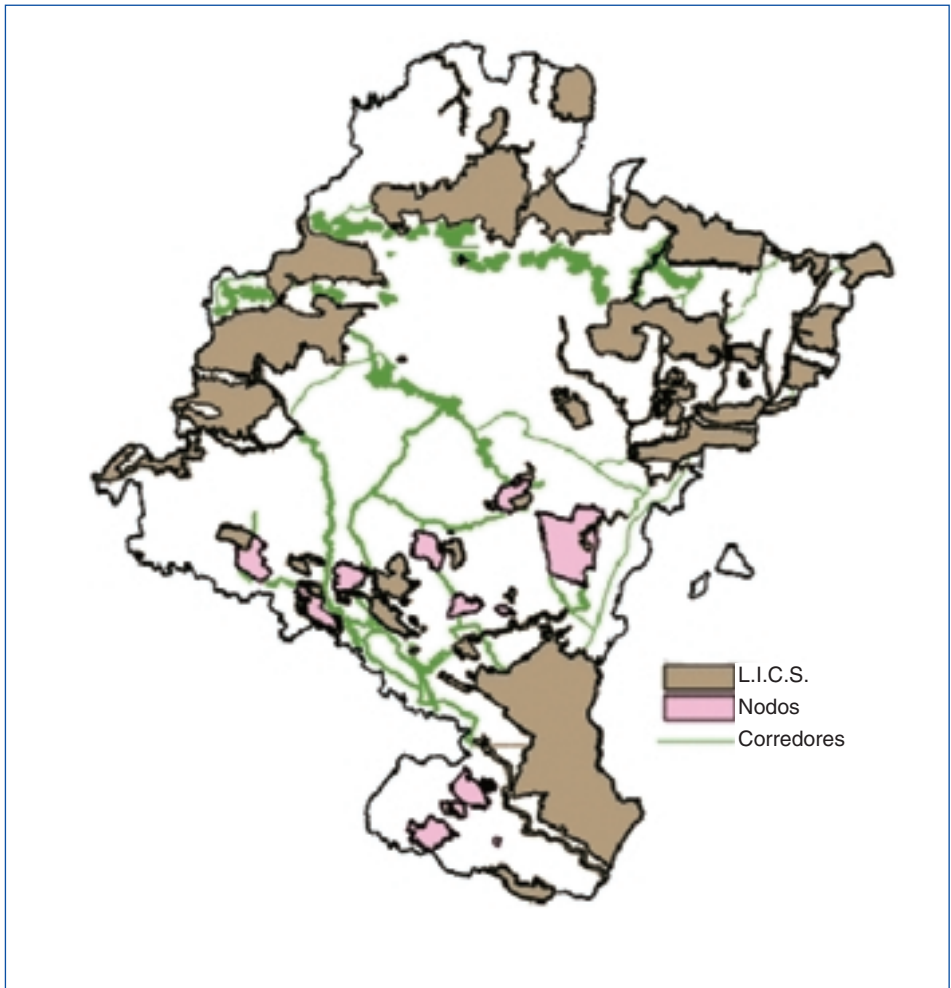


Figura 3. Definición de corredores a escala local

DEFINICIÓN DE CORREDORES A ESCALA LOCAL (Modelo algorítmico)

FASE DE PLANIFICACIÓN Y DISEÑO



1. Identificación de las manchas mejor conservadas
2. Corredores potenciales
3. Identificación de barreras
4. Aspectos sociales y de gestión
5. Mapa de conflictos de uso
6. Trabajo con las comunidades locales
7. Reformulación de objetivos
8. Nueva recogida de información
9. Propuesta de corredores alternativos
10. Evaluación de alternativas
11. Selección del corredor definitivo
12. Propuesta de gestión
13. Análisis económico-financiero
14. Programa de seguimiento y definición de indicadores

FASE DE EJECUCIÓN



A la hora de establecer corredores faunísticos han de tenerse en cuenta los requerimientos ecológicos de las especies para las que se quieren conectar hábitats adecuados. Al no ser posible siempre posible abordar un análisis especie a especie que abarque a todas aquellas que deban ser objeto de programas de conservación, se tiende a definir grupos funcionales. La importancia de una correcta selección de estos grupos es vital; muchos estudios sobre conectividad definen una “especie tipo” con unos requerimientos tan difusos y generales que los resultados son difícilmente creíbles cuando se piensa en especies concretas.

Por otra parte, nuestros conocimientos sobre los requerimientos vitales de muchas especies y sus desplazamientos son tan escasos que resulta imprescindible comparar con “verdad campo” y establecer programas de seguimiento. En definitiva, resulta evidente que un corredor es tanto más efectivo cuanto más concretos son sus objetivos y más se adecuen sus características a esos objetivos.

Dentro de los planes específicos de gestión para lugares de Natura 2000 que se vienen elaborando en Navarra, se han abordado algunos problemas de conectividad para diversas especies o hábitats. Se exponen brevemente a continuación algunos de los casos estudiados.

*Caso de estudio 1. El pico mediano (*Dendrocopus medius*)*

Situación:

Su población peninsular ha quedado relegada a subpoblaciones aisladas y muy distantes (tres conocidas en Navarra). Sólo está presente en robledales, que es en Navarra el tipo de bosque cuya superficie potencial más se ha reducido y el más fragmentado.

Requerimientos:

Estrictamente forestal. Necesita manchas de un tamaño mínimo de 10 has. para consolidar territorios y de 30-40 has. para establecer una población viable. Sus efectivos descienden notablemente por debajo de las 100 has, considerándose un tamaño recomendable las de al menos 300 has.

Desplazamientos:

La distancia máxima de desplazamiento comprobada entre manchas forestales es de 9 Km. Para ello necesita setos y bosquetes intercalados.

Medidas:

1. Cartografía de área potencial de robledal higromórfico.
2. Identificación y selección de parcelas para la restauración y de propietarios.
3. Fomento de proyectos de restauración de setos y bosquetes dentro de la convocatoria de ayudas a la silvicultura y a la reforestación de tierras agrarias.

Caso de estudio 2. La rana ágil (Rana dalmatina)

Situación:

Esta especie está estrechamente ligada a los robledales encharcables de fondo de valle. Estos robledales han sido sustituidos en gran medida por praderas forrajeras y sus suelos drenados, lo que ha provocado una rarefacción de la especie que se encuentra, al igual que su hábitat, muy fragmentada. Actualmente sólo está presente en algunos núcleos de Navarra y País Vasco.

Requerimientos ecológicos:

Trama de pequeños humedales próximos entre sí y cercanos a claros en robledales encharcables, setos y vegetación de galería, con una banda herbácea sombreada junto a setos.

Desplazamientos:

Los individuos metamorfoseados los inician al azar desde el punto de emergencia en las charcas hasta alcanzar pequeños claros forestales (100-200 m²) donde encuentran alimento. Entre parcelas desarboladas se desplazan por setos y por vegetación de galería de los pequeños cursos fluviales, cazando en la banda herbácea más próxima al seto. La distancia habitual comprobada de desplazamiento es de 50-300 m., siendo la máxima de 500 m.

Medidas:

1. Delimitación del área Natura 2000 siguiendo los valles de fondo en alineación con la banda potencial de conexión entre los núcleos fragmentados.
2. Marcaje de metamorfoseados y seguimiento de desplazamientos.
3. Inventario de las charcas que aún se mantienen y que han sido drenadas.
4. Elaboración de directrices de restauración y restauración de 30 charcas en los próximos seis años seleccionando preferentemente las que favorezcan la futura conexión entre los actuales núcleos residuales.
5. Traslocación de puestas a las nuevas balsas y seguimiento de las subpoblaciones.
6. Restauración de red de setos entre las charcas.
7. Mantenimiento de una banda herbácea sin segar junto a los setos, compensando al ganadero por la pérdida de valor forrajero, para favorecer el desplazamiento y alimentación de las ranas.
8. Diseño de medida agroambiental para evitar el drenaje y la intensificación de parcelas encharcables.

Caso de estudio 3. El monte mediterráneo

Situación:

La máxima diversidad se da con mosaico de cultivos, pastizales y bosquetes de quercineas mediterráneas. La flora y fauna de este hábitat es propia de estados evolutivos tempranos. Los predadores alcanzan su máximo en estos mosaicos de áreas abiertas y forestadas con abundancia de presas típicas. La avifauna forestal es característica de bosques eurosiberianos que se adaptan a las condiciones mediterráneas. Sin embargo este antiguo mosaico está desapareciendo. Los cultivos se abandonan y los cultivos y pastizales se cubren de matorral. La población de conejos y otras presas disminuyen y con ellas las de predadores.

Desplazamientos:

Las especies son multihábitats; se alimentan en espacios abiertos y se reproducen y desplazan amparándose en la protección que les proporcionan los setos, linderos y bosquetes.

Medidas:

1. Localización de corralizas y pastores activos.
2. Selección de cultivos abandonados cercanos a las corralizas.
3. Desbroce irregular de parcelas.
4. Siembra con mezcla selecta.
5. Instalación de majanos y traslocación de conejos.
6. Acuerdos con los ganaderos para mantenimiento de carga ganadera y rotación.
7. Construcción de cerramientos y balsas para el ganado y la fauna silvestre.

Caso de estudio 4. Río Arga

Situación:

El tramo último del río Arga corresponde a un río mediterráneo de trazado meandriforme con crecidas ordinarias que renuevan los ecosistemas ribereños y modifican con frecuencia el trazado. Sin embargo en las pasadas décadas el cauce fue canalizado, una minicentral se construyó en la cabecera del tramo y los cultivos agrícolas o silvícolas sustituyeron y cercaron a la vegetación de ribera que ha quedado relegada a algunos meandros y a antiguos cauces abandonados. La detración de agua por la central y por los cultivos es importante.

Conectividad lateral y longitudinal:

La canalización del cauce aumenta la velocidad del agua y favorece la erosión del cauce y la evacuación rápida. Así, la altura del cauce ha descendido varios metros y los antiguos cauces abandonados han quedado aislados de la dinámica fluvial siendo difícil su reconexión. El freático aluvial ha descendido y, sin caudal de regeneración, los bosques riparios residuales, que en su día fueron declarados reservas naturales han ido evolucionando a etapas maduras, simplificándose el conjunto del hidrosistema y deteriorándose las masas arboladas. El cauce ha quedado fijado y los procesos de erosión y movilidad de sedimentos han sido profundamente alterados. La conectividad lateral del cauce con los sistemas ribereños asociados ha desaparecido al igual que la alternancia de aguas rápidas y lentas. Por otra parte la morfología del cauce y de las márgenes se ha modificado y han disminuido los puntos de freza y los desplazamientos de los

organismos acuáticos. En muchos puntos la banda de vegetación riparia ha desaparecido totalmente, se ha reducido al mínimo o ha sido sustituida por choperas con especies clónicas.

Medidas:

1. Delimitación de zona inundable.
2. Planificación de usos compatibles con la inundabilidad y análisis de costes y beneficios.
3. Acuerdos con propietarios.
4. Restauración de una banda continua de vegetación de ribera.
5. Reconversión de algunos cultivos intensivos a producción integrada; éstos a ecológicos; éstos a chopera y éstos a soto.
6. Supresión de motas y defensas para favorecer la inundabilidad de sotos y la conectividad lateral.
7. Supresión o permeabilización de obstáculos para favorecer los desplazamientos de fauna acuática y la conectividad longitudinal.
8. Simulación de caudal de crecida en brazos abandonados a través de acequias de riego.
9. Adquisición de tierras.
10. Aumento de zona inundable y, a largo plazo, facilitar los desplazamientos laterales del cauce.

Referencias

- García, S., 1998. *Estudio para la constitución de una red de corredores biológicos*. Dirección General de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- Burel, F. y Baudry, J., 2002. *Ecología y paisaje; conceptos, métodos y aplicaciones*. Ediciones Mundi-Prensa, 353 p.
- Blondel, J., 1986. *Biogéographie évolutive*. Masson, París.

Diseño ecológico del paisaje. Planificación y conectividad en el mediterráneo y en Italia

Gloria Pungetti

Introducción y antecedentes históricos

El paisaje mediterráneo es el resultado de una larga historia de interacciones entre los recursos naturales y la civilización, es por tanto necesario echar una mirada al pasado para comprender su diversidad ambiental. Este es en realidad un lugar donde la huella del hombre – estructuras antrópicas- se puede encontrar remontándonos 3000 años atrás, y en el que el paisaje se compone de un mosaico de elementos no sólo naturales sino también culturales.

Durante la revolución industrial, la tecnología y la intensificación en el uso del suelo ocasionaron el primer cambio importante en el paisaje mediterráneo. Desde ese periodo, los paisajes culturales ribereños han sido progresivamente erosionados por el desarrollo. Los cambios en la economía, en las comunicaciones y en los aspectos socioculturales de la región no sólo están degradando los valores ecológicos sino también los escénicos y los culturales.

Desde la Segunda Guerra Mundial, los usos tradicionales - como las terrazas- se han ido abandonando. El resultado se hace patente en la actualidad en la desaparición de los paisajes culturales, y en consecuencia en la reducción de la diversidad biológica y paisajística. El impacto del hombre, con el desarrollo de infraestructuras, urbanización, turismo y agricultura intensiva, ha dado lugar al establecimiento de barreras que han originado la fragmentación del paisaje y que han reducido la conectividad ecológica. Este hecho se hace evidente en la cuenca norte del mediterráneo, donde se observa una gran expansión del tejido urbano y la existencia de una tupida red de carreteras e

infraestructuras, especialmente a lo largo de las cuencas y de los valles. Como resultado, la mayor concentración de naturaleza está confinada en áreas concretas, tales como las zonas de montaña, que junto con los cauces fluviales representan los más valiosos corredores ecológicos de la cuenca del Mediterráneo.

El paisaje rural y cultural mediterráneo

Seguramente, el mediterráneo, más que ninguna otra región, ilustra de forma diversa la relación entre el hombre y la naturaleza. El paisaje rural por ejemplo, integra actividades agrícolas, ganaderas y silvícolas. Las técnicas agrarias tradicionales, además, han sido capaces de controlar la erosión y la escasez de agua con la construcción de terrazas en las laderas y con el uso de plantas autóctonas como la vid, el olivo y el algarrobo. El resultado es un paisaje más versátil que estable, que claramente muestra los límites del desarrollo según los factores limitantes de los ecosistemas semiáridos.

Los paisajes rurales en las regiones semiáridas difieren de los de las regiones templadas. Si en la segunda, los esfuerzos se centran en el avance del bosque, en la primera se centran en frenar la desertificación (Makhzoumi, 1997). En este sentido, el paisaje rural mediterráneo desempeña un papel fundamental en la conservación de los recursos naturales y en el mantenimiento del balance ecológico.

La fragilidad del paisaje mediterráneo es más crítica según un gradiente desde las zonas semiáridas a las zonas áridas. No sólo por el mayor grado de aridez, sino también por el aumento de la población y de la actividad turística. El turismo ha sido una de las principales vías de desarrollo en una zona con un crecimiento económico muy rápido y escasez de recursos naturales (Leontidou *et al.*, 1997). Por tanto, el alto consumo de recursos primarios, como suelo y agua, ha resultado en un incremento en la contaminación y en un daño irreversible en los ecosistemas naturales y culturales (Grenon y Batisse, 1989; Tangi, 1977). Esta ha sido una de nuestras principales consideraciones en la búsqueda de enfoques alternativos al desarrollo del paisaje, tanto en investigaciones previas (Makhzoumi y Pungetti, 1999) como en este documento.

Hombre y naturaleza en el mediterráneo

En el mediterráneo, la relación entre el hombre y la naturaleza, generalmente conflictiva, es un aspecto fundamental a tener en cuenta en el marco de las ciencias ambientales. La herencia cultural es difusa en la cuenca mediterránea, algunas veces constituye elementos que enriquecen y dan calidad al paisaje, y otras veces barreras ambientales - como por ejemplo cuando el desarrollo turístico intensivo limita el funcionamiento de los procesos ecológicos - (Pungetti, 1995, 1996b).

La herencia cultural en el Mediterráneo incluye además del paisaje cultural otros elementos de importancia histórica y valor escénico, tales como los centros históricos, monumentos aislados y antiguas vías. Algunos de ellos no interfieren con la conectividad ecológica, mientras que otros pueden representar barreras si no se aplica una gestión adecuada.

Teniendo en cuenta que la mayor parte de los paisajes mediterráneos han sido profundamente modelados por el hombre, es necesario considerar la herencia cultural tanto en las políticas ambientales como en los proyectos de restauración de la conectividad ecológica. El análisis histórico, orientado desde una perspectiva cultural y ecológica, se presenta por tanto como un elemento esencial para la toma de decisiones relacionada tanto con el desarrollo futuro de la zona como con los proyectos de restauración de la naturaleza (Makhzoumi y Pungetti, 1999).

La percepción ambiental es otra herramienta fundamental para la toma de decisiones. El hombre mediterráneo ha habitado generalmente en las proximidades de zonas naturales en las que se localizan altos valores de diversidad biológica. Estos valores de biodiversidad varían del Norte al Sur de la cuenca mediterránea. Las poblaciones humanas incluso han sido reacias a la naturaleza por los numerosos y continuos riesgos que ésta implica: terremotos, erupciones volcánicas, inundaciones, etc.

No hay duda de que la interacción entre los sistemas naturales y culturales mediterráneos es muy compleja. Ello es debido a una presencia intensa y secular del hombre en esta región, pero también, en algunas zonas, a la falta de concienciación social por las cuestiones ambientales. Esto último puede tener su origen en el miedo a los riesgos naturales indicados anteriormente, pero sobre

todo en el dilema “microcosmos *vs* macrocosmos” – individualidad *vs*. comunidad, debido a una cultura que prioriza los aspectos privados frente a los públicos, y que pone mayor interés en el ambiente antrópico o antropizado que en el natural.

Más aún, algunas poblaciones humanas son reacias a la protección de la naturaleza, la cual es interpretada más como una restricción al desarrollo que como una ventaja de futuro. Esta hostilidad ha alcanzado en ocasiones cotas extremas, como por ejemplo con la caza ilegal de especies en peligro o el fuego intencionado en parques donde la población local aún no acepta la situación impuesta por la protección legal del espacio.

Más aún, hay una falta de control del medio y de cumplimiento de las regulaciones, tales como la construcción sin permiso o sin cumplir los requisitos legales en zonas sensibles desde el punto de vista ecológico, o en zonas de riesgos naturales (Pungetti, 2001).

Paradójicamente, sin embargo, estos establecimientos ilegales han sido objeto de autorizaciones y abusos legales por parte de legislaciones nacionales determinadas, como por ejemplo en Italia, donde se ofreció una amnistía a las edificaciones ilegales. Finalmente, pero no por último, existe en este país una actividad de crimen organizado denominado *Ecomafia*, que controla varios vertederos ilegales, incluyendo aquellos con vertidos altamente contaminantes.

Todas estas consideraciones evidencian la existencia de barreras culturales, que unidas a las barreras físicas urbanas y de infraestructuras, constituyen obstáculos difícilmente franqueables para la mejora de la conectividad ecológica en el mediterráneo.

Diseño y planificación del paisaje en el mediterráneo

El paisaje mediterráneo, uno de los más antiguos modelado por el hombre, ha desarrollado una riqueza y heterogeneidad únicas. La relación ancestral entre el hombre y la naturaleza anteriormente indicada ha sido sustancialmente modificada en el último siglo, resultando en una mayor fragilidad de los ecosistemas, que pueden ahora ser fácilmente degradados y fragmentados. Aunque los biotipos mediterráneos presentan una alta resistencia adaptativa a la

presión antrópica constante, no pueden sin embargo resistir la fragmentación ni el aislamiento.

El desarrollo de enfoques alternativos de desarrollo es una cuestión prioritaria. Estos podrían considerar la conectividad ecológicas o bien el diseño y planificación del paisaje sobre la base de aspectos culturales y ecológicos. De hecho, la fragilidad del medio ambiente mediterráneo requiere del enfoque holístico que aporta la ecología. Esta ciencia debería ser por tanto parte integrante en el diseño y planificación del paisaje. Como resultado, se podrían diseñar patrones de paisaje más acordes con el contexto natural y cultural de la región (Makhzoumi y Pungetti, 1999).

El diseño y la planificación del paisaje relacionan actitudes humanas con el análisis de los elementos, procesos y sistemas de los paisajes. El diseño y planificación ecológicos de un paisaje añade a lo anterior la función de comprender el patrón de hábitats a la escala de paisaje.

Si la ecología se considera el estudio de la interacción entre todos los organismos vivos, incluido el hombre, con el medio físico y biológico, entonces el método ecológico de planificación puede definirse como el procedimiento para estudiar los sistemas biofísicos y socioculturales de un lugar, con el fin de determinar la mejor distribución y tipología de usos (Steiner, 1991). En este sentido, el diseño ecológico de paisajes se enfoca a conectar los aspectos físicos del ecosistema en su conjunto con los culturales, con el objeto de proponer oportunidades para el proceso de toma de decisiones sobre el futuro paisaje (Pungetti, 1996a). Finalmente, el diseño ecológico representa el esfuerzo de dar soluciones a las condiciones culturales y ecológicas del medio, con el objetivo de imponer orden en ciertos paisajes usando las herramientas del conocimiento y de la ciencia.

Del diseño y planificación ecológica del paisaje a la conectividad

Opdam (1991) identificó como principales elementos del paisaje los siguientes:

- a) Zonas de concentración de biotipo.
- b) Los corredores que los conectan.

- c) Otras áreas.
- d) Las barreras entre ellos.

Estos elementos pueden traducirse en los elementos básicos de las redes ecológicas:

- a) Zonas núcleo.
- b) Corredores.
- c) Zonas de amortiguación.
- d) Barreras.

Desde este punto de vista, el paisaje se concibe como un tejido de teselas conectadas por flujos (ej. energía, nutrientes, organismos) que en definitiva define la interacción entre hábitats.

Las zonas núcleo estarían representadas por los parques naturales y las áreas protegidas, pero también por otras zonas que actúan como fuente y refugio de especies. Estas últimas están localizadas en el contexto del territorio y constituyen un recurso útil para el diseño ecológico del paisaje. Las zonas núcleo, sin embargo, no pueden mantenerse de forma aislada, sino conectadas y consideradas en el marco de la red ecológica.

En este contexto, es esencial abordar el análisis de los elementos del paisaje, incluyendo su conectividad. Los pasos pueden ser:

- a) Evaluar la diversidad biológica y paisajística y
- b) Comprobar si las funciones del paisaje y los requerimientos ecológicos de un área, incluyendo el desplazamiento, dispersión, migración e intercambio genético de las especies, son suficientes para satisfacer los requisitos de conservación de la naturaleza.

En la actualidad, la fragmentación del territorio representa uno de los mayores riesgos para la conservación de la naturaleza. Los principios de conectividad y de redes ecológicas deberían aplicarse no sólo en el contexto físico del paisaje sino también en el contexto social. Las estrategias de conservación de la naturaleza pueden constituir alternativas si se enfocan tanto al paisaje como a la sociedad, y su éxito estará determinado por la integración de las necesidades de desarrollo antrópico en los objetivos ambientales. Esta integración puede ser sin embargo

alcanzada sólo mediante la cooperación e interrelación real entre los actores implicados, incluyendo entre ellos la naturaleza.

Planificación y diseño en Italia

El diseño y planificación del paisaje en Italia han sido difícilmente entendido y aceptado por la sociedad y por los políticos desde los años 70. Ello ha sido debido, entre otros, a la herencia de una filosofía particular de principios del último siglo, centrada en el atractivo natural (Croce, 1902). Ejemplos de esta filosofía pueden encontrarse en numerosos planes de desarrollo rural y urbano, donde la metodología de planificación no se basaba en los principios ecológicos sino en los elementos funcionales y escénicos. La consecuencia ha sido que el planeamiento ambiental y paisajístico ha progresado más en la línea de conservación de la naturaleza que en la de desarrollo natural –usando aproximaciones más estáticas que dinámicas- (Pungetti, 1991, 1996a).

La planificación del paisaje en Italia derivó en el primer resultado consistente en los años 80, a partir de, entre otros:

- La elaboración de planes paisajísticos regionales, de acuerdo con la Ley Galasso (L. 431/85) en la que se aseguraba la protección del paisaje en una serie de categorías territoriales;
- La protección del suelo a partir de la Ley de Cuencas Hidrológicas (L. 183/89), que imponía el desarrollo de planes fluviales; y
- El Borrador de Ley de Espacios Protegidos (L. 394/91), enfocada a la conservación de la herencia natural nacional.

El diseño paisajístico en Italia, como en otras zonas del mediterráneo, ha seguido tres vías principales: diseño urbanístico, planificación del medio físico y protección de la naturaleza. Estos enfoques, sin embargo, no se han aplicado de forma interactiva, y como consecuencia, el planeamiento ambiental se ha desarrollado hasta hace una década considerando los aspectos naturales y humanos de forma separada.

Además, el planeamiento del medio físico y la protección de la naturaleza se han basado en teorías desarrolladas en el noroeste de Europa y en el norte de América. Los principios en los que se basan esas teorías son inadecuados cuando

se aplican a las condiciones italianas, tradicionalmente diferente a las de los países del norte (Pungetti, 1996a). Finalmente, ha existido una falta de apoyo e implicación de las poblaciones locales en la implementación del planeamiento paisajístico y ambiental, tal como se explicó anteriormente.

En este contexto, la contribución de Italia al conocimiento ambiental ha evolucionado desde el análisis de la continuidad ambiental al desarrollo de teorías de conservación de la biodiversidad y del paisaje, abordando el concepto de redes ecológicas. En la última década los mayores éxitos en la implementación de cuestiones relacionadas con la continuidad ambiental se han obtenido a los niveles regionales y provinciales – en proyectos desarrollados por las autoridades locales.

Iniciativas de conectividad ecológica en Italia a escala nacional

Tras un debate inicial derivado del desarrollo de seminarios y talleres de trabajo, en 1998, ANPA (Agencia Nacional para la Protección del Medio Ambiente) elaboró el borrador del Plan de Acción Nacional de Redes Ecológicas, como soporte para alcanzar la conectividad ecológica a escala nacional. Su principal objetivo era el definir las herramientas bases para la planificación local a través de redes ecológicas (Guccione y Bajo, 2000). En este sentido, el Plan contempla el estudio de la conectividad ambiental en Italia, la exploración de métodos para el desarrollo de redes ecológicas y la integración de las redes ecológicas en los instrumentos de planificación del medio físico. Se seleccionaron diez casos de estudio, con grupos de trabajo formados por académicos, autoridades locales y planificadores, para implementar el Plan. Como resultado se redactó un manual para la elaboración de planes de gestión sostenibles enfocados a mejorar la conectividad ecológica.

Otras dos iniciativas nacionales se están desarrollando en la actualidad. La primera es el Mapa Natural, realizado por el Servicio Técnico Nacional, como un instrumento de individualizar las condiciones ambientales en Italia (Zocchi, 1999). El objetivo principal es definir los valores naturales y los casos de vulnerabilidad en el territorio nacional.

La segunda es el REN (Red Ecológica Nacional) impulsada por el Ministerio de Medio Ambiente, con el objetivo de desarrollar una red ecológica nacional como

una estructura medio ambiental que se extienda en el conjunto del territorio. El REN contempla las áreas protegidas como nodos del sistema, interconectadas por áreas de interés natural, corredores ecológicos y zonas de amortiguación (Agliata y Cingolani, 2000).

Casos de conectividad ecológica en Italia. Escalas provinciales e interregionales

Uno de los programas del Plan ANPA consistió en métodos de seguimiento de los elementos de las redes ecológicas, con el objetivo de alcanzar un conocimiento básico útil en el avance de propuestas para el desarrollo de redes ecológicas en Italia. La Provincia Reggio Emilia y ARPA Reggio Emilia establecieron un grupo de trabajo piloto coordinado por la Universidad de Cambridge. En el proyecto se propone la conexión de una zona húmeda de importancia regional con la futura red ecológica provincial. Esta futura red podría ser mejorada utilizando canales restaurados como corredores ecológicos y pequeñas zonas húmedas como puntos de paso, mientras que el humedal más extenso constituiría la zona núcleo (Cavalchi y Pungetti, 2000).

Tras un análisis preliminar del área de estudio a partir de información territorial y ecológica, se seleccionaron especies diana y se utilizó un SIG para aplicar los conceptos de la ecología del paisaje. A partir de los resultados se han establecido las bases para elaborar propuestas de una posible red ecológica a escala sub-regional. El valor de este trabajo reside en el hecho de que va más allá del concepto de *área protegida* como un elemento estático ambiental. Incluye también la consideración de los requerimientos del área con relación a la continuidad ambiental y a las consecuentes implicaciones funcionales y ecológicas.

Otra contribución significativa del Plan ANPA procedió de la Universidad de L'Alquila, que promovió Planeco, un proyecto interregional que implicó a 5 universidades, 4 regiones, y varios ayuntamientos y parques naturales. Los dos principales objetivos de Planeco son:

- a) La definición de criterios de planificación para el territorio - considerado como un sistema de componentes ecológicos - prestando especial atención a la continuidad ambiental, y

- b) La definición de criterios de planificación de áreas protegidas que no están aisladas, sino enlazadas como componentes de una red ecológica (Romano, 2000).

El proyecto se desarrolló desde el análisis científico centrado en la vegetación y la fauna, hasta la elaboración de propuestas de intenciones enfocadas a alcanzar la continuidad ambiental de las regiones implicadas.

Un proyecto ecológico de conectividad ecológica

Las regiones de Emilia-Romagna y Abruzzo son socios de Life ECONet, un proyecto europeo que demuestra la sostenibilidad usando redes ecológicas. Su objetivo es fomentar el desarrollo sostenible para:

- Detener y revertir el deterioro continuo del medio ambiente europeo,
- Integrar los aspectos ambientales en la planificación y gestión de los usos del suelo y
- Demostrar y difundir en Europa la extrapolación de los resultados positivos obtenidos.

Estos objetivos pueden ser alcanzados contrastando la hipótesis de que la integración de las cuestiones ambientales en la planificación y gestión de los usos del suelo puede ser facilitado mediante la aplicación de un modelo holístico centrado en el establecimiento de redes ecológicas de ámbito regional.

Este es un proyecto a cuatro años cofinanciado por el Programa Life Medio Ambiente 1999, con 18 socios distribuidos en Inglaterra, Holanda e Italia. Representa un partenariado internacional y multidisciplinario formado por universidades, centros de investigación, autoridades locales y regionales y órganos ambientales y de conservación de la naturaleza.

Se han seleccionado tres estudios de caso para implementar el proyecto: dos en Italia (en las regiones de Emilia-Romagna y Abruzzo) y una en Inglaterra (Cheshire). Otro caso de estudio adicional establecido en la provincia de Gelderland, Holanda, actúa como zona de referencia en la discusión de problemas y soluciones que derivan de la experiencia holandesa en redes ecológicas.

El proyecto contempla 5 objetivos:

- Desarrollo tecnológico de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la aplicación de los principios de ecología del paisaje.
- Evaluar e influir en los instrumentos y políticas de uso del suelo.
- Demostrar la gestión integrada de los usos del suelo.
- Implicar a los agentes y actores interesados.
- Difusión de los resultados.

Life ECONet es un proyecto cuyo objetivo es alcanzar resultados prácticos, tales como avanzar en el desarrollo y refinamiento de las redes ecológicas en los tres casos de estudio referidos anteriormente. Contribuye al desarrollo de ideas para la conservación de la naturaleza y el desarrollo de políticas, así como a demostrar e integrar enfoques de gestión del suelo a partir de ejemplos concretos. Otros objetivos son alcanzar el entendimiento y concienciación social sobre las redes ecológicas y difundir lo máximo posible los resultados del proyecto.

Conclusión

Los resultados obtenidos en los anteriores trabajos confirman la hipótesis formulada en trabajos previos (Makhzoumi y Pungetti, 1999; Pungetti 1991, 1996a, 2001; Pungetti y Romano, 2003). En primer lugar, el diseño y planificación refleja la cultura del lugar donde se realizan. En segundo lugar, existen definitivamente diferencias regionales en los enfoques de diseño y planificación paisajística y también en los de conectividad; aunque los principios son comunes, la implementación varía según las zonas. En tercer lugar, existen evidencias de diferentes niveles de conocimiento ecocultural, derivado de distintos factores tales como avances científicos, estrategias políticas y ambiente social, incluyendo la influencia de los medios de comunicación.

Como resultado, la conectividad ecológica y la planificación requieren una mayor integración de los distintos sectores y la cooperación entre los expertos y las comunidades sociopolíticas. Esta cooperación ha sido reforzada en la última década, con el establecimiento, a distintas escalas, de grupos de trabajo interdisciplinares y en los que están representados distintas organizaciones. Del mismo modo, a esta mayor integración ha contribuido la incorporación de los conceptos de biodiversidad y de redes ecológicas en el marco del planeamiento

regional y provincial. Sin embargo, existe aún disparidad entre las regiones mediterráneas, falta de concienciación ambiental, y en algunos casos, hostilidad frente a la conservación de la naturaleza. Estas cuestiones ciertamente dan lugar a divergencias en las prioridades y objetivos políticos de los distintos países, así como a una débil integración hombre – naturaleza.

De todo ello se puede deducir que la conectividad en la región mediterránea no implica sólo elementos ecológicos, sino también componentes culturales. Por tanto, debemos también abordar las actividades humanas, la planificación, la educación y la concienciación. Sin la incorporación de estos aspectos en el diseño de proyectos de conectividad, estos no pueden ser implementados eficazmente.

Con el objetivo de incrementar la conectividad en el mediterráneo es por tanto necesario considerar la interacción entre los factores naturales y culturales de la región y del paisaje. Se requiere aún profundizar no sólo en las cuestiones naturales sino también en las socioculturales. Esto podría abordarse considerando por ejemplo las tendencias culturales y las funciones socioeconómicas de la red ecológica, conectando la ecología y la socioeconomía. Ello implica equilibrar naturaleza y desarrollo sostenible, a través de vínculos entre conservación y desarrollo, y entre la planificación de usos del suelo y las tradiciones locales. Necesitamos conectar el conocimiento tradicional de las poblaciones locales con el conocimiento científico. Quizás la solución sea sencillamente explorar con un enfoque distinto la forma en la que la sociedad se relaciona con el lugar donde habita, idealmente en armonía con la naturaleza tal y como fue en el pasado. Necesitamos ampliar la perspectiva recurriendo al paisaje rural-cultural de la región mediterránea, que tiene el potencial de conectar fácilmente naturaleza, cultura y sociedad, tal y como nos muestra la historia. En conclusión y según Makhzoumi y Pungetti (1999):

*Debemos mucho a esos sabios mediterráneos
que modelaron este excepcional paisaje cultural
que ha sido simultáneamente fuente de inspiración
y de inquietud en el desarrollo de nuestras ideas*

Referencias

- Agliata, M. y Cingolani V., 2000. La rete ecologica nel quadro delle azioni del programma per i fondi strutturali 2000-2006. *Parchi* 29: 57-65.
- Cavalchi, B. y Pungetti G. (Eds.), 2000. *Verso la realizzazione di reti ecologiche in aree rurali: Studio pilota in Provincia di Reggio Emilia*. ARPA, Bologna, 93 pp.
- Croce, B., 1902. *Estetica come scienza dell'espressione linguistica generale*. Laterza, Bari.
- Grenon, M. y Batisse M., 1989. *Futures for the Mediterranean Basin: The Blue Plan*. Oxford University Press, Oxford.
- Guccione, M. y Bajo N., 2000. Il progetto dell'Anpa. *Parchi* 29: 88-92.
- Leontidou, L.; Gentileschi M.L.; Aru A. y Pungetti G., 1997. Urban Expansion and Littoralisation. En: P. Mairota; J.B. Thornes y N. Geeson (Eds.), *Atlas of Mediterranean Environments in Europe*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 92-97.
- Makhzoumi, J., 1997. The changing role of rural landscapes: olive and carob multi-use tree plantations in the semiarid Mediterranean. *Landscape and Urban Planning* 37: 115-122.
- Makhzoumi, J. y Pungetti G., 1999. *Ecological Landscape Design and Planning: The Mediterranean context*. Spon-Routledge, London, 330 pp.
- Opdam, P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation. A review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5 (2): 93-106.
- Pungetti, G., 1991. *Water Environment Landscape. A comparison between Dutch and Italian planning*, Pitagora, Bologna, 204 pp.
- 1995. Anthropological approach to agricultural landscape history in Sardinia. *Landscape and Urban Planning*, 31: 41-56.
- 1996a. *Landscape in Sardinia: History, features, policies*. CUEC, Cagliari, 158 pp.
- 1996b. Biodiversity and sustainable land use in the Mediterranean. En: *Ministry of Environment, International Symposium on Mediterranean Biodiversity*. ENEA, Rome, pp. 107-111.
- 2001. The link between local communities and scientific experts in the framework of regional planning questions in Italy. En: *The partnership of local and regional authorities in the conservation of biological and landscape diversity*. Council of Europe, Strasbourg, pp. 119-125.
- Pungetti, G. y Romano B. En prensa. *Planning the future landscape between nature and culture*. En: R.H.G. Jongman y G. Pungetti (Eds.), *Ecological Networks and Greenways: Concept, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Romano, B., 2000. *Continuità Ambientale: Pianificare per il riassetto ecologico del territorio*. Andromeda, Colledara.
- Steiner, F.R., 1991. *The Living Landscape: An ecological approach to landscape planning*. McGraw-Hill, New York, 356 pp.
- Tangi, M., 1977. Tourism and the environment. *Ambio* 6 (6): 336-341.
- Zocchi, A., 1999. La carta della natura: strumento funzionale per la definizione delle linee d'assetto del territorio. En: J. Negri y G. Tortorella (Eds.), *Oltre la Carta della Natura*. Centro Studi Valerio Giacomini, Milano, pp. 147-150.

La conectividad en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía

Fernando Molina Vázquez.

Introducción

La tasa continua de transformación de la naturaleza de los dos últimos siglos ha propiciado un deterioro generalizado de los ecosistemas, dando como resultado fragmentos dispersos de áreas naturales. Esta degradación del medio natural ha provocado una fragmentación del territorio, relegando en muchos casos las áreas naturales a meras islas rodeadas de grandes zonas dedicadas a usos antrópicos.

Estos hechos han promovido una preocupación social e institucional en relación con la preservación de áreas de importancia desde el punto de vista de la biodiversidad, pero también desde el punto de vista cultural o etnológico. Como respuesta a estas demandas se genera la necesidad de proteger estas áreas mediante normativas específicas que impidan el deterioro de sus valores, e incluso, recuperen la pérdida sufrida.

Transcurrido un período de tiempo en el que se ha conseguido proteger adecuadamente un porcentaje de territorio - no suficiente, pero sí importante - se constata, en un ámbito general, que la evolución de las áreas protegidas y los territorios que los circundan es completamente distinta, distanciándose cada vez más el estado de conservación de uno y otro, y provocando, por ende, un mayor aislamiento de los espacios naturales y como consecuencia, un mayor riesgo de empobrecimiento de los valores por los que se han protegido.

En este contexto, es fundamental conseguir la interconexión física, administrativa y socioeconómica de los distintos elementos constituyentes de los sistemas de áreas protegidas a las distintas escalas territoriales – local, regional, nacional e internacional -.

En el caso de la Comunidad Autónoma de Andalucía, se viene trabajando en la consolidación de la red regional de áreas protegidas, y en los factores que facilitan la interconexión de cada uno de ellos. Analizaremos estos factores y elementos que completan la red y favorecen la biodiversidad.

Establecemos para la red andaluza el eslogan, la *RENPA: Conectando Naturaleza y Sociedad*.

Constitución y consolidación de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA)

Con la aprobación del Inventario de espacios naturales de Andalucía se consiguió en el año 1989 iniciar la consolidación de una amplia red administrativa de espacios naturales, como continuación del proceso que se había iniciado en 1982, cuando se transfirieron las competencias en materia de conservación de la naturaleza a Andalucía. Este inventario estaba basado en estudios preliminares que ordenaban el territorio de Andalucía y que protegían el medio físico basándose principalmente en la legislación del suelo. En los años sucesivos se aprobaron para estos espacios herramientas de planificación (los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales), de gestión (los Planes Rectores de Uso y Gestión), y otros sectoriales de usos y aprovechamientos, como los Programas de Uso Público.

En la actualidad se ha evolucionado del enfoque inicial de ordenación y gestión individualizada de cada espacio protegido a la coordinación y gestión unitaria de todo el conjunto, elaborándose para ello el Plan Director de la RENPA, documento marco para la conjunción de las distintas acciones que se llevan a cabo en la red, y cuyo objetivo es alcanzar la funcionalidad de la red andaluza de espacios protegidos no sólo desde el punto de vista administrativo, sino también desde el punto de vista ecológico.

En los últimos 20 años, la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía ha evolucionado y crecido hasta configurar una tupida red que supera 1.600.000 Ha, el 18% del territorio andaluz, y que incluye 127 espacios naturales con distintas figuras de protección.

La RENPA se configura hoy en día no sólo como una herramienta para la conservación sino también como una oportunidad para el desarrollo. En su

gestión se busca la integración de los espacios naturales protegidos en la matriz territorial, considerando las conexiones ecológicas, físicas, administrativas, y socioeconómicas, y aglutinando y compatibilizando aspectos tales como:

- La conservación de la diversidad biológica, ecológica, y geológica.
- El desarrollo socioeconómico.
- Las actividades productivas tradicionales.
- La calidad ambiental.
- Educación ambiental, uso público y voluntariado.
- Las costumbres populares y el patrimonio cultural.
- La ordenación del territorio.

El Plan Director de la RENPA. Hacia una gestión sistémica del territorio protegido andaluz

El Plan Director (PD) de la RENPA es un documento marco en el que se establecen los principios y criterios de gestión, los programas operativos y los procedimientos necesarios para conseguir una coexistencia entre el mantenimiento de la integridad ecológica de los ecosistemas andaluces protegidos y la utilización sostenible de los múltiples bienes y servicios que las funciones de los mismos suministran a la sociedad.

Su diseño se ha basado en los principios orientadores emanados del IV Congreso Mundial de Parques (Caracas, 1992); del documento *Parques para la Vida: Plan de Acción para las Áreas Protegidas de Europa* (UICN, 1994); y del *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado Español* (Europarc-España, 2002). Desde el punto de vista conceptual se sustenta en la disciplina de la ecología de sistemas y en la de la ecología del paisaje, planteando un modelo de gestión - que excede los límites de los espacios protegidos - basado en el conocimiento de los procesos ecológicos claves que determinan el funcionamiento de los sistemas naturales protegidos o protegibles.

Entre sus objetivos se incluyen:

- Contribuir a la creación de una red ecológica funcional de áreas protegidas y no protegidas conectadas por corredores ecológicos y culturales u otros elementos que incrementen la permeabilidad ecológica del territorio.

- Ambientalizar otras políticas con incidencia territorial
- Integrar los espacios protegidos en la planificación territorial.

Para dar cumplimiento a estos objetivos se está utilizando como herramienta la regionalización ecológica de Andalucía, con el fin de determinar unidades funcionales de gestión que permitan delimitar el área de influencia de los espacios naturales protegidos más allá de sus límites administrativos.

El PD se enmarca en el Plan Andaluz de Medio Ambiente, y coordina las distintas políticas de actuación con incidencia sobre la RENPA. Se desarrolla mediante Programas Sectoriales, que se ejecutan en cada uno de sus elementos o espacios naturales, así como en sus conexiones territoriales.

Entre estos Programas Sectoriales destacan:

- El Plan Andaluz de Humedales (PAH), cuyo fin operativo es prevenir y conservar la integridad ecológica de los humedales, así como intentar restaurarla en todos aquellos casos en los que haya sido degradada o destruida. Reconoce, por un lado, que la contribución de la biodiversidad al funcionamiento de los humedales no es solamente derivada del número de especies presentes, sino también del papel ecológico que juega cada una de ellas, y por otro lado, la necesidad de gestionar estos ecosistemas directa e indirectamente a distintas escalas espacio - temporales. Desde el punto de vista de la gestión, el PAH contempla tres niveles fundamentales de referencia: la red y el complejo palustre, el humedal junto con su cuenca superficial o subterránea y los ecosistemas de rango menor dentro del humedal - pradera de macrófitos, fondos arenosos, cinturón de halófitos - (Consejería de Medio Ambiente, 2002).
- El Plan de Acción para las Áreas Marinas Protegidas de Andalucía, basado en el reconocimiento de la heterogeneidad espacial de los hábitats marinos y en la necesidad de preservar la estructura y funcionalidad de los ecosistemas en su globalidad.

La conectividad en la RENPA

Hay que tener en cuenta que el catálogo de espacios naturales que componen la RENPA no se ha configurado a partir de un proceso ordenado enfocado a la

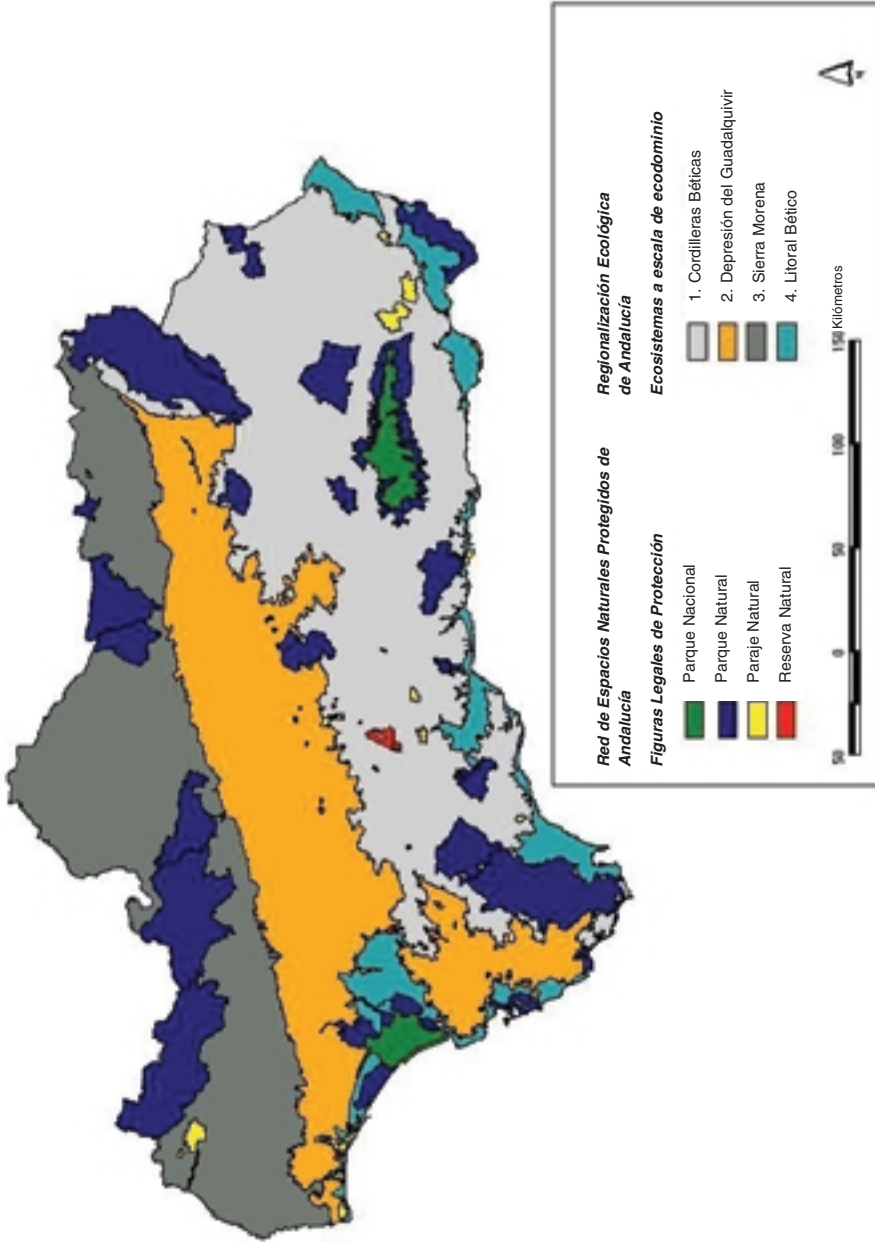


Figura 1. Propuesta para la regionalización ecológica de Andalucía a escala de eodominio, en el marco del PD. Se han identificado cuatro eodominios, que se subdividen a su vez en catorce ecoprovincias.

constitución de una red. Aunque se han efectuado distintos estudios, inventarios, planes y programas que han ido delimitando y definiendo los espacios que posteriormente se declararían con las figuras que actualmente conocemos, no son desde el punto de vista geográfico y ecológico todos los que tendrían que estar incluidos. Y los que están, no tienen una delimitación coherente desde el punto de vista territorial. Ello tiene su origen en una serie de características y limitaciones históricas, que han resultado en la superficie protegida actual.

Son varios los factores y procesos que influyen y van a influir en la consolidación definitiva de la RENPA como red ecológica además de administrativa. Entre ellos cabe destacar los siguientes:

- *Consolidación de la Red Natura 2000 a través de la declaración de Zonas de Especial Protección (ZECs) y de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAS).*

La implantación de la Red Natura 2000 y su aplicación en la Comunidad Autónoma, implicará la protección de más de 2,5 millones de hectáreas. La Red Natura 2000 complementará el mapa actual de espacios naturales protegidos; servirá como vínculo espacial entre grandes áreas de la geografía andaluza y facilitará la conexión de un elevado número de áreas naturales ya protegidas. Para ello hay que garantizar unos modelos de gestión adecuados, equilibrados y coherentes con la realidad cultural, social y económica de estas zonas.

El futuro de estas zonas y su conservación implica la sensibilización, aceptación y participación activa de las comunidades locales que las habitan.

También es importante analizar los efectos de borde que existen entre estas zonas y los espacios naturales ya declarados. En estos últimos ya existe una planificación y ordenación de sus recursos naturales, y se está aplicando una normativa más restrictiva desde hace cierto tiempo.

- *Consolidación de la regionalización de los espacios naturales de Andalucía y su funcionamiento zonal, integrando la RENPA en los sistemas territoriales.*

Con objeto de dar coherencia a los espacios naturales de la red, es necesario tener en cuenta la integración de los mismos en las estrategias y planes de

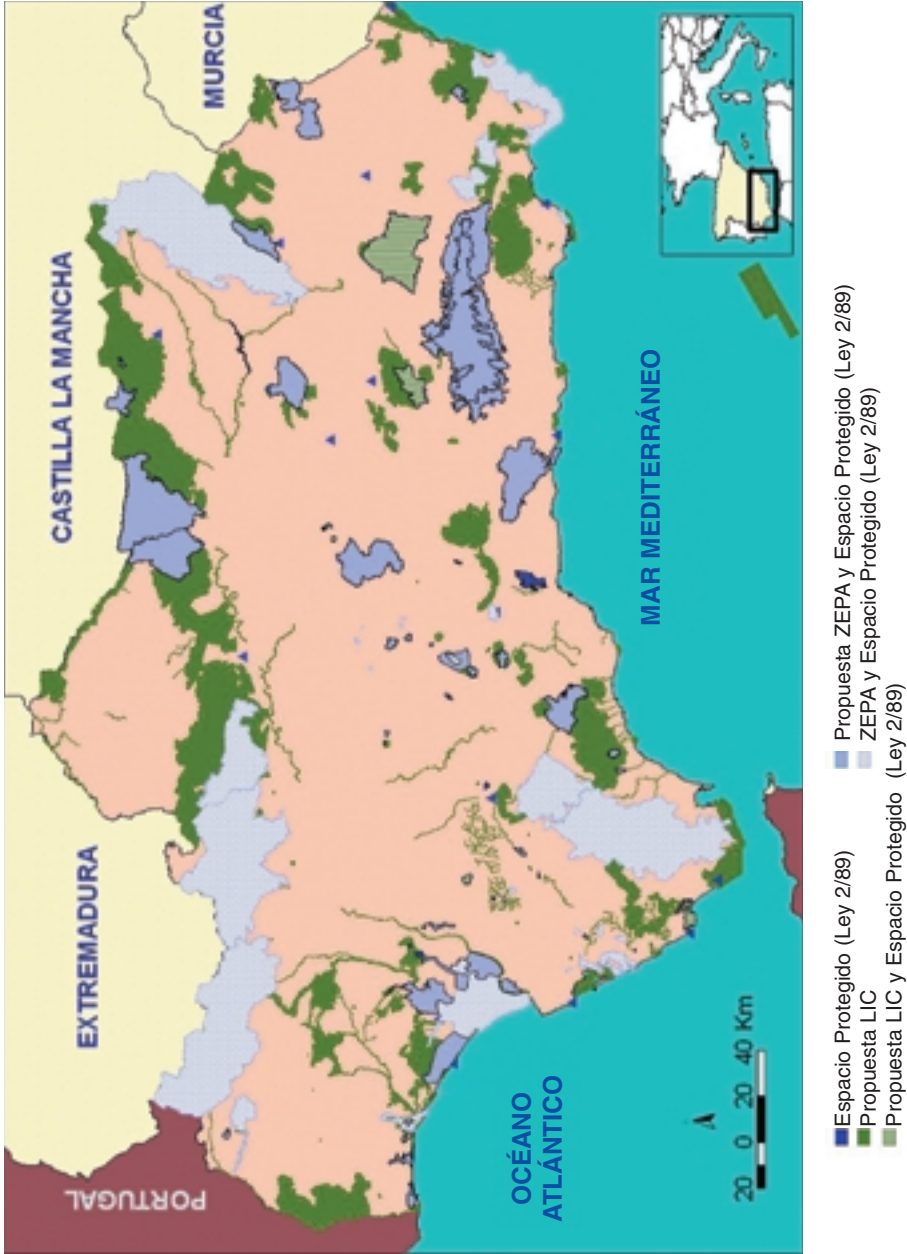


Figura 2. Superposición de los espacios de la RENPA y de los lugares propuestos Natura 2000

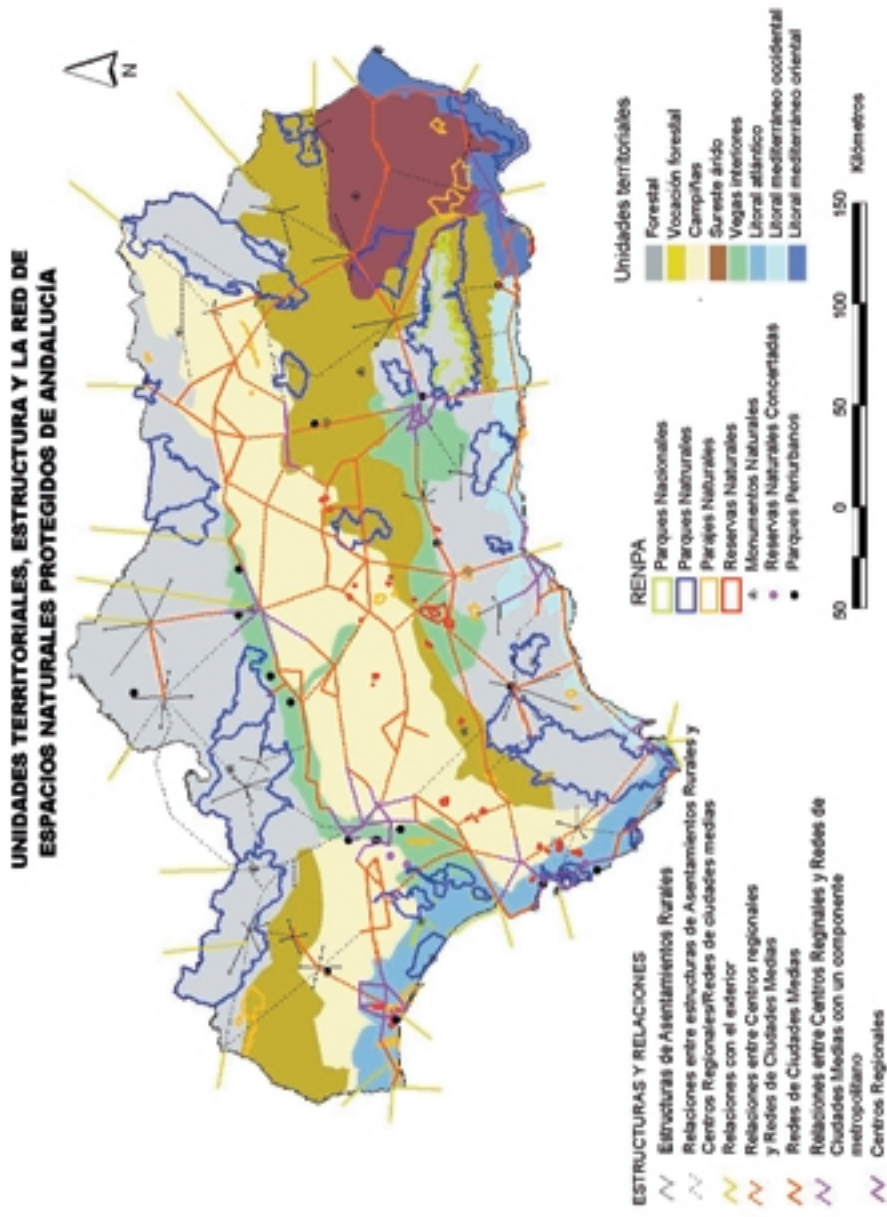


Figura 3. Superposición del Plan de Ordenación Territorial de Andalucía y la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía

ordenación territorial, así como su adaptación a las regiones ecológicas existentes en el territorio.

En este contexto, la interrelación del Plan Director de la RENPA con el Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía, es una de las herramientas más relevantes para garantizar la conectividad territorial y facilitar la resolución de conflictos derivados del desarrollo de infraestructuras en Andalucía.

- *Restauración de ríos y riberas como corredores ecológicos activos y funcionales, que sirvan de nexos entre las áreas naturales a las distintas escalas territoriales.*

La red fluvial andaluza no se caracteriza precisamente por tener cauces muy caudalosos o de gran longitud, pero sí existen multitud de pequeños ríos, arroyos, riveras, regajos, afluentes o ramblas, que caracterizan a este territorio, y que significan elementos vitales para la conexión de áreas naturales, refugio de diferentes especies y corredores fundamentales para la dispersión de sus ejemplares, además de constituir una parte importante del paisaje andaluz.

La recuperación y la integración de estos elementos fluviales, de sus riberas y de su vegetación acompañante, sus bosques galerías, contemplados en el Plan Andaluz de Restauración de Ríos y Riberas será uno de los pasos esenciales para garantizar la conectividad que perseguimos. El Corredor Verde del Guadiamar (Arenas, este volumen) constituye un claro ejemplo de cómo la restauración ecológica de ríos y riberas representa una opción importante de conectividad ambiental en Andalucía.

Otros aspectos no menos importantes que los anteriores para la consolidación de una red de espacios protegidos ecológicamente funcional en Andalucía son los siguientes:

- *Recuperación y/o adaptación de aquellos elementos de la Red de Vías Pecuarias de Andalucía potencialmente funcionales como corredores ecológicos y culturales (ej. Corredor Dos Bahías. Múgica et al., 2002).*
- *Creación de la figura de corredor ecológico como forma administrativa de gestión territorial, que permita una administración y gestión más adecuada de estos espacios naturales.*

- *Identificación y conservación de elementos naturales remanentes en el paisaje agrícola, como una opción importante de conectividad en Andalucía.* En la actualidad esta aproximación se ha puesto en práctica en la provincia de Cádiz, donde se ha realizado un inventario de los bosques islas en la campiña gaditana (Aparicio *et al.*, 2001), y en los que la conservación y gestión de los mismos se realiza conjuntamente entre la administración ambiental y los propietarios de las fincas.
- *Potenciación de figuras de ámbito comarcal y desarrollo sostenible de programas internacionales, como el MaB, con las Reservas de la Biosfera.*

Análisis de áreas críticas y puntos relevantes para la conectividad de la RENPA

Para abordar el análisis de la conectividad en Andalucía se han considerado:

- *Las áreas críticas*, zonas de contacto entre espacios protegidos, cuya gestión y administración depende de distintos centros directivos o distintas administraciones,
- *Los puntos relevantes*, zonas del territorio fundamentales para garantizar la conectividad entre elementos de la RENPA y
- *Las fronteras territoriales* de la Comunidad Autónoma con otras regiones españolas limítrofes y con Portugal.

Algunos de los ejemplos más relevantes que ponen de manifiesto el déficit en la conexión con otros espacios, y los distintos modelos que se pueden establecer para conseguir su efectividad son los siguientes:

Corredor transversal de Sierra Morena

Este corredor ecológico-cultural es una consecuencia inmediata de la continuidad espacial de áreas protegidas en el sector septentrional de Andalucía (Figura 2). En el cuadrante NO, la conectividad espacial está determinada por la existencia de un gran espacio protegido, separado en tres espacios – parques naturales - diferenciados según criterios administrativos territoriales. La reciente

declaración por la UNESCO de estos tres parques naturales como un único espacio, bajo la figura de Reserva de la Biosfera, contribuye a permeabilizar las fronteras administrativas a las necesidades ambientales y culturales de este territorio. Por otro lado, en el cuadrante NE, la propuesta de espacios Natura 2000 constituye una herramienta fundamental para la conectividad territorial, favoreciendo la conexión de los espacios protegidos de la RENPA en este sector.

Este será sin lugar a dudas el mayor corredor ecológico y cultural de la Península Ibérica, pero para llegar a ser una realidad hay que, entre otros, corregir los efectos producidos en las áreas críticas mediante la coordinación de las distintas administraciones, y entre los distintos Centros Directivos de la Consejería de Medio Ambiente implicados en la gestión de los territorios protegidos y protegibles cuando entre en vigor la Red Natura 2000. En este sentido la reciente declaración como Reserva de la Biosfera - antes referida – constituye una oportunidad para la eliminación de las zonas críticas en el sector occidental de Sierra Morena, ya que esta figura del Programa MaB de la UNESCO contempla entre sus objetivos la gestión integral del territorio. Por otro lado, es necesario diseñar e implementar planes de gestión adecuados y eficaces desde el punto de vista ecológico, cultural y socioeconómico en los pLIC's, e integrar la conservación y gestión de estos espacios en el marco del Plan Director de la RENPA, así como fomentar la conservación de los *puntos relevantes* existentes en este sector de Andalucía. Igualmente, es necesario establecer programas de actuaciones conjuntas con las Comunidades Autónomas limítrofes y con Portugal para conseguir una visión única del conjunto de Sierra Morena.

Áreas naturales surorientales

En el sector suroccidental de Andalucía se localiza un elevado número de espacios naturales - bajo distintas categorías de protección – que incluyen una elevada diversidad de ecosistemas. En este sector se incluyen desde los ecosistemas submarinos de praderas de posidonias y zonas volcánicas de Cabo de Gata, hasta las elevadas cumbres de Sierra Nevada, como mayor techo de la Península Ibérica, pasando por los únicos desiertos o subdesiertos del continente europeo. El establecimiento de vínculos entre estos espacios protegidos permitiría avanzar en la consolidación de un sistema de áreas protegidas en Andalucía que considere los ámbitos terrestres, costeros y marinos como elementos constituyentes de un sólo sistema de conservación, y no como tres subsistemas separados.

Áreas naturales de las subbéticas-estrecho de Gibraltar

Constituyen un conjunto de espacios naturales físicamente conectados pertenecientes a las provincias de Cádiz y Málaga. La mayoría de estos espacios se incluyen en una misma unidad fisiográfica, por lo que la gestión en el marco del PD de las áreas críticas y puntos relevantes en este sector fortalecerá y consolidará desde el punto de vista de la conservación esta gran unidad, así como la conexión entre los ecosistemas terrestres y costeros de las provincias de Málaga y Cádiz.

Corredor litoral suratlántico

Los espacios litorales de la costa suratlántica de la Península Ibérica, incluidos en el Golfo de Cádiz (el Algarbe Portugués, y la franja costera de la provincia de Huelva y parcialmente la de la provincia de Cádiz) presentan un elevado número de rasgos geomorfológicos, sedimentológicos, litológicos, geológicos, hidrodinámicos, ecológicos y socio - económicos y culturales comunes. La mayor parte de la costa está catalogada con alguna figura de protección, tanto en el sector portugués como en el español. La conectividad de los espacios costeros queda garantizada por las corrientes de deriva que comunican todo este sector, aunque el desarrollo de infraestructuras portuarias, espigones y urbanizaciones densas y de altura - demasiado cercanas a la costa - ha modificado la dinámica costera, alterando el equilibrio dinámico de los ecosistemas sedimentarios asociados. En la franja litoral el fortalecimiento de la conectividad se ha planteado dentro de la propuesta LIC's de la comunidad autónoma, así como a través de la gestión con objetivos de conectividad de los montes públicos entre espacios protegidos. En la actualidad existen varios proyectos que pretenden consolidar este espacio costero como una única unidad de conservación.

Corredor Verde del Guadiamar

Como elemento de unión entre el *Corredor transversal de Sierra Morena* y el *Corredor litoral suratlántico* (ver Arenas, este volumen).

La gestión de la conectividad administrativa en la RENPA

Para alcanzar una interconexión ecológica y cultural funcional entre los elementos de la RENPA es igualmente importante coordinar administrativamente las distintas actuaciones que afectan a la Red. Esta coordinación se basa fundamentalmente en los siguientes aspectos:

- Administración unitaria de la Red y resolución de déficits existentes, tanto en información, dotaciones, servicios, equipamientos y actuaciones.
- Resolución de conflictos en las áreas críticas - de contacto - entre espacios naturales, y en los bordes de los mismos, así como su interrelación con los futuros LICs.
- Fortalecimiento de la participación ciudadana en el proceso de gestión y administración de los espacios, dándole cobertura a sus órganos de representación.
- Consolidación de los logros conseguidos en los distintos espacios y extrapolación al resto de la red.
- Coordinación del esfuerzo de los distintos centros directivos implicados en la RENPA, dentro y fuera del ámbito de la Consejería.
- Fomento de los modelos de desarrollo sostenible en el conjunto de la Red para mejorar la calidad de vida de las poblaciones locales.
- Gestión ecorregional de la Red, logrando así economizar medios y mejorar el servicio al ciudadano.

Referencias

- Aparicio, A., Pérez Porras, C. y Cevallos, G., 2001. *Bosques-Isla de la Provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- UICN, 1994. *Parques para la vida: Plan de acción para los espacios protegidos europeos*, Comisión de UICN sobre Parques Nacionales y Espacios Protegidos, Gland, Suiza y Cambridge.
- Consejería de Medio Ambiente, 2002. *Plan Andaluz de Humedales*.
- Europarc-España, 2002. *Plan de acción de los espacios naturales protegidos del estado español*. Fundación Fernando González Bernáldez.
- 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. Sevilla.

Situación actual y propuestas para la mejora de la funcionalidad del corredor fluvial del Guadiamar

José M^a Arenas Cabello

Introducción

En los últimos años, las políticas de Conservación de la Naturaleza se basan cada vez más en la constitución de redes de espacios protegidos, en las que juegan un papel importante los corredores ecológicos como elementos del sistema que facilitan la conexión y contribuyen a disminuir los efectos de la progresiva fragmentación del paisaje y las áreas naturales. Estas redes fueron ya concebidas a nivel europeo en la década de los 70, pero sólo en un plano teórico, ya que no será hasta finales de los 90 cuando comiencen a desarrollarse (Fernández, 1999). De entre los diversos tipos de corredores destacan por su importancia los corredores fluviales, asociados a los ejes fluviales y sus llanuras de inundación. De ahí, que entre las principales estrategias de conservación cada vez tome más importancia la constitución de corredores ecológicos basada en la restauración de los sistemas fluviales (Naiman *et al.*, 1993; Naiman y Roger, 1997; Montes, 1999).

En este contexto de creciente protagonismo de los corredores ecológicos, el vertido minero de Aznalcóllar, ocurrido en abril de 1998, propició la puesta en marcha de un proyecto pionero de creación de un corredor ecológico con la idea de que pudiera servir de referencia para otras cuencas de la región y contribuyera a convertir la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA) en un verdadero sistema funcional de áreas naturales interconectadas (Montes, 1999). Es cierto que la respuesta de la Administración autonómica se podría haber limitado a retirar la contaminación e intentar devolver la zona a la situación previa al vertido. Pero, conforme iban finalizando los trabajos de retirada de los lodos y a partir de los informes elaborados por los grupos de expertos sobre Regeneración

de los Terrenos Afectados y Seguimiento Ambiental, dado que no existían garantías suficientes tanto para la salud de los ecosistemas como para la salud humana, se recomendó como solución más prudente la adquisición pública de los terrenos afectados para constituir un corredor verde libre de actividades agrícolas y ganaderas (Consejería de Medio Ambiente, 1999).

Esta decisión supondrá una magnífica oportunidad para adoptar un proyecto de restauración a más largo plazo, que consiste en el Proyecto del Corredor Verde del Guadiamar. El proyecto vuelve a tomar en consideración una vieja aspiración, que venía siendo demandada desde hacía tiempo por el movimiento ecologista andaluz, de convertir la cuenca del Guadiamar en un corredor ecológico para romper el grave problema del aislamiento de Doñana. El proceso de fragmentación entre los ecosistemas situados al norte de Doñana, ocurrido durante las últimas décadas, no sólo se ha producido en sentido norte-sur, sino también en sentido este-oeste (Serrano y Molina, 1998) y, junto con la creación de nuevas barreras artificiales están comprometiendo la viabilidad de las rutas de dispersión de algunas de las especies más emblemáticas de este espacio protegido (Delibes, 1999).

En las siguientes líneas se recogen, básicamente, los criterios que han servido de base para el diseño y la funcionalidad del corredor verde del Guadiamar; se expone cómo se están desarrollando los procesos de recolonización de las comunidades faunísticas, a partir de los resultados aportados por los diferentes grupos de investigación relacionados con el proyecto y se propone, finalmente, una serie de medidas o líneas de actuación que se consideran necesarias para incrementar o mejorar la operatividad del corredor.

El proceso de fragmentación del paisaje en la cuenca del Guadiamar

Entre las actuaciones aprobadas por el Consejo de Gobierno para contrarrestar los efectos del vertido minero estaba contemplada la puesta en marcha de un programa de investigación para afrontar la compleja situación provocada por el vertido y dar respuesta a las necesidades de conocimiento en el plano ecológico, territorial y socioeconómico para el desarrollo del proyecto del Corredor Verde (Consejería de Medio Ambiente, 1999). Fue así como se configuró un programa de investigación multidisciplinar muy ambicioso, el Programa de Investigación del Corredor Verde (PICOVER), que representa una de las principales señas de identidad de este proyecto y ha permitido que la cuenca del Guadiamar, pese a

sus reducidas dimensiones, se convierta en uno de los espacios más investigados de nuestro país (Consejería de Medio Ambiente, 2000).

De entre las investigaciones que se vienen desarrollando en el marco del PICOVER, relacionadas con la funcionalidad del corredor, cabe destacar las que conciernen a las líneas de actuación de Diseño del Corredor Ecológico y de Restauración Ecológica, enfocadas a conocer mejor la conectividad de la cuenca, entendida como capacidad de dispersión de los organismos (Taylor, 1993), y el proceso de fragmentación del paisaje que ha conducido al aislamiento de los ecosistemas forestales del norte de Doñana respecto a los de Sierra Morena. Destacan en este sentido los estudios desarrollados sobre la evolución reciente del paisaje asociada a los cambios en los usos del suelo de la cuenca del Guadiamar desde el vuelo americano del 56 hasta la situación actual (Jiménez, 2002) y sobre la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje (De Lucio, 2002).

De la comparación entre los mapas de usos del suelo de la cuenca del Guadiamar correspondientes a la década de los 50 y finales de los 90, se desprenden cambios muy importantes en la estructura del paisaje que determinan una progresiva pérdida de conectividad. En la imagen correspondiente al 56 (Figura 1) se observa, claramente, cómo ya estaba establecida la ruptura entre Sierra Morena y los ecosistemas forestales situados al norte de las marismas de Doñana a través del amplio espacio ocupado por los cultivos herbáceos en secano del Campo de Tejada y su prolongación por la campiña de Gerena. Esta ruptura se ampliará aun más en las últimas décadas debido a un proceso de homogeneización del espacio agrícola de la campiña con un dominio absoluto de los cultivos herbáceos en detrimento de otros cultivos. Este hecho viene asociado fundamentalmente a una progresiva reducción de la superficie del olivar. Aunque este cultivo se intensifica en las zonas más favorables del Aljarafe, con la sustitución de los viejos olivares por variedades de verdeo y el establecimiento de nuevos marcos de plantación más geométricos, implantación de regadío, etc. también se produce una sustitución de olivares en suelos de campiña por cultivos herbáceos anuales, lo que repercute en una disminución de la superficie arbolada. Al mismo tiempo, la presencia de algunos elementos lineales de vegetación natural que existían en el 56 y permitían ciertas funciones de conectividad (pequeñas formaciones de ribera ligadas a algunos cauces afluentes del Guadiamar como el Ardachón y pequeñas manchas de matorral diseminadas entre la campiña) desaparecen por completo transformando esta matriz agrícola cerealista en un paisaje cada vez más homogéneo y pobre desde el punto de vista biológico.

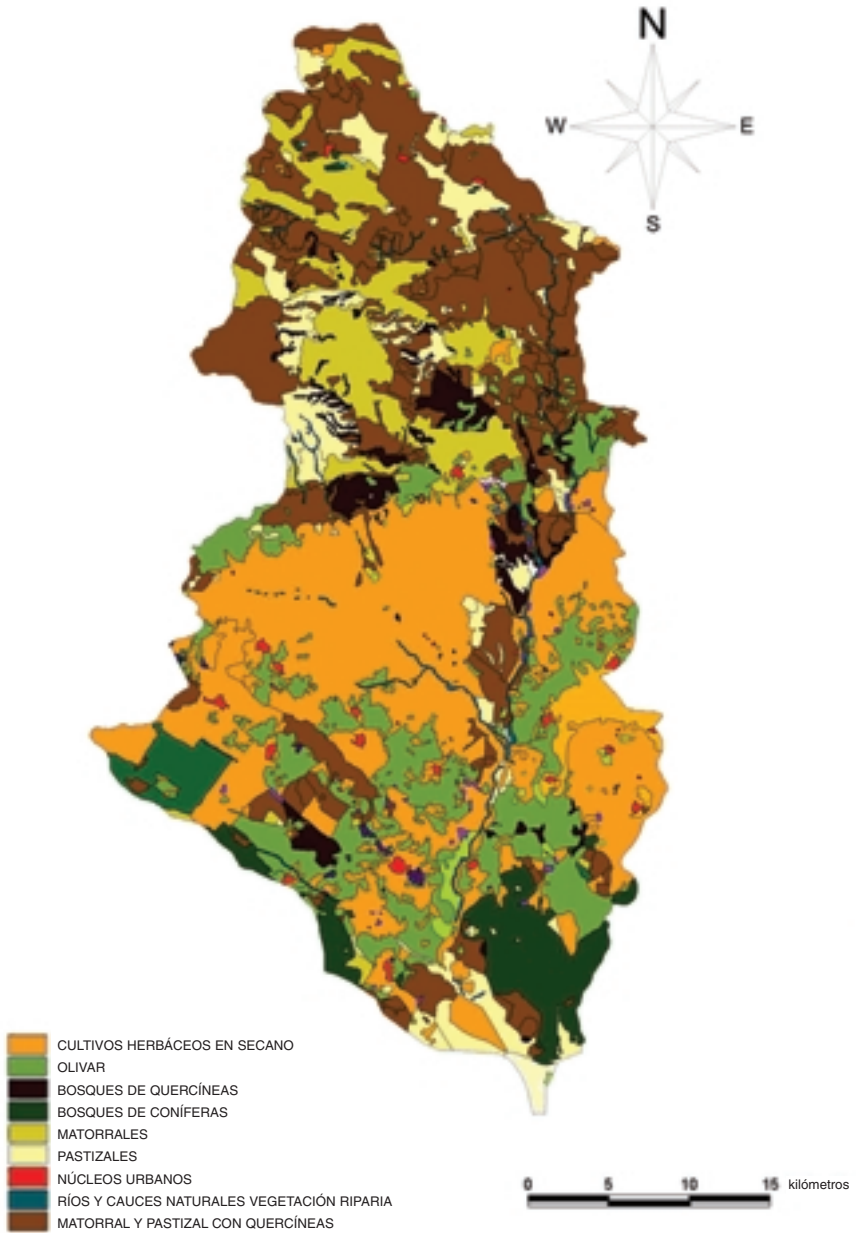


Figura 1. Mapa de usos del suelo de la Cuenca del Guadiamar. 1956

Llama la atención que en el 56 existía un nexo de unión entre las formaciones de bosque mediterráneo de Sierra Morena y los espacios forestales del norte de Doñana a través de una serie de manchas de dehesas (matorral y pastizal arbolado de quercíneas) que se extendían casi sin interrupción sobre la margen derecha del río Guadamar, y al norte de la unión con el río Agrio. Muy probablemente, esta franja de conexión constituida no tanto por el bosque de ribera, con un desarrollo variable según los tramos, sino por estas formaciones de bosque mediterráneo adehesado, debía facilitar las relaciones en sentido norte sur entre ambas áreas.

En la cartografía de usos del suelo de los 90 (Figura 2) se observa ya una gran fragmentación de las áreas adehesadas cercanas al Guadamar, quedando reducidas a dos únicas manchas desconectadas. Por si fuera poco, la función de conectividad entre estos fragmentos queda muy mermada al interponerse nuevos usos del suelo que actúan de verdaderas barreras, como son las dos urbanizaciones de residencias secundarias (Ranchos del Guadamar y Encinares de Sanlúcar) y todo el espacio minero al sur de Aznalcóllar, que por sus dimensiones y actividades asociadas (vallado del recinto minero, infraestructuras, excavaciones, inmensas escombreras y tráfico de maquinaria pesada) termina de interrumpir la conexión con las primeras formaciones boscosas de Sierra Morena (Dehesas del Perro y de Carcahuesos).

Como se puede observar en la Figura 3, la creación de un corredor fluvial a través del Guadamar viene a restablecer en la cuenca esta función de conectividad perdida mediante la restauración de un tramo de más de 40 Km. y una superficie cercana a las 5000 Ha., que se corresponde en gran parte con la superficie que resultó afectada por el vertido, con una anchura que oscila entre los 700-1200 m. según los tramos (Consejería de Medio Ambiente, 2001).

Pero para lograr que este corredor sea verdaderamente efectivo, hay que superar la extensa barrera que representa la extensa matriz agrícola intensiva del sector central de la cuenca, donde se considera muy difícil garantizar una buena conectividad basada exclusivamente en un solo eje lineal. Por ello, el corredor se plantea como una trama de relaciones no sólo en sentido vertical sino también en sentido horizontal, donde, además del corredor fluvial del Guadamar como eje principal, deben potenciarse las conexiones a través de otros corredores secundarios, mediante la recuperación de pequeños sotos de ribera, setos vegetales, vías pecuarias y otros elementos lineales de vegetación natural.

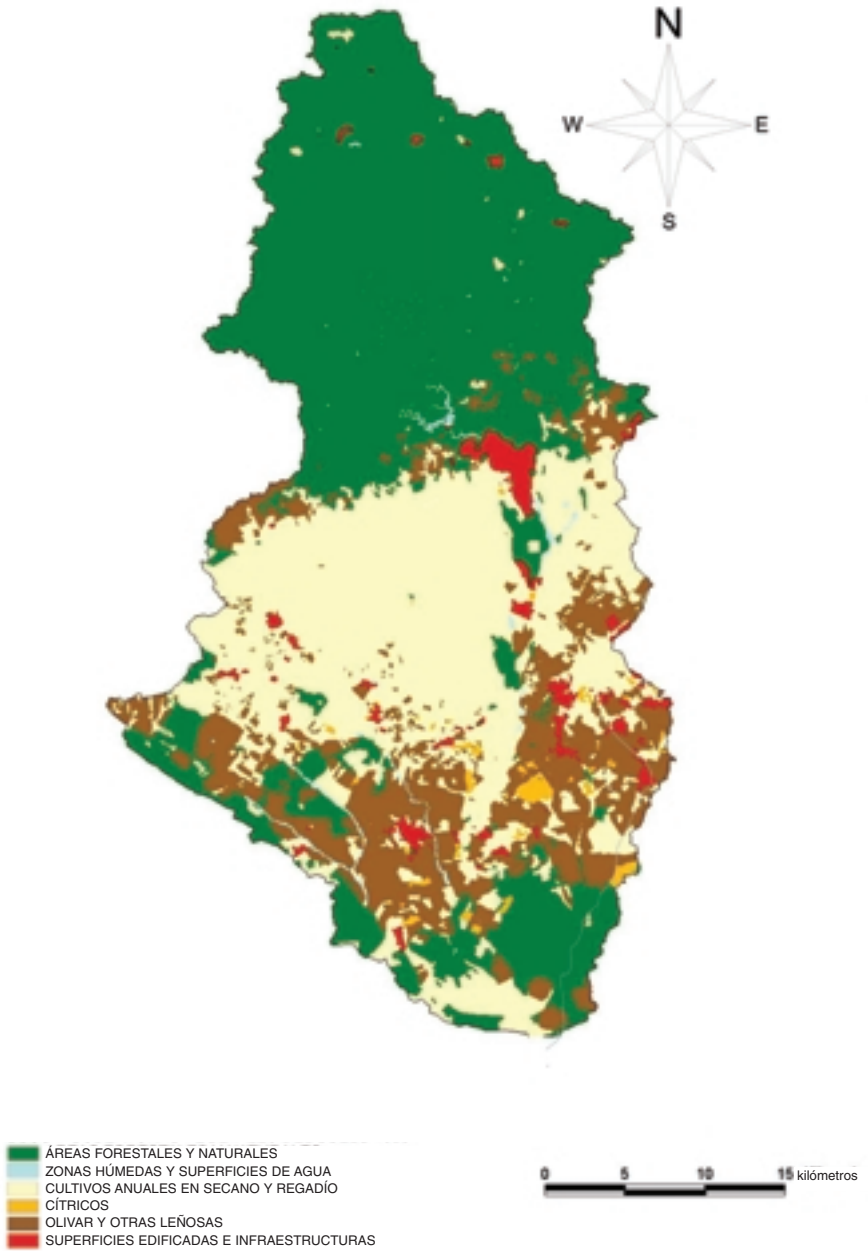


Figura 2. Mapa de usos del suelo de la Cuenca del Guadiamar. 1999

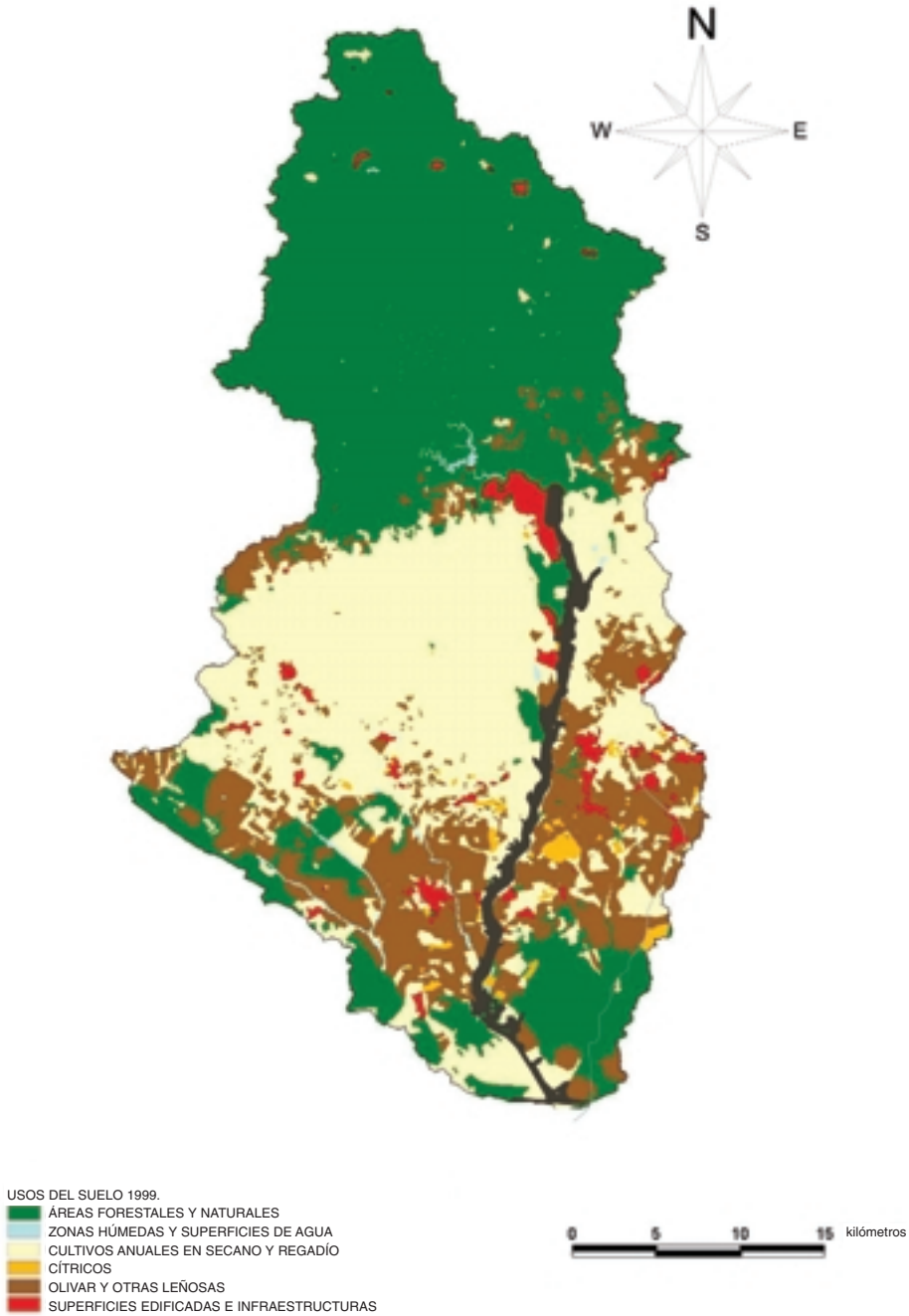


Figura 3. Localización del corredor fluvial del Guadiamar.

Un laboratorio natural para el estudio de los procesos de recolonización

Además de la importancia de los criterios de funcionalidad y conectividad del territorio en el diseño del Corredor del Guadiamar, un aspecto de suma importancia es el relacionado con los procesos de recolonización del espacio. No hay que olvidar que este proyecto surge como respuesta del Gobierno andaluz para afrontar la catástrofe ecológica del vertido minero de Aznalcóllar. Desde esta perspectiva, este proyecto de restauración no arranca ni siquiera desde lo que podría entenderse como un estado de degradación muy avanzado de los ecosistemas, sino a partir de una situación de degradación extrema o de colapso de las funciones ecológicas de un tramo fluvial de 62 kms, que representa la totalidad del curso medio y bajo de la cuenca.

Aparte del efecto inmediato de la inundación por lodos y aguas ácidas, que supuso la destrucción de los hábitats, hay que añadir los efectos de perturbación ligados a los trabajos de retirada de lodos, eliminación de cultivos, aportes de enmiendas y gradeos de los suelos, etc. que implicaron el empleo de un amplio dispositivo de medios mecánicos que duraron casi sin interrupción durante el primer año y medio. Por consiguiente, en una primera fase, el Guadiamar deberá funcionar como lo que es actualmente: un sumidero, un nuevo espacio de recolonización hasta que logre ser un corredor operativo.

Estas circunstancias otorgan al proyecto del Corredor Verde del Guadiamar un interés científico especial como laboratorio natural para el estudio de los procesos de recolonización del medio en espacios que han sido sometidos a cambios extremos en las condiciones ambientales y de usos del suelo. Desde la base científica del proyecto, además, se concibe que la restauración de los ecosistemas debe lograrse a través de los procesos de recolonización natural, induciéndola mediante la mejora de las condiciones del hábitat y la eliminación de las barreras y otros factores de perturbación que dificultan dichos procesos. Se considera que a medida que el medio vaya recuperando las condiciones adecuadas hará posible el asentamiento progresivo de las diferentes comunidades faunísticas (Arenas *et al.*, 2002).

Para facilitar este seguimiento de los procesos de recolonización de forma coordinada entre los diferentes grupos de investigación, en el PICOVER se establecieron varias zonas de referencia comunes denominadas Parcelas de

Seguimiento, que se distribuyen a lo largo de la zona afectada. Además de estas parcelas, en función de las necesidades específicas de cada grupo, se han realizado muestreos en las posibles áreas fuente situadas tanto en los extremos del corredor (Sierra Morena, al norte) y espacios forestales de Aznalcázar, Puebla, Villamanrique e Hinojos (Parque Natural de Doñana) como en zonas laterales que no resultaron afectadas por el vertido.

Actualmente, pese al poco tiempo transcurrido, ya comienzan a manifestarse procesos de recolonización ciertamente notables, aunque con grandes variaciones entre los diferentes grupos faunísticos (Tabla 1). Estas variaciones dependen fundamentalmente de tres factores: del diferente ritmo de recuperación de los hábitats, de la capacidad de dispersión de las especies y de sus requerimientos ecológicos. En lo que respecta al medio acuático, cabe mencionar la importante recolonización que ha experimentado la fauna piscícola del río y los anfibios, especialmente durante el último año, así como la presencia de poblaciones estables de cangrejo americano en distintos puntos del Guadiamar, especialmente en el sector de Entremuros. La recuperación de estos grupos, que cumplen una función importante como base de las cadenas tróficas, está siendo un factor clave para el mantenimiento de mamíferos como la nutria, que vuelve a estar presente en todo el tramo que resultó afectado por el vertido, y la expansión hacia el norte de las comunidades de aves propias de zonas húmedas, entre las que destacan varias especies de ardeidas que comienzan a ser abundantes: garceta común (*Egretta garcetta*) y garza imperial (*Ardea cinerea*), y de rálidos: focha común (*Fulica atra*), gallineta común (*Gallinula chloropus*) e incluso el calamón (*Porphyrio porphyrio*), cuya distribución está alcanzado sectores bastante septentrionales del río.

Tabla 1. Situación actual del proceso de recolonización en el corredor

GRUPOS FAUNÍSTICOS		GRADO DE COLONIZACIÓN	PROBLEMAS Y PAUTAS DE OCUPACION
PECES		Medio-alto	Colonización progresiva desde los extremos norte y sur. Poblaciones muy susceptibles a los episodios de contaminación
AVES		Medio-alto	Proceso de expansión hacia el norte ocupando remansos y graveras. Incremento de rapaces que utilizan el corredor como cazadero.
REPTILES	Acuáticos <i>Mauremys leprosa</i> <i>Natrix maura</i>	Alto	Abundantes en todo el río
	Terrestres <i>Lacerta lepida</i> <i>Psammotromus algirus</i> <i>Malpolon monspessul.</i>	Incipiente	Disminución desde los sectores de borde hacia el centro del corredor. Mayor presencia en las zonas limítrofes con ecosistemas maduros
MAMIFEROS	Generalistas <i>Vulpes vulpes</i>	Medio	incremento de sus efectivos
	Acuáticos <i>Lutra lutra</i>	Alto	Presencia en todo el río menos en la marisma.
	Movilidad moderada <i>Herpestes ichneumon</i> , <i>Meles meles</i> , <i>Genetta genetta</i> , <i>Felis silvestris</i>	Bajo	Presentes, sobre todo, en la mitad sur del Corredor. Probable tendencia a incrementarse
	Movilidad Elevada <i>Cervus elaphus</i> , <i>Sus s.</i>	Sin presencia	Sólo cabe esperar su presencia una vez que la vegetación alcance un porte adecuado.

Fuente: elaboración a partir de los datos de los grupos de Investigación del PICOVER

En cuanto al grupo de los reptiles, de nuevo, se observa una diferencia en el ritmo de recolonización mucho más rápida en las especies ligadas al medio acuático como el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) y la culebra viperina (*Natrix maura*), con importantes poblaciones a lo largo de todo el río. No ocurre lo mismo con los reptiles terrestres, que constituye uno de los grupos cuya recuperación está siendo mucho más lenta. Ello se explica, entre otras causas, por su menor capacidad de dispersión y por el efecto negativo y perturbador que han tenido las intensas labores de retirada de lodos y las labores realizadas posteriormente de desbroces y enmiendas de suelos, junto con la escasa presencia de refugios naturales, lo que ha convertido esta zona en un hábitat poco propicio para el asentamiento de los reptiles. Entre los primeros colonizadores de este grupo cabe mencionar el lagarto ocelado (*Lacerta lepida*), la lagartija colilarga (*Psammotromus algirus*) y la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*).

En general, los muestreos realizados en relación con los reptiles denotan una disminución desde los sectores de borde hacia el río (exceptuando las zonas bien conservadas de ribera) y una mayor presencia en las zonas limítrofes del corredor con ecosistemas de matorral o de bosque de quercíneas, lo que indica que el proceso de recolonización aun es incipiente y su intensidad depende de la distancia a la que se encuentran las zonas de matorral y dehesa que funcionan como áreas fuente. A partir de estos resultados, con el asesoramiento del grupo de investigación sobre aves y reptiles de la universidad de Granada, la Oficina Técnica está desarrollando un proyecto de instalación de refugios artificiales con tocones de eucaliptos para favorecer el asentamiento de la población de reptiles. Estos refugios se están instalando sobre todo en aquellas zonas cercanas a las áreas fuente, estando previsto el seguimiento en el futuro inmediato de estos refugios para conocer el grado de ocupación.

En lo que respecta a los mamíferos, siguiendo las investigaciones que viene realizando el equipo del Dr. Delibes, en relación con los efectos del Corredor del Guadiamar sobre las poblaciones de mamíferos medianos y grandes (Delibes *et al.*, 2002), cabe presumir la existencia de cuatro tipos de situaciones: una sería la representada por especies generalistas que no dependen de la presencia de áreas forestales consolidadas, las cuales experimentarían un incremento de sus efectivos como consecuencia de la reducción de la actividad humana dentro del Corredor. Un claro prototipo de este grupo sería el zorro (*Vulpes vulpes*).

Un caso especial sería el de las especies ligadas al medio acuático, como la nutria (*Lutra lutra*), que ha recolonizado rápidamente el río después de las labores de limpieza. En este caso, se considera bastante probable, al estar constatada la presencia de esta especie en todo el curso del Guadiamar, que el corredor resulte plenamente operativo para esta especie antes que para otras que dependan, sobre todo, de la restauración de la vegetación arbórea y arbustiva de las zonas adyacentes de la llanura aluvial.

Un tercer grupo estaría formado por aquellas especies que son capaces de sobrevivir en espacios mayoritariamente agrícolas, siempre que dispongan de áreas de refugio cercanas, como pueden ser los sotos fluviales o áreas diseminadas de matorral. Pueden considerarse como ejemplos de este grupo especies como el tejón (*Meles meles*), la gineta (*Genetta genetta*), el meloncillo (*Herpestes ichneumon*). Todas ellas están presentes sobre todo en la mitad sur del Corredor y es muy probable que sigan aumentando su distribución por el mismo a medida que se desarrolle la vegetación de ribera y de las márgenes repobladas, además de añadir también la del gato montés (*Felis silvestris*), cuya presencia se limita actualmente a los sectores extremos del corredor.

Un cuarto grupo se corresponde con especies de gran tamaño que necesitan mayores extensiones de hábitats forestales y poseen una elevada movilidad. Se supone que estas especies, actualmente ausentes en el corredor, lo utilizarían como ruta de dispersión una vez que la vegetación alcance un cierto nivel de desarrollo y resulte plenamente operativo. Entre estas especies cabe incluir el jabalí (*Sus scrofa*), el ciervo (*Cervus elaphus*) y, probablemente, con ciertas restricciones, el lince ibérico (*Lynx pardina*).

De los estudios realizados hasta ahora, se deduce que existe un mayor enriquecimiento de mamíferos del corredor desde el área fuente sur (pinares de Aznalcázar y Dehesas de Villamanrique) que desde Sierra Morena, probablemente debida a la existencia de una mayor superficie de contacto lateral entre estas áreas y la presencia de pequeños fragmentos forestales, mientras que en el extremo norte existe una menor permeabilidad debido a la barrera que representa el espacio minero y a la presencia de zonas bastante degradadas (escombreras, eucaliptales, zonas roturadas, etc.).

Propuestas de actuación para mejorar la funcionalidad del corredor y la conectividad de la cuenca del Guadiamar

Asumiendo el escaso tiempo transcurrido tras los trabajos de restauración, por lo que el grado de desarrollo de la vegetación en el corredor todavía se encuentra en una fase muy incipiente, será necesario continuar durante los próximos años el seguimiento de las poblaciones faunísticas, conforme se vaya consolidando el nuevo paisaje forestal que constituye el corredor. Los resultados de este plan de seguimiento serán determinantes para evaluar su operatividad y detectar posibles disfunciones.

De forma paralela y a partir de los primeros resultados del seguimiento efectuado hasta ahora, se considera conveniente impulsar medidas destinadas a mejorar la funcionalidad del corredor, especialmente en el sector agrícola central de la cuenca, el sector más problemático, creando nuevas líneas de vegetación natural a partir de áreas de dominio público, vías pecuarias y lindes entre fincas o mejorando las existentes para incrementar la conectividad lateral del corredor.

Algunas de estas medidas se han puesto en marcha ya por la Oficina Técnica del Corredor Verde del Guadiamar, como la construcción de refugios artificiales o la mejora de la conexión del extremo norte. Otras forman parte de algunas de las líneas de actuación que está desarrollando actualmente la Consejería de Medio Ambiente, como el Plan de Recuperación de Vías Pecuarias y el Inventario de Riberas, como etapa previa para el desarrollo de un Programa de creación de corredores ecológicos fluviales. En el caso de la eliminación de las barreras que representan las infraestructuras viarias transversales, será necesario impulsar medidas de colaboración con los organismos competentes. La justificación y oportunidad de estas actuaciones (ver Figura 4) se explican a continuación.

Mejora de la conexión del extremo norte del corredor verde con Sierra Morena

El seguimiento de las poblaciones de mamíferos medianos y pequeños señala que hasta el momento se detecta un escaso nivel de transferencia desde el área fuente norte, que probablemente esté relacionado con la escasa permeabilidad de esta franja de contacto del corredor. Para corregir esta situación se van a iniciar trabajos de restauración forestal para ampliar dicha franja de contacto, mejorando

la conexión a través del arroyo de los Frailes y sustituyendo algunas masas de eucaliptal por repoblaciones de vegetación autóctona en algunas de las zonas no explotadas del espacio minero que recientemente ha pasado a ser de titularidad pública, por lo que podría integrarse en el corredor.

Restauración de las riberas como corredores fluviales secundarios

La restauración y recuperación de pequeños tramos fluviales contribuiría a mejorar sustancialmente las condiciones de conectividad en el sector central de la cuenca. Dentro de esta línea de actuación, los cauces preferentes para favorecer estos procesos serían la propia cabecera del Guadiamar, aguas arriba de la unión con el río Agrio, y los dos principales afluentes de la margen derecha: el arroyo Alcarayón y sobre todo el Ardanchón, por su disposición estratégica atravesando todo el sector central agrícola de la cuenca. Dentro del apartado de corredores fluviales, hay que señalar la importante función como corredor fluvial complementaria a la del río Guadiamar que puede desempeñar el río Tinto, espacio que se encuentra actualmente incluido en la propuesta de la Red Natura 2000.

Recuperación de la red de vías pecuarias

A través del Plan de Recuperación de las vías pecuarias, se ha establecido una clasificación de esta amplia red identificando aquellas cañadas y cordeles que por su trazado pueden desempeñar el papel de pequeños corredores ecológicos como vías de conexión entre las distintas áreas naturales. Actualmente, se está trabajando en el deslinde y la restauración de algunas de estas vías pecuarias, como la cañada real del Carrascal, que transcurre paralelamente al Guadiamar desde el Vado del Quema hasta Aznalcóllar.

Permeabilización de las barreras transversales

No cabe duda que la operatividad futura del corredor del Guadiamar dependerá en gran medida de una mayor permeabilización de las infraestructuras viarias que lo seccionan transversalmente, ya que el impacto de estas barreras se irá haciendo más patente conforme comience a funcionar como vía de dispersión.

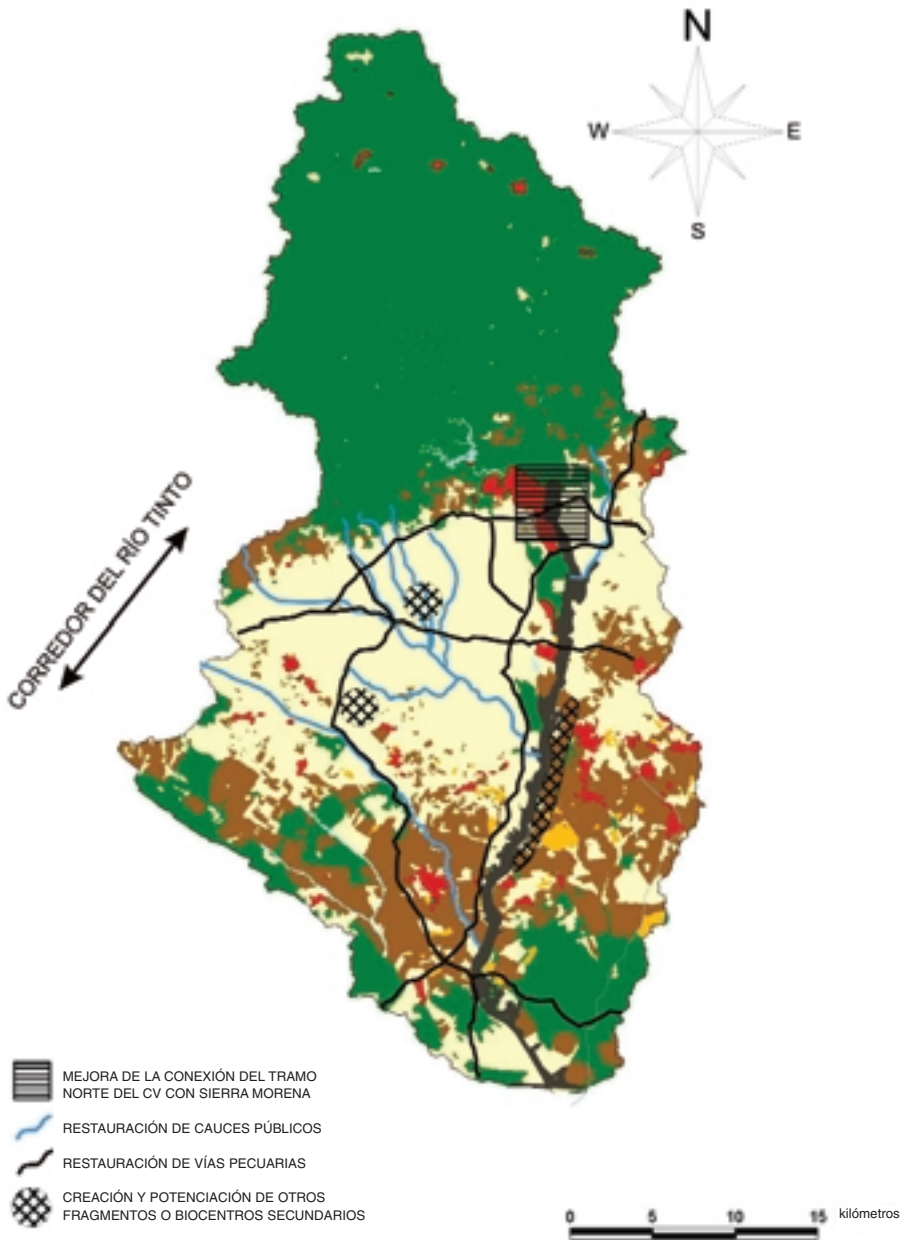


Figura 4. Propuestas para la mejora de la conectividad en la cuenca del Guadiamar

Entre las infraestructuras viarias que representan barreras importantes destacan sobre todo la Autopista A-49 y la línea de ferrocarril Sevilla-Huelva, ya que discurren sobre plataformas o terraplenes continuos. En el caso de esta última, el proyecto del nuevo trazado ferroviario puede constituir una buena oportunidad para reemplazar el trazado antiguo por un viaducto más permeable. La permeabilización de estas infraestructuras no debe limitarse al sector de cruce del corredor del Guadiamar sino que también debe posibilitar la continuidad de otros corredores secundarios, como el arroyo de Pilas.

Creación y potenciación de otros biocentros secundarios

Otra estrategia que cabe plantear para mejorar la conectividad de la cuenca debe consistir en favorecer la creación de biocentros secundarios (bosques islas dentro del espacio agrario) como puntos de escala. Para ello debe aprovecharse la presencia de bienes patrimoniales públicos (dehesas boyales, montes de titularidad municipal), zonas de vocación forestal o zonas declaradas de protección especial por el planeamiento urbanístico. En este sentido, destaca la presencia de la franja no urbanizable de protección especial de la Cornisa Oeste del aljarafe, un espacio escarpado de más de 15 kms con predominio de vegetación arbustiva, que, de restaurarse, reforzaría notablemente la función del corredor del Guadiamar en su margen derecha.

Referencias

- Arenas, J.M.; Montes, C. y Borja, F., 2002. La restauración de los ecosistemas en el Corredor Verde del Guadiamar. *Medioambiente* 40: 14-19.
- Consejería de Medio Ambiente, 1999. Informes de los grupos de trabajo creados al amparo del convenio suscrito entre la Consejería de Medio Ambiente y las universidades andaluzas. En: *Informes Científicos sobre el seguimiento del accidente de Aznalcóllar*. Consejería de Medio Ambiente. pp. 59-64.
- Consejería de Medio Ambiente, 1999. *La Estrategia del Corredor Verde del Guadiamar. Fundamentos de la Estrategia y Conclusiones del Seminario Internacional sobre Corredores Ecológicos y Restauración de Ríos y Riberas*. Secretaría General Técnica de la Consejería de Medio Ambiente. 63 p.
- Consejería de Medio Ambiente, 2000. *Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar. PICOVER 1999-2002*. Secretaría General Técnica de la Consejería de Medio Ambiente. 192 p.

- Consejería de Medio Ambiente, 2001. *Corredor Verde del Guadiamar. Abril 1998-Abril 2001*. Consejería de Medio Ambiente. 70 p.
- De Lucio, J.V.; Martínez, C. y Sastre, P., En prensa. Caracterización de la estructura y funcionalidad de los elementos lineales del paisaje en la cuenca del río Guadiamar. En: *Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente.
- Delibes, M., 1999. El papel de los corredores ecológicos en la conservación de las poblaciones de mamíferos en la cuenca mediterránea. El caso del corredor fluvial del Guadiamar. En: *Seminario Internacional sobre Corredores Ecológicos y Restauración de Ríos y Riberas. Programas y Resúmenes de Ponencias*. Consejería de Medio Ambiente. pp.22.
- Delibes, M., Rodríguez, A.; Rivilla, J.C.; y Alís, S., En prensa. Situación preoperacional de las poblaciones de mamíferos medianos y grandes que puedan ser afectados por el corredor del Guadiamar. En: *Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente.
- Fernández, E., 1999. La red ecológica paneuropea. Corredores ecológicos para Europa. En: *Seminario Internacional sobre Corredores Ecológicos y Restauración de Ríos y Riberas. Programas y Resúmenes de Ponencias*. Consejería de Medio Ambiente. pp. 24.
- Jiménez, Y.; Paniza, A. y Gómez, J., En prensa. Análisis de los paisajes del Guadiamar y de su evolución reciente como base para el diagnóstico territorial de su cuenca. En: *Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente.
- Montes, C., 1999. Corredores ecológicos. El Corredor Verde del Guadiamar: conexión entre espacios naturales. *Medioambiente* 31: 48-53.
- Ontiveros, D.; Fernández-Cardenete, J.R. y Pleguezuelos, J.M., En prensa. Caracterización, restauración y conservación de las comunidades animales de la cuenca del río Guadiamar: seguimiento del proceso de recolonización de aves y reptiles. En: *Resultados del Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar*. Consejería de Medio Ambiente.
- Serrano, J. y Molina, F., 1998. El Corredor Verde del Guadiamar. La conexión de la sierra con la marisma. *Medioambiente* 29: 6-15.
- Taylor, P.; Fahrig, L.; Henein, K. y Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68 (3): 571-573.

Biodiversidad y gestión de recursos naturales en Turquía

Suade Arancli.

Introducción

Turquía es uno de los países de mayor diversidad biológica de la zona templada. Más de una tercera parte de las especies que existen en el país son endémicas de la región.

Su diversa tipología de hábitats - de costeros a alpinos - contribuye a la rica diversidad biológica del país. Los recursos de biodiversidad incluyen numerosas especies cultivadas y sus variantes silvestres, así como especies forestales comercialmente importantes, plantas medicinales y aromáticas, especies animales y aves migratorias, entre otras.

El ecosistema mediterráneo es rico en especies, entre las que se incluyen numerosos endemismos botánicos en peligro de extinción. En el Mediterráneo oriental, y especialmente en Turquía, el estado de conservación ha mejorado, en cierto sentido, debido a la gestión forestal. Sin embargo, es necesario aún profundizar en el conocimiento de los ecosistemas de interés forestal en peligro de extinción, abordando aproximaciones multiescala, para poder evaluar de forma más rigurosa el estado de conservación a escala regional. Entre las coníferas endémicas de la cuenca mediterránea cabe citar especies como *Abies pinsapo*, *Abies marocana*, *Cupressus atlantina* y *Pinus nigra* subsp. *dalamatica*. Entre los robles endémicos destaca *Quercus euboica*, *Quercus vulcanica* o *Quercus aucheri*, así como *Liquidambar orientalis* en Turquía (Quezel, 1998; Barbero *et al.*, 1990; Akman *et al.*, 1993).

La conservación y gestión de los bosques en Turquía es responsabilidad exclusiva del estado, a través del Ministerio de Bosques (MdB). Una cuarta parte

de la extensión territorial de Turquía está clasificada como terreno forestal. Una de las principales tareas de MdB, además de la gestión sostenible de los bosques, el control de la erosión, reforestación y el desarrollo rural de las comarcas forestales, es la de conservar la naturaleza y gestionar la fauna y la flora silvestres y la caza. La Dirección General de Parques Nacionales, Caza y Fauna y Flora Silvestres (DGPN), perteneciente al MdB, es responsable del establecimiento y la gestión de la mayoría de las diferentes categorías de zonas protegidas en Turquía. También lleva a cabo programas *ex situ* destinados a la fauna silvestre. Las áreas protegidas bajo la dirección de la DGPN abarcan el 2,6 por ciento de la superficie forestal.

Participación en la biodiversidad y gestión del ecosistema forestal

El gobierno de Turquía ha ratificado la Convención sobre la Diversidad Biológica y ha participado en varias actividades europeas relacionadas con la puesta en práctica de la Convención en lo referente a la explotación y la biodiversidad forestal. En la actualidad existe una mayor concienciación sobre la conservación de la diversidad de los recursos biológicos y la necesidad de una gestión sostenible de los mismos. El Plan Nacional de Actuación Medioambiental y la Estrategia y Plan de Acción para la Biodiversidad Nacional (PABN) hacen hincapié en la importancia de integrar las necesidades de conservación en el desarrollo y la puesta en práctica de políticas sectoriales adecuadas ambientalmente, y también contemplan la participación de todas las partes interesadas tales como el gobierno, las organizaciones no gubernamentales, el sector privado, la comunidad internacional y, lo que es más importante, las comunidades locales, se encuentren éstas incluidas o no en los espacios protegidos.

La experiencia de Turquía también ha demostrado que el éxito de los programas de gestión de los recursos naturales y de conservación de la biodiversidad se basa en la consideración de las poblaciones locales y en la mejora de su calidad de vida. En este sentido, se está trabajando en la creación de empleo y en la generación de ingresos mediante un sistema de gestión participativa, sostenible y compartida de los recursos naturales. Dicho sistema incluye instalaciones para el desarrollo, la comercialización y el transporte, y medios crediticios destinados a pequeñas empresas forestales, cuya actividad se basa en productos no madereros.

La ausencia de un marco legal para la gestión integrada que contemple la participación de las comunidades locales en los planes de desarrollo forestal, ha constituido un importante cuello de botella en el desarrollo de prácticas de explotación forestal realmente participativas.

Otro problema ha sido la creciente producción maderera por parte de la industria forestal turca. Según los planes de gestión forestal, la mayor parte de la superficie se gestiona teniendo como principal objetivo la producción de madera, asignándose un papel de menor importancia a otros usos primarios. Esto ha conducido igualmente al concepto, muy extendido, del bosque como conjunto de árboles más que como ecosistema. En consecuencia, no se ha realizado una conservación o utilización óptima de otros recursos biológicos asociados a las zonas forestales.

Lecciones aprendidas de experiencias desarrolladas en el ecosistema forestal

En Turquía, durante la década de los noventa, se pusieron en práctica varios proyectos de silvicultura con financiación externa. Esos proyectos han proporcionado una valiosa experiencia a los profesionales de la silvicultura y a las organizaciones no gubernamentales que trabajan en las zonas forestales y en sus alrededores. Esto ha sido especialmente relevante para el desarrollo de un amplio programa de formación práctica *in situ* destinado a los habitantes locales, y que ha contribuido eficazmente a frenar actividades ilegales relacionadas con la tala, el pastoreo y la repoblación. Mediante el desarrollo de vínculos entre la generación de ingresos y la gestión sostenible de los bosques, y proporcionando a los lugareños herramientas basadas en el conocimiento que permitan alcanzar dicho objetivo, el programa de educación ha contribuido considerablemente a disminuir la tasa de pérdida de biodiversidad y a minimizar otros efectos medioambientales negativos derivados de prácticas forestales no sostenibles, tanto en las áreas protegidas como en el conjunto del territorio.

El Proyecto de Planificación y Gestión Ecológica de la Fauna y Flora Salvajes desarrollado en el Parque Natural de las Montañas Kure, ilustra bien cómo los proyectos pueden no alcanzar los objetivos propuestos si no se consideran las poblaciones locales. En el caso de este parque nacional, se ha demostrado que como resultado de la implementación del proyecto, los recursos disminuían a un ritmo constante, a la vez que las comunidades locales tenían dificultades para

sobrevivir. A largo plazo, la calidad de vida de los lugareños podría mejorar mediante un enfoque de conservación y de aprovechamiento sostenible de los recursos, mediante la generación de oportunidades de desarrollo endógeno de las poblaciones vinculadas al espacio protegido.

Por tanto, el entendimiento de los vínculos existentes entre el desarrollo medioambiental, económico y social en el diseño e implementación de programas de conservación, y en los enfoques y técnicas de seguimiento contribuirán a mejorar la gestión sostenible de los ecosistemas.

No obstante, se advierte un creciente interés por parte del gobierno en la integración de programas y actividades de conservación de desarrollo social con programas silvícolas y de conservación ambiental. Existe una conciencia de cambio en el papel del sector forestal, considerando esencial la implicación de todas las partes interesadas; y de forma relevante la participación de las comunidades locales.

Principales partes interesadas en la gestión de los recursos naturales

Una de las principales amenazas sobre la diversidad y los ecosistemas de Turquía es el uso no sostenible de los recursos naturales por parte de las poblaciones locales.

En Turquía, el 10% de la población rural se incluye en el grupo social de rentas más bajas, y sus ingresos dependen fundamentalmente del monte y de los recursos naturales asociados. Ellos son, por tanto, los principales agentes implicados en la gestión forestal sostenible en relación con el aprovechamiento de recursos naturales tales como el pastoreo, los productos forestales madereros y no madereros, las especies silvestres, el ecoturismo, el suelo y el agua, etc.

La política actual de propiedad estatal de los bosques limita en gran medida los beneficios que pueden obtener las poblaciones locales de su aprovechamiento, y constituye uno de los principales handicaps para la participación social. En la actualidad, la mayoría de las políticas -establecidas en el pasado por el estado de forma nada participativa- están en fase de revisión con el objetivo de incorporar una mayor implicación social.

Proyecto de gestión de la biodiversidad y de los recursos naturales - GEF

El gobierno, en reconocimiento de la importancia del patrimonio biológico del país, ha adoptado medidas para invertir los efectos del uso no sostenible de los recursos. En 1991, se creó el Ministerio del Medio Ambiente y se elaboraron un Plan de Acción Nacional de medioambiente y un PABN Nacional. El Proyecto de Gestión de la Biodiversidad y los Recursos Naturales, descrito en el PABN, es una expresión de la determinación del gobierno de mejorar la gestión de la biodiversidad del país.

El proyecto apoya una estrategia basada en la conservación de la biodiversidad y en la promoción del uso sostenible de los recursos biológicos. Esto se logrará creando capacidad institucional y poniendo en práctica planes eficaces y sostenibles de gestión de zonas protegidas y recursos naturales en cuatro lugares de conservación prioritaria. La principal acción que se va a emprender es el desarrollo de mecanismos y prioridades para la repetición de esta experiencia, con el objetivo de establecer una red eficaz de zonas protegidas en toda Turquía. Un aspecto importante del proyecto es, por tanto, apoyar todos los mecanismos que ayuden a las partes interesadas, nacionales y locales, a participar en la toma de decisiones, incluidas agencias gubernamentales, organizaciones no gubernamentales, agentes sociales y otras instancias del sector privado. Este enfoque ayudará a crear algunas de las nuevas habilidades necesarias para la planificación y gestión intersectorial y participativa.

Los lugares objeto de conservación prioritaria son representativos de cuatro zonas biogeográficas principales de Turquía. Éstas comprenden el Mar Negro y la región montañosa del Cáucaso; la Meseta Central de Anatolia y las regiones Europeas y Mediterráneas.

El proyecto tiene como objetivo determinar el marco legal; las necesidades institucionales; la formación en las nuevas capacidades requeridas; la implantación de un sistema de planificación y gestión; el establecimiento de un sistema de seguimiento de la biodiversidad; el refuerzo de la participación social; la mejora de la concienciación social, así como identificar mecanismos para promover la sostenibilidad económica del espacio protegido y la conservación de la biodiversidad.

Uno de los lugares del proyecto en el bosque mediterráneo: El Parque Nacional de Koprulu Kanyon

El Parque forma parte del alto ecosistema alpino de las montañas del Tauro en la Turquía Meridional (aproximadamente, 36.614 has., entre 400 y 2.500 m de altura).

Koprulu Kanyon fue declarado Parque Nacional en 1973, aunque esta catalogación no implicó medidas correctoras ni de desarrollo en la zona. El Cañón cuenta con ruinas antiguas y con el asentamiento romano de Selge, situado dentro del espacio protegido y que goza del status de protección (SIT) del Ministerio de Cultura.

Los rasgos clave son el cañón del río Koprú, 400 hectáreas de bosque de cipreses - reserva biogenética -, el maquis, los árboles monumentales, los recursos hídricos, geológicos y estructuras del paisaje como formaciones rocosas singulares, y antiguas ruinas dispersas por toda la extensión del Parque (teatro, castillos, acueductos, puentes, vías) y por la ciudad romana de Selge. Dentro del parque hay siete aldeas y caseríos cuya población total es de alrededor de cinco mil personas.

El turismo es una actividad clave, recibiendo el espacio protegido un número de visitantes que oscila entre los trescientos cincuenta mil y el medio millón por año. El turismo se centra en actividades náuticas no reguladas de descenso en botes neumáticos. Existen veintiséis empresas que ofertan esta actividad deportiva en la zona, practicada diariamente por unas 4.000 personas - durante la temporada alta, ese número sobrepasa los cinco mil diarios-. Esta actividad representa en la actualidad unos ingresos de unos diecisiete millones y medio de dólares al año para las empresas explotadoras. Por otro lado, no se ha implantado ninguna tasa de entrada al espacio protegido, ni tampoco se ha establecido ningún tipo de retribución económica al parque, ni al estado, por parte de las empresas que explotan esta actividad deportiva, que sin embargo carecen de permiso de la organización de parques nacionales para desarrollar su actividad y para construir edificios en el espacio protegido. Con relación al control de estas actividades náuticas, existen conflictos entre las poblaciones y empresas locales y las foráneas.

Biodiversidad en el Parque

En relación a la vegetación destaca el maquis mediterráneo (por debajo de los 400 m), el bosque de *Pinus brutia* (entre los 400 y los 1200 m), el bosque de *Cupressus sempervirens* (entre los 650 y los 50 m), los bosques de *Pinus nigra* (entre los 1100 y los 1500 m), los bosques de *Cedrus libani* (entre los 1400 y los 800 m), el bosque de *Juniperus excalse* (entre los 600 y los 1500 m.) y el cinturón subalpino (entre los 1700 y los 2500 m) (OGM, 1986).

El parque es también rico en especies de fauna. Algunas de las más importantes *Circaetus gallicus*, *Aquila chrysaetos*, *Accipiter nisus*, *Falco tinninculus*, *Buteo buteo*, *Buteo rufinus*, *Bubo bubo*, *Athene noctua*, *Sitta neumayer*, *Sitta krupperi*, el oso pardo (*Ursus arctos*), el lince (*Lynx lynx*), el caracal (*Felis caracal*), el lobo (*Canis lupus*), el tejón (*Meles meles*), el jabalí (*Sus scrofa*), el zorro (*Vulpes vulpes*), o la nutria (*Lutra lutra*) (OGM, 1986).

Amenazas presentes en el Parque

- *Falta de entendimiento* entre la DGPN y las comunidades locales que residen en el parque y en sus alrededores.
- *Pastoreo excesivo*. Hay un considerable número de cabezas de ganado caprino repartidas en toda la región, lo que representa una amenaza para la vegetación y para el sistema ecológico del parque.
- *Tala ilegal* dentro del parque con fines madereros y para la producción de combustible con fines de subsistencia. La elevada presión a la que está sometido el bosque de cipreses es especialmente preocupante.
- *Caza Furtiva*, pese a la protección de la fauna y flora silvestres dentro de los límites del parque nacional, la fauna se resiente, sobre todo, como consecuencia de la caza furtiva y por competencia con la ganadería.
- *Aprovechamiento no regulado* de productos forestales no madereros.
- *Gestión y control inadecuados de las actividades turísticas*, con un impacto negativo directo sobre la biodiversidad.
- *Construcciones ilegales* dentro del parque. Los conflictos derivados de asentamientos en la zona protegida son de los principales handicaps para el establecimiento de asociaciones colaborativas entre los gestores del parque y la población local.
- *Contaminación* de forma general en el parque natural y en los recursos hídricos.

- *Degradación de lugares de interés cultural y del paisaje*; la antigua ciudad de Selge no recibe gestión ni mantenimiento adecuado. Las ruinas se encuentran bastante degradadas como consecuencia del uso turístico, la construcción ilegal y el desarrollo de actividades de restauración inadecuadas.
- *Plan maestro obsoleto*; elaborado en 1971 con la ayuda de la Agencia Estadounidense para el Desarrollo Internacional (USAID). Además, y aunque el plan presente solidez técnica, la falta de plantilla ha condicionado que éste sólo se haya puesto en práctica parcialmente. En Turquía, los Planes Maestros para Parques Nacionales son elaborados en el ámbito estatal, principalmente por el personal técnico de la DGPN, apoyados por consultores, personas particulares, compañías privadas y catedráticos de universidad. El proceso es principalmente dirigido por el estado. Los planes son muy detallados y dan lugar a documentos extensos, pero la falta de personal técnico experto en el ámbito provincial limita la implementación de estos planes en la práctica.
- La *jurisdicción compartida* en el parque de los Ministerios de Turismo, Cultura, Medio Ambiente y Bosques da lugar a confusión competencial y a la realización de actuaciones sectoriales inadecuadas.
- Las *áreas de esparcimiento y recreo* en el parque no disponen de gestión alguna y se encuentran suprautilizadas.
- El *riesgo de incendios* es importante y potenciado por las actividades de desarrollo turístico.

Logros alcanzados hasta la fecha

En el marco del proyecto Koprulu Kanyon se ha analizado una amplia variedad de actividades relacionadas con el uso de las poblaciones locales del espacio protegido, y con las relaciones entre la población local y los mecanismos destinados a reforzar la participación social en la planificación y la gestión de la zona. De éstas, destacan el pastoreo y la utilización de productos forestales madereros y no madereros.

Se han identificado los objetivos prioritarios de conservación al amparo del desarrollo de una estrategia de reducción de amenazas y se ha elaborado un plan de acción.

Para favorecer la consecución de los objetivos se ha evaluado las necesidades de formación del personal adscrito al parque nacional, identificándose como prioritario - y actuando en consecuencia - mejorar las capacidades en métodos y herramientas para abordar: enfoques participativos; resolución de conflictos con los grupos de interés y de gestión; comunicación; relaciones públicas; ecoturismo; formación de equipos y protección.

En el análisis de amenazas y oportunidades se evaluaron los siguientes aspectos:

- Planes de desarrollo turístico sostenible basados en los planes de desarrollo turístico.
- Posibles productos y servicios vinculados a la conservación.

Se desarrollaron numerosas reuniones entre las distintas partes interesadas con el objeto de avanzar en la gestión compartida de las actividades deportivas náuticas en el parque, y se realizó un intercambio de experiencias nacionales e internacionales adquiridas por los participantes en nuevas formas de gobernabilidad. Como resultado se elaboraron planes de manejo compartido del parque.

Igualmente, para la planificación y desarrollo de la estrategia a seguir se ha realizado una evaluación básica de la biodiversidad.

Por otro lado, el Programa de Pequeñas Subvenciones permite una mayor flexibilidad con relación a satisfacer las necesidades sociales. Antes de la implementación de estas ayudas, se elaboró un Borrador de Manual Operativo en el marco del proyecto. Actualmente se continúan las reuniones con los agentes sociales y se han establecido como siguientes pasos el establecimiento de comités y la elaboración de proyectos subvencionables.

Con el fin de fomentar el uso sostenible de recursos y promover actividades empresariales respetuosas con el parque, se ha demostrado importante llevar a cabo un análisis sociológico. Este tipo de análisis ofrece la oportunidad de emprender actividades concretas - en colaboración con diferentes actores sociales - centradas en las principales amenazas y oportunidades, como guía en el proceso de toma de decisiones.

Por otro lado se está trabajando en la identificación de mecanismos de financiación endógena para el parque, sobre todo a partir de modificaciones legales y contributivas de las actividades náuticas que en él se desarrollan. También se están organizando programas de concienciación ambiental dirigidos a los distintos actores vinculados al espacio protegido. Estos programas de concienciación ambiental se vinculan a la generación endógena de ingresos económicos y a la gestión y planificación compartida, mostrando que la protección de la naturaleza puede generar beneficios económicos y favorecer la participación local en la gestión del parque.

Con el fin de fomentar la identidad de parque entre la población local, se ha elaborado un logotipo y se han emprendido actividades para diseñar la puerta de entrada, el centro de visitantes y el de formación.

Por último, se han diseñado e impartido programas de educación medioambiental para escolares.

Conclusión

Existe una larga tradición de excesiva dependencia del gobierno central, que ha limitado de forma muy importante las iniciativas y la toma de decisiones en el ámbito local.

Sin embargo, la experiencia del proyecto que aquí se ha presentado demuestra que la falta de participación social en la gestión de las áreas protegidas fomenta el aprovechamiento ilegal de los recursos, y como consecuencia pone en peligro la conservación de la biodiversidad y la capacidad de desarrollo endógeno de las poblaciones locales. En el caso concreto de este proyecto, la falta de consideración de la opinión local dio lugar a numerosos conflictos y afectó negativamente a los productos derivados del mismo.

Con el fin de avanzar hacia una situación social y ecológicamente sostenible de la conservación, es necesario alcanzar una visión compartida entre los gestores y los actores locales, que permita desarrollar estrategias consensuadas y acuerdos con las necesidades sociales y de conservación.

Las políticas y las estructuras deben ser revisadas y desarrolladas a fin de integrar mejor los objetivos medioambientales y los relacionados con la

biodiversidad así como para satisfacer las necesidades de las comunidades locales al diseñar actividades y programas de recursos naturales.

La eficacia de la conservación de la biodiversidad y los recursos naturales exige un compromiso y un enfoque a largo plazo. En realidad, el resultado de enfoques participativos son visibles a más largo plazo, pero sin embargo son más eficaces que los derivados de enfoques convencionales utilizados en Turquía.

En los proyectos de conservación, es necesario realizar el seguimiento de las acciones planteadas en relación con la variación en las estimas de biodiversidad, y establecer, en consecuencia, las modificaciones pertinentes en la estrategia.

El enfoque holístico de la evaluación de los problemas medioambientales no sólo incluye el seguimiento, a distintas escalas, de diferentes parámetros, sino también un análisis integrado de los fenómenos ecológicos, sociales y económicos. Sólo la adopción de un enfoque integrado como resultado de la comprensión de las complejas interdependencias que unen el desarrollo socioeconómico y el componente natural, permitirá una comprensión adecuada de los procesos que subyacen bajo la pérdida de biodiversidad (UNECE/FAO, 2001).

Referencias

- Dogru, M., Arancli, S., y Stevens, P.R., 1993. Participatory Approaches to Community Forestry in Turkey: A Brief Overview. *Ponencia elaborada para su presentación en el Taller de Responsables Superiores de Proyectos de Campo*. Damasco, Siria, 2 al 6 de Mayo de 1993.
- OECD, 1999. *Handbook of Incentive Measures for Biodiversity- Design and Implementation*.
- Orman Genel Müdürlüğü (OGM), 1986. *Koprulu Kanyon Amenajman Planı*, pp.154-170.
- Pani, M., 1993. Final Report on UNDP/FAO Project *TUR/96/003/A/01/12*.
- USAID, 1971. *Master Plan for Protection and Use Koprulu Canyon Natural Park*.
- UNECE/FAO, 2001. Geneva Timber and Forest Discussion Papers. *Structural, Compositional and Functional Aspects of Forest Biodiversity in Europe*. Environment and GEO information Unit JRC-European Commission. pp. 62-76.
- Warner, K., 2000. Forestry and sustainable livelihoods, *UNASYLVA*, Vol 51, No 202,2000/3.

World Bank, 2000. *Turkey Forest Sector Review Social Assessment*.

World Bank, 2000. *Turkey Biodiversity and Natural Resource Management Project, Project Document*.

CAPÍTULO

4

La Región Mediterránea ante el
Congreso Mundial de Parques 2003

De Málaga a Durban. Reflexiones sobre los aportes del Mediterráneo al V Congreso Mundial de Áreas Protegidas

Pedro Rosabal

Introducción

El Congreso Mundial de Parques se celebra cada diez años como el único y más importante foro internacional sobre áreas protegidas. Este evento ofrece una oportunidad única de hacer un análisis sobre el desarrollo de las áreas protegidas (APs) y evaluar objetivamente los avances y retrocesos, como punto de partida para guiar el curso de la agenda mundial sobre áreas protegidas en la próxima década.

El Congreso es un evento internacional de gran relevancia para su organizador, la UICN, ya que contribuirá a conformar el programa a largo plazo de la Unión sobre áreas protegidas y a identificar nuevas ideas y conceptos para ser promovidos en las agendas globales vinculadas al medio ambiente y el desarrollo sostenible. Aunque el primer Congreso de Parques (Seattle, USA, 1962) no estuvo centrado en un tema específico todos los ulteriores congresos han marcado hitos sobre aspectos prioritarios vinculados al establecimiento y manejo de las áreas protegidas (ver recuadro).

Temas abordados en los diferentes Congresos

- 1972, celebrado paralelamente en los Parques Nacionales de Yellowstone y Grand Teton, USA. Tema: *"Parques Nacionales –Patrimonio para un Mundo Mejor"*. Se resaltó la importancia de los parques como parte de la herencia de la humanidad. Muchas de las ideas discutidas fueron consideradas en la Convención de Patrimonio de la Humanidad de la UNESCO (París, 1972).
- 1982, Bali, Indonesia. Tema: *"Parques para el Desarrollo"*. Se destacó la importancia de las áreas protegidas como opciones para el desarrollo económico a escalas local y nacional y se promovió la idea del manejo participativo de las áreas protegidas.
- 1992, Caracas, Venezuela. Tema: *"Parques para la Vida"*. Se promovió la importancia de integrar el manejo de las APs a escala de planificación regional y de fortalecer la participación de las comunidades locales y de otros actores en el establecimiento y gestión de los espacios protegidos.

El desafío al que se enfrenta el Vto. Congreso Mundial de Parques (Durban, República de África del Sur, 2003) será demostrar la relevancia de las áreas protegidas para las diversas agendas internacionales y regionales en los ámbitos económico, social y ambiental. El tema del Congreso, “*Beneficios Más Allá de las Fronteras*”, pretende estimular un enfoque más amplio sobre las áreas protegidas que se enfrentan a un mundo en rápido cambio: retos existentes, oportunidades, valores, responsabilidades de los diferentes actores vinculados a las áreas protegidas y beneficios que aportan los productos y servicios ambientales derivados de las mismas.

Aunque para muchos el objetivo central del Congreso de Durban se concentra en cómo mostrar los “beneficios” de las áreas protegidas se tiende a pasar por alto una importante perspectiva del tema del congreso: la de trabajar “más allá de las fronteras”. Es en este ámbito que la UICN ha concedido particular importancia a este evento regional sobre “Conectividad ambiental: las áreas protegidas en el contexto del Mediterráneo” ya que se enmarca en uno de los temas prioritarios a discutir en Durban: cómo lograr mejores vínculos y conectividad entre las áreas protegidas y el paisaje circundante.

Este artículo propone una serie de ideas a discutir sobre cual podría ser la contribución del Mediterráneo al Congreso de Durban. Las mismas parten de un análisis personal de las particularidades, oportunidades y desafíos de la región, con relación a iniciativas de conectividad y proyectos bioregionales. Por ello deben ser tomadas como opiniones técnicas a título de experto y no como pronunciamientos u opiniones a nombre de la UICN.

El Mediterráneo. ¿Un caso especial?

La historia del desarrollo de la sociedad en la cuenca del Mediterráneo, el *mare nostrum* de los antiguos, se caracteriza por la existencia durante milenios de estrechos vínculos ambientales y culturales que han condicionado el uso de sus recursos naturales. El comercio y la navegación supeditaron el desarrollo ganadero y agrícola en las tierras cercanas a las zonas costeras o a ríos navegables que dieran acceso a los principales puertos. La importancia de la producción y comercio de la sal, que por muchos años fue utilizada como moneda de cambio, condicionó el desarrollo de numerosas salinas de pequeña extensión en los humedales costeros, las cuales hoy constituyen áreas importantes para la

conservación de aves en la región (Birdlife Internacional, 2000; Marín, C., Com. Pers., 2001). La pesca fue, y continúa siendo, una de las principales actividades económicas de la región, pero también una causa importante de conflictos, que sin embargo no ha favorecido una mayor atención en cuanto al uso de las áreas protegidas marinas como mecanismo para el mantenimiento de las pesquerías. Esto se refleja en el hecho de que hasta mediados de la década de los 90 sólo el 11.8% (0.2 millones de hectáreas) de la superficie incluida en todas las áreas protegidas costeras del Mediterráneo (1.7 millones de hectáreas) se dedicaban a la protección de los ambientes marinos (IUCN, 1995).

Por otra parte, el desarrollo de importantes civilizaciones y culturas en el Mediterráneo ha estado íntimamente vinculado a la protección de áreas naturales. En 1240, durante el reinado de Abou Zakaria de la dinastía Hafside, se crearon y protegieron reservas para la caza en el Lago Ichkeul, Túnez, cuyo manejo continuó hasta el periodo del Imperio Otomano en el Siglo XX. Hoy algunas de estas reservas forman parte del Parque Nacional de Ichkeul. Los griegos y romanos fueron quizás los primeros en establecer áreas protegidas. En la *Historia Natural*, escrita por Caius Plinius Secundus, se describen acciones tomadas por el Imperio Romano para el establecimiento de sistemas de bosques y otras áreas que eran especialmente controladas y protegidas para la protección de la fauna salvaje (Mallet, 1991). Por otra parte, debe hacerse mención especial del sistema de *hemas*, concebido bajo el Islam, y que el profeta Muhammed consolidó mediante un marco legal que continúa gobernando el manejo de estas áreas protegidas para el beneficio de las comunidades. Por lo tanto, puede decirse que el Mediterráneo, a diferencia de otras regiones, cuenta con una experiencia milenaria sobre áreas protegidas.

La interacción entre el hombre y la naturaleza que durante milenios ha caracterizado el desarrollo en Europa, incluyendo el Mediterráneo, ha dejado una impronta particular en el paisaje que ha servido de base para el desarrollo del concepto de paisajes culturales. Hasta hace relativamente poco tiempo los paisajes culturales no fueron en general el foco de la atención internacional como mecanismo de conservación. En muchos casos esto se supeditó a la concepción errónea de que se trataba de un concepto “euro-céntrico” e interesado básicamente en la apariencia visual del paisaje y no en el mantenimiento de áreas naturales.

Durante el IV Congreso Mundial de Parques (Caracas, Venezuela, 1992), el concepto de paisaje cultural fue intensamente debatido y finalmente aceptado, lo

que influyó la definición de la Categoría V, *Paisajes Protegidos*; una de las 6 categorías de manejo de áreas protegidas consideradas en el sistema internacional propuesto por la UICN (IUCN, 1994). De hecho, esto constituye un innegable aporte de Europa al movimiento internacional de áreas protegidas, aporte que se ha visto apoyado por los resultados de las investigaciones en biología de la conservación que han mostrado la necesidad de promover las acciones de conservación y manejo de recursos naturales a una escala regional, más allá de los límites de las áreas protegidas, vinculando las mismas a otras formas de uso del suelo y promoviendo el establecimiento de corredores biológicos. La importancia de lograr la conectividad entre las APs y los paisajes circundantes también ha estado apoyada por un mejor entendimiento de la relación naturaleza-cultura: frecuentemente, sitios de alta diversidad biológica coinciden con sitios de alta diversidad cultural que son el resultado de una larga y continua interacción entre el hombre y su entorno (Brown y Mitchell, 2000).

¿Cuál es la situación en el Mediterráneo?

Considerando la influencia Europea en el desarrollo conceptual y práctico de los paisajes protegidos (Categoría V, UICN), así como las numerosas iniciativas en el establecimiento de corredores biológicos, tanto a escala regional como de los diferentes países (IUCN, 1994; Synge, H., 1997), y sobre la base de que los paisajes del Mediterráneo son predominantemente paisajes culturales, sería lógico pensar que el desarrollo y aplicación de este concepto haya sido ampliamente aceptado en todos los países que componen la cuenca del Mediterráneo. Sin embargo este no es el caso.

Mientras que en los países que conforman la parte norte de la cuenca mediterránea los paisajes protegidos (Categoría V, UICN) constituyen el 65% de toda la superficie dedicada a áreas protegidas, esta cifra sólo alcanza el 8% de todas las áreas protegidas existentes en los países del Norte de África y el Medio Oriente. Mientras en la porción Europea del Mediterráneo el establecimiento de corredores biológicos y otras acciones para promover la conectividad entre las áreas protegidas son promovidas por iniciativas regionales tales como Natura 2000, ECMEN o EECONET, y son apoyadas por la Convención Europea sobre el Paisaje, en la porción meridional del Mediterráneo estas iniciativas están ocurriendo de forma aislada a escala nacional o sub-nacional, y no son contempladas en la mayor parte de la legislación nacional sobre áreas protegidas

que aún concede un mayor peso al uso de categorías de manejo más restrictivas (Categorías I-IV de la UICN).

Considerando todo lo anterior, el Mediterráneo es, en efecto, un caso especial: es una región que comparte ecosistemas de importancia regional e internacional, con raíces comunes en cuanto al desarrollo social, que han condicionado el predominio de paisajes culturales que alternan con importantes áreas naturales. Como en muchas partes del mundo, la protección y manejo de este ecosistema compartido -el Mediterráneo- requiere el esfuerzo de todos los países. Para ello existe un marco legal -la Convención de Barcelona de 1996- y mecanismos institucionales -tales como el Plan de Acción para el Mediterráneo del PNUMA y el Centro de Actividades Regionales para Áreas Especialmente Protegidas- que permiten la coordinación y promoción de dichos esfuerzos. También trabajan en la región diversas ONGs, tanto nacionales como internacionales, muchas de las cuales son miembros de la UICN. Además, existe una amplia red de expertos que apoyan el trabajo de la UICN en el marco de sus diferentes comisiones, principalmente a través de la Comisión de Supervivencia de Especies y la Comisión Mundial de Áreas Protegidas. En síntesis, el Mediterráneo es una región donde mucho se ha logrado pero donde mucho más queda aún por hacer.

La Convención Europea sobre el Paisaje (CEL)

La CEL entrará en vigor cuando 10 Estados Miembros la hayan ratificado. Su objetivo es el de *promover la protección, el manejo y la planificación del paisaje, así como organizar la cooperación Europea en temas sobre paisajes* (Art. 3). La CEL considera todos los paisajes, incluyendo *áreas naturales, rurales, urbanas y peri-urbanas* (Art. 2), y no se limita a las áreas protegidas. No obstante, es un marco legal muy importante en temas de conectividad ya que aboga por:

- Reconocimiento del concepto del paisaje en la legislación nacional;
- Desarrollo de políticas sobre la planificación, protección y manejo del paisaje;
- Desarrollo de procedimientos para la participación pública en la planificación y manejo del paisaje;
- Integración del concepto del paisaje en las políticas de planificación regional y urbanística;

- Adopción de políticas específicas sobre la concienciación pública, la capacitación, la educación, y la definición de criterios sobre la calidad del paisaje, y;
- Cooperación regional para la ejecución de políticas y programas, intercambio de información y trabajo conjunto en la planificación, protección y manejo de paisajes transfronterizos.

El Congreso de Durban: Oportunidades y Desafíos para el Mediterráneo

Como se ha mencionado, todos los congresos de parques han marcado hitos en el movimiento mundial de áreas protegidas y lo mismo se espera del Congreso de Durban. Este congreso es aún más importante que los anteriores, ya que se enmarca en el comienzo de un nuevo siglo, lo que permite analizar los logros alcanzados y los problemas aún por resolver y como enfrentar los mismos.

El nuevo siglo trae también nuevos retos y oportunidades: el poder político se está descentralizando; una gran cantidad de información está a nuestro alcance con solo dar un “clic” en nuestros ordenadores; los efectos del cambio climático -que hasta hace poco se tomaban como “especulaciones”- se están haciendo sentir en muchas regiones y llaman la atención sobre la necesidad de restablecer los procesos ecológicos que rigen el planeta; se ha aceptado la necesidad de trabajar a nivel bioregional y de aplicar un enfoque de manejo de ecosistemas; los ciudadanos están obteniendo mayor acceso a los procesos de planificación y toma de decisiones; se han desarrollado nuevas herramientas y métodos de planificación financiera, gestión adaptativa y contabilidad en el manejo de los recursos naturales. Por otra parte, el mundo se encuentra cada día más dividido, las diferencias entre ricos y pobres se hacen cada vez mayores y en muchos casos son la causa de numerosos conflictos. Por lo tanto, el principal reto del Congreso de Durban es cómo lograr reposicionar el importante papel que pueden jugar las áreas protegidas para la humanidad en el Siglo XXI.

¿Qué significa el Congreso de Durban para el Mediterráneo?

La región puede prepararse hacia el Congreso de Durban utilizando dos enfoques: (a) un enfoque “tradicional”: ¿Qué hemos logrado?, o; (b) un enfoque

“*vanguardista*”: ¿Dónde queremos estar cuando se celebre el VI Congreso de Parques?.

Sin duda ambos enfoques son necesarios. Las lecciones del pasado nos pueden ayudar a planificar el futuro, pero la cuestión fundamental es: ¿dónde poner el énfasis y los esfuerzos regionales de cara a Durban?

El enfoque “tradicional” puede enmarcarse en la preparación de un conjunto de productos específicos:

- Informe regional de avances, experiencias y lecciones aprendidas en la aplicación de los principios de conectividad y de planificación bioregional en el Mediterráneo. Identificación de obstáculos legales, institucionales y de capacidades técnicas que limitan la aplicación de estos principios y como solucionar los mismos.
- Informe sobre el estado de las áreas protegidas –terrestres y marinas- en la región. Identificación de vacíos biogeográficos que deben ser cubiertos para fortalecer la Red Regional de APs y de las categorías de manejo que deberían utilizarse para dar respuesta a una amplia gama de objetivos de conservación y desarrollo.
- Avances alcanzados en la ejecución de importantes programas regionales vinculados a la planificación y gestión de APs, incluyendo aquellos que son liderados por la UICN, como el Plan de Acción para las Áreas Protegidas en Europa: “Parques para la Vida”.

Aunque estos análisis son necesarios y sin dudas contribuirán positivamente a la agenda del Congreso de Durban, sería recomendable que los especialistas de la región vean *el proceso que conduce al Congreso como una oportunidad única para el diseño y lanzamiento de nuevas iniciativas*. En este sentido, debería valorarse el uso de las capacidades institucionales que existen en la región, así como canalizar la energía de los especialistas y técnicos que trabajan en la misma, en la preparación de nuevas iniciativas que podrían lanzarse en Durban como mecanismo para la obtención de fondos y apoyos adicionales que permitan su ejecución. Algunas posibilidades a considerar podrían ser:

- *El lanzamiento de una iniciativa Mediterránea de Corredores Marino-Costeros*. La conservación y uso sostenible de muchos de los ecosistemas compartidos de la región –como las praderas marinas y arrecifes coralinos

de importancia vital en el manteniendo de las pesquerías- podrían beneficiarse de un proyecto de tal magnitud. El mismo podría enmarcarse y apoyar a otras iniciativas que se ejecutan en el marco del Plan de Acción para el Mediterráneo, o a acciones vinculadas a la Convención de Bonn, como el Acuerdo para la Conservación de Cetáceos en el Mar Negro, el Mediterráneo y áreas contiguas del Atlántico (AIDE, 2001). Aunque puede resultar una idea ambiciosa vale mencionar que las regiones de Centro y Sur América se encuentran trabajando en el diseño de un corredor marino entre las Islas Cocos en Costa Rica y las Islas Galápagos en Ecuador, iniciativa que ha sido del interés del PNUD y el GEF.

- *Alianza Mediterránea sobre Turismo y Áreas Protegidas.* El sector turístico es un importante renglón económico para la región –aunque también ha sido la causa de impactos ambientales y sociales significativos- que pudiera convertirse en un nuevo aliado en la conservación de áreas protegidas. Aunque este sector es muy variado pudiera promoverse una aproximación al segmento vinculado al desarrollo de cruceros marítimos. Una iniciativa similar se está discutiendo en la región del Caribe con el objetivo de ser lanzada durante el Congreso de Durban.
- *Desarrollo de una "Posición Mediterránea" sobre Áreas Protegidas.* Este podría ser un documento de carácter técnico que pudiera ser incorporado en el marco de las agendas de políticas ambientales y socio-económicas de la región. Por muchos años, tanto en el Mediterráneo como en otras regiones, ha predominado el uso del modelo norteamericano de los parques nacionales dando lugar a lo que se ha llamado "los hijos de Yellowstone" (Everhart, 1972, pp. 200). Considerando las realidades ambientales y sociales del Mediterráneo – entre ellas la importancia de los paisajes culturales - sería interesante definir y proponer cuál es la visión de la región sobre las áreas protegidas y cuáles deben ser los modelos más adecuados a aplicar en el futuro. Sin duda esta "Posición Mediterránea" sería un importante insumo al "Acuerdo de Durban" y propiciaría un marco conceptual común para el trabajo futuro en la región.
- *Plan de Acción para el Mediterráneo de la Comisión Mundial de Áreas Protegidas (CMAP).* Hasta el presente, el trabajo de la CMAP se ha compartimentado en dos regiones: Europa y el Norte de África-Medio

Oriente. Ambas regiones de la CMAP cuentan con sus respectivos Planes de Acción. Sin embargo, cabría preguntarse ¿realmente puede mantenerse esta compartimentación al enfrentar las necesidades y retos del Mediterráneo?, ¿no podría proponerse un enfoque eco-sistémico al trabajo de la comisión, para fortalecer y promover el intercambio de conocimientos y experiencias entre el Mediterráneo septentrional y meridional?. Un plan de este tipo sería un valioso apoyo al trabajo del Centro para la Cooperación en el Mediterráneo de la UICN así como del de otras instituciones que operan en la región.

Lo anterior son sólo ideas a considerar por los especialistas del Mediterráneo al abordar el proceso de preparación regional hacia el Congreso de Durban. El objetivo de las mismas es promover una aproximación proactiva hacia el Congreso y hacer el mejor uso posible de esta oportunidad única de influenciar la Agenda sobre Áreas Protegidas para el Siglo XXI. El V Congreso de Parques no debe verse como el fin de este proceso sino como una etapa en el marco de un programa a largo plazo que nos conduzca de Málaga a Durban y de Durban al lugar donde se celebre el VI Congreso Mundial de Parques. Este proceso regional debe tener presente el tema del Congreso “Beneficios más allá de las Fronteras”. Sin dudas son muchas las fronteras aún por romper para lograr acciones más efectivas, no sólo en las áreas protegidas sino también en el paisaje que las rodean, tendentes a la conservación y uso sostenible de los recursos de la región para el beneficio de las sociedades del Mediterráneo.

Referencias

- Brown J. y Mitchell B., 2000. The Stewardship Approach and its Relevance for Protected Landscapes. En: *The George Wright Forum*, 17 (1).
- Bennett, G. y Wit, P. (Eds.), 2001. *The Development and Application of Ecological Networks: A Review of Proposals, Plans and Programmes*. AIDEnvironment/IUCN, The Netherlands, 132p.
- Everhart W., 1972. *The National Park Service*. Praeger, New York, 42p.
- Heath, M.F. y Evans, M.I. (Eds.), 2000. *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation*. Vol. I. Cambridge, UK, 866p.
- IUCN, 1994. *Guidelines for Protected Areas Management Categories*. IUCN, Switzerland, 261p.

- IUCN, 1994. *Parks for Life: Action for Protected Areas in Europe*. IUCN, Switzerland, 154p.
- Kelleher, G.; Bleakley, C. y Wells, S. (Eds.), 1995. *A Global Representative System of Marine Protected Areas*. Vol. 1. The World Bank, 219p.
- McNeely, J.A.; Harrison, J. y Dingwall, P. (Eds.), 1994. *Protecting Nature: Regional Reviews of Protected Areas*. IUCN, Switzerland, 402p.
- Synge, H. (Ed.), 1998. *Parks for Life 97: Proceedings of the IUCN/WCPA European Regional Working Session on Protecting Europe's Natural Heritage*. IUCN/FNNPE/BfN, Germany, 136p.

Conectividad Ambiental. Las áreas protegidas en el contexto mediterráneo

Conclusiones de la reunión, Málaga 26-28 septiembre 2002

M^a Rosario García Mora y Pedro Rosabal

Introducción

El establecimiento de vínculos en el paisaje marino y terrestre constituye hoy en día uno de los principales paradigmas de la conservación en un contexto geográfico amplio.

Tradicionalmente, la conservación de la naturaleza se ha basado fundamentalmente en la delimitación administrativa de fragmentos del territorio en los que, con objetivos primarios de conservación de especies y/o espacios, se aplican instrumentos jurídicos y de gestión diferentes al territorio circundante.

El establecimiento de museos de naturaleza o reservorios de biodiversidad ha dado lugar, en las últimas décadas, a la creación de redes de espacios protegidos en la mayoría de los países. Las actuales redes de espacios naturales protegidos, sin embargo, y a pesar del término empleado para su denominación, no incorporan generalmente desde el punto de vista ecológico, ni en la teoría ni en la práctica, el supuesto carácter reticular. Más bien constituyen conjuntos o inventarios de unidades espaciales de conservación inconexas, separadas del territorio circundante por límites discretos, y gestionadas administrativamente de forma coordinada. El resultado de este aislamiento, no sólo espacial, determina en la mayoría de los casos que los espacios protegidos así concebidos constituyan fragmentos aislados de naturaleza no autosostenibles desde el punto de vista ecológico, pero tampoco desde el punto de vista social, cultural ni económico.

Han contribuido en la elaboración de este documento: Carlos Montes, Jacques Baudry, Jamie Skinner, Francisco Díaz Pineda, Gloria Pungetti, José V. de Lucio, Hermelindo Castro, Fernando Molina, Carles Castell, Santiago García y Juan Lucena.

La necesidad de eliminar o suavizar las fronteras que circunscriben en la actualidad a la naturaleza protegida se contempla explícitamente en el marco del V Congreso Mundial de Parques, cuyo tema central *Beneficios más allá de las fronteras* sugiere ampliar la visión y perspectivas actuales de gestión y conservación de la naturaleza como uno de los requisitos para la conservación eficaz de los valores, bióticos, abióticos y culturales, representados en las áreas protegidas.

De las 7 corrientes de talleres técnicos en las que se estructurará el próximo CMP, la región mediterránea ha identificado la temática del taller 1: *Vínculos en los paisajes terrestres y marinos* como uno de los temas prioritarios en los que centrar los esfuerzos, tanto de cara al próximo evento mundial como en relación al diseño de un plan de acción regional de áreas protegidas.

Este documento recoge las conclusiones emanadas de la reunión conectividad ambiental: las áreas protegidas en el contexto mediterráneo, celebrada en Málaga del 26 al 28 de septiembre de 2002, y enmarcada en el proceso Mediterráneo hacia Durban iniciado por el Centro de Cooperación para el Mediterráneo de UICN.

Antecedentes

La reunión “*Conectividad Ambiental. Las áreas protegidas en el contexto mediterráneo*”, celebrada en Málaga del 26 al 28 de septiembre de 2002 y coorganizada por el Centro de Cooperación para el Mediterráneo de UICN y por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, se incluye en el marco del programa regional de áreas protegidas del Centro para el V Congreso Mundial de Parques (CMP) “Beneficios más allá de las Fronteras” que se celebrará en Durban (Sudáfrica) en Septiembre del 2003.

El objetivo de esta reunión, que agrupó a 52 expertos en áreas protegidas mediterráneas, se centró en evaluar los aspectos que limitan y favorecen la conectividad ecológica en el paisaje mediterráneo, detectar casos de estudio y proponer directrices y acciones a emprender como aportación al CMP-2003.

La reunión se desarrolló a partir de presentaciones orales y debates estructurados de acuerdo con el siguiente esquema:

- Análisis general.

- Vacíos.
- Casos de Estudio.
- Propuestas.

Los principales aspectos de conectividad abordados fueron los siguientes:

1. Estandarización de conceptos.
2. Su relación con los corredores ecológicos.
3. Su relación con el territorio.
4. Puntos críticos que la afectan.
5. Investigación.
6. Su relación con la dimensión social y cultural.
7. Marco Legal e institucional.
8. Oportunidades y limitaciones para el desarrollo de nuevas iniciativas de conectividad.

Conclusiones

Estandarización de conceptos

Es prioritario establecer adecuadamente el marco teórico y conceptual que defina la relación entre áreas protegidas, conectividad ecológica y corredores en el contexto mediterráneo. Esta definición debe basarse en las peculiaridades ecológicas, sociales y culturales de la ecorregión, y no en conceptos “importados” de otras ecorregiones y que no responden a las características de los paisajes culturales que predominan en los países ribereños. En este sentido, la definición de conectividad aplicada a los países mediterráneos debe considerar las cuestiones básicas que determinan su singularidad: la interrelación de un componente cultural heterogéneo y complejo, una dinámica estacional fluctuante, y una alta diversidad geomorfológica que determinan la existencia de gradientes acusados en las escalas temporales y espaciales.

Con frecuencia se utilizan indistintamente los conceptos de *conectividad* y *corredores* como sinónimos, lo cual crea confusión en su aplicación. Por ello es necesario aclarar que la conectividad, que debe ser el objetivo a seguir, implica el mantenimiento de la interconexión y dinámica de las especies, los procesos ecológicos y los ecosistemas, así como de las funciones y servicios que brindan

los mismos, mientras que los corredores son sólo una de las opciones a utilizar para facilitar la conectividad.

Es preciso igualmente evaluar la aplicación del concepto *fragmentación* en el contexto de la región mediterránea, y contrastar el mismo con el uso que ha tenido en otras regiones y ecosistemas del mundo, especialmente en bosques tropicales. La aplicación del concepto *fragmentación* va a depender de la tasa de renovación de los sistemas naturales sobre los que incide la actividad humana en cualquiera de sus facetas. En sistemas con altas tasas de renovación, la fragmentación no debe constituir un factor limitante para la conectividad.

En el caso de la región mediterránea la *fragmentación* ha dado lugar a un mosaico paisajístico, resultado de un proceso paulatino de aprovechamiento de los recursos naturales a lo largo de milenios, que ha condicionado la aparición de los paisajes culturales que hoy existen. Por ello se puede considerar que en el mediterráneo este tipo de *fragmentación* puede, en determinados casos, propiciar el desarrollo de iniciativas de conectividad. No obstante, y aunque esto sea válido en territorios donde dominan paisajes culturales, se están desarrollando actualmente otras intervenciones - vinculadas al desarrollo de infraestructuras viales, urbanización y desarrollo agrícola intensivo - que originan fragmentaciones de alto impacto negativo en la biodiversidad y en los recursos naturales y culturales de la región.

Es necesario definir la fragmentación en el ámbito ecomediterráneo, y su relación con el factor escala y con el factor cultural, así como definir el umbral de fragmentación para el mantenimiento de los paisajes culturales mediterráneos y la diferencia conceptual entre fragmentación y diversidad de teselas en el paisaje. En el marco de la región mediterránea la heterogeneidad de paisajes está ligada a la heterogeneidad cultural, esta diversidad de paisajes humanizados no puede considerarse similar al concepto de fragmentación, dado que en los paisajes culturales mediterráneos es necesario el mantenimiento de los usos tradicionales o ecológicamente aceptables para la persistencia de sus valores y singularidad.

Del mismo modo, es necesario definir conceptualmente los términos conectividad y corredores para el contexto de la ecorregión mediterránea, así como proponer en el marco del CMP-2003 clarificar el marco conceptual, teórico y práctico, en el desarrollo de iniciativas de conectividad a diferentes escalas.

Igualmente se considera necesario plantear, en el próximo Congreso Mundial de Parques, el desarrollo de una tipología de corredores y de otras opciones de conectividad que respondan a objetivos primarios de conservación, de la misma manera que existe para el caso de las categorías de manejo de áreas protegidas.

El concepto de corredor ecológico debería quedar restringido a aquellos elementos del paisaje que aún teniendo una función social secundaria, su objetivo prioritario sea el favorecer el desplazamiento de especies o el mantenimiento de los procesos ecológicos.

Conectividad ambiental y corredores ecológicos. El marco territorial

En el marco de la estructura territorial del paisaje, los corredores deben diseñarse enfocados al desarrollo de redes y sistemas de conservación y al uso racional de los recursos naturales y culturales de la región. Estos dos conceptos -redes y sistemas- se tienden a usar indistintamente. Sin embargo, las redes ecológicas, basadas en la conexión de áreas protegidas -mediante el establecimiento de corredores- y en la protección de dichas áreas de los efectos de la matriz territorial donde se integran -mediante el establecimiento de zonas de amortiguación en torno a sus límites- garantizan la representatividad de los valores englobados en el conjunto de áreas protegidas, pero no el mantenimiento de vínculos en el paisaje, y por tanto no son funcionales como unidad a escala regional. Esta funcionalidad a escala regional se consigue mediante el establecimiento de sistemas de conservación, o sistemas de áreas protegidas, gracias a la consideración básicamente de vínculos entre áreas y de la consideración de las relaciones entre las áreas sensibles y los corredores y la matriz donde se inscriben. Por tanto, el desarrollo de redes de áreas protegidas no asegura la conectividad en la región mediterránea, sino que la conectividad debe implicar el mantenimiento de la estructura territorial mediante la consideración de los fenómenos físicos que ocurren en el territorio, los procesos ecológicos superpuestos y, en paralelo, la estructura socioeconómica. Según esto, la conectividad es fundamental para el mantenimiento del sistema, pero no de la red.

En el diseño de redes de espacios protegidos es importante definir el objetivo prioritario de gestión e identificar los procesos claves que determinan las conexiones ecológicas y sociales en el paisaje.

Se pueden distinguir dos aproximaciones principales al concepto de corredor, conservacionista clásica y proactiva, siendo necesario precisar *a priori* el concepto de corredor ecológico a aplicar y las escalas de trabajo necesarias en cada problema concreto de conectividad.

Los corredores son una herramienta fundamental para mejorar la conectividad, y en el contexto de la ecorregión mediterránea los corredores no sólo cumplen una función ecológica sino también cultural. Incorporando la función cultural, y desde el punto de vista ecológico, es necesario tender al diseño de corredores multifuncionales, y asociar esas funciones con objetivos determinados.

Por otra parte, además de los corredores lineales tradicionales, continuos y discontinuos, es importante considerar la función que las áreas protegidas ejercen como corredores biológicos en el contexto del territorio, actuando a la vez como refugio y fuente de especies. Del mismo modo, y en el contexto de la cuenca mediterránea, en la que predomina un paisaje cultural que se caracteriza por una matriz compleja de usos de la tierra, es importante favorecer el uso de las pequeñas teselas naturales y seminaturales remanentes en el paisaje como elementos que faciliten la conectividad (estriberones). Aún siendo importantes para la conectividad en el mediterráneo utilizar mejor estos fragmentos de hábitats como complementos necesarios al desarrollo de corredores lineales continuos entre las áreas protegidas, la pérdida de la función económica de estos elementos de conectividad remanentes en el paisaje amenaza la persistencia de los mismos, y por tanto la conectividad.

Por otro lado, es necesario resaltar el papel de los ríos y riberas como una de las opciones más relevantes de conectividad, no sólo a nivel de cuenca sino también entre los medios terrestres y marinos en el contexto mediterráneo. Del mismo modo, y en el caso de especies migratorias, es necesario considerar como única unidad de gestión los diferentes territorios que estas ocupan a lo largo del ciclo biológico.

En el marco de las actuaciones necesarias para mejorar la conectividad en el mediterráneo, es necesario abordar la ecorregionalización del territorio y definir a distintas escalas los distintos procesos que queremos salvaguardar. Para ello, es esencial cartografiar el territorio en unidades ecológicas, incorporando como capas temáticas las escalas espaciales y temporales de los distintos procesos que afectan la conectividad. Es también preciso establecer las escalas de trabajo en

conectividad a distintos niveles. En un primer nivel la escala de trabajo debe estar determinada por el objetivo de conectividad (especies o procesos). En un segundo nivel por los condicionantes sociales y/o ambientales que la limitan, y en un tercer nivel por las medidas concretas planteadas para alcanzar la conectividad.

Tanto en el ámbito terrestre como marino, es necesario prevenir la invasión de especies exóticas y enfermedades derivadas del establecimiento de corredores ecológicos.

En el contexto marino son especialmente relevantes los corredores definidos por procesos geofísicos en la conexión de biorregiones. Del mismo, en este ámbito, es necesario establecer corredores biológicos para la protección de las formas naturales de migración de especies entre las zonas de alevinaje y de alimentación, distinguiendo entre corredores enfocados a especies bentónicas y pelágicas. Mejorar la disponibilidad de mapas ecológicos marinos, como herramienta base para el diseño de estrategias de conectividad en este ámbito, debe ser un objetivo a corto plazo.

Con carácter general, existen intersecciones entre ecorregiones y regiones administrativas. Sin embargo, los procesos de conectividad requieren abrir las fronteras administrativas a los procesos ecológicos. De hecho, es necesario abordar la conectividad ecológica en el contexto general del territorio, y en consecuencia, abordar una aproximación integrada de las distintas redes, naturales y no naturales, que coexisten en el paisaje. Para alcanzar este objetivo es imprescindible la horizontalidad de las políticas de conservación y la integración de los objetivos de conectividad en el conjunto de políticas sectoriales.

Las áreas protegidas deben desempeñar un papel relevante en el contexto de las redes ecológicas - deben constituir núcleos principales de las mismas y observatorios vivos de buenas prácticas de conservación - y, por tanto, la consideración de redes incorporando a las áreas protegidas puede constituirse como una herramienta fundamental para la planificación y gestión ambiental.

La conectividad en el paisaje mediterráneo precisa, en consecuencia, extender el concepto de los espacios protegidos más allá de sus límites administrativos y la integración de estos en el contexto del paisaje. Es por tanto necesario avanzar en la integración de la ecología del paisaje, la ordenación del territorio y la

conservación de la naturaleza e identificar los diferentes elementos del territorio que promuevan la coexistencia de conservación y desarrollo.

Los instrumentos legales que integren la ordenación del territorio y la conservación de la naturaleza pueden constituirse como una de las herramientas más importantes en promover la conectividad en el contexto mediterráneo. Idealmente, la planificación y el manejo de las redes ecológicas deberían extenderse al contexto del territorio. Sin embargo, se constata la existencia de problemas en establecer vínculos entre las poblaciones locales, las administraciones, los distintos sectores y las prioridades políticas. En este sentido, es prioritario evolucionar hacia un sistema de gestión participativo, en el que se consideren los distintos grupos de interés, poblaciones y autoridades locales y expertos como socios indispensables para asegurar la persistencia de actuaciones y actividades sostenibles sobre el territorio.

La funcionalidad de la conectividad en la región ecomediterránea requiere una aproximación de lo local a lo global, y el establecimiento en paralelo de redes ecológicas y de redes administrativas y de grupos de interés. La planificación territorial, en la que se incorporen los objetivos ambientales de conectividad, puede constituir una herramienta relevante para conseguir dicha funcionalidad.

Por otro lado, en la definición y gestión de la conectividad ecológica en el paisaje mediterráneo es fundamental la consideración de la matriz agrícola. En el ámbito de esta ecorregión la agricultura tradicional mantiene unas estructuras importantes para la conectividad. La conectividad se puede favorecer mediante el mantenimiento o la instalación de elementos lineales (ej. setos) o mediante el cultivo o el uso de técnicas agrarias que faciliten el movimiento de la fauna. Es importante, por tanto, potenciar la conservación activa mediante el fomento de buenas prácticas - tradicionales o no - en el medio rural, y de políticas agrarias sostenibles. Se han propuesto inicialmente como ejemplos de buenas prácticas en este contexto los parques agrícolas de Milán (Italia) y de Barcelona (España).

Aspectos críticos

Entre los factores que limitan la conectividad en el ámbito mediterráneo destaca la falta de coordinación e integración intersectorial. Otros factores limitantes de relevancia en la ecorregión son consecuencia de los siguientes aspectos:

- El abandono del medio rural;
- La concentración agraria, con la consecuente eliminación de elementos lineales del paisaje que pueden actuar como corredores ecológicos;
- La transformación de los procesos productivos tradicionales en la agricultura;
- El desarrollo de redes y elementos artificiales que actúan como barrera para los procesos biológicos y ecológicos (redes e infraestructuras de transporte y comunicaciones, expansión del tejido urbano, estructuras reguladoras de los cauces fluviales, espigones, etc.).

Hay que resaltar que un componente importante de las acciones que limitan la conectividad están financiadas con fondos públicos, y por tanto es necesario ejercer presiones sobre los gobiernos para potenciar un cambio de orientación hacia políticas sectoriales sostenibles.

Entre los factores relevantes para el mantenimiento o mejora de la conectividad en el ámbito de la ecorregión destaca el inicio de experiencias o de procesos de desarrollo de redes de espacios naturales protegidos en algunos puntos del mediterráneo; la existencia de ayudas agrarias enfocadas a mantener la heterogeneidad de la matriz agraria y los beneficios económicos que se pueden derivar del mantenimiento de intersticios en el paisaje agrícola. Sin embargo, es necesario fomentar la comunicación sobre experiencias en conectividad a escala de la cuenca mediterránea y desarrollar la capacidad de trabajar conjuntamente.

Investigación

Desde el punto de vista del conocimiento sobre conectividad ecológica en el mediterráneo, se conocen bien los conceptos teóricos que sustentan la idea de conectividad, tanto de corredores como de fenómenos físicos y procesos ecológicos. Sin embargo, desde el punto de vista de la conservación de la naturaleza y de la gestión del territorio existe poca información sobre la aplicabilidad de aquellos conceptos. Así es el caso de los modelos de predicción de dispersión de especies, funcionamiento de los ecosistemas o fenómenos de escala.

Los objetivos esenciales de investigación en conectividad deben contemplar aspectos tales como los siguientes:

- Cuantificar cómo funcionan las cuerdas o divisorias, las estructuras riparias, las estructuras agrarias-culturales (setos, reticulados espaciales, etc.).
- Conocer mejor y cuantificar la importancia que para la conectividad tienen procesos tales como los flujos de ladera, las recargas y descargas de acuíferos, las dinámicas estuarinas y de deltas, la dinámica costera terrestre y marina.
- Profundizar en instrumentos jurídicos consolidados para la gestión, reconociéndose la importancia de inspirarse en normativas y leyes, muchas de ellas antiguas, que han mantenido procesos culturales que prescinden de fronteras, como la trashumancia, gestión de terrenos comunales, y otras formas del derecho consuetudinario.
- Unificar parámetros e indicadores que permitan cuantificar los fenómenos biológicos relacionados con los corredores y con los fenómenos físicos y procesos ecológicos. Entre estos parámetros están los que ligan la estructura socioeconómica en el paisaje.
- Formalizar conceptos tales como heterogeneidad, complejidad, permeabilidad y escala. E, igualmente, sobre la aplicabilidad de las ideas de salud e integridad ecológicas en sistemas silvestres e intervenidos por el hombre.
- Analizar sistemáticamente la evaluación económica de las acciones de restauración y del rendimiento de los planes de manejo. Igualmente conviene analizar la eficacia de los instrumentos de ambientalización de las políticas sectoriales (fondos de cohesión, fondos estructurales, etc.)
- Estudiar desde la perspectiva de la conectividad los efectos genéricos del cambio global (evolución de los usos del suelo, desertificación, cambio de estructuras socioeconómicas, calentamiento atmosférico, etc.).

Por otro lado, el medio marino, cuyo conocimiento depende mucho de la consideración de la conectividad física, representa una oportunidad única para analizar los efectos de las perturbaciones a diferentes escalas (ej. calentamiento global o perturbaciones locales inducidas por el hombre).

La dimensión social y cultural

En el análisis de la dimensión social en la planificación y gestión de iniciativas de conectividad, la participación social y el manejo compartido deben ser aspectos inherentes de esas iniciativas.

La dimensión social debe vincularse al análisis de los beneficios directos e indirectos de la conectividad. Con relación a las áreas protegidas, estos beneficios son fácilmente cuantificables a partir del análisis del aprovechamiento directo de los recursos forestales (maderables y no maderables), la caza, la pesca, así como del análisis de los beneficios derivados del turismo, recreación, actividades de uso público e investigación, entre otros. Sin embargo, es necesario evaluar y comunicar, tanto a la sociedad como a los gestores, los beneficios que se obtienen o se pueden obtener abordando iniciativas de conectividad.

En la cuenca mediterránea existe una gran diversidad de situaciones al considerar la incorporación explícita de la población y las instituciones locales en las tareas de conservación. Es por ello necesario, con el fin de desarrollar las bases para la implementación de modelos de conectividad acordes con la singularidad mediterránea, identificar y definir el contexto sociocultural de la ecorregión.

En algunos países ribereños se están desarrollando a distintos niveles o escalas territoriales, colaboraciones, coordinaciones y actuaciones conjuntas entre distintos organismos o entidades, tanto públicos como privados, en el diseño e implementación de proyectos de conservación de la naturaleza. En otros países de la región, sin embargo, aún predomina un enfoque menos participativo en la planificación y toma de decisiones sobre acciones de conservación y desarrollo sostenible. Estas diferencias, así como sus implicaciones prácticas, deben ser adecuadamente identificadas y definidas como base para el diseño de estrategias o actuaciones tendentes a potenciar en la región nuevas iniciativas de conectividad. En este contexto, se ha propuesto presentar como ejemplo, en el próximo Congreso Mundial de Parques, la experiencia vinculada a la elaboración por Europark- España del *Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado español*.

La participación de la población local debe ser un principio rector en las iniciativas de conectividad. En este sentido, la participación debe plantearse como un proceso continuo, desde la etapa de diseño y planificación hasta la cotidianidad de la gestión de los recursos naturales y culturales del área en cuestión.

Por otra parte, la participación social, para ser efectiva, debe basarse en una comunicación fluida, la búsqueda de consensos y el desarrollo de acuerdos que

reflejen los compromisos alcanzados y las responsabilidades y contribuciones de los diferentes actores implicados. El nivel de implicación social en las iniciativas de conectividad aumentará en la medida que puedan demostrarse los beneficios derivados de la gestión efectiva de las áreas protegidas y de los corredores biológicos. Es necesario implicar en estas iniciativas, no sólo a las poblaciones locales, sino también a aquellos sectores sociales no locales que utilizan el medio rural y las áreas protegidas con fines de ocio y esparcimiento. En este sentido, la población urbana puede jugar un papel fundamental en el apoyo de estas iniciativas de conectividad y en la promoción de las mismas en un amplio espectro de la sociedad civil.

Aunque en el contexto de los países euromediterráneos existen normativas y mecanismos que facilitan la participación de la población en materia de conservación y gestión de la naturaleza, estos no siempre se cumplen o respetan en el ámbito local. Por ello, es necesario desarrollar mecanismos adaptados a las peculiaridades socioculturales y naturales de cada área en particular. La efectividad de estos mecanismos aumentará en la medida que los mismos sean diseñados, discutidos, acordados y ejecutados en el ámbito local.

La participación del sector privado en las iniciativas de conectividad es esencial en la región mediterránea, dado que, por ejemplo, en la estructura de la propiedad de la tierra intervienen muchos actores e instituciones en su planificación y uso, especialmente en relación con el sector agrícola. Es importante que se promuevan en la región iniciativas de custodia de los recursos en el marco de las iniciativas de conectividad y planificación territorial. Aunque este concepto se ha desarrollado básicamente en Estados Unidos, sería necesario definir y desarrollar modelos de aplicación adaptados al Mediterráneo enfocados al desarrollo de iniciativas de conectividad. En este sentido ya existen algunas experiencias que pueden ser evaluadas y sistematizadas, tales como el proyecto del Parque Agrícola del Baix Llobregat, promovido por la diputación de Barcelona y el Parco Agrícola di Milano, promovido por la administración metropolitana de Milán. En ambos casos los propietarios de tierras han promovido un uso múltiple y participativo del territorio asignándoles una triple función: agrícola, ecológica (a través del desarrollo de corredores) y recreativa.

Muchos de los aspectos vinculados a la participación de la población local y el sector privado en iniciativas de conectividad están relacionados con aspectos

de gobernabilidad. Por tanto, estos deben ser debatidos con más profundidad en el taller previsto en Murcia (Marzo, 2003) en el que se abordarán aspectos de gobernabilidad y nuevas formas de trabajo conjunto en la gestión de las áreas protegidas. En este sentido, es necesario profundizar en el debate de cuestiones relevantes en materia de gobernabilidad y conectividad ecológica en el mediterráneo. Cuestiones tales como quién gestiona los corredores biológicos; de quién es la misión institucional de desarrollar los mismos; y qué capacidades, institucionales y en el ámbito de los administradores de áreas protegidas, son necesarias para el desarrollo de estas iniciativas, requieren un análisis en profundidad.

Es necesario incluir la valoración de los temas de gobernabilidad en el desarrollo de procesos de conectividad ecológica en la Corriente de Talleres de Gobernabilidad que se celebrará en el Congreso de Durban.

La existencia de estructuras y proyectos tales como EUROPARC, EECONET, la Comisión Mundial de Áreas Protegidas de la UICN, y la Red Esmeralda, representa una importante oportunidad para promover nuevas iniciativas de conectividad en la región y facilitar el análisis, sistematización e intercambio de experiencias tanto en el ámbito regional como entre los especialistas que participan en la gestión de proyectos de conectividad.

Estas estructuras regionales deben reorientar sus acciones a la obtención de resultados prácticos en el terreno, que puedan demostrar los beneficios ambientales y socio-económicos de las iniciativas de conectividad. En este sentido, la ausencia de un análisis objetivo del impacto de estas iniciativas, así como la no identificación de experiencias que puedan ser extrapoladas a otros países de la región constituyen uno de los principales limitantes. Se propuso que esto pudiera ser el objeto de una publicación que contribuya a los debates que tendrán lugar durante el Congreso de Durban.

El marco legal e institucional

El marco legal e institucional necesario para la conectividad es muy heterogéneo en los distintos países de la cuenca mediterránea, por tanto, es necesario realizar un análisis regional en profundidad que permita orientar acciones futuras en esta materia.

El análisis regional del marco legal e institucional para el desarrollo de iniciativas de conectividad debe incluir, no sólo la existencia de normativa y mecanismos institucionales, sino también la efectividad de los mismos. Tal análisis permitirá identificar debilidades y vacíos que requieren ser resueltos para promover la efectiva planificación y gestión de las iniciativas de conectividad existentes y propuestas. En este sentido, las principales limitaciones se encuentran en la dificultad de integrar las áreas protegidas y los corredores ecológicos en el marco de otras políticas sectoriales, tales como las vinculadas a la agricultura, la pesca, y el desarrollo de infraestructuras. Es por tanto necesario en el ámbito mediterráneo mejorar las relaciones interinstitucionales, y en paralelo, desarrollar mecanismos de coordinación suprasectorial.

En el marco del contexto institucional, es esencial identificar objetivamente aquellos sectores que tienen una mayor incidencia en la conservación de la biodiversidad. En los países de la cuenca norte del Mediterráneo, la agricultura representa uno de los sectores más relevantes en este sentido. En la actualidad, los subsidios y ayudas de la Unión Europea en materia agrícola están favoreciendo un esquema de agricultura intensiva, que constituye una de las actuaciones antrópicas de mayor impacto negativo sobre la conservación de los paisajes y de la biodiversidad. Es necesario redirigir el efecto de estas ayudas agrarias sobre la conectividad, promoviendo proyectos novedosos que vinculen la conservación de la biodiversidad con el desarrollo agrícola. En este sentido, la UICN puede jugar un papel importante en invertir esta tendencia, elevando este tipo de discusión más allá de los límites de las instituciones especializadas en la conservación de la naturaleza, como por ejemplo al nivel de la Unión Europea y de la Organización Mundial del Comercio en el marco del próximo Congreso Mundial de Parques.

En el contexto de algunos países de la cuenca norte del Mediterráneo, la existencia de una Política Agrícola Común y de iniciativas tales como los proyectos LEADER pueden apoyar el desarrollo futuro de iniciativas de conectividad. Sin embargo, para ello es necesario que el sector ambiental se incorpore como un actor importante en la discusión y aplicación de estas acciones. En este sentido, existen análisis de la OECD sobre el empleo inadecuado de los subsidios vinculados a estas iniciativas que pudieran servir de base para el desarrollo de propuestas de cómo canalizar mejor el uso de estos fondos hacia iniciativas de conectividad y que permitan que los territorios cumplan tanto su función productiva como de conservación.

Oportunidades y limitaciones

Muchos países de la región han realizado importantes esfuerzos desde el Congreso de Caracas (1992) en cuanto al perfeccionamiento de los planes de manejo de áreas protegidas y de los procesos para su diseño y gestión. La alta calidad alcanzada en alguno de estos planes de manejo desarrollados en áreas protegidas mediterráneas constituye una oportunidad, como base técnica y metodológica, para el diseño y gestión de corredores ecológicos. Es necesario mejorar la comunicación de estas experiencias exitosas entre los distintos países de la cuenca mediterránea.

El creciente desarrollo turístico en la región representa tanto una oportunidad como una limitante para los procesos de conectividad. Por una parte, y sobre la base de promover el apoyo del sector turístico al desarrollo de iniciativas de conectividad, se puede aprovechar el creciente interés en el turismo rural y paisajístico para la promoción de tales iniciativas que den respuesta a las demandas de nuevas ofertas e itinerarios. Por otra parte, el desarrollo turístico tradicional sigue creando fuertes impactos ambientales y en muchos casos socio-culturales. La concentración del desarrollo turístico en las áreas litorales crea también fuertes presiones sobre los recursos marinos y costeros de estas áreas así como sobre el recurso hídrico. Existe cada vez una mayor sensibilización social con los problemas ambientales, lo cual representa también una oportunidad para promover nuevas iniciativas de conectividad, siempre y cuando estas puedan comunicarse de manera comprensible a la población y se complementen con ejemplos concretos que muestren sus beneficios.

Otro limitante de importancia en la implementación de iniciativas de conectividad es la inadecuada disponibilidad de recursos financieros que permitan el aumento de las capacidades institucionales, la consolidación técnica de los profesionales vinculados a la gestión de áreas protegidas y la creación de una nueva generación de profesionales encargados de consolidar la gestión de corredores biológicos y otras iniciativas de conectividad en los próximos años. En este sentido, es también necesario un análisis particularizado en el Congreso de Durban, en el marco de la Corriente de Talleres sobre Capacitación, las nuevas capacidades requeridas para el desarrollo de iniciativas de conectividad, así como alternativas y opciones novedosas que permitan la sostenibilidad financiera de programas locales, nacionales y regionales de capacitación y entrenamiento.

Listado de participantes

Aísa Luis, Beatriz

C/ Ávila, 18
28804 Alcalá de Henares
Madrid (España)
Tel: +918806388
beatrizaisa@yahoo.fr

Alcántara, Andrés

UICN-Centro de Cooperación
del Mediterráneo
Parque Tecnológico de Andalucía
Calle Maria Curie, 35
Campanillas
29590 Málaga (España)
Tel.: +952028430
andres.alcantara@iucn.org

Álvarez Jiménez, Georgina

D.G. Conservación de la Naturaleza
MIMAM
C/ Gran Vía de San Francisco, 4
28005 Madrid (España)
Tel: +915975487
georgina.alvarez@dgcn.mma.es

Arancli, Suade

General Directorate of National
Parks and Game-Wildlife
Ministry of Forestry,
06560 Gazi, Ankara (Turquía)
Tel: 0090 312-212 9265
pkd@milliparklar.gov.tr

Arenas Cabello, José María

O.T.C.V. del Guadamar.
Avda. de la Innovación s/n
Edif. Minister 3ª Planta.
410020 Sevilla (España).
otcv.coordinador@cma.junta-andalucia.es

Atauri Mezquida, José Antonio

Dpto. Interuniversitario de Ecología
U. Alcalá.
E-28871 Alcalá de Henares
Madrid (España)

Baraza Martínez, Francisca

Consejería de Medio Ambiente.
Dirección General del Medio Natural
C/ Catedrático Eugenio Úbeda, 3
30008 Murcia (España)
Tel: +968228838
francisca.baraza@carm.es

Baudry, Jacques

INRA
SAD-Armorique
CS 84215
35042 Rennes Cedex
Francia
Tel: +33(0)2 23 48 56 21
jbaudry@roazhon.inra.fr

Bayle, Just T.

Unidad de Biología Marina
Universidad de Alicante
Aptdo. 99
03080-Alicante (España)
Tel: +965903400
bayle@ua.es

Candel Aguilar, Ignacio

Fundación ANDANATURA
C/ Johan G. Gutenberg s/n. Isla de la
Cartuja
41092 Sevilla (España)
Tel: +955044952
fcarmona@egmasa.es

Carrasco Martín, Leonor

EGMASA
C/ Johan G. Gutenberg s/n. Isla de la
Cartuja
41092 Sevilla (España)
Tel: +955044660
lcarrasco@egmasa.es

Carrero Pérez Angulo, Gonzalo

EGMASA
C/ Johan G. Gutenberg s/n. Isla de la
Cartuja
41092 Sevilla (España)
Tel: +955044660
gcarrero@egmasa.es

Castell Puig, Carles

Area D'espais Naturals.
Diputació de Barcelona
Comité d'Urgell, 187
08036 Barcelona (España)
Tel: +934022896
castellpc@diba.es

Castro Nogueira, Hermelindo

Dirección General de la RENP y SA
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Andalucía
Avda. Manuel Siurot, 50
41071 Sevilla (España)
dgrenpa@cma.junta-andalucia.es

Chica Ruiz J. Adolfo

Área de Análisis Geográfico Regional
Facultad de Filosofía y Letras
Universidad de Cádiz
Avda. Gómez Ulla, s/n
11003 Cádiz (España)
Tel: +956015576
adolfo.chica@uca.es

Cipparone, Maurilio

ARP (Regional Park Agency)
Via Indonesia, 33
00144 Rome (Italia)
Tel: +39065913371
presidente.arp@parchilazio.it

Crespo de Nogueira y Greer, Eduardo

Organismo Autónomo Parques Nacionales
C/ Gran Vía de San Francisco, 4
28005 Madrid (España)
Tel: +915975430
eduardo.crespo@oapn.mma.es

Díaz Pineda, Francisco

Departamento de Ecología
Univ. Complutense
28040-Madrid (España)
pacopi@bio.ucm.es

De Lucio, José Vicente

Dpto. Interuniversitario de Ecología
U. Alcalá.
E-28871 Alcalá de Henares
Madrid (España)
jose.delucio@uah.es

Delgado Peña, José Jesús

Departamento Geografía
Facultad de Filosofía y Letras
Universidad de Málaga
Campus Teatinos
29071 Málaga (España)
Tel: +952095513
jdelgado@uma.es

García Fernández-Velilla, Santiago

Gestión ambiental viveros y
replantaciones S.A.
Gobierno de Navarra
Navarra (España)
gavr.biodiv1@sarenet.es

García García, Cristóbal

Ayuntamiento de Casares
C/ Villa, 29
29690 Casares (España)
Tel: +952894056
ayto-casares@airtel.net

García Mora, M^a del Rosario

Oficina Técnica TRAGSA Andalucía
Avda. Alcalde Luis Uruñuela, s/n
41020- Sevilla (España)
Tel: +954997090
rgarcia4@tragsa.es

Gosálvez Rey, Rafael Ubaldo

Dpt. Geografía y Ordenación del
Territorio
UCLM
C/ Julio Sousa, 1 (España)
Tel: +926225558
rugosalvez@hotmail.com

Hidalgo, Rafael

D. G. Conservación de la Naturaleza
Ministerio de Medio Ambiente
C/ Gran Vía de San Francisco, 4
28005 Madrid (España)
Tel: +915975435
rafael.hidalgo@dgc.nmma.es

Chalabi, Abdelhafid

Mouvement Ecologique Alger
B.P. 203
1600 Argel (Argelia)
Tel: +21321604650
thalassophile@yahoo.fr

Martínez Alandi, C

Dpto. Interuniversitario de Ecología
U. Alcalá.
E-28871 Alcalá de Henares
Madrid (España)
carlota.martinez@uah.es

Martínez Palao, Marcelo

Consejería de Agricultura, Agua y Medio
Ambiente
C/ Catedrático Eugenio Úbeda, 3
30008 Murcia (España)
Tel: +968228835
marcelo.martinez@carm.es

Mas Hernández, Julio

Instituto Español de Oceanografía
C/ Varadero, 1
30740 San Pedro del Pinatar
Murcia (España)
Tel: +968180500
julio.mas@mu.ieo.es

Molina Vázquez, Fernando

Dirección General de la RENP y SA
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Andalucía
Avda. Manuel Siurot, 50
41071 Sevilla (España)
Tel: +955003476
fernandoa.molina@juntadeandalucia.es

Montes, Carlos

Dpto. Interuniversitario de Ecología
U. Autónoma.
Campus de Cantoblanco
28049 Madrid (España)
cmontes@telefonica.net

Moreno Borrell, Saturnino

Diputación de Málaga
Servicio de Medio Ambiente
C/ Molina Lario, 13
29015 Málaga (España)
Tel: +952069329
progmedam@sopde.es

Múgica de la Guerra, Marta

Oficina Técnica Europarc España
ICEI. Finca Mas Ferré, Edif. A
Campus de Somosaguas
28223 Madrid (España)
Tel: +913942522
martamugica@europarc-es.org

Ortiz Borrego, Inmaculada

Consejería de Medio Ambiente
Avda. Manuel Siurot, 50
41071 Sevilla (España)
Tel: +955003435
ovpecuarias@cma.junta-andalucia.es

Pedroli, G. Bas M.

Nature & Landscape Europe
ALTERRA Green World Research
P.O. Box 47, NL-6700 AA
Wageningen (Holanda)
Tel +31 317 477
b.pedroli@alterra.wag-ur.nl

Pungetti, Gloria

University of Reading,
Dpt. Horticulture and Landscape
2 Earley Gate, RG6 6AU (UK)
gp114@cam.ac.uk

Rafa Fornieles, Miquel

Fundación Territori i Paisatge
C/ Provenza, 265
08008 Barcelona (España)
Tel: +934847367
mrafa@fundtip.com

Rodríguez de los Santos, Manuel

Dirección General de la RENP y SA
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Andalucía
Avda. Manuel Siurot, 50
41071 Sevilla (España)
Tel: +955003476
sv.renpa.pn@cma.junta-andalucia.es

Rodríguez Martínez Jaime

Universidad de Málaga
Departamento de Ecología
Facultad de Ciencias, Campus de
Teatinos
29071 Málaga (España)
Tel: +952131850
jaime@uma.es

Roget Padrosa Xavier

Diputació de Barcelona Servei de Parcs
Naturals
Urgell, 187
08036 Barcelona (España)
Tel: +934022484
rogetpj@diba.es

Rosabal, Pedro

Protected Area Programme.
IUCN Headquarters.
Gland (Switzerland).
rosabal@iucn.org

Rueda Gaona Tomás

Mancomunidad de Municipios Sierra de
las Nieves
C/ Colegio, 5
29610 Ojen Málaga (España)
Tel: +952881419
reservabiosfera@sierranieves.com

Ruiz Sinoga José Damián

Universidad de Málaga
Departamento de Geografía
Campus de Teatinos
29071 Málaga (España)
Tel: +952131710
sinoga@uma.es

Rosa, Sofía

EGMASA. C/Johan G. Gutemberg
41092 Sevilla (España)
Tel: +955044660
srosa@egmasa.es

Skinner, Jamie

UICN-Centro de Cooperación
del Mediterráneo
Parque Tecnológico de Andalucía
Calle Maria Curie, 35
Campanillas
29590 Málaga. (España)
Tel.: +952028430
jamie.skinner@iucn.org

Tallone Giuliano

ARP (Regional Park Agency)
Via Indonesia, 33
00144 Rome (Italia)
Tel: +39065913371
direttore.arp@parchilazio.it

Juan Lucena

Universidad de Málaga
Dpt. Ecología
29071 Málaga (España)
Tel: +952131854
juanlucena@uma.es