

INFORME TÉCNICO N.º 103

CONECTIVIDAD ECOLÓGICA DEL TERRITORIO Y CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD NUEVAS PERSPECTIVAS EN ECOLOGÍA DEL PAISAJE Y ORDENACIÓN TERRITORIAL

MIKEL GURRUTXAGA SAN VICENTE

EUSKO JAURLARITZA



GOBIERNO VASCO

NEKAZARITZA
ETA ARRANTZA SAILA

DEPARTAMENTO DE
AGRICULTURA Y PESCA

Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia
Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco

Vitoria-Gasteiz 2004

GURRUTXAGA SAN VICENTE, Mikel

Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad : nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial / Mikel Gurrutxaga San Vicente. - 1ª ed., 1ª reimp - Vitoria-Gasteiz : Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia = Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 2004

p. ; cm. - (Informes Técnicos ; 103)

ISBN 84-457-2133-X

1. Paisaje-Protección. 2. Ordenación del territorio-Aspectos ambientales. I. Euskadi. Departamento de Agricultura y Pesca. II. Título. III. Serie.

504.54.06

711:504

Edición: 1.ª junio de 2004

Reimpresión: 1.ª septiembre 2004

Administración de la Comunidad Autónoma del País Vasco
Departamento de Agricultura y Pesca

Internet: www.euskadi.net

Edita: Eusko Jaurlaritzaren Argitalpen Zerbitzu Nagusia
Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco
Donostia San Sebastián, 1-01010 Vitoria-Gasteiz

Impresión: Lankopi
Ibañez de Bilbao, 11-48012 BILBAO

ISBN: 84-457-2133-X

D.L. BI-1374-04

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	5
1. INTRODUCCIÓN	7
1.1. Antecedentes	9
1.2. Resumen de contenidos	11
1.3. Objetivos	12
1.4. Enfoque de estudio	13
 I. PROBLEMÁTICA DE LOS PROCESOS DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS	
2. LOS PROCESOS DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS Y LA DINÁMICA ESPACIAL DE LOS PATRONES DEL PAISAJE	27
2.1. Cambios en los usos del suelo causantes de la fragmentación de hábitats	29
2.2. Fragmentación de hábitats y evolución de los patrones espaciales del paisaje	35
3. EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE EL FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO TERRITORIAL	37
3.1. Influencia de la fragmentación sobre los flujos geoquímicos	39
3.2. Efecto borde de los espacios circundantes sobre los fragmentos de hábitat	40
3.3. Afecciones de la fragmentación sobre la vida silvestre	42
 II. BASES PARA LA BÚSQUEDA DE SOLUCIONES INTEGRADAS	
4. CONEXIONES ECOLÓGICAS Y CONECTIVIDAD FUNCIONAL DEL TERRITORIO .	59
4.1. El concepto de las conexiones ecológicas	61
4.2. Configuraciones espaciales que favorecen la conectividad. Tipos de conexiones	64
5. EL PAPEL DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	69
5.1. Tipos de movimientos asistidos por las conexiones ecológicas	71
5.2. Funciones y efectos potenciales de las conexiones ecológicas en el territorio	75
5.3. Evidencias sobre el valor y la eficacia de las conexiones ecológicas para la conservación	79
6. LÍNEAS BÁSICAS DE ACTUACIÓN EN MATERIA DE PREVENCIÓN Y MITIGACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS	89
6.1. Conservación y restauración de elementos del paisaje de interés natural y conector	91
6.2. Prevención y corrección de impactos sobre la conectividad	97
7. LA CONECTIVIDAD EN LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y LA GESTIÓN DE LA VIDA SILVESTRE	103
7.1. El análisis y medición de la conectividad	105
7.2. Aplicaciones de la conectividad como criterio en la toma de decisiones	121
8. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS	127
BIBLIOGRAFÍA	131

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar desde estas líneas mi agradecimiento a las personas y organismos que han tenido que ver, en mayor o menor grado, con esta investigación:

A la Dirección de Ordenación e Investigación del Medio Natural del Departamento de Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco, por concederme una beca de investigación para el proyecto *Diseño de metodologías para el desarrollo de la Red de Corredores Ecológicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco*, dándome así la oportunidad de realizar este trabajo y de iniciarme en la labor investigadora.

A los miembros de IKT, S.A., donde se ha desarrollado la investigación. Al Director Luis Javier Tellería y a los compañeros del Departamento de Medio Natural y Sistemas de Información Geográfica Mikel de Francisco, Alejandro Cantero, Dra. Amelia Ortubai, etc., por dirigirme hacia fuentes que me podían ser útiles y ayudarme en diversos aspectos. Especialmente al Dr. Daniel Sáenz, tutor de la investigación, y a Isabel Tazo, que ha participado en la elaboración de los mapas obtenidos mediante Sistemas de Información Geográfica.

Al Dr. Peio Lozano (Área de Geografía Física del Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología de la Universidad del País Vasco) que, desde su especialización en zoogeografía, ha revisado el texto y me ha realizado sugerencias para completarlo.

A todos los investigadores y técnicos que me han orientado cuando les he solicitado información o intercambio de reflexiones: Santiago García (Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra), Dr. José Jesús Delgado (Departamento de Geografía de la Universidad de Málaga), Dr. y Catedrático de Zoología de la Universidad de León Francisco Purroy, Dr. Gabriel del Barrio (Estación Experimental de Zonas Áridas del CSIC), Pilar García Manteca (Instituto de Recursos Naturales y Ordenación del Territorio INDUROT de la Universidad de Oviedo, entre otros. Especialmente al Dr. y Catedrático de Geografía Física de la Universidad del País Vasco Guillermo Meaza, al Dr. José Vicente de Lucio y al Dr. José Antonio Atauri (ambos de la Sección de la Universidad de Alcalá del Departamento Interuniversitario de Ecología de Madrid).

A los profesores de la Universidad de León que han marcado mi formación en Ciencias Ambientales en materia ecológica, territorial y biogeográfica. Especialmente al Dr. y Catedrático de Ecología Estanislao de Luis Calabuig, a la Dra. Susana Suárez Seoane y al Dr. Emilio Puente García.

A las personas muy cercanas que me han acompañado, apoyado y animado desde fuera de los despachos.

1. INTRODUCCIÓN

SUMARIO

1.1. ANTECEDENTES.....9

1.2. RESUMEN DE CONTENIDOS 11

1.3. OBJETIVOS 12

1.4. ENFOQUE DE ESTUDIO 13

1.4.1. Ecología del Paisaje y estudio integrado del territorio 13

 - Aplicación al estudio de la problemática de los procesos de fragmentación de hábitats 15

1.4.2. Análisis del paisaje desde la integración de sus componentes espacial y funcional..... 18

 - Estructura espacial del paisaje: el modelo matriz-mancha-corredor 18

 - Atributos espacio-funcionales de los patrones paisajísticos 19

Fragmentación 20

Conectividad..... 20

Heterogeneidad 23

1.1. ANTECEDENTES

Los procesos de degradación ecológica del territorio se han visto acelerados e intensificados drásticamente en las últimas décadas como consecuencia, entre otras cuestiones, de rápidos y severos cambios en los usos del suelo asociados al aumento de la población humana, la sobreexplotación de los recursos naturales y el desarrollo tecnológico. En este contexto, la excesiva destrucción y fragmentación de hábitats naturales y seminaturales en la superficie terrestre se perfila actualmente como una de las principales causas de pérdida de biodiversidad silvestre, actuando de manera sinérgica con otros factores como la pérdida de calidad de los hábitats, la contaminación del medio o la presión directa sobre especies con poblaciones reducidas.

Las profundas transformaciones acontecidas en el territorio europeo durante los últimos siglos han configurado un paisaje en el que los remanentes de hábitats de interés natural son cada vez más escasos y dispersos, encontrándose insertos en una matriz de espacios más o menos intensamente explotados por el hombre. Así, los procesos de fragmentación de hábitats naturales y seminaturales se han acelerado de manera exponencial durante el último siglo, con especial incidencia en los países industrializados y densamente poblados.

Las implicaciones de los procesos de reducción y división espacial de las zonas de interés natural en la fragmentación de poblaciones de numerosos organismos silvestres son evidentes, existiendo diversos factores y tendencias derivadas que a largo plazo pueden conducir a la extinción local, regional o global de taxones. En primer lugar, la reducción del hábitat disponible, inherente a los procesos de fragmentación, se relaciona con una disminución demográfica de los organismos asociados al mismo. Paralelamente, los efectos acumulativos derivados de un creciente aislamiento de las poblaciones afectadas se traducen en tendencias a la inviabilidad genética de las mismas.

Los procesos de reducción, división espacial y creciente aislamiento de hábitats se asocian con la disminución en la abundancia, la distribución y la viabilidad de las poblaciones de especies estrechamente ligadas a los biotopos que los sufren. Así, la fragmentación de las teselas de hábitat con recursos afecta de manera especialmente significativa a aquellas especies especialistas que dependen de tipos concretos de biotopos, comenzando los procesos de extinción local en los fragmentos de hábitat más pequeños.

La sensibilidad de los organismos a la fragmentación no depende sólo de su grado de especialización de hábitat y de sus requerimientos ecológicos, sino también de la movilidad de la especie a través del paisaje. En este contexto, el concepto de conectividad del paisaje se refiere a la capacidad del territorio para permitir el flujo de

una especie entre las teselas con recursos. Si bien las plantas poseen eficaces medios de dispersión y satisfacen sus necesidades vitales en el área inmediata donde se asientan, en el caso de las especies faunísticas la capacidad de desplazamiento a través del territorio es un factor clave en su accesibilidad a numerosos recursos.

De esta manera, dentro del dominio vital de la especie, ésta debe ser capaz de acceder a sus lugares de alimentación, refugio o cría y, en su caso, de realizar los desplazamientos estacionales que requiera.

Asimismo la especie ha de ser capaz de realizar movimientos extraterritoriales como los que realizan individuos juveniles para acceder a nuevos territorios adecuados en los que asentarse. Estos movimientos exploratorios de dispersión resultan fundamentales de cara a mantener el intercambio genético entre distintas subpoblaciones y de cara a permitir la colonización o recolonización de biotopos adecuados disponibles.

Las especies que presentan una distribución en el territorio asociada a hábitats fragmentados dividen sus efectivos en subpoblaciones usualmente con escasos individuos, que habitan áreas dispersas separadas por espacios más o menos inhóspitos. Debido a la necesidad de mantener el intercambio genético entre un número suficiente de individuos para evitar fenómenos de endogamia y deriva genética, la existencia de cierta tasa de movilidad de la especie entre los territorios ocupados por las subpoblaciones es fundamental para la persistencia de la metapoblación.

Debido a la extrema vulnerabilidad ante cualquier perturbación y a la consiguiente tendencia a la extinción local que presentan las subpoblaciones pequeñas, la movilidad de la especie resulta clave para suplantar territorios en vías de quedar deshabitados e incluso para colonizar otros adecuados.

La problemática de la compartimentación del territorio o fragmentación espacial del paisaje y sus repercusiones ambientales se caracteriza por la complejidad y amplitud de aspectos que abarca, así como por los limitados y parciales conocimientos experimentales de que se disponen al respecto. A esto se añade la dispersión y escasa coherencia terminológica y conceptual de los estudios y aproximaciones realizadas a nivel internacional, en el marco de enfoques novedosos y disciplinas en proceso de consolidación como la Biología de la Conservación y, especialmente, la Ecología del Paisaje.

El presente documento se enmarca dentro de la creciente toma de conciencia sobre la importancia de las consecuencias ecológicas derivadas de los procesos de fragmentación de hábitats y de aislamiento biológico, que ponen en cuestión la

eficacia real de las políticas clásicas de conservación de la naturaleza y planificación territorial.

En este sentido, cabe destacar que las estrategias de conservación basadas en la protección de espacios naturales concebidos como unidades territoriales discretas y segregadas entre sí no resuelven la necesidad, asumida ya con gran consenso, de tomar en consideración los flujos y procesos ecológicos que tienen lugar en la globalidad del territorio. El desarrollo de redes funcionales de espacios naturales es aún incipiente y se encuentra en una fase fundamentalmente teórica, requiriendo su puesta en práctica de la coordinación de diferentes instrumentos y programas sectoriales e intersectoriales de incidencia territorial.

De esta manera, resulta primordial fomentar la incorporación e integración de criterios específicos de prevención y corrección de los fenómenos de fragmentación y pérdida de conectividad ecológica del paisaje en las políticas, instrumentos y procesos de toma de decisiones referidos a la planificación y gestión territorial. Ante este nuevo reto al que se enfrenta la ordenación territorial en su conjunto, el presente trabajo pretende enfocar el mismo desde una perspectiva multidisciplinar e integrada.

1.2. RESUMEN DE CONTENIDOS

En el apartado introductorio se enmarcan los conceptos y enfoques aportados por la Ecología del Paisaje, incidiendo en la aplicabilidad de esta disciplina científica en el análisis de la conectividad como aspecto clave, desde una perspectiva territorial integrada de tipo espacio-funcional.

Tras estas consideraciones iniciales, el documento se divide en dos partes principales. En la primera parte se describe la problemática ecológico-territorial que se deriva de los procesos de fragmentación de hábitats, de forma que se analizan las causas y consecuencias de la misma. Se incide en las implicaciones de dichos procesos sobre la vida silvestre, cuya explicación se basa en la Teoría de Biogeografía de Islas y la Teoría de Metapoblaciones. Se presta una especial atención a los impactos que producen las infraestructuras lineales y las presas en los cursos fluviales sobre la fauna.

En la segunda parte del texto se analizan las bases científicas y técnicas de prevención y mitigación de la problemática expuesta. En primer lugar se evalúa qué estructuras y elementos paisajísticos favorecen la permeabilidad del mosaico, atendiendo a la funcionalidad e interés conector de los mismos. Se expone en qué consisten las principales líneas de actuación de cara a conservar y restaurar la conectividad ecológica del territorio, incluyendo las de permeabilización de barreras.

Tras explicar los enfoques desde los se estudia la conectividad, se propone una metodología de diagnóstico de la conectividad ecológica a escala regional basada en la consideración de las resistencias al desplazamiento de especies sensibles a la fragmentación que oponen los diferentes usos del suelo, utilizando Sistemas de Información Geográfica. Como caso práctico se analiza la permeabilidad de la matriz paisajística en la que se insertan las manchas remanentes de bosque autóctono en el País Vasco para especies de fauna forestal no voladora. Además, se calculan rutas de máxima permeabilidad (mínimo coste de desplazamiento) para la fauna forestal entre manchas de bosque.

Seguidamente se exponen las aplicaciones de la conectividad ecológica como criterio a integrar en la toma de decisiones referidas a la planificación territorial y la gestión de la vida silvestre.

Por último se incluye un apartado de conclusiones generales y perspectivas de futuro, en el que se citan líneas de investigación necesarias y nuevos aspectos a considerar en la ordenación territorial.

1.3. OBJETIVOS

La importancia de la incorporación de los criterios de prevención y corrección de los fenómenos de fragmentación de hábitats a la gestión y ordenación del territorio y a las políticas de conservación de la naturaleza, hace necesaria la potenciación de la investigación e información sobre estos aspectos.

En esta línea, el objetivo general es estudiar y exponer desde un enfoque integrado aquellos aspectos implicados en la problemática de la fragmentación de hábitats y sus posibles bases de solución.

Como objetivos particulares destacan:

- Enfocar la temática de carácter multidisciplinar que abarca la problemática de la pérdida de conectividad del paisaje, situándola en el contexto científico-técnico en el que se estudia y aplica.
- Fomentar nuevas líneas de investigación necesarias para profundizar en el estudio y seguimiento de procesos y dinámicas que se dan en relación a la temática en cuestión.
- Sentar unas bases metodológicas para analizar el territorio en relación a esta problemática, de cara a la incorporación de los criterios de conectividad en aquellos estudios del medio físico que sirvan de base en la ordenación del territorio y la asignación de usos del suelo, fomentando así un aspecto fundamental de la planificación física con base ecológica.

1.4. ENFOQUE DE ESTUDIO

1.4.1. Ecología del Paisaje y estudio integrado del territorio

Desde un punto de vista ecológico, el territorio es mucho más que el medio físico en el que se asientan los diferentes hábitats y usos del suelo. Las relaciones funcionales y regímenes de perturbación que tienen lugar en su seno lo convierten en un sistema complejo y dinámico en continua transformación.

De hecho, los sistemas ecológicos incluidos en la corteza terrestre están sometidos a cambios ambientales de escala espacial y temporal muy variable. En este contexto, es evidente sin embargo que la dinámica climática del planeta y los regímenes naturales de perturbación no pueden explicar por sí solos la evolución de los ecosistemas, al igual que los procesos ecológicos naturales no definen en su totalidad la organización y el funcionamiento de los mismos. Así, la incidencia de las actividades antrópicas como poderosos agentes de modificación, transformación y creación de ecosistemas ha adquirido una importancia crucial en el estudio de los espacios humanizados.

Como contrapunto a antiguas concepciones estáticas de los sistemas ecológicos concebidos como entidades homogéneas en equilibrio, la ciencia de la Ecología del Paisaje incorpora las actividades humanas como parte integrante de los mismos de cara a comprender su funcionamiento dinámico a diferentes escalas espacio-temporales. El concepto "ecología del paisaje" fue introducido en 1939 por el geógrafo alemán Carl Troll. La Ecología del Paisaje como ciencia presenta dos componentes, una geográfica y otra ecológica. Estudia las relaciones de los patrones espaciales y estructurales del territorio (objeto de la Geografía) con los procesos y flujos que tienen lugar en el mismo (objeto de la Ecología). Como punto de partida asume que la heterogeneidad espacio-temporal del paisaje, resultante de la interacción dinámica de las sociedades humanas con el medio, controla diversos movimientos y flujos de organismos, materia y energía.

En esta línea, el paisaje se presenta como la manifestación en el espacio de la interacción dinámica entre las sociedades humanas y el medio que les rodea. Fruto de las perturbaciones de origen humano o natural, de los procesos ecológicos, de las restricciones ambientales y de las condiciones iniciales de los medios estudiados, la heterogeneidad de los ecosistemas es reconocida como factor fundamental de organización de los mismos, de forma que los paisajes son concebidos como mosaicos espaciales formados por diversas unidades interactuantes de diferentes características.

De esta manera, la Ecología del Paisaje representa un marco de análisis integrado del territorio, considerando éste como un sistema complejo formado por

diversos subsistemas en continua interacción. Bajo la consideración explícita del espacio y el tiempo, puede afirmarse que la aportación fundamental de esta disciplina es estudiar la dinámica de los paisajes expresando su funcionamiento ecológico y las relaciones de sus componentes en el espacio.

El estudio integrado del paisaje requiere de la adopción de un enfoque sistémico. En todo sistema o conjunto de elementos relacionados, las variaciones en las características de un elemento modifican al conjunto. Por ello, en el análisis del sistema resulta crítico considerar las relaciones existentes entre los elementos. En la medida en que la estructura de un sistema está formada tanto por las características de los elementos, cuya modificación es dificultosa, como por las relaciones entre dichos elementos, éstas destacan como responsables esenciales de la dinámica estructural del sistema, y por tanto de toda problemática del mismo que se pretenda analizar y corregir.

Por consiguiente, las interacciones que determinan el funcionamiento ecológico del sistema territorial son responsables esenciales de la estructura de los paisajes y su dinámica. Recíprocamente, la estructura paisajística resultante, caracterizada por su heterogeneidad espacio-temporal, actúa controlando diversos procesos funcionales que tienen lugar en su seno, como son los distintos flujos de organismos, materia y energía. En esta línea, la Ecología del Paisaje se caracteriza por dar mayor relevancia a los procesos que, en la escala espacial y temporal, relacionan a los factores (vegetación, fauna, suelo, agua, ...) y componentes (unidades espaciales) del paisaje, que a las características intrínsecas de los factores y componentes mismos.

Así, bajo la idea básica de que la Ecología del Paisaje analiza los patrones paisajísticos como resultado de la interacción dinámica entre las actividades antrópicas y la naturaleza, dicha disciplina integra el estudio de las relaciones entre las variaciones de los patrones espaciales del paisaje, sus causas y sus consecuencias sobre los procesos ecológicos. Concretamente, trata de estudiar tanto la manera en que las actividades antrópicas modifican los elementos que conforman el paisaje, sus características y sus relaciones espacio-funcionales, como la forma en que los organismos silvestres y los ciclos geoquímicos se comportan ante la calidad y disposición de dichos elementos.

Como resultado de numerosas investigaciones sobre dinámica poblacional y movimiento de los organismos silvestres a través del paisaje y sobre los flujos físico-químicos de materia, la Ecología del Paisaje trata de encontrar respuestas acerca de la relación entre las cambiantes estructuras espaciales del paisaje y los efectos que éstas han tenido, tienen y previsiblemente tendrán sobre el funcionamiento ecológico territorial.

La importancia de estas investigaciones encaminadas a la comprensión de la dinámica paisajística radica en su aplicación por parte de los planificadores y gestores del territorio en la toma de decisiones sobre objetivos como el mantenimiento de la biodiversidad y la gestión sostenible de los recursos naturales.

En primer lugar, de cara al estudio de las relaciones entre los patrones espaciales y los procesos funcionales del territorio, la Ecología del Paisaje trata de establecer métodos fiables para cuantificar dichos patrones y convertirlos en medidas cartográficas. Esta labor está siendo facilitada por el uso de la tecnología de los Sistemas de Información Geográfica. Una vez realizado el análisis espacial, se han de dotar de sentido ecológico a las medidas obtenidas, de cara a comprender el funcionamiento del paisaje.

Dependiendo del fenómeno ecológico-territorial objeto de estudio, la representación del paisaje puede ser distinta, ya que han de ser considerados aquellos elementos del paisaje relevantes en cada caso. Además, la escala de percepción y por tanto el tamaño del paisaje también varía en función de la cuestión a analizar. Por ejemplo, las cuencas hidrográficas son ámbitos de estudio adecuados para observar la dinámica hidrológica y sus efectos sobre la erosión y el lavado de nutrientes del suelo, mientras el análisis de los movimientos de una especie de fauna requiere abarcar aquellos hábitats en los que se encuentra, a los que pudiera dispersarse y los que separan los dos anteriores.

Aplicación al estudio de la problemática de los procesos de fragmentación de hábitats

Como proceso antropogénico causado por la incidencia de ciertas actividades humanas sobre el territorio, la fragmentación de hábitats naturales y seminaturales modifica los patrones espaciales y la configuración del paisaje, pudiendo alterar la integridad funcional del mismo al impedir, dificultar o, en su caso, facilitar diversos flujos ecológicos.

Desde un punto de vista geográfico y territorial, por hábitats entendemos aquellas áreas en las que una especie vegetal o animal desarrolla naturalmente alguna etapa de su ciclo vital. Los diferentes hábitats cubren, por tanto, todo el territorio provisto de alguna forma de vida. Las áreas homogéneas o teselas de hábitat diferenciado (ecotopos) forman un mosaico espacial que denominamos paisaje.

Dentro de la gran diversidad de hábitats existentes, denominamos hábitats naturales y seminaturales a aquellas zonas del territorio que no han sido intensamente transformadas por las actividades antrópicas, potencialmente capaces de acoger una rica comunidad biológica con exigentes requerimientos ecológicos.

Por extrapolación, genéricamente hablamos de fragmentación de hábitats refiriéndonos a la reducción y división que sufren los hábitats de tipo natural y seminatural. Dicha fragmentación se debe, precisamente, a la generación de hábitats artificiales, asentados sobre espacios que históricamente poseían hábitats naturales o seminaturales. Paralelamente, aquellos taxones antropófilos asociados a hábitats alterados se ven favorecidos en su expansión territorial por los procesos de fragmentación citados, en detrimento de las especies dependientes de hábitats naturales y seminaturales.

Con el fin de estudiar la problemática ecológica derivada de los procesos de reducción y fragmentación de hábitats y afrontar su evaluación, prevención y mitigación, se están acuñando progresivamente diversos términos entre la comunidad científica que describen procesos y atributos territoriales relacionados con aquélla.

Desde un punto de vista meramente espacial, los procesos territoriales de fragmentación de hábitats pueden definirse genéricamente como aquellos que producen la ruptura de áreas continuas de interés natural, quedando divididas en diversos fragmentos que suman una superficie total menor a la inicial.

Así, el grado de separación entre los fragmentos de hábitat es descrito por el concepto de fragmentación espacial, en oposición al término de conectividad espacial, medida que se refiere a la contigüidad o adyacencia de los hábitats en el espacio.

Desde una aproximación ecológica y funcional, en cambio, el territorio no se comporta como un mero soporte espacial de los diferentes hábitats y usos del suelo, sino que actúa como el marco en el que se desarrollan los flujos y procesos ecológicos responsables de los mecanismos de autorregulación de los geoecosistemas.

En este contexto referido al funcionamiento ecológico del territorio, los procesos de fragmentación de hábitats se manifiestan alterando y dificultando dichos flujos y procesos naturales que interrelacionan los diferentes elementos de los geoecosistemas. De esta manera se produce un proceso de pérdida de integridad ecológica, por lo que disminuye la capacidad de los ecosistemas para recuperarse tras una perturbación y para perpetuar su funcionamiento siguiendo su camino natural de evolución.

Sin embargo, de entre el complejo conjunto de flujos y procesos que pueden verse afectados por la fragmentación de hábitats son los de desplazamiento, dispersión y migración de los organismos silvestres a través del territorio los más estudiados, así como los de intercambio genético entre poblaciones, estrechamente relacionados con los anteriores.

De este modo, el concepto de conectividad funcional se refiere a la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de los organismos silvestres entre los ecotopos con recursos (Taylor *et al.* 1993), de forma que las poblaciones puedan mantener un intercambio genético y de individuos.

Referida a una especie en concreto, la conectividad de un territorio depende tanto de las características de la especie como del contexto paisajístico, ya que más allá de la capacidad dispersiva de la especie, el comportamiento y adaptación de la misma a la composición y disposición de las unidades espaciales del paisaje condicionan su capacidad de movimiento a través de éste.

El concepto de conectividad funcional está ligado al grado de interconexión entre teselas de hábitat en que se encuentran o potencialmente pueden encontrarse (sub)poblaciones de una especie, de un grupo de especies de similares requerimientos y capacidad dispersiva o del conjunto de organismos asociados a dicho hábitat. Para describir el grado de resistencia que opone el territorio al desplazamiento de los organismos entre los elementos considerados, se emplean indistintamente los términos de conectividad y permeabilidad.

Estos conceptos se emplean en contextos afines, asociados a diferentes elementos y a ámbitos espaciales más o menos extensos en cada caso. Por ejemplo, "conectividad del paisaje", "conectividad ecológica del territorio", y "conectividad ambiental en el paisaje" se emplean en contextos genéricos. Asociados a tipos de hábitats, se utilizan por ejemplo "conectividad forestal" y "conectividad entre humedales". Aplicados a especies o grupos de especies cabe hablar, por ejemplo, de "permeabilidad del paisaje para grandes mamíferos", "conectividad del hábitat de aves forestales" y "conectividad entre las poblaciones de oso pardo *Ursos arctos*".

La permeabilidad del territorio se asocia a la estructura y composición del patrón del paisaje y su relación con los flujos biológicos, destacando la heterogeneidad del mosaico paisajístico como atributo estructural relacionado positivamente con la riqueza de especies y, especialmente en el caso de paisajes agrícolas con usos extensivos, con la propia permeabilidad.

Con el objeto de analizar de la problemática derivada de los procesos de fragmentación y sus consecuencias ecológicas, se realiza una aproximación espacial y funcional a la dinámica del paisaje. Para ello se estudia en qué consisten los cambios en la configuración espacial del paisaje que conlleva la fragmentación, así como sus causas, para después analizar las implicaciones de dichos cambios en el funcionamiento ecológico-territorial.

1.4.2. Análisis del paisaje desde la integración de sus componentes espacial y funcional

El análisis de los patrones paisajísticos en un ámbito territorial determinado reviste gran importancia para el estudio de la dinámica de transformación del paisaje y de sus efectos ecológicos asociados.

Referido a la fragmentación de hábitats, la distribución espacial y de tamaño de las diferentes teselas de hábitat que se reparten en el territorio de estudio tiene gran importancia de cara a analizar las repercusiones ecológicas y biológicas de la misma.

Estructura espacial del paisaje: el modelo matriz-mancha-corredor

Forman y Godron (1981, 1986) propusieron un modelo de estructura espacial del paisaje formado por tres tipos de elementos:

- Matriz: es el elemento espacial dominante y englobante en el que se insertan el resto de los elementos paisajísticos.
- Manchas: elementos espaciales no lineales insertos en la matriz, con características propias y bien diferenciadas de la misma.
- Corredores: elementos lineales, que pueden aparecer en el paisaje aislados o bien conectando otros elementos (manchas) entre sí.

La disposición espacial de los diferentes elementos constituye el patrón paisajístico, cuyo análisis permite comparar desde un punto de vista estructural diferentes áreas de estudio y un mismo área en momentos diferentes.

Más allá de la estructura espacial del paisaje, los flujos entre los elementos son fundamentales para explicar el funcionamiento del territorio. El papel conector de los corredores entre las manchas afines es uno de los aspectos a considerar.

El estudio del paisaje depende de los objetivos perseguidos por el investigador. Por ejemplo, la disposición del sistema de asentamientos en el territorio corresponde a un modelo paisajístico compuesto de una matriz de suelo rústico que engloba tanto manchas (núcleos de población humana y/o de producción), como corredores contruidos (carreteras, vías de ferrocarril, líneas eléctricas, etc) que comunican dichas manchas. En este contexto, las redes físicas de los citados corredores mantienen flujos de personas, recursos y servicios fundamentales para el funcionamiento de sistema socio-económico articulado en torno al sistema asentamientos. De hecho, estas redes y la conectividad que tienen asociada determinan la eficacia de diversas políticas sectoriales de incidencia territorial (de transportes, energética, hidrológica, etc.).

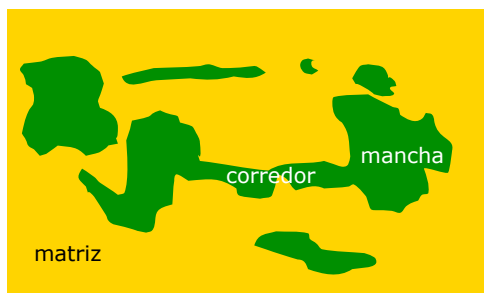


Figura 1. Ejemplo esquemático de estructura del paisaje: matriz agrícola con manchas y corredores de bosque insertos. Fuente: Forman y Godron (1986).

En cambio, los flujos y procesos ecológicos naturales no se ciñen a espacios discretos, sino que se desarrollan en la globalidad del territorio. De cara al estudio de la problemática de la fragmentación del paisaje, es de gran utilidad la adopción de un modelo territorial compuesto por las áreas naturales y seminaturales existentes y por la matriz de espacios más o menos intensamente transformados en la que se insertan aquellas. Se obtiene un archipiélago de fragmentos de hábitats más o menos aislados en el espacio, influenciados por los espacios transformados que los separan.

Atributos espacio-funcionales de los patrones paisajísticos

De cara al estudio de los patrones paisajísticos, la Ecología del Paisaje utiliza una serie de atributos que los describen. La descripción e interpretación de los patrones paisajísticos tiene como objetivo establecer relaciones entre las estructuras paisajísticas y el funcionamiento ecológico así como poder comparar diferentes paisajes o escenarios desde un punto de vista espacio-funcional.

En último término, para establecer indicadores descriptivos espacio-funcionales que puedan compararse en diferentes paisajes o en el mismo paisaje pero en momentos diferentes, es indispensable la utilización de variables métricas. Estas medidas se obtienen mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica, utilizando métodos de análisis en los que se integran los conocimientos experimentales de que se disponen en relación al proceso ecológico que se esté estudiando en cada caso. Así, en los últimos años se realizan numerosos trabajos e investigaciones encaminadas a desarrollar índices adecuados para analizar las implicaciones del paisaje en diferentes procesos ecológicos objeto de estudio, como los movimientos de los organismos silvestres a través del mismo. Esta complicada labor requiere aún de más profundos conocimientos y experiencias, en base a los cuales se acumule un bagaje científico capaz de conducir a una mayor unificación de criterios y métodos descriptivos cuyos resultados no conduzcan a errores de interpretación y además puedan ser comparados.

A continuación se expone el significado de las medidas de fragmentación, conectividad y heterogeneidad, principales descriptoras de los patrones paisajísticos.

Fragmentación

La fragmentación del paisaje está estrechamente relacionada con el tamaño de las manchas de hábitat presentes en el mismo. Aunque en suma la superficie total de hábitat disponible sea la misma, un paisaje está más fragmentado cuanto menor es el tamaño de las manchas de hábitat y por consiguiente el número de fragmentos es mayor.

El concepto de fragmentación no se refiere únicamente al paisaje como estructura espacial, sino que además se aplica a poblaciones de organismos silvestres. Así, se habla de poblaciones fragmentadas cuando éstas habitan varios fragmentos originados por la división de un hábitat preexistente, que contenía una única población.

La incidencia de la fragmentación del hábitat sobre los organismos silvestres que están asociados al mismo depende en gran medida de la especificidad de hábitat y de la escala de desplazamiento de cada especie. En general, la sensibilidad de la especie a la fragmentación es mayor cuanto más especialista de hábitat es y cuanto más grande es su escala de desplazamiento. Así, la fragmentación tiene un papel decisivo en el mantenimiento de las poblaciones, pudiendo al mismo tiempo un fragmento de hábitat de un tamaño dado albergar una población de cierta especie y ser insuficiente para contener individuos de otra. De la misma manera, un conjunto de fragmentos puede servir de hábitat a una metapoblación (conjunto de poblaciones locales o subpoblaciones relacionadas entre sí) de cierta especie, mientras dicho conjunto puede ser insuficiente para mantener individuos de otra.

Conectividad

La conectividad es un indicador de las relaciones entre las manchas, tanto desde un punto de vista espacial como funcional.

La conectividad espacial se refiere al grado de continuidad o adyacencia de las manchas en el espacio, por lo que se trata de una medida meramente cartográfica. Cuanto más separados o distanciados estén los fragmentos de hábitat entre ellos, menor conectividad espacial tendrá dicho hábitat en el paisaje.

La conectividad funcional, en cambio, se refiere a la continuidad de flujos ecológicos a través del paisaje. La fragmentación de hábitats puede obstruir o dificultar esta continuidad, siendo los movimientos de los organismos silvestres entre las manchas el fenómeno más estudiado en este sentido. Tanto es así que el concepto

de conectividad se utiliza específicamente para referirse a la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de organismos silvestres.

Aplicada a una especie en concreto, la conectividad depende de varios aspectos. En primer lugar tienen gran importancia las características de la propia especie, especialmente en cuanto a sus patrones de desplazamiento y requerimientos de hábitat. Además, los patrones paisajísticos son determinantes al condicionar la distribución de la especie, especialmente como consecuencia de la disposición y calidad de las manchas de hábitat y de las características y extensión de los espacios que las separan. Así, un mismo paisaje puede presentar una conectividad biológica elevada para una especie y una conectividad muy reducida para otra, en base a las diferentes características que las mismas presentan.

La relación entre la conectividad espacial y la conectividad funcional del paisaje no siempre es estrecha. Los medios de dispersión de numerosas especies permiten que incluso en paisajes donde el hábitat de éstas se distribuya en escasas manchas muy distanciadas (conectividad espacial muy baja o nula), la conectividad biológica sea elevada. Este es el caso de las especies vegetales cuyas semillas se dispersan por el viento, así como de diversas especies de invertebrados y aves que se desplazan grandes distancias volando.

Para los vertebrados no alados la relación entre la conectividad espacial y funcional del paisaje es mucho más estrecha, si bien varía para cada grupo zoológico en función de características del mismo. Para aquellos asociados a un tipo de hábitat altamente específico y bien conservado la conectividad biológica del paisaje será alta tan sólo en el caso de que la conectividad espacial de su hábitat también lo sea. En cambio, para aquellos que toleran diferentes hábitats con distinto grado de calidad el paisaje pueden presentar una alta conectividad biológica a pesar de que la conectividad espacial no sea muy elevada.

En la **figura 2** se expone cómo pueden variar la conectividad espacial y funcional, dependiendo de las características del paisaje y de la especie en cuestión.

En a) la conectividad espacial o estructural del hábitat es elevada, de forma que tanto para las especies de interior como para las especies de borde el paisaje es permeable a sus movimientos y la conectividad funcional es alta.

En b) la conectividad espacial del hábitat es media, de forma que para las especies estrictamente de interior (trazo continuo) la conectividad biológica se reduce de forma severa, mientras para las especies de interior menos sensibles a la fragmentación que las anteriores (trazo discontinuo) la conectividad biológica sigue siendo elevada, así como para las especies de borde (trazo de puntos), que ven ampliado su hábitat.

En c) la fragmentación del hábitat es elevada y la conectividad espacial baja, impidiendo la presencia de especies estrictamente de interior necesitadas de fragmentos de hábitat de cierto tamaño. La conectividad biológica para las especies de interior menos sensibles a la fragmentación se reduce drásticamente, al no poder desplazarse grandes distancias a través de la matriz. Para las especies de borde el paisaje sigue presentando una conectividad biológica elevada, ya que disponen de gran superficie de bordes y la matriz no supone una barrera infranqueable a sus movimientos.

En d) la conectividad espacial del hábitat es muy baja o nula y los fragmentos muy pequeños, de forma que desaparecen las especies de interior. La conectividad para las especies de borde pasa a ser muy reducida y sus poblaciones van quedando aisladas debido a que ha aumentado notablemente la distancia entre los bordes de los fragmentos, constituyendo ahora sí la matriz una barrera insuperable por su extensión. Tan solo las especies generalistas o aquellas con medios de dispersión aéreos pueden desplazarse de un fragmento a otro (flechas de trazo discontinuo).

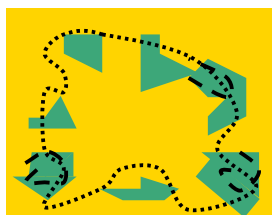
a) conectividad espacial alta



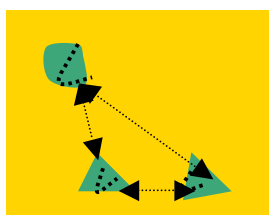
b) conectividad espacial media



c) conectividad espacial baja



d) conectividad espacial muy baja



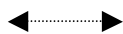
Especie de interior estricta



Especie de interior con cierta tolerancia a los bordes



Especie de borde



Especie de dispersión aérea

Figura 2. Relación entre la conectividad espacial y funcional según la movilidad de las especies asociadas al hábitat fragmentado. Modificado de Burel y Baudry (2002).

Heterogeneidad

El paisaje está compuesto de diversos elementos más o menos conectados o fragmentados que forman un conjunto espacialmente heterogéneo. A este conjunto lo denominamos mosaico paisajístico, cuya heterogeneidad está marcada por la diversidad de elementos paisajísticos que contiene y por la complejidad de las relaciones espaciales entre éstos (Burel y Baudry 2002).

Las relaciones entre la heterogeneidad del mosaico paisajístico y la vida silvestre que lo habita son complejas. En principio una mayor heterogeneidad del paisaje se asocia con una mayor biodiversidad, al existir una mayor diversidad de tipos de hábitats, si bien esto no siempre es cierto ya que el tamaño, la disposición y las características de los elementos tienen un papel decisivo en la configuración de las comunidades biológicas presentes en el paisaje.

Por ejemplo, las especies multihábitat, que son aquellas que requieren de diferentes elementos paisajísticos para realizar sus funciones y completar su ciclo vital, se asocian necesariamente a paisajes heterogéneos. Además, la coexistencia de distintos grupos de especies, asociados a diferentes biotopos, es una circunstancia que incrementa la biodiversidad global y que se produce en paisajes estructuralmente heterogéneos (Atauri y de Lucio 2001).

En general, a un paisaje heterogéneo en el que se asientan diferentes usos extensivos y áreas de vegetación climácica se le asocia con una elevada biodiversidad, mayor que la de extensos espacios inalterados. Este es el caso de los paisajes mediterráneos, que albergan una gran diversidad de especies debido a la diversidad geológica y climática, a las dinámicas históricas y a la coexistencia de espacios seminaturales creados y mantenidos por usos agroganaderos tradicionales con áreas y retazos de vegetación natural (González Bernáldez 1992; Blondel y Arosón 1999).

No obstante, niveles altos de heterogeneidad pueden estar asociados a un elevado grado de fragmentación de los hábitats y a la consiguiente presencia de manchas muy pequeñas incapaces de albergar poblaciones viables de ciertos organismos. Así, el incremento de la diversidad asociado a la heterogeneidad puede presentar un valor máximo por encima del cual empieza a disminuir (Santos y Tellería 1998).

Los paisajes heterogéneos con teselas en diferente grado de intervención humana dominados por los usos extensivos y espacios seminaturales juegan un papel decisivo en la permeabilidad del mosaico paisajístico, actuando como zonas de amortiguación de las áreas naturales frente a los espacios transformados y proporcionando áreas para la dispersión, la alimentación y el refugio de numerosas especies (Pino *et al.* 2000; Delgado 2000).

I. PROBLEMÁTICA DE LOS PROCESOS DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS

2. LOS PROCESOS DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS Y LA DINÁMICA ESPACIAL DE LOS PATRONES DEL PAISAJE

SUMARIO

2.1. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO CAUSANTES DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS 29

 2.1.1. Intensificación de la agricultura..... 30

 2.1.2. Explotación forestal intensiva..... 31

 2.1.3. Degradación de zonas húmedas 32

 2.1.4. Deforestación por incendios..... 32

 2.1.5. Infraestructuras y captaciones en los cursos fluviales..... 32

 2.1.6. Actividades extractivas 33

 2.1.7. Urbanización 34

 2.1.8. Construcción de infraestructuras lineales..... 34

 2.1.9. Vallados 35

2.2. FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS Y EVOLUCIÓN DE LOS PATRONES ESPACIALES DEL PAISAJE 35

Si bien existen ciertos factores naturales de fragmentación de hábitats terrestres, como los incendios forestales provocados por rayos, la transformación del paisaje que realizan las sociedades humanas es la causa fundamental de la creciente compartimentación del territorio. La naturaleza y la escala espacial y temporal de los cambios de usos del suelo que se llevan a cabo resultan determinantes en el grado de transformación paisajística y alteración ambiental que dichos cambios introducen.

La fragmentación de los hábitats naturales, entendida como el proceso por el cual extensas áreas de vegetación nativa ven reducida su superficie total al dividirse en diversas manchas menores, es un proceso histórico que se ha ido acrecentando desde la civilización de las sociedades humanas.

Los procesos de reducción y fragmentación de hábitats naturales se mantuvieron a lo largo de la historia en la medida que se destinaban crecientes superficies del territorio a la explotación extensiva de bosques, pastos y cultivos, así como al establecimiento de núcleos de población y vías de comunicación.

Sin embargo, a los procesos de reducción y fragmentación de hábitats naturales terrestres, que se han mantenido y acentuado hasta nuestros días y han provocado la pérdida de grandes superficies de los mismos a escala planetaria, se han sumado desde la revolución industrial los procesos análogos que afectan también a hábitats seminaturales parcialmente transformados por el hombre, es decir, a sistemas agrícolas y ganaderos extensivos.

De esta manera, los procesos genéricos de reducción y fragmentación de hábitats, que afectan tanto a los hábitats naturales como a los seminaturales, se han visto acelerados e intensificados de manera importante en las últimas décadas, especialmente en las zonas más humanizadas, con mayor desarrollo económico o con una sobreexplotación de sus recursos naturales. La gran rapidez, afección en superficie e importancia estructural de los cambios introducidos en los usos del suelo han determinado la aparición de una problemática ecológica asociada de gran envergadura.

2.1. CAMBIOS EN LOS USOS DEL SUELO CAUSANTES DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS

A continuación se exponen los principales agentes que fragmentan el medio, cuya planificación y ejecución corresponde a políticas territoriales sectoriales como la agrícola, forestal, hidrológica, urbanística, de transporte, etc.

2.1.1. Intensificación de la agricultura

Los medios agrarios ocupan gran parte del territorio en numerosas regiones y, por ello, sus características internas tienen una gran influencia en el grado de alteración de los procesos ecológicos esenciales.

La mecanización e intensificación de la agricultura afecta especialmente a zonas accesibles como llanuras y fondos de valle, suponiendo la degradación de elementos del paisaje con importante función ecológica. La eliminación de sistemas tradicionales de delimitación de parcelas, como setos y muros de piedra, la tala de bosquetes y árboles dispersos y la ampliación de las tierras cultivadas hacia los cursos fluviales alteran notablemente los patrones del paisaje agrícola tradicional. Los proyectos de concentración parcelaria han tenido un importante impacto en este sentido. Como se explica en el apartado 6.1.1., la vegetación espontánea intersticial es fundamental en el mantenimiento de la conectividad del paisaje agrario para numerosas especies que utilizan los setos, rodales arbustivos, bosquetes y lindes como refugio, fuente de alimento o lugar de paso.

El uso masivo de fertilizantes y fitosanitarios en la agricultura intensiva repercute en una más profunda alteración y degradación del hábitat, ya que provoca la contaminación del suelo y las aguas (Vollenweider *et al.* 1980; FAO-CEPE 1991; Ongley 1997). Asimismo, la aplicación de plaguicidas incide sobre la comunidad biológica de los paisajes agrícolas. Por ejemplo, según estudios realizados en Suecia, la dinámica regresiva de las poblaciones de perdices pardillas (*Perdix perdix*) en dicho país está vinculada a los cambios en el aprovechamiento de la tierra (que reducen el hábitat) y a la utilización de medios químicos de lucha contra las malas hierbas (que reducen la diversidad y abundancia de alimento) (Jonsson *et al.* 1990). Los plaguicidas causan también la inhibición de la nitrificación de los suelos (con la consiguiente merma de la fijación de oxígeno por las plantas) y la alteración de la comunidad microbiana responsable de la degradación de la materia vegetal (Torstensson, 1990).

Por último, la sustitución de las variedades de plantas de cultivo adaptadas al territorio por variedades de mayor interés comercial aumenta notablemente la uniformidad biológica de las tierras de labor.

Actualmente, el mantenimiento de los sistemas agrosilvopastoriles extensivos mediante prácticas agrícolas tradicionales es una de las principales medidas de conservación de la diversidad biológica (Curtis *et al.* 1991; Goriup *et al.* 1991; Pienkowski *et al.* 1995; Pain y Pienkowski 1996; Pienkowski y Bignal 1999), tanto doméstica (variedades de plantas de cultivo y razas ganaderas), como no doméstica, ya que estos medios seminaturales constituyen el hábitat de numerosas especies de organismos silvestres.

La conservación de dichos sistemas extensivos se enmarca tanto en la prevención de la reducción y fragmentación de los propios hábitats seminaturales o parcialmente transformados por el hombre, como en la prevención de la pérdida de conexión ecológica entre hábitats naturales, a los que habitualmente circundan.

Por otro lado, en amplias zonas de moderado rendimiento agrícola se producen procesos de abandono de tierras dedicadas al cultivo y pastoreo tradicionales, fruto del éxodo rural. El cese de la explotación hace tender a estas áreas a estados de creciente naturalidad. Si bien dicho abandono no supone una causa genérica de destrucción y fragmentación de hábitats, provoca la pérdida de sistemas extensivos manejados por el hombre en favor de otros hábitats donde se tiende a una recuperación de la vegetación potencial y al asilvestramiento de ciertas plantas de cultivo adaptadas al medio.

En paisajes mediterráneos, el abandono de los usos agrícolas ancestrales aumenta el riesgo de incendios y causa la disminución de la diversidad biológica (González Bernáldez 1991).

Para especies asociadas a los espacios seminaturales con elevados índices de luminosidad o a elementos intersticiales como setos y ribazos, el abandono en la explotación de éstos supone la pérdida de áreas de hábitat. Esto mismo ocurre cuando las parcelas abandonadas son dedicadas a la plantación de masas forestales.

2.1.2. Explotación forestal intensiva

La explotación forestal no sostenible, tanto de las masas autóctonas como de plantaciones de especies alóctonas de rápido crecimiento, constituye otro agente de fragmentación de hábitats.

Las áreas afectadas sufren la degradación del hábitat que introducen prácticas como la tala a hecho del estrato arbóreo, la corta excesiva del estrato arbustivo, la explotación de zonas con alta pendiente y de márgenes de los cursos fluviales, con el consiguiente aumento de la erosión edáfica, o la plantación de grandes masas arbóreas monoespecíficas.

Los usos anteriores a los que se destinaban las zonas donde se asientan estas explotaciones son diversos. Cuando se disponen sobre antiguas áreas de bosque poco o parcialmente manejadas por el hombre, contribuyen de forma importante a la pérdida y fragmentación de estos hábitats forestales.

Cuando las plantaciones para explotación intensiva se realizan sobre áreas deforestadas o terrenos agroganaderos abandonados, se contribuye, en general, a la pérdida del potencial ecológico de estas zonas y se renuncia a aumentar la

conectividad ecológica del entorno mediante la presencia de sistemas forestales sostenibles, zonas de matorral en recuperación, etc.

2.1.3. Degradación de zonas húmedas

Los procesos de reducción y fragmentación de los ecosistemas de humedal afectan a gran parte de la superficie de los mismos a escala planetaria. Por ello, a raíz de la aprobación del Convenio Ramsar (UNESCO 1971), la protección y restauración de los mismos ha convertido en una de las más urgentes líneas de conservación de la diversidad de hábitats y especies.

La desecación de lagunas, marismas y terrenos palustres estuvo fomentada por motivos sanitarios. Asimismo, la degradación paulatina de los cuerpos de agua epicontinentales obedece a la sobreexplotación de sus recursos hídricos y a la dedicación al cultivo de las áreas drenadas. Todo ello contribuye tanto al creciente distanciamiento entre las zonas húmedas dispersas en el territorio, como a la disminución de la conectividad ecológica del entorno en el que se ubicaban estas áreas naturales. En general, las aves acuáticas y los anfibios son los grupos zoológicos más afectados por la pérdida de humedales.

2.1.4. Deforestación por incendios

La incidencia de los incendios forestales contribuye a la degradación y fragmentación de hábitats. En general, las prolongadas épocas de sequía que sufren extensas regiones climáticas y el calentamiento global del planeta facilitan que se desencadenen estos fuegos.

Como causas de inicio de incendios no naturales, destacan las relacionadas con actividades agroforestales y recreativas. Prácticas agrícolas y conductas culturales como la quema de pastos y de rastrojos provocan numerosos fuegos incontrolados. Por medio de motores y máquinas utilizados en trabajos forestales, cortocircuitos en tendidos eléctricos y maniobras militares, se producen asimismo un significativo número de incendios. La creciente accesibilidad a las zonas de montaña, por otro lado, repercute en el aumento del número de quemaduras causadas por negligencias, como las protagonizadas por fumadores, excursionistas que encienden hogueras, etc.

2.1.5. Infraestructuras y captaciones en los cursos fluviales

La fragmentación de hábitats tiene una de sus causas en la inundación de fondos de valle mediante la construcción de grandes presas. Con la construcción de un embalse no sólo se afecta a los hábitats que son destruidos con la deforestación y la inundación de la cubeta, sino que también se contribuye a la fragmentación del medio circundante.

La destrucción y fragmentación de hábitats causadas por embalses afecta especialmente a los hábitats de ribera. Sin embargo, la inundación de zonas de fondo de valle supone una barrera que contribuye a la pérdida de conectividad del conjunto de los hábitats terrestres de la cuenca hidrológica afectada.

Por el contrario, la creación de masas de agua dulce epicontinentales supone el aumento en superficie de las zonas húmedas dispersas por el territorio, contribuyendo así al aumento de la conectividad de las mismas. Esto beneficia especialmente a las poblaciones de aves acuáticas, migradoras o no, para las que los humedales son hábitat, lugar de alimento o zona de descanso.

Por otro lado, la construcción de azudes y presas en los cauces fluviales tiene un efecto fragmentador de este hábitat acuático, en la medida en que impiden o limitan el libre flujo de organismos asociados al mismo. En el caso de organismos sin capacidad de movimiento en el medio terrestre, como los peces, estas barreras físicas pueden aislar completamente a poblaciones en ciertos tramos del río o impedir la entrada y ascensión por el río de especies migradoras desde el medio marino. Otros organismos como la nutria (*Lutra lutra*) y el desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*), también sufren un efecto barrera provocado por las presas. En el apartado 3.3.3.2. se explica con mayor detalle los impactos negativos de las presas y azudes sobre la fauna ligada al medio fluvial.

Asimismo, la excesiva captación de aguas en los cursos superficiales, ya sea para su uso en minicentrales hidroeléctricas, trasvases hidrológicos, riego de cultivos, etc., contribuye a fragmentar el hábitat fluvial. En los tramos del cauce afectados por cambios artificiales en los regímenes de caudal se dificulta o impide el desarrollo de los flujos naturales que tienen lugar a lo largo del curso fluvial, entre ellos los movimientos de la fauna piscícola.

2.1.6. Actividades extractivas

Dentro de las actividades industriales, las extractivas merecen una mención especial por su incidencia sobre hábitats de interés natural situados en áreas no urbanizadas. La extracción de recursos del subsuelo supone la devegetación de ciertas áreas mediante el establecimiento de explotaciones a cielo abierto, como canteras y graveras, o de prospecciones mineras y petroleras, contribuyendo a la reducción y fragmentación de hábitats.

La explotación de yacimientos aluviales de los lechos y de las terrazas fluviales afecta de forma significativa a bosques de ribera y áreas de fondo de valle, mientras buena parte de las canteras y prospecciones se sitúan en zonas de montaña de interés natural.

La restauración ecológica de las áreas de extracción contribuye a paliar, en la medida de lo posible, los efectos fragmentadores que las mismas pudieran tener sobre la continuidad ecológica del entorno en el que se ubican.

2.1.7. Urbanización

El fuerte incremento en superficie de las zonas urbanas e industriales acontecido en las últimas décadas supone la ocupación de áreas considerables. Además, la generación de gran cantidad de residuos de todo tipo provoca la contaminación y afectación del entorno y la transformación de hábitats por el establecimiento de vertederos y otras infraestructuras en zonas periféricas.

A los procesos de ampliación de los núcleos de población de mediano y gran tamaño, mediante la creciente construcción de barrios residenciales y polígonos industriales, se suman los fenómenos de suburbanización de los medios eminentemente rurales y naturales.

En numerosas regiones, la creciente construcción de viviendas de primera y segunda residencia en núcleos rurales para trabajadores y habitantes de urbes mayores, contribuye de manera notable a la degradación ecológica y paisajística del medio rural.

A esto se añade la proliferación de infraestructuras y edificaciones en el medio natural con fines residenciales, recreativos o turísticos que conllevan procesos de alteración y fragmentación de hábitats poco transformados especialmente sensibles y vulnerables.

2.1.8. Construcción de infraestructuras lineales

De cara al desarrollo económico de las regiones, la construcción de obras públicas que permiten el flujo de recursos y servicios es uno de los pilares de numerosas políticas sectoriales, como la de transportes, la energética o la hidrológica. Así, la creación de redes de infraestructuras lineales; carreteras, vías de ferrocarril, tendidos eléctricos o canales, contribuye notablemente a la creciente compartimentación del territorio.

A diferencia de otros agentes fragmentadores de hábitats, estas alteraciones del paisaje tienen carácter lineal y una limitada anchura en superficie, pero pueden llegar a actuar como barreras para diversos flujos naturales, como el intercambio genético entre poblaciones de ciertas especies de organismos silvestres. En este sentido, destaca el efecto barrera y la mortalidad por atropello que ocasionan las carreteras sobre los vertebrados terrestres (Velasco *et al.* 1995, Rosell y Velasco 1999).

El lince ibérico (*Lynx pardinus*) es un claro ejemplo de especie gravemente amenazada, entre otras cuestiones, por la tasa de mortalidad por atropello que padece (Ferrerías 1993).

La gran extensión y diversidad de las áreas afectadas por la existencia de infraestructuras lineales determina la importancia de sus implicaciones ambientales, ya que afecta desde espacios intensamente humanizados hasta hábitats escasamente transformados. En el apartado 3.3.3.1. se exponen con mayor detalle los efectos negativos que provocan las infraestructuras lineales sobre la fauna.

2.1.9. Vallados

Los vallados cinegéticos pueden dificultar o impedir los movimientos de mamíferos de mediano y gran tamaño, generalmente ungulados y carnívoros (Blanco 1994). Por ello, especialmente en el caso de los ungulados, los cercados pueden favorecer notablemente el aislamiento de las poblaciones y el consiguiente aumento de la consanguinidad.

2.2. FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS Y EVOLUCIÓN DE LOS PATRONES ESPACIALES DEL PAISAJE

Los procesos de reducción y fragmentación definen una alteración paulatina de los patrones espaciales de distribución de los hábitats en el paisaje. La creación de nuevos hábitats artificiales provoca la reducción de las áreas ocupadas por hábitats naturales y seminaturales a diversos fragmentos, más o menos inconexos y cuya superficie total es inferior a la inicial.

La alteración de los patrones espaciales de distribución de los hábitats derivada de la fragmentación se manifiesta, a escala espacial y temporal, a través de ciertas tendencias fundamentales:

- disminución de la superficie total de hábitats naturales y seminaturales (pérdida de hábitat)
- disminución en el tamaño de los fragmentos (reducción del hábitat)
- aumento de la separación entre los fragmentos de hábitats de interés natural (tendencia al aislamiento del hábitat)

La disminución de superficie total de hábitats de interés natural favorece el empobrecimiento de la diversidad de tipos de hábitats naturales y seminaturales presentes en el paisaje, ya que puede provocar la pérdida de algunos de ellos. Asimismo, la reducción del hábitat total disponible puede conllevar la desaparición de ciertos microhábitats, de los que dependen organismos específicos.

Por otro lado, debido a los procesos de división y reducción de los fragmentos se produce un aumento de la relación perímetro/superficie de los mismos (**figura 3**), incrementándose así la presencia en el paisaje de zonas de borde entre los fragmentos de interés natural y los espacios periféricos. Dependiendo de la naturaleza de la intervención que los ha creado y del grado de contraste entre las unidades paisajísticas que separan, los bordes serán más o menos graduales.



Figura 3. Estados de creciente fragmentación del hábitat. Modificado de Bennett (1999).

3. EFECTOS DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE EL FUNCIONAMIENTO ECOLÓGICO TERRITORIAL

SUMARIO

3.1. INFLUENCIA DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LOS FLUJOS GEOQUÍMICOS	39
3.2. EFECTO BORDE DE LOS ESPACIOS CIRCUNDANTES SOBRE LOS FRAGMENTOS DE HÁBITAT	40
3.2.1. Alteración del microclima en los fragmentos	41
3.2.2. Alteración de las interacciones bióticas.....	41
3.2.3. Degradación del hábitat por la incidencia de actividades antrópicas.....	42
3.3. AFECCIONES DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LA VIDA SILVESTRE	42
3.3.1. Modificaciones en la composición de las comunidades biológicas de los fragmentos.....	43
3.3.2. Efectos sobre las poblaciones de especies sensibles a la reducción/fragmentación de su hábitat	46
3.2.2.1. Incidencia de la reducción del hábitat sobre la dinámica poblacional	46
- <i>Tendencia a la reducción demográfica de las poblaciones.....</i>	46
- <i>Tendencia al aumento de la vulnerabilidad de las poblaciones pequeñas</i>	47
3.2.2.2. Incidencia añadida de la división del hábitat en fragmentos	48
- <i>Tendencia a la subdivisión de las poblaciones y a la pérdida de capacidad de dispersión de los individuos.....</i>	48
- <i>Tendencia a la inviabilidad genética de las poblaciones.....</i>	49
3.3.3. Efecto barrera y mortalidad por infraestructuras.....	50
3.3.3.1. Infraestructuras lineales	50
3.3.3.2. Presas y azudes en cauces fluviales.....	53

Los procesos de fragmentación de hábitats forman parte de la dinámica de transformación del paisaje. La modificación de la estructura y composición del paisaje tiene amplias repercusiones ambientales, afectando al funcionamiento de los ecosistemas y a la composición de comunidades y poblaciones de organismos (Lovejoy et al. 1986; Saunders et al. 1991; Margules 1992; Robinson et al. 1992; Ims et al. 1993, Andrén 1994).

Sin embargo, las alteraciones ecológicas y biológicas últimas que provocan dichos procesos no se manifiestan a corto plazo, ya que son resultado de los efectos acumulativos de diversos factores y dinámicas.

Los efectos de los procesos de fragmentación de hábitats pueden dividirse en tres bloques: efectos sobre los flujos geoquímicos, efectos de borde de los espacios periféricos sobre los fragmentos y efectos sobre la vida silvestre asociada a hábitats que se dividen en fragmentos.

3.1. INFLUENCIA DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LOS FLUJOS GEOQUÍMICOS

Los fenómenos de fragmentación son resultado de la profunda transformación de la cubierta vegetal del paisaje a través de la creación de nuevos hábitats de uso antrópico más o menos intensivo. En la medida en que una cubierta vegetal adaptada al medio y bien estructurada permite el desarrollo de funciones como la conservación y formación del suelo, la absorción de agua y nutrientes o la de hábitat de complejas comunidades faunísticas, la simplificación de la estructura y composición de la vegetación en extensas zonas del territorio tiene amplias repercusiones ecológicas. Así, los procesos de reducción y fragmentación de hábitats contribuyen a la alteración de los flujos de materia y energía a escala global, si bien el conocimiento que se tiene acerca de su grado de incidencia es todavía escaso.

Se evidencian diversas implicaciones de dichos procesos en la perturbación de las funciones naturales de autorregulación de los ecosistemas y en la alteración de los ciclos geoquímicos, que se traducen en la progresiva degradación de los recursos edáficos, acuáticos y biológicos. La erosión de los suelos, las inundaciones periódicas causadas por lluvias torrenciales, la disminución de la recarga de acuíferos, la contaminación de aguas superficiales y subterráneas o la pérdida de diversidad biológica son procesos agravados por la excesiva transformación y consiguiente fragmentación de hábitats.

Además, la incidencia de perturbaciones de carácter antrópico sobre los hábitats puede favorecer globalmente que los regímenes ambientales y de disturbios naturales clave, como incendios e inundaciones, dejen de operar dentro de los rangos naturales de variabilidad, afectando al equilibrio ecológico global.

El ciclo hidrológico está influenciado por la dinámica de transformación del paisaje, en la medida en que las tasas de infiltración del agua en el suelo, las aguas de escorrentía o las inundaciones varían en función de la superficie y la naturaleza de la vegetación que cubre el territorio. La afección de los cambios en el ciclo hidrológico sobre los fragmentos depende en gran medida de la ubicación de éstos en el paisaje (Swanson *et al.* 1988), de forma que en laderas y valles la erosión es mayor que en zonas elevadas.

Por ejemplo, Hobbs (1993) documentó en el oeste australiano un aumento del nivel freático como consecuencia de la reducción en la evapotranspiración realizada por árboles y arbustos, derivada de la roturación de tierras para la agricultura. Dicho aumento provocó a su vez el lavado excesivo de nutrientes del suelo, el cual derivó en la pérdida de productividad agrícola de las tierras y afectó negativamente a los fragmentos de hábitats naturales existentes y a los humedales.

3.2. EFECTO BORDE DE LOS ESPACIOS CIRCUNDANTES SOBRE LOS FRAGMENTOS DE HÁBITAT

El aumento de la relación perímetro/superficie de los fragmentos de hábitat provoca la mayor permeabilidad de éstos ante la influencia de los ambientes periféricos. Los diversos procesos asociados a este aumento son conocidos como "efecto borde" (Murcia 1995; Laurance 1997; Andren y Angelstam 1988; Yahner 1988; Lidicker y Peterson 1999; Lidicker 1999; Manson *et al.* 1999; Laurence *et al.* 2001; Revilla *et al.* 2001; Matthysen 2002; Wolf y Batzli 2002; Desrochers *et al.* 2003).

El efecto borde decrece conforme aumenta la distancia hacia el interior del fragmento, aunque de manera diferente en cada caso. La importancia de las alteraciones ecológicas causadas por el efecto borde sobre los fragmentos es modulada por el carácter más o menos abrupto del ecotono, lo cual depende en buena medida del grado de contraste entre el hábitat fragmentado y los medios que le rodean. En función del grado de contraste estructural y condiciones de naturalidad, se diferencian las transiciones entre hábitats de "borde duro" y "borde blando" (Wiens *et al.* 1985). Las primeras poseen un elevado contraste y son más frecuentes en paisajes transformados, mientras las segundas presentan cambios graduales y una mayor transitabilidad por especies de fauna silvestre no generalista.

Así, a pesar del aumento de la heterogeneidad ambiental que introducen en el paisaje los ecotonos o zonas de transición entre ecosistemas, que poseen flora y fauna características y pueden actuar como una comunidad funcional distinta de las otras dos que contactan, cuando presentan una elevada proporción en superficie respecto al hábitat de interior, éste sufre procesos de degradación progresiva por efectos de

borde a diferentes niveles. En pequeños fragmentos el efecto borde llega a afectar a la totalidad de la superficie los mismos.

Por todo ello, la proporción de superficie de borde en relación al área de los fragmentos tiene gran importancia en el efecto global que la fragmentación provoque sobre el hábitat.

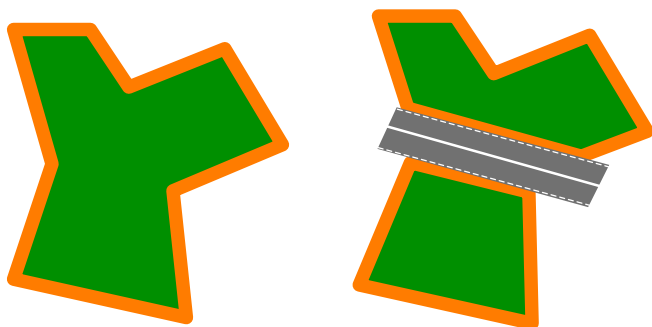


Figura 4. La reducción y fragmentación del hábitat implica el aumento de la superficie de los bordes. Modificado de Bennett (1999).

3.2.1. Alteración del microclima en los fragmentos

Excepto en territorios con climas extremos, la mayor parte de los usos antrópicos intensivos del suelo se sitúan en zonas cuyos hábitats potenciales son de tipo forestal. La fragmentación de los bosques provoca modificaciones en el microclima interno (Didham y Lawton 1999), por incremento de la insolación y de la exposición al viento, a las lluvias y a las heladas. Como consecuencia, los regímenes de humedad y temperatura se ven alterados en el fragmento boscoso (Lovejoy *et al.* 1986). Estos cambios tienen efectos sobre la estructura y composición de la vegetación, con las consiguientes repercusiones sobre la comunidad faunística asociada (Palik y Murphy 1990; Baldi 1999). Ésta se ve afectada tanto por la variación de los recursos vegetales disponibles como por el aumento de la vulnerabilidad ante los cambios climáticos.

3.2.2. Alteración de las interacciones bióticas

El predominio de las áreas de borde incide sobre las interacciones entre las especies de la comunidad biológica (Fagan *et al.* 1999; Matlack y Litvaitis 1999). A través de los bordes los fragmentos pueden recibir la penetración de organismos generalistas y la invasión de especies exóticas, así como sustentar una mayor presencia de especies asociadas al propio ecotono o a la matriz.

Fruto del efecto borde, plantas invasoras pueden llegar a desplazar a especies nativas que proveen alimento a la fauna forestal. A su vez, depredadores que habitan

en la periferia pueden hacer comprometer la supervivencia de especies faunísticas de interior al aumentar la accesibilidad a las presas que éstas constituyen.

En los bordes se incrementa también la depredación de huevos y el parasitismo de nidos (Andren y Angelstam 1988; Willson *et al.* 2001).

Asimismo, derivada de la presencia de especies invasoras, la mayor competencia por los recursos alimenticios, como frutos y semillas, puede dañar la capacidad de regeneración de la vegetación del fragmento así como comprometer la supervivencia de especies especialistas del hábitat por exclusión competitiva (Barrett *et al.* 1994).

Como consecuencia de estas interacciones biológicas pueden producirse diversos efectos secundarios en cadena. Por ejemplo, la reducción poblacional de organismos polinizadores y dispersadores de semillas puede afectar a la subsistencia de los fragmentos a largo plazo. Asimismo, la menor abundancia de aves insectívoras puede conllevar un aumento de insectos fitófagos y el incremento de los índices de defoliación de las plantas.

3.2.3. Degradación del hábitat por la incidencia de actividades antrópicas

Entre los efectos de borde sobre las áreas de hábitat que se derivan de las actividades antrópicas desarrolladas en su periferia se encuentra el producido por las actividades agrícolas intensivas, que provocan la contaminación del suelo mediante el uso los fertilizantes y fitosanitarios en los campos de cultivo adyacentes. Además, la ocurrencia de plagas en los fragmentos puede aumentar por su proximidad a las zonas agrícolas.

El ganado, por otro lado, puede afectar a la regeneración de las plantas situadas en el borde del fragmento por la fuerte presión que ejerce sobre yemas, frutos y semillas. Tanto es así, que en fragmentos residuales de escasa superficie el conjunto de herbívoros silvestres y domésticos puede consumir la totalidad de la producción de frutos y semillas.

En cuanto a la frecuentación de personas que acceden a la periferia o interior de los fragmentos, actividades como la tala de ramas y troncos, las molestias a la fauna, el furtivismo y el abandono de basuras contribuyen a la degradación del hábitat.

3.3. AFECCIONES DE LA FRAGMENTACIÓN SOBRE LA VIDA SILVESTRE

La fragmentación del paisaje provoca modificaciones en la biosfera a todos los niveles. Por un lado, la creciente generación de hábitats artificiales más o menos

intensamente transformados por el hombre y la consiguiente reducción de los hábitats naturales o seminaturales favorece el incremento demográfico de las especies generalistas ligadas a la matriz (Gascon *et al.* 1999). En cambio, aquellos organismos que, estrechamente vinculados a los hábitats naturales o seminaturales, son sensibles a la reducción y fragmentación de éstos, sufren una tendencia al empequeñecimiento y subdivisión de sus poblaciones.

La pérdida de efectivos en una población y el aumento del aislamiento biológico de ésta respecto a otras poblaciones de la misma especie tienen gran importancia en la pérdida de biodiversidad silvestre, a través de diversos procesos y efectos acumulativos, por lo que constituye uno de los aspectos más estudiados por los científicos que investigan cómo lograr la conservación de las especies amenazadas a escala local, regional o global.

En este contexto, cobran gran importancia las aportaciones científicas de la Biología de la Conservación, que dirige sus investigaciones a los ecosistemas, comunidades y poblaciones silvestres en peligro. Realiza estudios multidisciplinarios (ecología evolutiva, ecología del comportamiento, interacciones bióticas, demografía, dinámica de las poblaciones, especiación, patrones de extinción, flujo génico, etc.) orientadas a proporcionar las bases científicas necesarias para la conservación de la diversidad biológica en todas sus formas. En la medida en que la reducción y fragmentación del hábitat conllevan graves problemas para la viabilidad de numerosas especies, la Biología de la Conservación estudia la dinámica de las poblaciones pequeñas y subdivididas como una de sus principales líneas de investigación.

3.3.1. Modificaciones en la composición de las comunidades biológicas de los fragmentos

En entornos transformados por el hombre, la proliferación de especies generalistas y la escasa presencia o desaparición de organismos especialistas o con grandes requerimientos de hábitat conllevan una modificación global de la composición faunística y botánica en el paisaje. Así, en base a la creciente simplificación y homogeneización de los ecosistemas alterados por el hombre, a la reducción y la fragmentación de los hábitats originales o sosteniblemente transformados, la composición de las comunidades de organismos se ve alterada globalmente.

En este contexto, para comprender la dinámica de la composición de las comunidades o conjuntos de poblaciones animales y vegetales que habitan los fragmentos de hábitat remanentes en el territorio, se deben tener en cuenta diversos factores. Cabe diferenciar dos procesos que introducen variaciones sustanciales, el de colonización de los fragmentos de hábitat y el de extinción local de especies asociadas a dicho hábitat.

La aplicación de la Teoría de Biogeografía de Islas (MacArthur y Wilson 1967) supuso una primera aproximación a la dinámica de la composición de las comunidades en los fragmentos, referida a su riqueza específica o número de especies.

La evidencia de que, para un hábitat homogéneo, contienen menos especies las islas alejadas del continente y las ínsulas menores respecto a las de mayor superficie constituyó el punto de partida de esta teoría. Concretamente, propone que el número de especies que forman la comunidad biológica de una isla tiende a un equilibrio dinámico determinado por un balance entre la tasa de colonización de nuevas especies y la tasa de extinción de especies residentes en la misma. La tasa de colonización depende fundamentalmente del distanciamiento de la isla respecto al continente, mientras la tasa de extinción de especies es mayor cuanto menor es el área de la ínsula.

Su modelo se extrapoló al caso de los hábitats naturales del continente en paisajes fragmentados, por tratarse de manchas rodeadas de hábitats de carácter antrópico, funcionando como "islas" naturales en un "mar" de espacios transformados. Desde un modelo espacial simplificado que no considera la heterogeneidad del paisaje, la teoría insular relaciona por tanto la riqueza de especies que contiene una mancha de hábitat con su tamaño y la distancia que le separa de otras manchas.

Sin embargo, de cara a la comprensión global de la composición de las comunidades biológicas en los fragmentos ha de considerarse el papel de la heterogeneidad de los hábitats que los propios fragmentos contienen y la de los espacios que los separan. Asimismo son fundamentales el efecto borde entre los diferentes hábitats, la identidad de las especies que los ocupan o el comportamiento de éstas ante los procesos de fragmentación.

De este modo, hay especies más o menos sensibles a la fragmentación de su hábitat, de la misma manera que hay organismos con mayor o menor capacidad de ampliar su distribución en el territorio ante las perturbaciones que les son beneficiosas. Por tanto, las diferentes especies presentan un particular grado de tendencia a la extinción local y a la colonización de nuevos fragmentos.

El comportamiento de los organismos ante la fragmentación de su hábitat depende de múltiples factores relacionados con los requerimientos de hábitat y la biología de la especie a la que pertenecen. Según los estudios realizados al respecto, las especies faunísticas más sensibles a la reducción y fragmentación de su hábitat y por tanto las más propensas a extinguirse en los fragmentos poseen alguna de las siguientes características (Laurance 1990):

- Ocupan posiciones elevadas en la cadena trófica (fundamentalmente grandes predadores)

- Se distribuyen en bajas densidades de individuos y tienen extensas áreas de campeo, por lo que requieren grandes territorios adecuados para mantener poblaciones viables (estas especies suelen cumplir también el requisito anterior).
- Requieren hábitats o fuentes de alimento específico, se trata bien de especies que están asociadas a hábitats de interior restringidos o bien de especies multihábitat que necesitan desplazarse entre diferentes elementos del paisaje con recursos.

Por el contrario, aquellas especies menos sensibles a la fragmentación de su hábitat tienen mayor facilidad para seguir formando parte de la comunidad biológica de los fragmentos remanentes.

En el caso de las especies vegetales el comportamiento respecto a la fragmentación está principalmente marcado por su sensibilidad a la alteración de las condiciones microclimáticas en los fragmentos, derivadas del efecto borde. Sus eficaces mecanismos de dispersión de semillas hacen que la incidencia de la fragmentación del hábitat sobre su capacidad de dispersión sea menor que en el caso de la fauna.

Por otro lado, puede producirse la frecuentación o, en su caso, procesos de colonización de los fragmentos por parte de especies que en origen no estaban presentes en el hábitat preexistente. Ello se debe a la penetración de especies generalistas ligadas a espacios periféricos a través de los bordes de los fragmentos.

Paralelamente, cabe citar que estos fenómenos se ven también favorecidos por la introducción por el hombre de especies alóctonas que ocupan el mismo nicho que organismos autóctonos, pudiendo provocar en éstos procesos de exclusión competitiva, hibridación o transmisión de enfermedades. Por ejemplo, el visón americano (*Mustela vison*), especie explotada en Europa en granjas peleteras, desplaza al visón europeo (*Mustela lutreola*) de ecosistemas fluviales y ribereños, de forma que la competencia interespecífica entre ambos es la hipótesis más manejada para explicar la notable regresión del visón autóctono en Europa (Maran y Henttonen 1995). Además, el visón americano transmite al visón europeo el virus de la enfermedad aleutiana del visón (ADV), mermando las poblaciones de éste en mayor o menor medida según la cepa de que se trate.

Asimismo, en la Península Ibérica, el introducido cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) desplaza por competencia al cangrejo de río autóctono (*Austropotamobius pallipes*) de tramos fluviales en que se asienta. También ha transmitido a éste la peste del cangrejo o afanomicosis, producida por el hongo *Aphanomyces astaci* (Diéguez-Urbeondo y Söderhäll 1993). La gran sensibilidad de los cangrejos europeos a este hongo, endémico de los cangrejos americanos, está

causando una gran mortandad en sus poblaciones (Gydemo 1992). Todo ello ha favorecido la notable regresión de las poblaciones peninsulares de *Austrapotamobius pallipes* en las últimas décadas.

En general, se derivan ciertas tendencias en cuanto a la composición de las comunidades biológicas en las manchas de hábitat de los paisajes fragmentados. Así, las especies generalistas y las que toleran hábitats perturbados, como los bordes, son las más propensas a ocupar los fragmentos de pequeño tamaño, en los que tienen un gran predominio porcentual de sus comunidades biológicas. En el extremo opuesto, en las grandes reservas naturales, cada vez más escasas a nivel planetario, las especies asociadas a los hábitats de interior bien conservados representan la mayor parte de los organismos de la comunidad biológica.

Por otra parte, a la hora de estudiar los cambios en la composición de las comunidades biológicas de los fragmentos ha de tenerse en cuenta la heterogeneidad espacio-temporal del conjunto del mosaico paisajístico. La influencia cambiante de los espacios externos a los fragmentos (como la aportada por ejemplo por los cambios en los usos del suelo en la matriz o la introducción de una especie depredadora) y de la propia dinámica de los hábitats del interior de los fragmentos (como la causada por la sucesión de la vegetación), pueden hacer variar a lo largo del tiempo la comunidad biológica de los fragmentos aunque éstos no cambien de tamaño ni de distancia entre ellos.

3.3.2. Efectos sobre las poblaciones de especies sensibles a la reducción/fragmentación de su hábitat

La pérdida de efectivos en las poblaciones y el paulatino aislamiento de éstas respecto a otros grupos de individuos de la misma especie son los principales factores estrechamente relacionados con los procesos de reducción y fragmentación de hábitats que causan problemas de inviabilidad a numerosas poblaciones de especies silvestres.

3.2.2.1. Incidencia de la reducción del hábitat sobre la dinámica poblacional

Tendencia a la reducción demográfica de las poblaciones

En primer lugar, la reducción del hábitat ocasiona, por sí sola, la tendencia al decrecimiento demográfico de las poblaciones de especies asociadas al disminuir la superficie y los recursos disponibles. Por ello, los procesos de reducción y fragmentación del hábitat provocan localmente una paulatina disminución del número de individuos en las poblaciones de organismos silvestres que dependen de él.

Tendencia al aumento de la vulnerabilidad de las poblaciones pequeñas

De cara a analizar la influencia del tamaño de las manchas de hábitat sobre la dinámica de las poblaciones asociadas al mismo, consideramos los fragmentos como entidades teóricamente aisladas, de forma que sus poblaciones no tienen intercambio de individuos con otras poblaciones de otras manchas ni posibilidad de dispersarse a otras manchas.

Así, cuanto más pequeña (menor número de efectivos) es una población aislada, más vulnerable es. Esto se debe a que una población numerosa tiene una mayor capacidad para responder a los procesos determinísticos y una menor sensibilidad a los procesos estocásticos que pueden llevarla a la extinción. Los procesos determinísticos de extinción son aquellos que tienen una relación causa-efecto sobre las poblaciones y generalmente son generados por las actividades antrópicas (como la degradación del hábitat, la introducción de especies depredadoras, etc.). Los factores estocásticos de extinción, en cambio, son aleatorios e impredecibles, pudiendo dividirse en los siguientes:

- estocasticidad demográfica, que se refiere a variaciones aleatorias en parámetros poblacionales como la tasa de natalidad, la tasa de mortalidad o la sex ratio.
- estocasticidad genética, derivada de procesos genéticos aleatorios que pueden cambiar las características genéticas de la población (pérdida de variabilidad genética, incremento de las mutaciones, etc.)
- estocasticidad o incertidumbre ambiental, causada por enfermedades, por variaciones impredecibles en el clima, en los recursos alimenticios, en las poblaciones de competidores, depredadores y parásitos, etc.
- catástrofes naturales, como incendios, inundaciones o terremotos.

En este contexto, el concepto de población mínima viable (MVP, *minimum viable population*) (Shaffer 1981; Gilpin y Soulé 1986), es un estimador del número mínimo de individuos de una población aislada que tiene máximas probabilidades de sobrevivir a largo plazo, dada su capacidad de evitar o superar posibles factores negativos que pueden conducir a la especie a la extinción (estocasticidad demográfica, ambiental y genética y catástrofes naturales). Complementariamente, el concepto de hábitat mínimo viable (MVH, *minimum viable habitat*) se refiere a la superficie mínima de hábitat aislado que necesita la población para sobrevivir, es decir, el área que requiere la población mínima viable para mantenerse (Whittaker 1998; Brook 2003). Estos conceptos son de aplicación para poblaciones que habitan áreas más o menos discretas y que no tienen contacto con otras manchas y poblaciones, como por ejemplo una cordillera montañosa rodeada de valles humanizados para una población de un gran mamífero o una charca aislada para un anfibio.

3.2.2.2. Incidencia añadida de la división del hábitat en fragmentos

Más allá de la reducción del tamaño de una mancha de hábitat preexistente, ésta puede quedar dividida en varios fragmentos, de forma que a la reducción de superficie total de hábitat se le suma la discontinuidad del mismo en el espacio. Las poblaciones afectadas no sólo tendrán menos hábitat disponible, sino que además tendrán que atravesar espacios transformados para moverse de un fragmento a otro. En este contexto de fragmentos de hábitat resultantes de la división de una mancha continua preexistente, la cual consideramos teóricamente aislada, el concepto de población dependerá de la capacidad de desplazamiento de los organismos a través del espacio que separa los fragmentos.

Tendencia a la subdivisión de las poblaciones y a la pérdida de capacidad de dispersión de los individuos

Si los efectivos de una especie que habitan el conjunto de parches separados presentan altas tasas de desplazamiento, siguen formando una población.

En cambio, si la permeabilidad de los espacios que rodean los fragmentos al flujo de los individuos disminuye de tal manera que éstos presentan tasas medias o bajas de dispersión, puede decirse que la población tiende a dividirse en varias subpoblaciones. En esta línea, los organismos pueden distribuirse en un conjunto de poblaciones locales que habitan en los fragmentos y que mantienen un cierto intercambio de individuos entre sí. Este modelo de distribución y de relaciones dio lugar al concepto de metapoblaciones, introducido por Levins en 1970.

Por último, si el flujo de organismos entre los fragmentos es muy bajo o nulo, cada parche contiene una población distinta.

En un paisaje fragmentado el grado de aislamiento poblacional de cada especie afectada es diferente y particular, ya que está determinado por la distancia que existe entre los fragmentos que habita, por el tipo de hábitat artificial que separa dichos fragmentos y por la capacidad de dispersión o de movimiento de la especie en cuestión.

En definitiva, una disminución de la interconexión entre los fragmentos, separados por espacios transformados por las actividades antrópicas, provoca que los parches tiendan a funcionar como "islas biológicas" para aquellas especies faunísticas con dificultades para atravesar dichos espacios. La disminución de la permeabilidad de los espacios transformados a los flujos biológicos puede deberse al aumento de la distancia entre fragmentos, a una más severa transformación de dichos espacios o a una combinación de ambos.

De esta forma, los fragmentos quedan habitados por poblaciones locales de fauna con tendencia a tener un cada vez más escaso intercambio de individuos entre sí, pudiendo en último término llegar a ser nulo. Además, una creciente separación entre los fragmentos se traduce en un empequeñecimiento de los mismos, por lo que las poblaciones locales que contienen tenderán a decrecer en número de efectivos.

La disminución de la capacidad de movimiento de los organismos a través del territorio derivada de la pérdida de interconexión del hábitat tiene severos efectos sobre la dinámica de las poblaciones locales que ocupan los fragmentos. Reducción del intercambio genético entre las mismas, mayor dificultad para suplementar núcleos poblacionales en regresión y menor capacidad para colonizar nuevos hábitats son algunos de ellos.

La Teoría de Metapoblaciones (Opdam 1991, Hanski y Gilpin 1997, Hanski 1999) se aproxima al estudio de la dinámica de poblaciones subdivididas. Numerosas especies se distribuyen en grupos de pequeñas poblaciones locales que habitan manchas de hábitat separadas e interactúan a través de individuos que se mueven entre ellas. Estas poblaciones locales interactuantes forman en su conjunto una metapoblación. Si bien las poblaciones locales son por su pequeño tamaño propensas a la extinción, la metapoblación persiste en base a un equilibrio entre extinciones locales y recolonizaciones de parches.

Sin embargo, si el intercambio de individuos disminuye, también lo hacen las tasas de colonización y las pequeñas poblaciones locales van quedando aisladas. Entonces, las poblaciones locales, que por su pequeño tamaño eran de por sí tendentes a la extinción, ven aumentada esta tendencia debido a su aislamiento. El escaso o nulo intercambio genético con otras poblaciones locales, la gran dificultad para ser suplementadas por individuos de otra población o la práctica imposibilidad para colonizar nuevos hábitats hacen que estas poblaciones pequeñas y aisladas sean muy vulnerables. Cualquier acontecimiento natural inesperado o fuera de la normalidad puede llevar a la extinción local del taxón.

Por todo ello, el aumento de la vulnerabilidad de las poblaciones fragmentadas, afectadas por la reducción demográfica y el aislamiento genético, tiene como consecuencia última que se desencadenen procesos de extinción de especies, ya sea a escala local, regional o global. La incidencia de todo tipo de perturbaciones sobre estas poblaciones pequeñas y genéticamente mal dotadas, acelera los procesos de extinción.

Tendencia a la inviabilidad genética de las poblaciones

Como factor de extinción notablemente fomentado por la fragmentación del hábitat cabe destacar la estocasticidad genética. Fruto de la consanguinidad y de la

deriva genética en poblaciones pequeñas y aisladas, la pérdida de variabilidad genética de la población puede impedir a ésta adaptarse y responder a cambios del medio o superar problemas con los que ya se había enfrentado eficazmente en el pasado.

Así, como consecuencia del alto grado de apareamientos entre individuos emparentados (cruzamientos consanguíneos) en las poblaciones pequeñas y aisladas, se modifican las frecuencias génica, genotípica y fenotípica. El problema que plantea la endogamia o consanguinidad en la población es que alelos recesivos deletéreos pueden alcanzar altas concentraciones y manifestarse en muchos de los individuos de la misma, produciendo una disminución de la adaptación y del rendimiento biológico.

Además de la consanguinidad o endogamia, la deriva genética es otro problema genético que afecta a poblaciones pequeñas y consiste en la pérdida aleatoria de variabilidad genética. Cuando el número de efectivos es reducido, crece la probabilidad de que algunos alelos se pierdan porque ninguno de los individuos que lo poseen lo transmite a la descendencia.

3.3.3. Efecto barrera y mortalidad por infraestructuras

Un caso particular dentro de los efectos de la fragmentación de hábitats sobre la fauna silvestre lo constituyen ciertas infraestructuras que pueden actuar como filtros o barreras al desplazamiento de la fauna, así como favorecer altas tasas de mortalidad. Si bien en general la destrucción del hábitat que conllevan estas infraestructuras no tiene, en comparación con otros usos del suelo, gran importancia en superficie, la compartimentación del territorio que provocan y el aumento de vulnerabilidad de la fauna ante los peligros físicos que introducen afectan considerablemente a las poblaciones de numerosos animales silvestres.

3.3.3.1. Infraestructuras lineales

Como se ha indicado en el apartado 2.1.8., las infraestructuras lineales ocasionan graves impactos negativos sobre la fauna. Dentro de las infraestructuras lineales, destacan por la importancia de sus efectos sobre la fauna las vías de transporte terrestre.

En primer lugar, la densidad de infraestructuras viarias es un indicador de la antropización del territorio. Diversos taxones (en especial de grandes mamíferos) requieren áreas con baja o muy baja densidad de las mismas para poder asentar sus poblaciones, de forma que a menudo la construcción de carreteras supone la pérdida de hábitats adecuados para ellos. Por ejemplo, el hábitat del oso pardo (*Ursus arctos*) se ve gravemente perjudicado por la construcción de carreteras y la apertura de pistas forestales en la Cordillera Cantábrica (Clevenger *et al.* 1997), al igual que el lobo gris (*Canis lupus*) selecciona su hábitat dentro de un rango de bajas densidades de

infraestructuras viarias en Norteamérica (Thiel 1985, Jensen *et al.* 1986; Mech *et al.* 1988, Weaver *et al.* 1996, Mladenoff *et al.* 1997).

El efecto barrera de las infraestructuras lineales sobre ciertas especies de fauna silvestre se produce al dificultar el paso de éstas a modo de filtro o barrera local. El efecto barrera disminuye el intercambio de individuos a ambos lados de la infraestructura y aumenta el aislamiento de las poblaciones (Velasco *et al.* 1995, Rodríguez y Crema 2000).

La importancia del efecto barrera que ejerce una infraestructura sobre la fauna depende tanto de las características físicas de la vía como de las pautas de comportamiento de las especies (Rosell y Velasco 1999).

En general, las autopistas y las líneas de tren de alta velocidad son las barreras físicas más importantes, dada la existencia de una valla perimetral a ambos lados de dichas infraestructuras.

Por ejemplo, la autopista A-8 y las autovías N-1 y N-622 han frenado la expansión del corzo (*Capreolus capreolus*) desde el norte de Burgos hacia el este (Fernández 1999), de forma que la velocidad de dispersión de la especie hasta los valles situados al oeste de dichas infraestructuras (situados en Álava oriental y Bizkaia suroriental) ha diferido en gran medida de la que se ha desarrollado al este de las mismas. El paso significativo de individuos a través de estas barreras no ha tenido lugar hasta que se han alcanzado poblaciones aceptables en la vertiente oeste de las vías (Markina 2000). Tras la práctica desaparición del corzo en el territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco a finales del siglo XIX (Reija *et al.* 1991), la recolonización del área desde los núcleos de distribución de la Cordillera Cantábrica y Pirineos, a través del norte de Burgos por el este y del norte de Navarra por el oeste respectivamente, podría llegar a unir ambos núcleos que se han visto aisladas durante varias décadas. Dejando a un lado los patrones no naturales de distribución de la especie motivados por repoblaciones realizadas con fines fundamentalmente cinegéticos en divesos puntos del País Vasco, el efecto barrera de las infraestructuras lineales menos permeables resulta clave en la ralentización de la reocupación del espacio.

Por otra parte, en cuanto a las carreteras no segregadas, cuanto más ancha es la vía y más tráfico soporta, el efecto barrera es potencialmente más intenso.

En cuanto al comportamiento animal, la existencia de una franja de terreno con sustrato artificial, desprovista de vegetación y transitada por vehículos que actúan como fuente de luz y ruido, puede tener un efecto etológico sobre algunas especies, por ejemplo de micromamíferos, que evitan cruzarla y tienen así a ver aisladas sus poblaciones (Mader 1984). Otras especies utilizan todo tipo de drenajes y otras

estructuras transversales para atravesar la vía, por ejemplo mesomamíferos (Yanes y Suárez 1995), mientras las de mayor capacidad tienden a cruzar la misma incluso en situaciones de tráfico intenso, con el consiguiente riesgo de atropello.

En cuanto a la mortalidad de fauna silvestre asociada a infraestructuras lineales, ésta se produce por diversas causas, tales como el atropello en carreteras (PMVC-CODA 1993) y vías de ferrocarril (SCV 1996), la caída en canales (Ramos 1992; Arranz 1994, Pedraza 2002) y, en el caso de ciertas especies de avifauna, la electrocución en tendidos eléctricos (Ferrer *et al.* 1993) y el impacto con alineaciones de aerogeneradores (de Lucas *et al.* 2002).

No se deben olvidar otros factores que aumentan la mortalidad inducidos por aspectos relacionados con infraestructuras lineales. Por ejemplo, el caribú forestal (*Rangifer tarandus caribou*) sufre mayores tasas de predación por los lobos (*Canis lupus*) en zonas próximas a los corredores lineales devegetados (gasoductos, etc.) que existen en los bosques boreales de la zona nororiental de Alberta (Canadá), dada la mayor rapidez de acceso del depredador a su presa (James 1999).

La mortalidad por atropello constituye un problema de gran importancia a escala global, ya que supone la pérdida de un enorme número de individuos de poblaciones de fauna silvestre, llegando a constituir una de las principales amenazas para la conservación de no pocas especies. Por ejemplo, la mortalidad por atropello es un factor crítico en la dinámica poblacional del lince ibérico (*Lynx pardinus*), especie en grave peligro de extinción (Ferrerías 1993).

La probabilidad de atropello de animales en vías de transporte depende en gran medida de su comportamiento respecto al eje viario. No obstante, el tipo de hábitat circundante y su fauna asociada, la mayor o menor accesibilidad por tierra a la vía por presencia o ausencia de valla perimetral, así como la intensidad y distribución nocturna del tráfico, resultan determinantes en las tasas de mortalidad total asociadas a cada infraestructura viaria.

Existen puntos de mayores tasas de mortalidad relativa por atropello, que corresponden a tramos que interceptan zonas de desplazamiento habitual de los animales, especialmente carnívoros, ungulados, y reptiles. Un impacto especialmente masivo se deriva de las tasas de mortalidad de anfibios en primavera, allí donde el trazado de una carretera intercepta las rutas de migración entre sus hábitats terrestres y los puntos de agua donde se reproducen (Rosell y Velasco 1999; López García 2001). Su probabilidad de atropello es muy elevada, por carecer de efecto etológico de disuasión a cruzar la calzada y por la lentitud del desplazamiento.

Otras especies fuertemente afectadas por los atropellos son las que buscan alimento en las márgenes de la carreteras o en los animales muertos que yacen en la

calzada. La lechuza (*Tyto alba*) presenta notables tasas de mortalidad (Fajardo 1990, Illana y Paniagua 1998), por esta razón, al igual que el zorro (*Vulpes vulpes*), la urraca (*Pica pica*) y el milano negro (*Falco tinnunculus*), entre otros. Asimismo las serpientes muestran un gran incremento de la mortalidad en otoño, ya que utilizan, preferente en esta estación, el asfalto para calentarse.

3.3.3.2. Presas y azudes en cauces fluviales

Como se ha citado en el apartado 2.1.5., la construcción de presas y azudes en la red fluvial fragmenta de forma severa el hábitat de los organismos acuáticos ligados a los cauces, especialmente de la fauna piscícola, de forma que dichas infraestructuras actúan como barreras al desplazamiento.

Las tasas de mortalidad asociadas a estas barreras locales se relacionan con el paso de los peces por las turbinas de generación hidroeléctrica, que puede llegar a ser del 90% de los individuos (Larinier 2000), y a la sobrepesca favorecida por la construcción de embalses.

Las especies piscícolas más afectadas por el efecto barrera de las presas son las migradoras diadromas, que realizan desplazamientos entre el mar y los cursos fluviales por razones reproductivas. Entre éstas destacan por su grado de afección negativa las especies anadromas, que crían en los cursos fluviales y desarrollan su etapa de crecimiento en el mar, de forma que necesitan ascender a sus frezaderos en la madurez para reproducirse. Las especies catadromas, en cambio, se reproducen en el mar y crecen en los cursos fluviales, de forma que si bien ciertas presas no les impiden descender a sus lugares de cría, su efecto barrera en sentido ascendente restringe notablemente su área vital. Este es el caso de las anguilas (*Anguilla anguilla*), especie cuya área de distribución en la Península Ibérica se ha reducido a una franja costera que supone menos del 20 % del área que ocupaba a principios del siglo XX (Prenda *et al.* 2003).

En general, la fuerte regresión que han sufrido las especies diadromas ibéricas se ha debido en gran medida a la proliferación de presas en el último siglo (Doadrio *et al.* 1991). Dos de estas especies ibéricas, la lamprea de río (*Lampetra fluviatilis*) y el esturión común o sollo (*Accipenser sturio*), ambas anadromas, se consideran extintas en la Península Ibérica.

Existen diversos casos documentados de dinámicas regresivas sufridas por especies piscícolas debido, entre otras cuestiones, a la construcción de presas y azudes. Por ejemplo, en el río Guadalquivir a raíz de construcción de una presa hidroeléctrica en Alcalá el Río (Sevilla) en 1931, especies anadromas como el sábalo (*Alosa alosa*), la saboga (*Alosa fallax*) y la lamprea marina (*Petromyzon marinus*) desaparecieron del curso medio, mientras el esturión o sollo (*Accipenser sturio*) se extinguió por completo tras varias décadas de regresión poblacional (Granado-

Lorencio 1991; García- González y Utrilla 2002). *Accipenser sturio* es una especie emblemática que habitaba los ríos europeos al oeste de los Urales. Actualmente sólo existe una población documentada en la cuenca del río Garona (Francia) en precario estado de conservación (Gasent *et al.* 2001).

En los ríos de Gipuzkoa especies anadromas como el salmón (*Salmo salar*), el reo o trucha de mar (*Salmo trutta trutta*) y el sábalo (*Alosa alosa*), y catadromas como la anguila (*Anguilla anguilla*) vieron, como consecuencia de la contaminación de las aguas y la construcción de numerosas presas con alturas superiores a medio metro, gravemente disminuidas sus poblaciones o desaparecieron a mediados del siglo XX (Pérez 2001, Masmar 2003).

Ademas de los peces diadromos, especies potamodromas o dulceacuícolas estrictas que realizan desplazamientos de menor entidad a lo largo de los cursos fluviales se ven afectadas por las barreras al movimiento que introducen presas y azudes. Las comunidades de peces quedan aisladas en tramos inconexos y las pequeñas poblaciones que presentan son muy vulnerables a cualquier impacto, de forma que tienden a la extinción local.

El efecto barrera de las presas y azudes sobre los peces depende de la capacidad de franqueo de la especie, de las características de la infraestructura (altura, geometría) y del régimen de caudales que circula a través de ésta (Alonso 2001).

Si bien existen diversos factores que condicionan estos parámetros, se considera que las presas de una altura superior a medio metro pueden afectar significativamente a la migración de los salmónidos anadromos (salmones y truchas de mar) hacia sus frezaderos, mientras en el caso de las anguilas, que superan los obstáculos reptando por sustrato húmedo, barreras de 15 centímetros pueden bloquear su ascensión por el río (Larinier 1992; Legault 1993).

Además de los peces, otros organismos pueden ver dificultados sus desplazamientos por las presas, como mamíferos acuáticos. La comunidad de macroinvertebrados ligada al cauce y los procesos de transporte de material se ven asimismo notablemente perturbados.

El desmán ibérico (*Galemys pyrenaicus*) apenas puede desplazarse por el medio terrestre, de forma que las presas suponen obstáculos infranqueables (Lores 1999) y las poblaciones fragmentadas resultantes son muy vulnerables. La nutria (*Lutra lutra*) posee capacidad de desplazamiento entre diferentes cauces y cuencas a través de hábitats con condiciones adecuadas, si bien las presas situadas en valles cerrados y las de grandes dimensiones causan un importante efecto barrera en este mustélido. Ruiz-Olmo y Delibes (1998) estudiaron entre 1984 y 1996 la ubicación de los grandes embalses de las cuencas que vierten al Mediterráneo respecto a la

información de los sondeos realizados para la nutria, concluyendo que la mayor parte de los embalses coincide con el límite de distribución de la especie. Además, diversas poblaciones de nutria que quedaron aisladas tras la construcción de un embalse se extinguieron en el periodo de estudio.

II. BASES PARA LA BÚSQUEDA DE SOLUCIONES INTEGRADAS

4. CONEXIONES ECOLÓGICAS Y CONECTIVIDAD FUNCIONAL DEL TERRITORIO

SUMARIO

4.1. EL CONCEPTO DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS	61
4.1.1. Los corredores como elementos discretos de conexión de hábitats	61
4.1.2. La conectividad como atributo global del paisaje.....	63
4.1.3. Las conexiones ecológicas como elementos de integración.....	63
4.2. CONFIGURACIONES ESPACIALES QUE FAVORECEN LA CONECTIVIDAD. TIPOS DE CONEXIONES	64
4.2.1. Corredores de hábitat	64
4.2.2. <i>Stepping stones</i> o puntos de paso	65
4.2.3. Mosaicos de hábitats	66

Por conexiones ecológicas entendemos genéricamente aquellas estructuras y configuraciones paisajísticas que fomentan la conectividad funcional del territorio. Por ello, la conservación y restauración de las mismas es clave de cara a prevenir y mitigar la fragmentación de los hábitats y sus consecuencias derivadas. En primer lugar conviene explicar el origen y las connotaciones de este término de conexiones ecológicas.

4.1. EL CONCEPTO DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS

4.1.1. Los corredores como elementos discretos de conexión de hábitats

Una de las primeras propuestas derivadas de los estudios de fragmentación de hábitats argumentaba que los fragmentos que están unidos por corredores de un hábitat similar tienen un mayor valor para la conservación que los fragmentos de igual tamaño que se encuentran aislados. Así, los corredores podrían suponer el incremento de las probabilidades de supervivencia de la población fragmentada, permitiendo el continuo movimiento de individuos entre las manchas. Esta capacidad de desplazamiento permitiría reducir las probabilidades de desaparición de la especie, incrementando la (re)colonización de manchas vacías y fomentando el intercambio genético entre individuos de diferentes subpoblaciones.

Consecuentemente, se apuntaba a la necesidad de conservar y restaurar corredores de hábitat continuos que conecten núcleos de hábitat a diferentes escalas (desde reservas naturales hasta pequeños bosquetes) de cara a prevenir y corregir los impactos negativos de los procesos de fragmentación.

En la Ecología del Paisaje el papel conector de los corredores sobre las manchas es un aspecto de gran importancia que se puede estudiar desde distintos puntos de vista. Aplicado a la conservación de poblaciones silvestres, la cuestión de cómo conectar fragmentos de hábitat separados en el espacio mediante estructuras paisajísticas lineales para que la fauna pueda desplazarse de un fragmento a otro ha dado lugar a numerosas investigaciones.

Las definiciones del concepto corredor que han utilizado los diferentes autores han confundido a menudo la forma y la función, siendo necesaria una homogeneización de criterios. En un intento de clarificar el significado de dicho concepto, Rosenberg (1997) postula que un corredor es un elemento lineal del paisaje que proporciona movimiento entre manchas de hábitat, pero no necesariamente sirve como lugar de reproducción. Por tanto, no todos los requerimientos ecológicos del ciclo vital de una especie pueden ser cubiertos en un corredor. La diferencia entre un corredor y un hábitat para una especie es que éste le proporciona todos aquellos requerimientos para la supervivencia, la reproducción y el movimiento, estando formado por una o varias manchas.

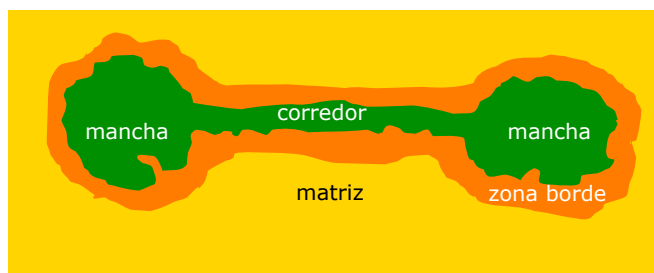


Figura 5. Estructura esquematizada de un corredor lineal que conecta dos manchas de hábitat. Modificado de Rosenberg *et al.* (1997)

Como resultado del interés creado entre los investigadores y gestores por los corredores como elementos paisajísticos que permiten la dispersión de individuos y el intercambio genético, se han acuñado diversos términos para referirse a ellos: “corredores ecológicos”, “corredores verdes”, “corredores biológicos”, “corredores de fauna”, “corredores de dispersión”, etc. En cambio, el término de “vías verdes” tiene un significado diferente, ya que se refiere principalmente a espacios lineales para el paseo y esparcimiento humano en el medio natural, rural o periurbano.

El valor de los corredores como elementos de conexión de hábitats para la fauna está siendo ampliamente debatido e investigado, en base a numerosas experiencias científicas. No obstante, éstas se han realizado casi siempre con pequeñas poblaciones de aves o de micromamíferos, dentro de un ámbito territorial reducido. Los resultados experimentales obtenidos en ciertas experiencias han resultado a veces contradictorios entre sí, de forma que éstos carecen de un valor científico relevante.

Hay que tener en cuenta que la obtención de resultados significativos en estas investigaciones requiere del seguimiento de las poblaciones objeto de estudio durante largos periodos de tiempo, lo cual resulta dificultoso. En esta línea, la obtención de resultados experimentales en escalas mayores (regionales o nacionales) sólo puede producirse con el paso de varias décadas.

Aún se tiene un conocimiento limitado sobre aspectos básicos como la escala de movimiento de muchas especies, sus requerimientos de hábitat, los factores que pueden facilitar o dificultar sus movimientos a través de hábitats de diferente calidad, el papel que los corredores pueden tener en la conservación de poblaciones y comunidades de plantas, etc. Sin embargo, aún en nuestro desconocimiento, la idea de contar con corredores ecológicos nos parece más acertada que la de no desarrollarlos.

4.1.2. La conectividad como atributo global del paisaje

Si bien en un principio la atención de los investigadores y planificadores se centró en el papel de los corredores como elementos de conexión entre hábitats, actualmente es asumido que las estructuras lineales y continuas no son las únicas configuraciones de hábitat que favorecen los desplazamientos de los organismos silvestres a través del paisaje fragmentado. Adoptaríamos un enfoque reduccionista si basáramos la conservación de los flujos biológicos a través del paisaje en las estructuras lineales y continuas que poseen los corredores.

Por ello, a preguntas que ya se hacían los científicos y planificadores como qué longitud máxima, anchura mínima o calidad de hábitat ha de tener un corredor para permitir el desplazamiento de una especie determinada entre dos manchas de hábitat, se añaden otras no menos trascendentes como qué patrones paisajísticos son más eficaces para garantizar la continuidad de los flujos biológicos de una especie a través del territorio.

Teniendo en cuenta que un mismo elemento paisajístico puede actuar como corredor para una especie y como barrera para otra y, del mismo modo, un patrón paisajístico ser permeable al desplazamiento de una especie e impermeable al de otra, la planificación del territorio depende en este sentido del tipo de especies cuyas poblaciones y hábitats se pretendan conectar.

Así, la conectividad se presenta como un atributo del paisaje que se refiere a la permeabilidad que éste presenta a los flujos biológicos y ecológicos. Por ello la conectividad del territorio es lo que va a centrar nuestra atención, dado que diversos patrones paisajísticos y configuraciones de hábitats pueden hacer que la misma aumente o se mantenga, y no sólo los corredores lineales de hábitat.

4.1.3. Las conexiones ecológicas como elementos de integración

Los movimientos de los animales y la dispersión de las plantas están influenciados por el patrón espacial y la composición de los diferentes hábitats. En este contexto, hablamos de conexiones ecológicas para referirnos genéricamente a todas aquellas configuraciones de hábitat, no necesariamente lineales ni continuas, que favorecen la continuidad de los flujos biológicos a través del paisaje. Igual significado que el concepto de conexiones ecológicas tiene el sinónimo vínculos en el paisaje, en inglés *linkages in the landscape* (Bennett 1999).

Los vínculos están constituidos por zonas de interés conector entre hábitats de interés natural y pueden darse a muy diferentes escalas espaciales. La estructura y funcionalidad de estos espacios de interés conector pueden ser diversas como se explica a continuación.

4.2. CONFIGURACIONES ESPACIALES QUE FAVORECEN LA CONECTIVIDAD. TIPOS DE CONEXIONES

En una primera aproximación a la estructura y función de los elementos paisajísticos que pueden actuar como conexiones ecológicas en el paisaje, podemos dividirlos en tres tipos: corredores de hábitat, puntos de paso formados por manchas de hábitat separadas entre sí (en inglés se denominan *stepping stones*) y mosaicos de hábitats.

4.2.1. Corredores de hábitat

Referidos a los movimientos de los organismos silvestres, los corredores de hábitat vinculan áreas de interés natural a través de una matriz paisajística que les es inhóspita mediante una estructura continua o casi continua de hábitat adecuado para el paso de la especie en cuestión.

La dimensiones y estructura del corredor y su ubicación en el contexto del paisaje condicionan la función conectiva que puede llevar a cabo. Al mismo tiempo, la eficacia de los corredores como conexiones ecológicas depende de la especie cuyo desplazamiento se pretenda asistir o del proceso ecológico cuya continuidad se busque garantizar.

Las situaciones en las que los corredores de hábitat presentan mayores posibilidades de ser efectivos y funcionar por tanto como verdaderas conexiones ecológicas son diversas.

Cuando gran parte del paisaje es más o menos intensamente transformado, la presencia de corredores de hábitat preexistente juega un importante papel en el mantenimiento de los flujos biológicos de aquellas otras especies nativas que subsisten a la reducción y fragmentación de dicho hábitat.

Debido a su menor capacidad de atravesar espacios degradados, los organismos especialistas que dependen de la presencia de hábitats poco alterados son asimismo susceptibles de verse asistidos en sus desplazamientos por los corredores. Estos organismos perciben el paisaje como una sucesión de fragmentos de hábitat adecuado dentro de los cuales ha de desarrollar todas las funciones de su ciclo vital.

Por otro lado, una situación específica susceptible de ser resuelta por la presencia de corredores se produce cuando se crea una barrera lineal que fragmenta localmente el hábitat. La presencia de corredores que atraviesen la barrera lineal permite la permeabilización de ésta a los desplazamientos de la fauna no voladora y la conexión física del hábitat situado en ambas vertientes de la misma.

Asimismo existen procesos ecológicos que requieren de estructuras continuas de hábitat para que se desarrolle eficazmente su función. Por ejemplo el papel que juega la vegetación de ribera en la sedimentación de elementos en suspensión en el cauce del río o el de los setos en la disminución de la velocidad del viento incidente sobre las tierras agrícolas son muestra de ello.

La escala espacial de las conexiones ecológicas ejercidas por los corredores es muy diversa, ya que existen diferentes estructuras lineales y continuas que vinculan fragmentos de hábitat a escala local, regional y continental.

En la escala local, estructuras lineales como setos, muros de piedra, riberas de arroyos y ríos, corredores de bosque y pasos para la fauna a través de infraestructuras lineales pueden ejercer una importante función conectora entre fragmentos de hábitat y fomentar así la permeabilidad ecológica del entorno.

En ámbitos territoriales mayores las configuraciones lineales de hábitat de interés conector corresponden a riberas de grandes ríos y cadenas montañosas en buen estado de conservación.

4.2.2. *Stepping stones* o puntos de paso

En el contexto paisajístico, cadenas de fragmentos de hábitat dispersos pueden ejercer una importante función conectora al constituir puntos de paso entre manchas mayores de hábitat para las poblaciones silvestres que las habitan. Las especies potencialmente beneficiarias de estas configuraciones de hábitat son aquellas capaces de realizar ciertos desplazamientos a través de espacios más o menos degradados.

Cabe destacar que en el caso de numerosas especies de aves el papel ejercido por este tipo de conexiones es muy importante, dada la capacidad de éstas para atravesar volando ciertas distancias que separan los parches de hábitat dispersos en el territorio.

Este tipo de configuraciones de hábitat que denominamos puntos de paso o *stepping stones* pueden originarse a partir de la fragmentación de un corredor de hábitat, de forma que los fragmentos se comporten como una cadena funcionalmente íntegra a pesar de la discontinuidad espacial de sus elementos. En otros casos los puntos de paso están formados por elementos distantes entre sí en origen, como por ejemplo zonas húmedas dispersas en el paisaje.

En la escala local las conexiones ecológicas sustentadas en manchas de hábitat separadas en el espacio están constituidas por cadenas de diversos elementos paisajísticos, como rodales de vegetación herbácea o arbustiva, bosquetes y árboles

dispersos, pequeños estanques y puntos de agua, fragmentos de setos y riberas, parques inmersos en núcleos urbanos, etc.

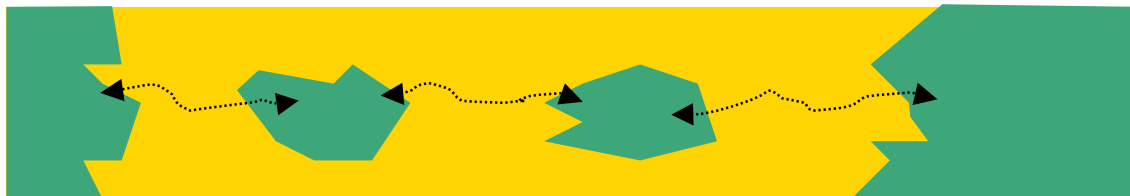


Figura 6. Movimientos a través del paisaje asistidos por puntos de paso. Modificado de Bennett (1999).

En escalas regionales e interregionales, en cambio, estas configuraciones de interés conector las constituyen cadenas de elementos discretos como bosques inmersos en paisajes agrícolas, hábitats de montaña de zonas elevadas inmersas en tierras bajas, zonas húmedas costeras y continentales, e incluso islotes en un archipiélago de islas.

4.2.3. Mosaicos de hábitats

Los mosaicos paisajísticos que poseen potencial como áreas de interés conector están en general constituidos por una serie de hábitats naturales y seminaturales que en su conjunto mantienen una elevada permeabilidad biológica. Así, diversos organismos silvestres se desplazan a través del mosaico paisajístico en base a una relativa tolerancia a los diferentes hábitats que lo componen. Por tanto, estos mosaicos permeables no pertenecen a la tipología de paisajes fragmentados, en los cuales la heterogeneidad espacial que presentan incide negativamente sobre la conectividad funcional de los mismos.

Otra característica de los mosaicos que actúan como conexiones ecológicas es que los bordes entre las diferentes unidades de hábitat son graduales. El mosaico no inhibe los desplazamientos de los organismos al desarrollarse en gran parte del mismo hábitats naturales y seminaturales. Estos últimos son producto de usos sostenibles del suelo como la agricultura, la ganadería o la explotación forestal extensivas.

La presencia de mosaicos de hábitats permeables es especialmente interesante para aquellas especies ligadas a hábitats naturales en buen estado de conservación que presentan cierta tolerancia a hábitats seminaturales y que tienen grandes áreas de campeo.

Asimismo los mosaicos cumplen una función importante para aquellas especies multihábitat que requieren de recursos de diferentes unidades del mosaico. En este

caso la función que ejercen los mosaicos no es únicamente la de permitir la conexión entre manchas distantes de un tipo específico hábitat, sino que pueden llegar a constituir el dominio vital de la especie en su integridad.

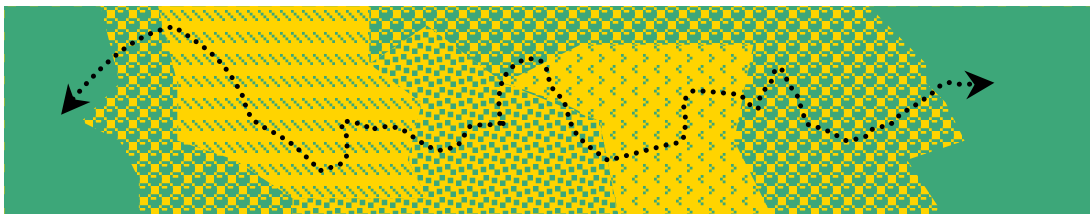


Figura 7. Mosaico de hábitats permeable al desplazamiento de un organismo que se desplaza por tierra. Modificado de Bennett (1999).

5. EL PAPEL DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

SUMARIO

5.1. TIPOS DE MOVIMIENTOS ASISTIDOS POR LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS	71
5.1.1. Movimientos cotidianos dentro del área de campeo.....	71
5.1.2. Movimientos migratorios	72
5.1.3. Movimientos de dispersión	72
5.1.4. Cambios del área de distribución	74
5.2. FUNCIONES Y EFECTOS POTENCIALES DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS EN EL TERRITORIO	75
5.2.1. Funciones	75
Conducto	75
Filtro o barrera	76
Hábitat	76
Fuente.....	77
Sumidero	77
5.2.2. Efectos beneficiosos	77
5.2.3. Efectos perjudiciales.....	78
5.3. EVIDENCIAS SOBRE EL VALOR Y LA EFICACIA DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS PARA LA CONSERVACIÓN.....	79
5.3.1. ¿Favorecen las conexiones los movimientos de la fauna no generalista a través de paisajes fragmentados?	81
5.3.2. ¿Facilitan las conexiones la dispersión de las plantas en paisajes fragmentados?.....	82
5.3.3. ¿Introducen las conexiones efectos negativos sobre las especies sensibles que se desplazan a través de ellas?	83
5.3.4. Conclusiones	84

5.1. TIPOS DE MOVIMIENTOS ASISTIDOS POR LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS

Siendo la principal función de las conexiones ecológicas favorecer los desplazamientos de los organismos silvestres a través de paisajes fragmentados, diferenciamos los distintos tipos de movimientos cuya fluidez pretende ser facilitada por las mismas. Hay que tener en cuenta que el dominio vital de los individuos de una especie depende en la práctica de la calidad del hábitat, de la oferta de alimento y de la densidad de población, de forma que si bien la capacidad de desplazamiento es una característica de la biología de las especies, la movilidad de los organismos en el paisaje se ve influenciada por factores diversos.

5.1.1. Movimientos dentro del área de campeo

La utilización de conexiones ecológicas por especies de fauna silvestre para realizar movimientos regulares corresponde en general a desplazamientos en busca de alimento desde sus lugares de cría o refugio a otros hábitats separados de los anteriores por espacios transformados.

Por ejemplo, las aves en la época de cría se desplazan desde los nidos a hábitats próximos para buscar alimento con qué nutrirse y alimentar a las crías. La distancia desde el lugar de cría a los espacios con recursos alimenticios y la presencia de estructuras de hábitat por los que efectuar los desplazamientos entre ambos son factores críticos para la elección del lugar de nidificación de diversas especies de aves, afectando directamente al estado de conservación de las mismas.

Asimismo diversas especies se desplazan por diferentes hábitats y elementos paisajísticos en el transcurso de un día para satisfacer el conjunto de sus requerimientos diarios (alimentación, puntos de agua, refugio y descanso, etc.)

El nomadismo se refiere a intervalos temporales más amplios y consiste en desplazamientos no cotidianos, imprevisibles y ocasionales debidos a variaciones en factores climáticos o en la disponibilidad de alimentos u otros recursos. Las especies nómadas cuyos recursos alimenticios varían de una manera relativamente impredecible se desplazan de manera más aleatoria pero también pueden usar conexiones ecológicas para acceder a los territorios de destino. Destacan en este sentido las conexiones valle-montaña, utilizadas por ejemplo por los ungulados silvestres en invierno ante grandes nevadas.

5.1.2. Movimientos migratorios

Los movimientos faunísticos estacionales se deben a cambios ambientales a los que la especie se adapta desplazándose entre diferentes lugares en el transcurso de su ciclo anual.

Los desplazamientos migratorios los realizan gran número especies de diversos grupos zoológicos, destacando las aves y los peces. Típicamente consta de cuatro fases: reproducción, migración postnupcial, etapa de reposo y migración prenupcial.

La migración puede producirse entre espacios con hábitats similares o entre diferentes hábitats, dependiendo de la especie. Los desplazamientos estacionales entre hábitats de distintas características los realizan especies mutihábitat que utilizan diferentes elementos paisajísticos en el transcurso de su ciclo anual.

La escala espacial de los movimientos migratorios es muy variable según la especie, abarcando desde distancias inferiores a un kilómetro entre distintos tipos de vegetación o zonas altitudinales hasta distancias de miles de kilómetros entre los hemisferios norte y sur.

Muchas de las especies migradoras no requieren corredores continuos de hábitat para desplazarse. Sin embargo, los puntos de descanso y refugio durante la migración son elementos clave para su supervivencia, máxime teniendo en cuenta que muchas especies suelen seguir rutas bien predeterminadas en sus desplazamientos migratorios.

5.1.3. Movimientos de dispersión

La dispersión natal o juvenil de los animales silvestres se produce al desplazarse individuos juveniles o subadultos (es decir, en etapa prerreproductiva) desde su lugar de nacimiento, en busca de nuevos territorios adecuados donde establecerse o intentar su primer episodio reproductor (Greenwood y Harvey 1982). Entre las causas últimas de la dispersión, la necesidad de evitar la endogamia y la competencia por los recursos son las más barajadas (Greenwood *et al.* 1979; Dobson y Jones 1985; Johnson y Gaines 1990).

Existe además además un tipo menos estudiado de dispersión en la etapa adulta asociado a la búsqueda sucesiva de lugares de cría adecuados donde intentar la cría (dispersión reproductora) (Divoky y Horton 1995; Wiklund 1995; Waser 1996; Olsson y Shine 2003). Así, existen evidencias en un amplio grupo de vertebrados de que individuos adultos cambian de territorio tras ocupar hábitats de escasa calidad, tras fracasar la cría o al producirse la pérdida de individuos con los que aparearse (p.ej. Nager *et al.* 1996, Wiklund 1996; Montalvo y Potti 1992, Korpimäki 1993).

Los movimientos de dispersión de la fauna constituyen un aspecto clave en los procesos de colonización e intercambio genético, de forma que influyen directamente sobre la estructura espacial y temporal de las poblaciones (Johnson y Gaines 1990; Ruxton 1996; Kendall *et al.* 2000). La importancia de la dispersión en la dinámica de poblaciones fragmentadas ha provocado un creciente interés al respecto (Poethke *et al.* 1996; Thomas 2000), si bien los patrones de dispersión de numerosos vertebrados no son aún conocidos (Clobert *et al.* 2001).

En este contexto, los patrones de dispersión de los organismos dependen de diversos factores, los cuales inciden de diferente manera según la especie. Uno de las pautas de dispersión más estudiadas se asocia al comportamiento filopátrico (fidelidad al lugar de nacimiento) que presentan los individuos de uno de los sexos, de forma que la dispersión se basa en los desplazamientos de los individuos juveniles del sexo opuesto (Greenwood 1980). En la mayor parte de las especies de aves estudiadas se han observado mayores distancias de dispersión en las hembras que en los machos, como por ejemplo en el milano negro *Milvus migrans* (Forero *et al.* 2002). En cambio, en gran parte de las especies de mamíferos estudiadas ocurre al contrario, de forma que las hembras presentan una mayor filopatría. Esto ocurre, por ejemplo, en el caso la ardilla ártica *Spermophilus parryi* (Byron y Krebs 1999). Estas tendencias mayoritarias no son en absoluto generalizables; por ejemplo, hay evidencias de que los machos de avutarda *Otis tarda* se dispersan a mayores distancias que las hembras (Martín 2000) y de que los machos de conejo *Oryctolagus cuniculus* presentan mayor filopatría que las hembras (Webb *et al.* 1995). También se han hallado especies de ambos grupos en las que no se aprecian variaciones en la dispersión por sexos (Greenwood 1980). No se han encontrado patrones sexuales predominantes en la dispersión de reptiles. En este grupo se han observado tanto especies con hembras con mayor filopatría que los machos (Doughty *et al.* 1994) como taxones con hembras con mayores tasas de dispersión que éstos (Olsson y Shine 2003), así como especies sin diferencias significativas por razón de sexo (Clobert *et al.* 1994).

Se han señalado diversos factores intrínsecos y extrínsecos que inciden sobre los patrones de dispersión animal. Diversas especies presentan una gran tendencia innata a dispersarse independientemente de las condiciones del medio (Allen y Sargeant 1993; Hansson 2003). Asimismo en ciertos taxones se atribuye un papel notable a aspectos como la densidad de población de la especie en el área de nacimiento (Ruxton 1996; János y Scheuring 1997; Travis y Dytham 1999), el comportamiento territorial de los adultos (Greenwood y Harvey 1982) y la estructura de edades de la población (Johst y Brandl 1999).

Las distancias de dispersión varían considerablemente en función de cada especie y, dado su decisivo papel en la persistencia de las metapoblaciones (Ims 1995), se están realizando estudios para calcular las distancias de dispersión de diferentes especies faunísticas (Sutherland *et al.* 2000).

En la dispersión existe un riesgo de mortalidad y un costo energético asociados al tipo de espacios que los individuos juveniles han de atravesar y a la longitud del desplazamiento (Johnson and Gaines 1990, Waser 1996). Por todo ello, el conocimiento de los patrones de dispersión es decisivo en el diseño de conexiones ecológicas adecuadas en paisajes fragmentados. Precisamente al facilitar la dispersión, éstas juegan un papel decisivo al favorecer la colonización y el intercambio genético y disminuir las tasas de mortalidad asociadas a la matriz del paisaje en los desplazamientos dispersivos (Fahring y Merriam 1994).

Los procesos de fragmentación de hábitats afectan a los individuos dispersantes dificultando su éxito en la búsqueda de territorios donde asentarse. Por ejemplo, la fragmentación de los bosques maduros donde nidifica el mérgulo jaspeado (*Brachyrmaphus marmoratus*) al borde de la costa del Pacífico provoca el aumento de la depredación de nidos por córvidos en los bordes y el aumento de las distancias de dispersión de los individuos (Divoky y Horton 1995). La fragmentación del hábitat de las avutardas provoca el aumento de las distancias a recorrer por los individuos dispersantes, cuyo número tiende a disminuir (Martín 2000). Asimismo, la degradación de las condiciones del hábitat reproductor afectan a los individuos con comportamiento filopátrico, de forma que hacen aumentar las tasas de dispersión de éstos. Por ejemplo, los individuos de cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*), especie que presenta una alta fidelidad al lugar de nacimiento, aumentan sus tasas de dispersión cuando la colonia alcanza su capacidad de carga (Velandó 1997).

5.1.4. Cambios del área de distribución

Las conexiones ecológicas pueden facilitar movimientos de colonización de espacios en los que anteriormente la especie no se había distribuido, de forma que se modifica el área de distribución de la misma.

Dentro de este tipo de desplazamientos, destacan los que a medio y largo plazo podrían verse obligados a realizar numerosas especies en respuesta al cambio climático (Pitelka *et al.* 1997; Wuethric 2000). Si las previsiones de calentamiento global del planeta se cumplen, se producirán profundos cambios en la cubierta vegetal y por consiguiente en las áreas de distribución natural de numerosas especies de flora y fauna.

En este contexto, aquellas especies que no se adapten rápidamente a los cambios ambientales y aquellas con escasa capacidad dispersiva tenderán notablemente a la extinción.

Paralelamente, aquellas otras especies con capacidad de adaptación y migración pueden ver limitados sus desplazamientos a través del paisaje por la existencia de barreras físicas y de hábitats transformados que les son hostiles. El papel de las conexiones ecológicas de cara a permeabilizar el territorio a los

desplazamientos de estas especies resultaría de vital importancia, ya que evitaría el aislamiento de las poblaciones y permitiría sus migraciones en respuesta al cambio climático (Hill *et al.* 1992).

Por otro lado, la presencia de conexiones facilita que especies no nativas que han sido introducidas por el hombre amplíen sus áreas de distribución, potenciando fenómenos ecológicos no deseados como la competencia interespecífica. La proliferación de ciertas especies invasoras puede ocurrir incluso en ausencia de conexiones ecológicas de calidad en el paisaje, ya que gracias a su extraordinaria capacidad de adaptación y colonización pueden ampliar con relativa facilidad sus áreas de distribución. Asimismo, las conexiones pueden favorecer la transmisión de plagas, **parásitos** y enfermedades. Ambas circunstancias se han dado en la expansión de ciertas especies introducidas como el visón americano (*Mustela vison*) y el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) en Europa (ver apartado 3.3.1).

5.2. FUNCIONES Y EFECTOS POTENCIALES DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS EN EL TERRITORIO

El establecimiento de conexiones ecológicas en el paisaje como estrategia para la conservación de la biodiversidad es un asunto que plantea fuertes controversias entre los científicos, dado que aún no existe una base experimental suficiente para concluir su eficacia en diferentes situaciones. Los datos empíricos que se han obtenido por numerosos experimentos realizados resultan en ocasiones contradictorios y actualmente existe una gran escasez de información experimental relativa a periodos de tiempo lo suficientemente largos para establecer conclusiones significativas.

En medio del debate abierto sobre el papel de las conexiones en el paisaje y de la escasez de conocimientos sobre su eficacia, se han identificado las funciones (Forman 1995, Noss 1993) y los posibles efectos positivos y negativos que las mismas pudieran tener, especialmente los corredores (Noss 1987, 1993; Simberloff y Cox 1987; Simberloff *et al.* 1992, McEuen 1993; Bennett 1999).

5.2.1. Funciones

Las conexiones ecológicas operan en el paisaje cumpliendo una serie de funciones simultáneas, en función de los elementos, bióticos o abióticos, y procesos ecológicos considerados.

Conducto

La primera función es la de facilitar el desplazamiento de ciertos organismos silvestres entre fragmentos de hábitat y la continuidad de diversos procesos ecológicos. Esta función es la que caracteriza a las conexiones respecto de otras estructuras del paisaje, al fomentar la conectividad funcional y servir de conducto a diversos elementos como organismos, semillas, genes, agua, nutrientes o energía.

No obstante, las conexiones ejercen otras funciones en el paisaje, interviniendo sobre la dinámica de numerosos elementos del ecosistema además de sobre aquellos organismos y procesos ecológicos a los que propiamente sirve como conducto. Estas funciones se exponen a continuación.

Filtro o barrera

Las conexiones ecológicas pueden funcionar como filtros o barreras al interceptar diversos elementos a los que dificultan o impiden el paso.

En esta línea, es destacable el papel de los corredores lineales ribereños en la regulación de avenidas y en el control de la erosión del suelo, al frenar la velocidad de los cursos superficiales de agua y favorecer la sedimentación de las sustancias que ésta transporta en suspensión. La disminución de la velocidad de las aguas de escorrentía favorece asimismo su infiltración y la recarga de acuíferos.

Paralelamente, las estructuras lineales de vegetación pueden actuar como filtros de ciertos nutrientes disueltos en el agua, al ser éstos absorbidos por las plantas que componen el corredor. Esto tiene gran aplicación en la descontaminación de aguas portadoras de sustancias nocivas, como nitratos y metales pesados. Por ejemplo, la presencia de setos y riberas en las tierras agrícolas se asocia con mayores índices de absorción de pesticidas y una menor contaminación de los suelos y los acuíferos.

Por otro lado, las conexiones en forma de corredor lineal pueden interceptar el viento y las sustancias que éste transporta en suspensión, favoreciendo la disminución de la velocidad del mismo y la sedimentación de dichas sustancias. Así, los setos y riberas actúan controlando la erosión eólica de las tierras agrícolas a las que protegen.

Por último, hay que tener en cuenta que una estructura de hábitat que para ciertas especies puede actuar como conexión entre diferentes fragmentos, para otras puede suponer un espacio hostil que actúa como filtro o barrera. Por ejemplo, la existencia de un corredor de bosque puede favorecer el desplazamiento de ciertas especies forestales (p. ej. la marta *Martes martes*) mientras que limita el movimiento de otras especies que dependen de la presencia de espacios abiertos para desplazarse (p. ej. ciertas especies de mariposas).

Hábitat

Si bien la función que caracteriza a una conexión ecológica respecto a una especie silvestre es la de permitir el movimiento de sus individuos a través del paisaje, dicha conexión puede cumplir la función de hábitat reproductor para otras especies con una menor movilidad y dominio vital.

Fuente

Las conexiones ecológicas actúan como fuente al liberar elementos sobre la matriz paisajística adyacente. Por ejemplo, una estructura conectora puede servir de hábitat o refugio para diversas especies de aves, insectos y pequeños mamíferos que presentan territorios de alimentación más allá del ámbito de las propias conexiones. Las plantas presentes en el elemento conector son una fuente de dispersión de semillas hacia la matriz periférica. Asimismo las conexiones pueden difundir enfermedades, parásitos y plagas al exterior de las mismas por medio de organismos que se desplazan a la matriz circundante.

Sumidero

Las configuraciones de hábitat que conforman las conexiones ecológicas pueden recibir diversos elementos que se originan en territorios circundantes, actuando entonces como sumidero de organismos y sustancias. En este sentido destaca la retención ejercida por las estructuras conectoras sobre partículas de agua, suelo y sustancias químicas procedentes de la matriz. Además las conexiones pueden recibir especies asociadas a la matriz que frecuentan los hábitats que aquellas poseen en busca de alimento u otros recursos.

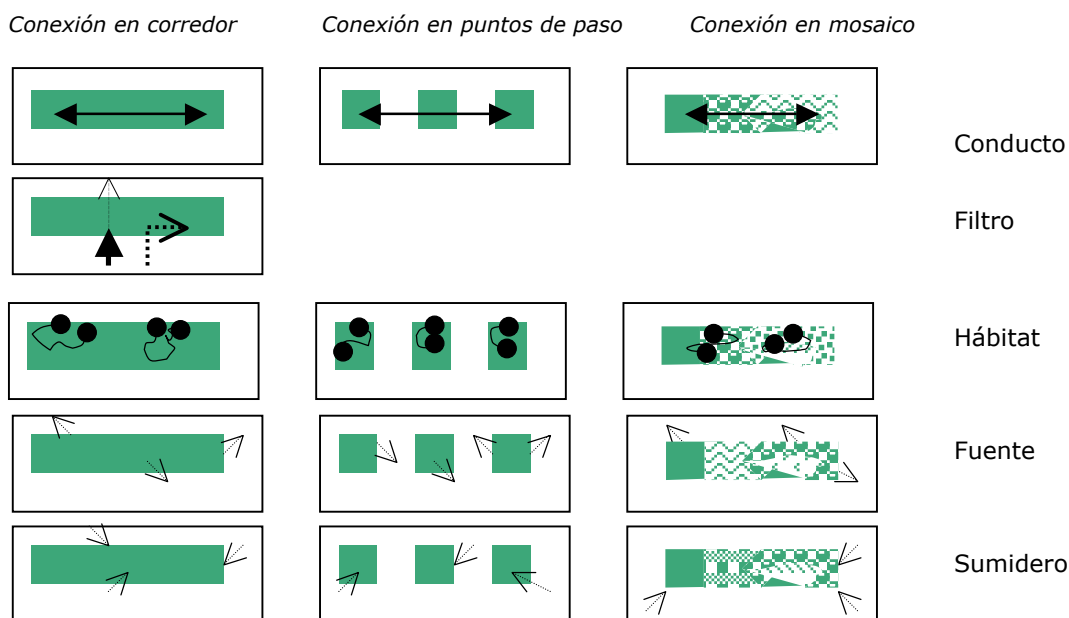


Figura 8. Diferentes funciones de la conexiones ecológicas en el paisaje. Modificado de Noss (1993).

5.2.2. Efectos beneficiosos

Se identifican numerosos efectos potenciales beneficiosos de las conexiones sobre el funcionamiento ecológico del territorio y la conservación de los recursos naturales:

- Facilitan los desplazamientos de la fauna a través de paisajes transformados.
 - Benefician a gran diversidad de especies, como las que presentan grandes áreas de campeo, las migratorias o las multihábitat.
- Aumentan las tasas de inmigración de individuos de especies sensibles a la fragmentación en los fragmentos de hábitat.
 - Disminuyen el aislamiento de las poblaciones locales.
 - Favorecen así el intercambio genético interpoblacional y la variabilidad genética, al tiempo que previenen fenómenos de endogamia y deriva genética.
 - Facilitan la suplementación de poblaciones pequeñas en declive, de forma que se frenan las tendencias a la extinción local.
 - Permiten la recolonización de hábitats y el restablecimiento de poblaciones tras episodios de extinción local.
 - Favorecen el mantenimiento de mayor riqueza y diversidad de especies nativas en los fragmentos de hábitat.
- Proveen de hábitat, refugio y otros recursos necesarios a numerosas especies silvestres.
- Facilitan la continuidad de los procesos ecológicos naturales en paisajes transformados.
- Realizan funciones de regulación de los ecosistemas, como reducir la erosión del suelo y las inundaciones o la propia contaminación de las aguas, así como favorecer la recarga de acuíferos.

5.2.3. Efectos perjudiciales

Como posibles efectos negativos que las conexiones pueden provocar sobre la integridad ecológica del paisaje, se apuntan las siguientes:

- Conducto para los movimientos de especies oportunistas, de especies introducidas por el hombre y de enfermedades, parásitos y plagas, facilitando su propagación a través del paisaje y su acceso a los fragmentos de hábitat.
 - Esto perjudica a las especies nativas, especialmente a aquellas sensibles a la fragmentación, debido a que se incrementa la competencia interespecífica y la incidencia de perturbaciones sobre el hábitat procedentes del exterior.
- Incremento de las tasas de inmigración de individuos sobre poblaciones viables.
 - Impiden adaptaciones locales por aislamiento, al favorecer el intercambio genético y dificultar los fenómenos de deriva genética.

- Favorecen la hibridación de formas taxonómicas diferenciadas.
- Facilitación de la propagación de incendios y otras perturbaciones abióticas entre diferentes manchas de hábitat.
- Dotación de hábitat, refugio o alimentación a especies perjudiciales.
 - Si la conexión es frecuentada por depredadores procedentes de la matriz o asociados a hábitats de borde, las especies sensibles que potencialmente se desplazan por la conexión ver incrementada su exposición a los mismos y por tanto sus tasas de mortalidad por depredación aumentan.
 - Se incrementa la competencia interespecífica por los recursos.
 - Las conexiones pueden ser habitadas por especies que dañan los cultivos, con el consiguiente rechazo de los agricultores.
- Aumento de la exposición al furtivismo de las especies que utilicen la conexión, ya que pueden tender a seguir rutas relativamente fijas.

5.3. EVIDENCIAS SOBRE EL VALOR Y LA EFICACIA DE LAS CONEXIONES ECOLÓGICAS PARA LA CONSERVACIÓN

A pesar de que la complejidad del paisaje dificulta obtener de resultados claros en los experimentos sobre los efectos ecológicos de la fragmentación (Debinski y Holt 2000; McGarigal y Cushman 2002), las consecuencias negativas de la compartimentación del hábitat sobre las especies asociadas a él no plantean, en general, dudas a tenor de los estudios científicos que se han realizado al respecto (Saunders *et al.* 1991, Fahrig y Merriam 1994). En cambio, no ocurre lo mismo con las pruebas existentes del valor de las conexiones ecológicas para el mantenimiento o la recuperación de poblaciones, comunidades y procesos ecológicos naturales. Así, el debate más importante abierto entre los investigadores y planificadores se refiere a las consecuencias reales que las conexiones ecológicas pueden tener sobre las poblaciones de especies faunísticas en declive cuya conservación resulta prioritaria.

En cuanto a los estudios sobre la utilidad y la eficacia de las conexiones en la conservación de especies sensibles a la fragmentación, existen diversos factores limitantes que condicionan la obtención de datos empíricos fiables relativos al objeto de estudio en cada caso. Estos estudios tratan de corroborar si los individuos que viven en un territorio fragmentado utilizan las conexiones para desplazarse de un fragmento a otro, mientras que si no existen tales conexiones los movimientos entre fragmentos son tan escasos que no influyen positivamente en la población.

Un factor limitante destacable es la falta de programas de seguimiento antes y después del establecimiento de la conexión que abarquen periodos de tiempo suficientemente largos para comprobar tanto el uso de las mismas por los individuos en sus desplazamientos como la dinámica poblacional de la especie objeto de estudio.

Otro factor limitante es la elección de situaciones adecuadas para el estudio de la eficacia real de las conexiones. De este modo, tienen un valor limitado y una difícil

interpretación aquellos estudios que se basan en índices de presencia/ausencia de organismos en diferentes condiciones con fragmentos de hábitat más o menos conectados. Tanto si estos estudios evalúan la riqueza de especies de la comunidad que habita los fragmentos en diferentes condiciones como si comparan las características demográficas de poblaciones de la misma especie sometidas a las distintas condiciones, no se podrán establecer conclusiones directas del uso de las conexiones por los organismos para moverse entre fragmentos. Esto se debe a que los parámetros poblacionales o comunitarios evaluados pueden estar influenciados por gran variedad de factores más allá de la presencia o ausencia de conexiones entre las manchas de hábitat. El tamaño de estas manchas, las características de los espacios que las separan, la densidad de población de partida de la especie, etc. en los diferentes territorios a comparar pueden condicionar en gran medida los resultados de este tipo de estudios.

En cambio presentan mayor rigor los estudios experimentales centrados en una misma área de estudio y dirigidos a comprobar mediante replicación las variaciones en el comportamiento de los individuos y en la dinámica poblacional con presencia y ausencia de conexiones.

Por otro lado, el enfoque que adopta cada estudio concreto depende de la función beneficiosa de la conexión cuyo grado de cumplimiento pretenda analizar. En función de que se quiera comprobar el movimiento de los individuos, el aumento poblacional o el incremento de la variabilidad genética de la población, el muestreo o el seguimiento de la especie objeto de estudio se realizará de diferente manera.

Un ejemplo de los escasísimos estudios realizados sobre la influencia de las conexiones en la variabilidad genética poblacional es el realizado por Merch y Hallett (2001) sobre ratones. Muestrearon poblaciones de ratones de campo de dorso café (*Clethrionomys gapperi*), especialista de hábitats de densa vegetación, y de ratones ciervo (*Peromyscus maniculatus*), generalista de hábitats, en bosques explotados para la obtención de madera en Washington. Comprobaron la eficacia de la conexión objeto de estudio, al documentar que las distancias genéticas de Nei (medida de análisis de variación genética propuesto por Nei en 1972) de las poblaciones de *Clethrionomys gapperi* eran menores en sitios de bosque denso conectados por un corredor del mismo hábitat que en sitios de bosque denso separados por espacios talados o con vegetación joven. Este menor aislamiento genético de las poblaciones de *Clethrionomys gapperi* conectadas por el corredor no se observó en las poblaciones del generalista *Peromyscus maniculatus*, cuyas distancias genéticas de Nei se mantuvieron sin diferencias significativas en ambas configuraciones paisajísticas muestreadas.

5.3.1. ¿Favorecen las conexiones los movimientos de la fauna no generalista a través de paisajes fragmentados?

El enfoque mayormente adoptado en las investigaciones realizadas sobre el uso de las conexiones es aquel referido a su papel conductor de los desplazamientos de organismos sensibles a la fragmentación. Los elementos lineales del paisaje o corredores son las configuraciones de hábitat más profusamente estudiadas por su potencial conector.

Para obtener conclusiones válidas estos estudios deben documentar que las conexiones son utilizadas como vías preferenciales de movimiento por los individuos, de forma que se ha de registrar una frecuencia de los desplazamientos significativamente mayor por medio de las conexiones que a través de la matriz. Así, las investigaciones que se limitan a demostrar la presencia de individuos en las conexiones, sin documentar desplazamientos preferenciales a través de las mismas, no tienen interés probatorio de la eficacia de las conexiones para el movimiento de individuos y por tanto para la conservación de poblaciones y especies.

La selección de las especies objeto de estudio resulta asimismo determinante de cara a comprobar la eficacia real de las conexiones como entidades permeabilizadoras del territorio al movimiento de organismos. En este sentido, las investigaciones deben priorizar el seguimiento de aquellas especies sensibles a la fragmentación y que por tanto requieren de estructuras de hábitat para desplazarse.

Dentro de los estudios sobre el uso de las conexiones para el desplazamiento de organismos silvestres entre hábitats, además de los estudios experimentales en una misma área con ausencia y presencia de conexiones, tienen un valor probatorio significativo aquellos estudios de seguimiento espacial de individuos mediante radio-tracking u otras técnicas que documentan una preferencia clara de los animales a utilizar ciertos elementos conectores del paisaje para desplazarse a través de una matriz inhóspita o barrera dada.

Existe una serie de factores que influyen de manera decisiva sobre la eficacia de las conexiones para las diferentes especies. En el caso de los corredores lineales, la eficacia depende de su calidad de hábitat, de su configuración espacial (anchura, forma, longitud), del tipo de áreas que conecta, de su ubicación en el paisaje y de las características de la matriz periférica (Harrison 1992; Lindenmayer y Nix 1993; Anderson y Danielson 1997; Rosenberg *et al.* 1997).

En general, el efecto borde en los corredores es mayor cuanto menor es la anchura del mismo. Los corredores pueden inhibir los movimientos de las especies forestales sensibles a la fragmentación si no tienen una cierta anchura (Catterall *et al.*

1991) y los que presentan una longitud excesiva tienen menos probabilidades de cumplir su función conectora, sobre todo si la especie beneficiaria no cría en el mismo (Wilson y Linderayer 1995). A los corredores rodeados de una matriz de cierta calidad o de usos extensivos que funcionan como áreas de amortiguación se les asocia una mayor eficacia conectora (Harrison 1992, Rosenberg *et al.* 1997).

Como muestra de las pruebas obtenidas a nivel internacional del papel conductor de las conexiones para el movimiento de numerosas especies de interés conservacionista en paisajes fragmentados, en la **tabla 1** (páginas 86, 87 y 88) se exponen las conclusiones básicas de diversos estudios realizados. Éstos cumplen el requisito de haber documentado el uso preferencial de las conexiones respecto al de espacios que oponen resistencia al desplazamiento, ya sean una matriz paisajística inhóspita o una barrera local.

5.3.2. ¿Facilitan las conexiones la dispersión de las plantas en paisajes fragmentados?

Mención aparte merecen las investigaciones sobre el papel de las conexiones en la dispersión de especies vegetales. Existen muy pocas evidencias sobre la utilización de las conexiones por las plantas y podría ser mucho más limitada que la que realizan las especies de fauna. Por ejemplo, Van Dorp *et al.* (1997) sugieren que los corredores lineales no son efectivos en la expansión de plantas con baja capacidad dispersiva.

Las plantas se dispersan por el viento, el agua o los animales, siendo por tanto las especies cuyas semillas presentan esta última forma de dispersión las que mayormente pueden beneficiarse de las conexiones. Asimismo algunos autores sugieren que en caso de que la conexión tenga una mayor calidad de hábitat que las manchas que conecta diversas especies vegetales tenderán a establecerse y reproducir dentro de la misma (Tilman *et al.* 1997).

Los organismos que se alimentan del polen de las flores juegan un papel importante en la reproducción de especies vegetales. Ciertas especies de insectos que transportan el polen pueden utilizar conexiones como vías preferenciales de movimiento, favoreciendo la polinización y la consiguiente fecundación de los óvulos estigmáticos de plantas que de otra manera podrán tener dificultades para producir frutos y semillas.

Además, los animales que se alimentan de frutos transportan semillas que depositan de nuevo en el suelo mediante los excrementos. Así, en la medida en que ciertas especies frugívoras utilizan conexiones ecológicas para desplazarse la expansión de las plantas cuyas semillas ingieren podría verse favorecida. En este

sentido, las aves frugívoras y los mamíferos destacan por su potencial dispersor de semillas.

Por ejemplo, la utilización preferencial de los setos por animales que se alimentan de frutos de árboles propios del bosque para desplazarse fuera de éste conlleva una mayor dispersión de sus semillas en paisajes con setos que en campos abiertos (Burel y Baudry 1990).

Tewksbury *et al.* (2002) probaron en Carolina del Sur (EEUU) la eficacia de un corredor herbáceo utilizado preferencialmente por ciertas especies de insectos y aves de espacios abiertos para desplazarse entre claros de bosque en la polinización de individuos femeninos de la planta *Ilex verticillata* y en la dispersión de semillas de las especies *Ilex vomitoria* y de *Myrica cerifera*. Plantando ejemplares masculinos de *Ilex verticillata* en un claro de bosque central e individuos femeninos en sendos claros de bosque (uno aislado y otro conectado al primero mediante un corredor herbáceo) comprobaron que la proporción de flores de *Ilex verticillata* que produjeron frutos fue significativamente mayor en el claro conectado. Asimismo semillas de los individuos de *Ilex vomitoria* y de *Myrica cerifera* plantados en el fragmento central fueron preferentemente halladas en el claro conectado por el corredor, ya que las especies que consumieron frutos de dichas plantas alcanzaron en mayor medida dicho claro que aquel separado por la cobertura boscosa.

Por último, en una interpretación amplia de la capacidad de ciertas conexiones arbóreas y arbustivas para favorecer la dispersión vegetal, se puede considerar también su papel como fuente de semillas sobre la matriz deforestada circundante. Así, los setos, en la medida que constituyen el hábitat de diversas especies forestales (Forman y Baudry 1984), frecuentemente con baja capacidad de dispersión, actúan como una fuente de semillas para la recolonización de cultivos abandonados (Acx y Baudry 1993).

5.3.3. ¿Introducen las conexiones efectos negativos sobre las especies sensibles que se desplazan a través de ellas?

Los estudios encaminados a demostrar los efectos negativos que las conexiones ecológicas pueden provocar han tenido muy escaso desarrollo. No obstante, se han documentado ciertos riesgos reales. Uno de ellos es el uso de ciertas conexiones en la dispersión de especies introducidas, en detrimento de especies nativas por exclusión competitiva.

Asimismo existen evidencias de que la presencia o frecuentación de estructuras de interés conector de baja calidad en las que predominan los hábitats de borde por especies oportunistas y/o exóticas puede repercutir negativamente sobre el uso que

potencialmente realizan de ellas ciertas especies nativas sensibles. Éstas se ven perjudicadas por el consiguiente incremento de las tasas de predación o de la competencia interespecífica (Yanher 1988, Heneim y Merriam 1990). Este el caso de la rata negra (*Rattus rattus*), especie introducida en Australia cuya frecuentación de los corredores que utiliza la rata nativa *Rattus fuscipes* para desplazarse entre fragmentos de bosque perjudica esta actividad (Downes *et al.* 1997).

Por otro lado, Hess (1994) advirtió mediante un modelo de simulación del riesgo de la presencia de estructuras de hábitat que permitieran el incremento del movimiento de individuos entre poblaciones en la transmisión de enfermedades, de forma que podría verse comprometida la supervivencia de la totalidad de la metapoblación.

5.3.4. Conclusiones

En general, los estudios realizados sobre la eficacia de las conexiones sugieren que éstas tienen efectos positivos o neutros sobre el movimiento de los animales o el tamaño de sus poblaciones. Otros estudios resultan inconclusos, debido a metodologías inadecuadas. No obstante, del conjunto de estudios experimentales realizados cabe concluir que las conexiones son en general más efectivas, facilitando el movimiento y aumentando el tamaño poblacional de las especies especialistas de hábitat, precisamente aquellas más sensibles a la fragmentación.

En una revisión de 32 estudios sobre movimientos de animales a través de conexiones, Beier y Noss (1998) observaron que aquellas investigaciones con adecuado diseño metodológico concluyeron que las conexiones resultaban beneficiosas para la conservación de las especies analizadas en cada caso.

Las mayores dudas existentes entre los científicos atañen al grado de validez atribuible a extrapolar las conclusiones obtenidas en estudios experimentales sobre el uso de las conexiones en condiciones determinadas a la definición de la forma de actuar en la práctica conservacionista en situaciones reales diversas.

En este sentido, Beier y Noss (1998) son escépticos acerca de la relevancia de los experimentos controlados y replicados sobre movimientos animales a través de conexiones artificiales en la toma de decisiones en paisajes reales. En cambio, Haddad *et al.* (2000) enfatizan en que la combinación de investigaciones en paisajes experimentales y de estudios de observación en condiciones reales es la mejor fuente para la obtención de evidencias sobre el valor para la conservación de las conexiones.

Respecto a la elección de escalas y especies de estudio adecuadas, Beier y Noss (1998, 2000) atribuyen una importancia fundamental a aquellos estudios

referidos a especies sensibles a la configuración del hábitat a grandes escalas, como grandes vertebrados con extensas áreas de campeo, en detrimento de aquellos referidos a especies que operan a escalas locales. El argumento que utilizan es que la planificación sistémica e integrada del territorio requiere la consideración de variables a escala regional y por tanto de “especies paraguas” cuyo dominio vital incluya el ecosistema a conservar en su conjunto.

Mientras, Haddad *et al.* (2000) reivindican la validez demostrativa de los estudios realizados a todas las escalas a las que operan las especies sensibles a la fragmentación, por pequeñas que sean dichas escalas.

A pesar de los limitados conocimientos disponibles y ante la evidencia de que, dependiendo de las características de la especie considerada y de la configuración y el contexto paisajístico en que se ubica la conexión, ésta puede tener los efectos deseados o no tenerlos, el principio de precaución nos hace asumir la necesidad de restablecer y conservar las conexiones funcionales entre los espacios de interés natural inmersos en el territorio.

Tabla 1. Algunos estudios realizados sobre el uso de conexiones ecológicas por especies de fauna de interés conservacionista.

Especie	Habitat principal	Tipo de movimiento favorecido	Tipo de espacio permeabilizado	Tipo de conexión	País	Fuente
AVES						
Kivi castaño (<i>Apteryx australis</i>)	bosques	Diarios a través de tierras agrícolas	Cultivos	Stepping stones de bosques	Nueva Zelanda	Potter (1990)
Cacatúa rosa (<i>Cacatua leadbeateri</i>)	Bosques de ribera, praderas, matorrales	Diarios entre los lugares de anidamiento y alimento	Cultivos	Fragmentos arbolados, árboles dispersos	Australia	Rowley y Chapman (1991)
Robin, zorzal pechirrojo o primavera (<i>Turdus migratorius</i>)	Bosque o arbolado para anidar y refugiarse. Espacios abiertos para alimentarse	Migración entre los territorios estivales e invernales	Cultivos	Stepping stones de bosques	EEUU	Haas (1995)
Batará barretado (<i>Thamnopithecus dolatus</i>)	bosque	Movimientos diarios y dispersión.	Cultivos	Stepping stones de bosques	Costa Rica	Gillies y Cassady (2002)
Ratona hada de pecho azul (<i>Malurus pulcherrimus</i>)	Formaciones arbustivas climáticas	Dispersión a través de paisajes agrícolas	Cultivos	Stepping stones de manchas de vegetación nativa	Australia	Brooker, Brooker y Cale (1999)
Charlatán de ceja blanca (<i>Pomatostomus superciliosus</i>)						
Gorrón de Bachman (<i>Amphispiza aestivalis</i>)	Estapas juveniles de bosque tras prácticas de corta del arbolado	Movimientos dispersivos de colonización de bosques en fase juvenil en un paisaje de explotaciones forestales de coníferas	Explotaciones forestales	Zonas de degradación del bosque en etapas juveniles de regeneración	EEUU	Dunning et al. (1995)
Agateador (<i>Certhia brachydactyla</i>)	bosques	Dispersión a través de un polder (terrenos agrícolas ganados al mar)	Cultivos	Diques de árboles plantados	Francia	Clergeau y Burel (1997)
Pájaro miel de nuca blanca (<i>Meliphaga lunata</i>)	bosques	Migración de las bandadas	Cultivos	Bosques en bordes de carreteras	Australia	Middleton (1980)
Carbonero de capucha negra (<i>Poecile atricapillus</i>)	bosques	Movimientos dispersivos entre manchas de bosque	Cultivos	Setos y bosques	Canadá	Clair et al. (1998)

Especie	Habitat principal	Tipo de movimiento favorecido	Tipo de espacio permeabilizado	Tipo de conexión	País	Fuente
MAMÍFEROS						
Ratón de prado (<i>Microtus pennsylvanicus</i>)	Prados muy densos, pantanos herbosos, prados altos cerca del agua, bosques abiertos	Dispersión y colonización a través de herbazales poco densos	Cultivos Pastos ganadería	Corredores herbosos densos	EEUU	Lapolla y Barrett (1993)
Topillo rojo (<i>Clethrionomys glareolus</i>)	Bosques y bordes de bosque	Dispersión entre manchas de bosque y bosque degradado a través de un mosaico de espacios heterógenos	Cultivos, praderas y áreas urbanas	Alineaciones arboladas	Polonia	Szacki y Liro (1991)
Topillo de la tundra (<i>Microtus oeconomus</i>)	Bosque	Dispersión a través de una matriz desforestada	Cultivos	Corredores de vegetación arborea y arbustiva	Noruega	Bjørnstad, Andreassen e Ims (1998)
Lirón marsupial (<i>Burramys parvus</i>)	Arbustos bajos de montaña y zonas de rocas fragmentadas	Diarios de las hembras desde el lugar de cría; Dispersión de individuos juveniles.	Carretera	Túneles con fragmentos de roca bajo una carretera	Australia	Mansergh y Scotts (1989)
Petauro ardilla o planeador del azúcar (<i>Petaurus breviceps</i>)	Bosques	Dispersión de individuos juveniles	Cultivos	Remanentes de vegetación forestal en bordes de carreteras	Australia	Suckling (1984)
Ardilla roja (<i>Sciurus vulgaris</i>)	Bosques	Diarios entre fragmentos forestales en busca de alimento	Cultivos	Alineaciones de árboles, setos	Bélgica	Wauters, Casale y Dhondt (1994)
Ardilla listada (<i>Tamias striatus</i>)	Bosques	Dispersión de individuos juveniles entre bosquetes Dispersión de individuos subadultos entre fragmentos de bosque Recolonización de bosques Diarios dentro del hábitat de residencia	Cultivos	setos	Canadá	Henderson, Merriam y Wegner (1985) Bennett, Heneim y Merriam (1994)
Cabra de las Rocosas (<i>Oreamnos americanus</i>)	Rocas y pastizales en alta montaña	Diarios para acceder a una mina natural de sal, que lamen	Autopista	Pasos inferiores con arbolado	EEUU	Singer, Langlitz y Samuelson (1985)
Venado bura (<i>Odocoileus hemionus</i>)	Bosques, pastos, desierto	Migratorios entre los territorios estivales (montaña) y los de invierno (tierras bajas)	Autopista	Pasos artificiales por debajo de autopistas	EEUU	Red (1981)
Elefante africano (<i>Loxodonta africana</i>)	Sabana	Migratorios entre la sabana y el páramo	Cultivos	Corredores herbosos sin cultivar	Tanzania	Newmark (1993)
Equidno australiano (<i>Tachyglossus aculeatus</i>)	Bosques y matorral	Dispersión de individuos juveniles	Cultivos	Remanentes de vegetación forestal en bordes de carreteras	Australia	Abensberg-Traun (1991)
Lince ibérico (<i>Lynx pardinus</i>)	Matorrales	Dispersión de individuos juveniles	Cultivos	Matorrales y plantaciones forestales	España	Palomares <i>et al.</i> (2000)
Puma (<i>Felis concolor</i>)	Cadenas montañosas, bosques, praderas	Dispersión de individuos juveniles entre cadenas montañosas	Espacios urbanizados	Corredores riparios, depresiones	EEUU	Beier (1995)

Especie	Habitat principal	Tipo de movimiento favorecido	Tipo de espacio permeabilizado	Tipo de conexión	País	Fuente
MAMÍFEROS						
Murciélagos (<i>Chiroptera</i>)	Refugio en oquedades Multihabitat nocturno	Diarios entre los lugares de pernocta y alimentación	Cultivos y espacios urbanos	Elementos lineales del paisaje: setos, lindes	Holanda	Limpens y Kapteyn (1991)
Murciélago enano (<i>Pipistrellus pipistrellus</i>)	Refugio en árboles, grietas de rocas o construcciones.	Diarios a través de un paisaje agrícola, en busca de alimento.	Cultivos	líneas de árboles, setos	Holanda	Verboom y Huijtema (1997)
Murciélago de Huerta (<i>Eptesicus serotinus serotinus</i>)	Alimentación en todo tipo de espacios con insectos.					
ANFIBIOS						
Rana con cola (<i>Ascaphus truei</i>)	Bosques encharcados y arroyos fríos	Movimientos diarios y dispersivos a través de bosques alterados por talas	Bosques degradados	Cauces fluviales y vegetación ribereña	Canadá	Matsuda y Richardson (2000)
Diversas especies de anuros y salamandras	Habitats acuáticos y terrestres estacionales	Movimientos migratorios entre los territorios estivales e invernales y las charcas de reproducción	Carreteras	Sistemas de cercados que conducen a los individuos hacia túneles habilitados por debajo de las carreteras	Suiza Holanda Inglaterra Alemania Francia EEUU	Langton (1989)
Salamandra manchada (<i>Ambystoma maculatum</i>) sapo americano (<i>Bufo americanus</i>)	Tanto habitats naturales como alterados	Dispersión de individuos juveniles desde las charcas de reproducción	Campos de vegetación herbácea	Habitats de bosque		Rothermel y Semlitsch (2002)
Diversas especies de anuros y salamandras	Habitats acuáticos y terrestres estacionales	Migración desde la charca de reproducción y los territorios invernales	Campo de golf, áreas de césped	Áreas de bosque y matorral	EEUU	Paton (2000)
INSECTOS						
Mariposa de ringlet (<i>Aphantopus hyperantus</i>)	Espacios abiertos	Dispersión entre claros de bosque y recolonización de claros vacíos	Bosque	Corredores herbosos dentro del bosque	Inglaterra	Sutcliffe y Thomas (1996)
Mariposas (<i>Junonia coenia</i> y <i>Euphydryas editha</i>)	Habitats abiertos en sucesión	Dispersión entre claros de bosque de coníferas	Bosque	Claros en sucesión dentro de bosque maduro de coníferas	EEUU	Haddad (1999), Tewksbury <i>et al.</i> (2002)
Un escarabajo forestal (<i>Abax parallelipipedus</i>)	Bosquetes y setos de alta calidad	Dispersión en paisaje agrícola	Cultivos	setos	Francia	Charrier, Petit y Burel (1997)
Mariposa sobre pequeña (<i>Lycaena virgaureae</i>)	Espacios abiertos de matorral y herbáceas junto a bosques	Movimientos diarios para alimentarse a través de tierras cultivadas	Cultivos	Corredores herbosos sin cultivar, linderos, bandas arboladas, setos	Noruega	Fry y Main (1993)

6. LÍNEAS BÁSICAS DE ACTUACIÓN EN MATERIA DE PREVENCIÓN Y MITIGACIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS

SUMARIO

6.1. CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ELEMENTOS DEL PAISAJE DE INTERÉS NATURAL Y CONECTOR 91

6.1.1. Conectividad en paisajes agrícolas..... 91

6.1.2. Conectividad en plantaciones forestales 94

6.1.3. Conectividad entre humedales 95

6.1.4. Conectividad en paisajes urbanos..... 96

6.2. PREVENCIÓN Y CORRECCIÓN DE IMPACTOS SOBRE LA CONECTIVIDAD 97

6.2.1. Infraestructuras lineales de transporte..... 98

6.2.2. Barreras físicas en cauces fluviales 100

La primera prioridad de la planificación territorial en materia de conectividad consiste en prevenir que se produzcan disminuciones en los niveles de permeabilidad a los flujos ecológicos que presenta el territorio y evitar una mayor reducción y fragmentación de los hábitats. La prevención de impactos negativos sobre la conectividad se presenta fundamental, ya que la corrección y mitigación de las afecciones negativas que se causen resulta, en general, muy costosa y dificultosa. Así, la conservación de los elementos del paisaje con importante papel conector reviste gran importancia, dado que la restauración de los mismos constituye una tarea ardua y complicada en muchas ocasiones.

No obstante, los impactos derivados de la realización de transformaciones del paisaje que no han aplicado criterios de prevención y minimización de fragmentación de hábitats pueden ser enmendados en parte mediante la puesta en práctica de diversas actuaciones de restauración ecológica. La corrección y mitigación, en la medida de lo posible, de las pérdidas que dicha conectividad ha sufrido es especialmente necesaria en paisajes severamente transformados.

6.1. CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ELEMENTOS DEL PAISAJE DE INTERÉS NATURAL Y CONECTOR

Una primera medida de cara a prevenir la pérdida de conectividad funcional del paisaje es la conservación de los hábitats no transformados intensamente por las actividades antrópicas que aún se mantengan como tales en el territorio. En este sentido, las políticas de conservación basadas en la declaración de espacios naturales protegidos se antojan insuficientes, ya que no incluyen el conjunto de los hábitats naturales y seminaturales presentes en el territorio ni los numerosos elementos del paisaje esenciales para garantizar la conectividad de los hábitats, como manchas de vegetación espontánea, setos, ribazos, sotos fluviales, bosques de ribera, puntos de agua, etc.

Asimismo, la restauración de estructuras de vegetación natural en ciertas áreas más o menos transformadas que por su situación estratégica en el territorio pudieran tener un elevado interés conector de hábitats fragmentados es uno de los principales tipos de actuaciones posibles destinadas a la corrección de impactos causados por las transformaciones del paisaje sobre la conectividad ecológica territorial.

6.1.1. Conectividad en paisajes agrícolas

Dentro de este tipo de actuaciones de conservación y restauración de elementos del paisaje de interés natural y conector existen muy diversos casos posibles. Por ejemplo, la conservación, restauración y manejo de setos y linderos en

zonas agrícolas (Ibero 1998) favorece la funcionalidad del paisaje para numerosos organismos silvestres, tanto los que encuentran en dichos elementos alimento, refugio o lugar de reproducción (paseriformes, pequeños mamíferos), como los que se desplazan a través de los mismos para poder atravesar la matriz agrícola. Entre éstos se encuentran la ardilla *Sciurus vulgaris* (Wauters *et al.* 1994), el tejón *Meles meles* (Broekhuizen 1986), el sapo común *Bufo bufo* (Müller y Steinhwarz 1987) y diversos murciélagos (Limpens y Kapteinj 1991; Verboom y Huitema 1997), aves (Clair *et al.* 1998) e insectos (Charrier *et al.* 1997).



Figura 9. La conservación de bosquetes autóctonos y elementos lineales de vegetación natural es fundamental para garantizar la permeabilidad del paisaje agrícola.

Asimismo, la restauración de ríos y riberas favorece el papel como corredores ecológicos de los ecosistemas fluviales (Sterling 1995, USDA 1998, Foppen 1999), al facilitar los desplazamientos y/o el refugio de no pocos taxones de fauna silvestre en paisajes fragmentados. Véanse por ejemplo las actuaciones emprendidas para habilitar el Corredor Verde del Guadimar mediante la restauración del ecosistema fluvial y ribereño tras el vertido minero de Aznalcóllar (Arenas *et al.* 2002). En una evaluación de las especies de mamíferos que se beneficiarán de la restauración ecológica de dicho corredor, Delibes (1999) estimó que aquellos organismos asociadas a los medios de monte mediterráneo presentes en ambos extremos del corredor y con alta movilidad podrán desplazarse a través del mismo. Este puede ser el caso del lince ibérico (*Lynx pardinus*), el venado (*Cervus elaphus*), el jabalí (*Sus scrofa*) y el gato montés (*Felis silvestris*). Además se espera que encuentren hábitat y refugio en los ecosistemas restaurados especies acuáticas como la nutria (*Lutra lutra*) y la rata de agua (*Arvicola sapidus*) y especies que utilizan la matriz agrícola y se refugian en la cobertura forestal o arbustiva como el tejón (*Meles meles*), la gineta (*Genetta genetta*) y el meloncillo (*Herpestes ichneumon*).

Desde que comenzó la restauración del corredor, se ha observado la recolonización de la zona por un importante grupo de taxones, destacando por su

rapidez en aumentar su distribución y abundancia diversas aves acuáticas que se expanden desde Donaña hacia el norte, como la garceta común (*Egretta garcetta*), la garza imperial (*Ardea cinerea*), la focha común (*Fulica atra*), la gallineta común (*Gallinula chloropus*) o el calamón (*Porphyrio porphyrio*), la nutria (*Lutra lutra*) y reptiles ligados a medios acuáticos como el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) y la culebra viperina (*Natrix maura*) (Arenas 2003).

Por otro lado, el diseño de redes de corredores fluviales se presenta como una de las principales potencialidades del territorio para favorecer la conectividad (Baschak y Brown 1994, Wenger 2000). No obstante, diversos autores han alertado sobre la excesiva confianza con que a menudo se ha atribuido la función de corredores ecológicos a los ecosistemas fluviales, ya que numerosas especies no acuáticas requieren hábitats mínimos para atravesar distancias significativas de una envergadura superior a la que presentan comúnmente los bosques de ribera (Elosegi y Diez 1999). Así, la existencia de discontinuidades, estrechamientos y barreras o una mala calidad en el hábitat en los corredores lineales, así como una elevada presión ejercida sobre éstos por los usos del suelo adyacentes puede favorecer la mortalidad de las especies que los utilizan para desplazarse (Harrison 1992, Lindenmayer y Nix 1993). Por ejemplo, las tasas de depredación de nidos aumentan en los bordes de los corredores, afectando especialmente a corredores estrechos en paisajes agrícolas con elevada incidencia antrópica (Andren y Angelstam 1988; Keyser 2000).

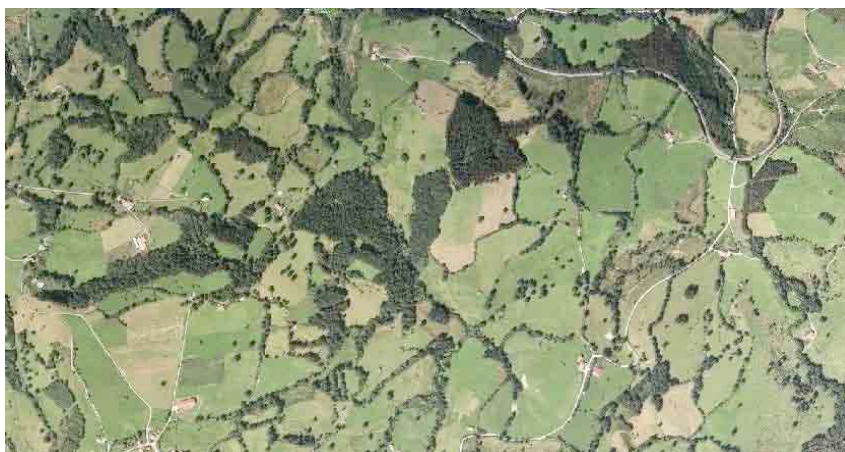


Figura 10. Paisaje agrícola en mosaico que conserva una tupida red de setos.

En cambio, a los corredores situados en mosaicos de usos del suelo extensivos y una presión moderada de la matriz circundante se les atribuye un importante papel de conexión. En esta línea, en el caso del Guadamar, ante la dificultad de que el corredor fluvial sea por sí solo efectivo a través de la extensa matriz agrícola intensiva que ocupa el sector central de la cuenca, De Lucio *et al.* (2002) señalan la necesidad de potenciar las conexiones a través de corredores secundarios mediante la

recuperación de elementos lineales de vegetación espontánea como sotos de ribera, setos, linderos y vías pecuarias. Estos elementos intersticiales favorecen la permeabilidad de la matriz agrícola al desplazamiento de mesomamíferos como el tejón (*Meles meles*), la gineta (*Genetta genetta*), la garduña (*Martes foina*), el meloncillo (*Herpetes ichneumon*) y la comadreja (*Mustela nivalis*).

6.1.2. Conectividad en plantaciones forestales

Por otro lado, la conservación y restauración de estructuras de vegetación natural en paisajes dominados por plantaciones forestales de explotación maderera es otro aspecto de interés, en la medida en que las prácticas forestales producen impactos negativos sobre la comunidad de flora y fauna nativa asociada a bosques (Hansen *et al.* 1991) y las plantaciones de especies alóctonas crean una matriz relativamente hostil para la misma (Sucking *et al.* 1986; Smith 1987). La planificación de la localización y las dimensiones de los corredores y manchas de interés conector presenta en principio mayores posibilidades en los paisajes forestales respecto a los agrícolas, donde dichos elementos son estructuras residuales de vegetación remanente (Lindenmayer 1994).

Las repercusiones ecológicas de la presencia de manchas y corredores de vegetación natural embebidas en matrices de explotación forestal han sido poco estudiadas (MacDonald 2003). No obstante, se han documentado efectos positivos de las mismas, como los introducidos por corredores ribereños de cierta anchura en la calidad de las aguas y la abundancia de macroinvertebrados (Davies y Nelson 1994), la dotación de hábitat para coleópteros carábidos por corredores de vegetación natural (Taylor *et al.* 2000) y el funcionamiento de corredores y fragmentos de bosque nativo inmersos en plantaciones forestales como hábitat y áreas de dispersión de aves forestales no generalistas (Dickson *et al.* 1995; Dunning *et al.* 1995; Matchtans *et al.* 1996; Schmiegelow *et al.* 1997; Fisher y Goldney 1998; Lindenmayer 2002).



Figura 11. Los elementos de vegetación natural inmersos en paisajes de plantaciones forestales de explotación maderera desempeñan importantes funciones ecológicas.

Pequeños fragmentos de vegetación natural juegan un papel fundamental en la conservación de numerosos vertebrados forestales que se desplazan a través de la matriz de plantaciones forestales pero que no residen en ella. En cambio, algunas especies con requerimientos exigentes necesitan fragmentos grandes y bien conectados de vegetación nativa. Este es el caso del petauro de tripa amarilla (*Petaurus australis*) y el petauro ardilla (*Petaurus norfolcensis*), que requieren eucaliptales extensos y bien conectados para subsistir entre plantaciones de *Pinus radiata* en Australia (Lindenmayer 2000). Además, los corredores de bosque autóctono inmersos en matrices de explotación forestal presentan tasas mayores de invasión de las plantas exóticas que a menudo componen las plantaciones que las manchas de bosque extensas, por lo que es preciso controlar estos procesos (Lindenmayer 2000).

En el continente europeo, a raíz de la definición de criterios de sostenibilidad en la gestión forestal consensuada en la Segunda Conferencia Interministerial sobre la Conservación de los Bosques en Europa (Tratado de Helsinki, 1993), se ha apuntado la posibilidad de incorporar criterios de conectividad del hábitat en la planificación forestal, en la medida en que la conservación de la biodiversidad fue incluida como uno de dichos criterios. No se debe obviar que de cara a la conservación de la biodiversidad, además de los criterios e indicadores a nivel de rodales o parcelas (diversidad estructural, volumen de madera muerta, etc.), existe la necesidad de incorporar cuestiones a escala de paisaje en la planificación forestal sostenible (Pierce y Ervin 1999).

Los instrumentos de certificación forestal independiente, otorgados por distintos organismos públicos y privados, tienen como objetivo clasificar los sistemas de explotación forestal en función de criterios de sostenibilidad, de forma que expiden certificados a quienes cumplen éstos. Si bien la capacidad de integrar criterios de ecología del paisaje en los procesos de certificación forestal está condicionada en buena medida de la estructura de propiedad de la tierra y los sistemas de aprovechamiento forestal, Pierce y Ervin (1999) citan casos de normas de certificación que han considerado criterios para evitar la fragmentación forestal (SCS 1995; NWF/SmartWood 1997) o para garantizar la conectividad de áreas de bosque intactas en la matriz forestal de explotación (Soil Association 1994).

6.1.3. Conectividad entre humedales

Por otra parte, la restauración de humedales allí donde se desecaron o contaminaron es una labor importante de cara a garantizar la conectividad del territorio, especialmente en el caso de aves acuáticas y anfibios. Las especies de avifauna acuática requieren diversos humedales para completar sus funciones y, a pesar de su alta movilidad, la conectividad entre los elementos de hábitat puede jugar un papel crítico en la conservación de las mismas. Este es un aspecto que a menudo

no se tiene en cuenta en la planificación del territorio, dado que requiere estudios a escalas espaciales muy amplias (Haig *et al.* 1988).

También en el caso de los anfibios, la presencia de un conjunto suficiente de humedales reproductores funcionalmente interconectados y la existencia de biotopos de estancia temporal entre los humedales es vital para evitar el aislamiento y garantizar la persistencia de las poblaciones. Por ejemplo, la rana ágil (*Rana dalmatina*) se encuentra en ciertas zonas de media y baja montaña (280-980 m. de altitud) de Burgos (Barbadillo *et al.* 2000), Álava y Navarra (Gosá 1997), fragmentada en varias poblaciones aisladas entre sí. Los núcleos de población más amenazados se sitúan en zonas agrícolas donde a la fragmentación de los bosques caducifolios (hábitat terrestre de la especie) y la progresiva separación de las charcas de reproducción se une la desaparición de estructuras de vegetación natural (setos, ribazos, riberas) por los que los individuos podrían dispersarse (Gosá 2002). Se estima que la restauración de humedales es la única forma de recuperar las poblaciones ibéricas de rana ágil. De hecho, evaluando la dinámica de uso de humedales reproductores en tres poblaciones de *Rana dalmatina* investigadas en Navarra en los últimos años, la tasa de uso está aumentado significativamente tan sólo en aquella población para la que se están restaurando charcas. Esta población en recuperación está aceptando como biotopo reproductor las charcas creadas dentro del proyecto de recuperación de la especie en el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) "Robledales de Ulzama" (Gosá 2002).

6.1.4. Conectividad en paisajes urbanos

La conservación de la biodiversidad en áreas densamente pobladas es un aspecto que acapara un creciente interés en la planificación urbana (Savard *et al.* 2000), en la medida en que los parques urbanos pueden actuar como reservorios de numerosas especies nativas (Goode 1991).

A menudo los estudios sobre vida silvestre en medios urbanos se han centrado en aves (p.ej. Tilghman 1987). En general, cuanto más intenso es el desarrollo urbano, la comunidad de aves que habita las ciudades presenta una mayor proporción de especies generalistas respecto a las especialistas. La diversidad de aves presentes en la región en la que se asienta la ciudad tiene escasa incidencia sobre la diversidad de aves que ésta presenta, de forma que la riqueza de especies en paisajes urbanos se asocia en mayor medida a las características de los elementos de hábitat que existen en el núcleo urbano y el entorno periurbano (Clergeau *et al.* 2001). La diversidad de especies en parques urbanos se asocia fundamentalmente a la diversidad de hábitats que éstos ofrecen y al tamaño de los mismos (Tilghman 1987; Natuhara e Imai 1996; Jokimäki 1999; Savard *et al.* 2000). La intensidad en la urbanización de la matriz (Tilghman 1987; Frieser *et al.* 1995) y las molestias provocadas por las actividades humanas en los parques urbanos afectan también a la

riqueza de especies y su persistencia en los fragmentos (Fernández-Juricic *et al.* 2001; Marzluff y Ewing 2001).



Figura 12. Las calles arboladas favorecen la movilidad de las aves entre parques urbanos.

Existen evidencias de que las calles arboladas (a modo de corredores) favorecen los movimientos de las aves entre parques (a modo de manchas), de forma que permeabilizan la matriz urbana (Clergeau y Burel 1997; Sodhi *et al.* 1999; Fernández-Juricic 2000). Asimismo los parques pequeños (a modo de *stepping stones*) pueden aumentar la conectividad del medio urbano (Fernández-Juricic y Jokimäki 2001), especialmente si poseen una elevada complejidad de hábitats (presencia de vegetación herbácea, arbustiva y arbórea). Los corredores arbolados ofrecen a diversas aves lugares alternativos de alimentación y anidamiento en la época reproductiva, especialmente en el caso de especies que se nutren en el suelo y anidan en los árboles (Fernández-Juricic 2000). Al igual que el tamaño de los parques, la anchura de los corredores arbolados en las calles se relaciona positivamente por el uso de los mismos por un mayor número de especies, incluyendo taxones especialistas, y con unas menores tasas de predación de nidos (Manifold 2001; Mason *et al.* 2003).

6.2. PREVENCIÓN Y CORRECCIÓN DE IMPACTOS SOBRE LA CONECTIVIDAD

Dentro de este apartado se encuadran tanto las medidas que se pueden adoptar al diseñar proyectos de construcción de infraestructuras como las que se pueden contemplar a posteriori para mitigar la pérdida de conectividad provocada por proyectos ejecutados en el pasado.

En este sentido cobran gran importancia los instrumentos de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos y de Evaluación Ambiental Estratégica de planes y programas de ordenación territorial. Estos instrumentos son de carácter fundamentalmente preventivo, además de correctivo y compensatorio, de aquellos

impactos ambientales, muchas veces sinérgicos, que los proyectos de transformación del paisaje pudieran causar.

Las medidas correctoras a nivel de proyecto para mitigar la fragmentación de los hábitats son diversas, en función del tipo de actuación.

Por ejemplo, parques eólicos pueden provocar efecto barrera al movimiento de aves e introducir un riesgo de mortalidad elevado por colisión. De cara a prevenir estos impactos, la localización, orientación y espaciado de los aerogeneradores ha de establecerse considerando las rutas de dispersión de las especies nidificantes en área de influencia del parque eólico y las rutas que utilizan las aves migratorias en sus desplazamientos (Langston y Pullan 2003).

6.2.1. Infraestructuras lineales de transporte

En cuanto a los proyectos de construcción de carreteras y líneas de tren de alta velocidad, la habilitación o acondicionamiento de pasos inferiores o superiores en puntos de ejes viarios que interceptan rutas de desplazamiento de individuos de especies silvestres tiene como objetivo disminuir el efecto-barrera y la mortalidad que dichos ejes provocan sobre la fauna vertebrada (Velasco *et al.* 1995, Yanes y Suárez 1995, Rosell y Velasco 1999, Rosell *et al.* 2002). Estos pasos han de tener unas características adecuadas de tamaño y accesibilidad en función de las especies potencialmente beneficiarias. Para los anfibios, grupo afectado de manera muy severa por los atropellos en ciertos puntos de la red viaria, se puede plantear la habilitación de dispositivos de paso específicos (de la Torre y Sobrino 2001).

No existen recomendaciones generalizables en cuanto a la ubicación y dimensiones óptimas que han de tener los pasos de fauna en las infraestructuras de transporte, de forma que se tienen que adaptar a las condiciones de cada lugar. Sin embargo, existen unas dimensiones mínimas que los pasos han de tener para servir de vías de desplazamiento a las diferentes especies. Destacan los grandes mamíferos como el ciervo (*Cervus elaphus*), que requiere pasos con una anchura mínima de 12 metros (Rosell y Velasco 1999, Casignol 2002).

Además de la evaluación de alternativas de trazado de las infraestructuras, las medidas utilizadas para disminuir la mortalidad y el efecto barrera de las mismas sobre la fauna incluyen el vallado perimetral de éstas, la construcción de túneles, falsos túneles y viaductos en el trazado, la instalación de pasos superiores e inferiores de diferentes dimensiones, el acondicionamiento y sobredimensionamiento de drenajes y la señalización de los tramos más susceptibles de ser atravesados por animales salvajes (Rosell 2000).

Con el fin de comprobar la efectividad de los pasos transversales habilitados para la fauna, se realizan seguimientos de control mediante diferentes métodos, destacando el polvo de mármol (marmolina) como sustrato de registro de las huellas dejadas por la fauna en los pasos y los sistemas fotográficos que se activan al ser atravesados éstos por un animal.

Por ejemplo, Rodríguez (1996) estudió la eficacia de los drenajes y otros pasos no específicos para fauna como estructuras que atenúan el efecto barrera de infraestructuras lineales, de forma que encontró el uso de los mismos por mamíferos carnívoros depende en gran medida de que dichos pasos se sitúen cerca de manchas de vegetación arbustiva y presenten cobertura en las entradas. Asimismo se están realizando experiencias de control en pasos de diferentes carreteras (Cachón 2002; Navàs y Rosell 2002) y líneas de tren de alta velocidad (Atienza y Hernández 2002) de reciente construcción.

En cuanto a las infraestructuras lineales construidas, excepto aquellas medidas que han de contemplarse necesariamente en la etapa de proyecto (evaluación de alternativas de trazado, construcción de túneles y viaductos), cabe realizar mejoras en la permeabilidad de las vías allí donde sea posible tras realizar un diagnóstico de los impactos negativos que éstas están causando sobre la fauna. Entre las medidas que se pueden adoptar se encuentra la construcción de pasos superiores y falsos túneles, así como el acondicionamiento y sobredimensionamiento de estructuras que atraviesan transversalmente la vía (drenajes, caminos y carreteras locales, ríos y arroyos).

La fragmentación y pérdida de integridad de hábitats provocada por las infraestructuras lineales de transporte es objeto de estudio en la acción COST 341, de la red europea de cooperación en investigación COST (*Cooperation in the field of scientific and technical research*), creada en el contexto europeo para favorecer el desarrollo de la investigación y el intercambio internacional de información científico-técnica. Iniciada en 1998, la acción COST 341 incluye a 16 países europeos y es llevada a cabo en el foro de la organización IENE (*Infra Eco Network Europe*), que reúne a una red internacional e interdisciplinar de expertos en la materia.

La acción COST 341 ha generado valiosa información para el conocimiento de la problemática de estudio y sus posibles técnicas de prevención y mitigación. Se han elaborado informes nacionales del estado de la cuestión en los países participantes (p. ej. Rosell *et al.* 2002), una revisión a nivel de Europa que integra y compara la información de los informes nacionales (Trocmé *et al.* 2003) y un completo manual técnico que servirá de guía para futuros proyectos de construcción de infraestructuras lineales de transporte (Iuell *et al.* 2003).

En el contexto europeo la aplicación de los criterios de conectividad es un factor clave a tener muy en cuenta en los próximos años debido a la importancia de las obras previstas de construcción de líneas de tren de alta velocidad y de autovías, especialmente en países con redes de transporte poco o parcialmente desarrolladas y que albergan importantes valores naturales.

6.2.2. Barreras físicas en cauces fluviales

En cuanto a las presas y azudes, su efecto barrera sobre la fauna piscícola puede ser mitigado por medio de la instalación de escalas de adecuadas dimensiones y suprimido mediante la eliminación de las infraestructuras en desuso.

Como medida correctora del efecto barrera de presas y azudes, las escalas para la remontada de peces facilitan que los peces puedan ascender río arriba. Se componen de una serie de arquetas o depósitos dispuestos sucesivamente uno después de otro comunicados entre sí por vertederos. En el diseño y ubicación de estas escalas hay que tener en cuenta diversos factores, como el comportamiento, el tamaño y la capacidad de salto de las especies que se pretenda proteger. La correcta ubicación de la entrada a la escala (primera arqueta) es fundamental para el buen funcionamiento del paso. El pez, en cuando se topa con el obstáculo de la presa, ha de encontrar la entrada a la escala sin dificultad y lo mas rápidamente posible, con objeto de que no pierda energía y disponga de todas sus fuerzas para ascender (García de Jalón 2001).



Figura 13. Azud con escala para peces.

En Gipuzkoa, el salmón (*Salmo salar*) en 1870 se consideraba extinto en el río Deba, en 1938 en el Urola y en 1940 en el Urumea y el Oria. Sin embargo, la eliminación y permeabilización de presas y la mejora en la calidad de las aguas en los ríos de Gipuzkoa está favoreciendo la recolonización de los mismos por dichos peces

migradores anadromos. Tras la reintroducciones de la especie efectuadas en la última década, el salmón ha vuelto a desovar en el Urumea y el Oria, mientras que con la eliminación y permeabilización de infraestructuras en el Urola se pretende que remonte éste próximamente (Masmar 2003). En las presas que no se eliminan por formar parte del patrimonio histórico, se colocan vías para la remontada de los peces. (Diputación Foral de Gipuzkoa 2002).

Debido a los impactos negativos que producen, los proyectos de construcción de minicentrales hidroeléctricas deben incluir entre sus medidas correctoras la instalación de pasos para peces y otras especies acuáticas, el tapado de los canales de derivación para evitar la mortalidad de la fauna no acuática, la colocación de dispositivos que eviten la entrada de peces en las turbinas y la fijación de caudales mínimos.

El caudal ecológico marca el caudal mínimo que debe circular y define qué características ha de tener el régimen de caudales para que se conserven las comunidades fluviales de la ribera y del medio acuático del tramo derivado por la minicentral. Aunque en las dos últimas décadas se ha investigado mucho sobre los efectos de la regulación de caudales, todavía existe un notable desconocimiento científico, especialmente sobre los requerimientos de muchas especies ibéricas, de las que se carece de datos cuantitativos (García de Jalón 2001).

7. LA CONECTIVIDAD EN LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y LA GESTIÓN DE LA VIDA SILVESTRE

SUMNARIO

7.1. EL ANÁLISIS Y MEDICIÓN DE LA CONECTIVIDAD	105
7.1.1. Enfoques de análisis desde la Ecología del Paisaje y Biología de la Conservación	105
7.1.2. La importancia de la escala espacial de análisis	106
7.1.3. La importancia del papel de la matriz del paisaje: análisis de la conectividad funcional mediante superficies de costo	107
7.1.3.1. Caso práctico aplicado: estimación de la permeabilidad del paisaje y rutas de mínimo coste de desplazamiento para especies de fauna forestal en la Comunidad Autónoma del País Vasco	110
<i>Resistencias de los usos del suelo al desplazamiento de especies forestales.....</i>	112
<i>Permeabilidad del paisaje para especies forestales.....</i>	114
<i>Rutas de mínimo coste de desplazamiento entre manchas de bosque</i>	116
Ejemplo de conexión entre bosques de la vertiente cantábrica	116
Ejemplo de conexión entre las riberas del Ebro y la Sierra de Cantabria	117
Ejemplos de conexión entre montañas y bosques-isla de vertiente mediterránea	117
Ejemplos de conexión entre sierras montañosas	119
<i>Aplicabilidad del modelo a escala local.....</i>	120
7.2. APLICACIONES DE LA CONECTIVIDAD COMO CRITERIO EN LA TOMA DE DECISIONES	121
7.2.1. La conectividad en la ordenación territorial	121
7.2.2. La conectividad en el diseño de redes coherentes de espacios naturales.....	122
7.2.3. La conectividad en la conservación de organismos silvestres	124

7.1. EL ANÁLISIS Y MEDICIÓN DE LA CONECTIVIDAD

7.1.1. Enfoques de análisis desde la Ecología del Paisaje y la Biología de la Conservación

La conectividad, como aspecto geoecológico con importantes implicaciones en la ordenación territorial y la planificación del paisaje, es objeto prioritario de diagnóstico desde aproximaciones de la Geografía y la Ecología (integradas en la Ecología del Paisaje) que estudian los patrones del paisaje y su relación con los procesos ecológicos (Opdam *et al.* 2002). Asimismo, debido a la notable influencia de la conectividad sobre las dinámicas poblacionales de organismos silvestres en paisajes heterogéneos y sus consiguientes implicaciones en la Biología de la Conservación, se ha producido un creciente interés en el análisis de la conectividad y han proliferado diversos métodos de medición de la misma (Tischendorf y Fahrig 2000).

En este contexto, la conectividad, entendida como el grado en que el paisaje facilita o dificulta el desplazamiento de las especies entre las teselas con recursos (Taylor *et al.* 1993), depende tanto de las características del mosaico territorial (conectividad espacial o estructural) como de los aspectos ecológicos y de movilidad de las especies (conectividad funcional).

El estudio de la conectividad estructural del hábitat es análogo al de la propia fragmentación, basado en mediciones de parámetros espaciales del paisaje como la superficie y la forma de las manchas, la distancia euclidiana entre las mismas, la presencia de corredores, etc. (Odeso y García Manteca 1990; McGarigal y Marks 1995; Tischendorf 2001; Baudry *et al.* 2003; Bender *et al.* 2003; Jordán, F. *et al.* 2003; Tischendorf *et al.* 2003).

En cambio, los modelos de conectividad ecológica incorporan aspectos de comportamiento de los organismos en el paisaje. De este modo, en el análisis de la conectividad ecológica la métrica estructural es complementada y optimizada mediante parámetros funcionales incorporados mediante modelos de simulación de percolación, difusión, dispersión, etc. (Anderson y Danielson 1997; Geertsema *et al.* 2002; Gu *et al.* 2002; Söndgerath y Schröder 2002) o derivados de seguimientos experimentales de los organismos, tales como el grado de reobservación o recaptura de individuos migrantes (Pither y Taylor 1998; Mennechez *et al.* 2003) o las tasas de inmigración en los fragmentos (Bowne *et al.* 1999). Se realizan también estudios que conjugan modelos de simulación con datos experimentales (Verbeylen *et al.* 2003).

Si bien las especies de fauna son predominantemente utilizadas en los estudios de conectividad, la dispersión y dinámica espacial de las plantas son asimismo analizadas en diversas investigaciones en relación con la estructura del paisaje (Burel y Baudry 1990; Lavorel *et al.* 1995; Grashof-Bokdam 1997; Bastin y Thomas 1999; Sarlöv y Fry 2000).

La conectividad no siempre es estudiada mediante el análisis directo de las relaciones entre la estructura del paisaje y la movilidad de las especies, debido a que las interacciones que mantiene con otras dinámicas y procesos ecológicos permiten realizar evaluaciones deductivas de la misma en función de otros factores (Goodwin 2003). Como se ha apuntado en el apartado 6.3. sobre las evidencias del valor de las conexiones para la conservación, los estudios experimentales sobre conectividad pueden basar sus conclusiones en aspectos beneficiosos que ésta hipotéticamente conlleva.

Estas aproximaciones evalúan la conectividad analizando las relaciones entre la estructura del mosaico espacial del paisaje y aspectos como la distribución espacial de los individuos de las especies (With y Crist 1995; Andreassen *et al.* 1998; Bjørnstad *et al.* 1998; Gibbs 1998; Walker 2003), la presencia y abundancia de individuos (Fahrig y Merriam 1985; Petit y Burel 1998; Estrada-Peña 2002; Verbeylen *et al.* 2003), la diversidad genética de las poblaciones (Merch y Hallett 2001; Arnaud 2003; Branch 2003) o la riqueza específica de las comunidades biológicas (Laan y Verboom 1990; Metzger 1997; Fournier y Loreau 2001) en los fragmentos de hábitat.

7.1.2. La importancia de la escala espacial de análisis

La representación de los elementos paisajísticos y de los procesos ecológicos depende de la escala espacial de análisis. El factor de escala determina el tamaño mínimo de los elementos del paisaje que se incluyen en el análisis (resolución o tamaño de grano) y condiciona los resultados de los estudios métricos de la estructura del paisaje (Turner *et al.* 1989), entre ellos los de conectividad.

A menudo la información cartográfica disponible no incluye elementos estructurales del paisaje importantes en el análisis de la conectividad. Esto ocurre especialmente con estructuras lineales (setos, alineaciones de árboles, etc.) ya que, si su envergadura es menor al tamaño de grano, quedan absorbidos en otros elementos (Sastre 1999).

Existen muy pocos estudios sobre los efectos de los cambios de escala en el análisis del paisaje. Debido a la desaparición de elementos del paisaje pequeños a escalas de escasa resolución, cabe esperar mayores valores de conectividad del hábitat al aumentar la resolución, máxime teniendo en cuenta que la resolución en el análisis del paisaje debe ser varias veces menor que el tamaño de los elementos de interés (O'Neill *et al.* 1996).

Además de la resolución, la escala de análisis presenta otro componente de gran importancia, la extensión, que es el ámbito espacial que abarca el estudio. Cuando se abarcan zonas de estudio de elevada extensión es más difícil disponer de fuentes de información de alta resolución. Esto conlleva limitaciones al afrontar el estudio de la conectividad a escala regional.

No obstante, tanto la resolución y la extensión del análisis deben estar en función de las especies a estudiar, abarcando los elementos y la extensión del paisaje que inciden en su comportamiento y movilidad. En general, escalas detalladas de información son necesarias para analizar especies con escasa movilidad o con preferencia por hábitats homogéneos, dada su sensibilidad en la percepción de la estructura del paisaje, mientras escalas más gruesas son adecuadas para especies con desplazamientos amplios (Suárez-Seoane y Baudry 2000).

7.1.3. La importancia del papel de la matriz del paisaje: análisis de la conectividad funcional mediante superficies de costo

El papel de la matriz, es decir, del conjunto de espacios transformados que rodea los fragmentos de hábitat (Gascon *et al.* 1999) es crucial en las interacciones que se producen entre éstos (Bierregaard y Stouffer 1997; Laurance y Bierregaard 1997; Tilman y Kareiva 1997; Tocher *et al.* 1997; Wiens 1997; Debinski y Holt 2000; Lomolino y Perault 2001, Cook *et al.* 2002).

Sin embargo, las mediciones de la conectividad estructural entre manchas de hábitat se suelen basar en cálculos de distancias euclidianas entre las mismas, de forma que no se tiene en cuenta la importante influencia de las características y la configuración espacial del paisaje en el que se insertan los fragmentos sobre el grado de interconexión biológica que éstos presentan (Adriaensen *et al.* 2003; Chardon *et al.* 2003; Verbeylen *et al.* en prensa).

Los diferentes tipos de usos del suelo presentes en el territorio inciden sobre la movilidad de los organismos silvestres entre las teselas con recursos, dificultándolos o facilitándolos en diferente grado según la especie considerada, de forma que las características y la configuración espacial de la matriz del paisaje son factores determinantes de la conectividad funcional del paisaje y las metapoblaciones. Los diferentes estudios experimentales que se han realizado en los últimos años sobre conectividad funcional entre subpoblaciones y conexiones ecológicas para diversas especies silvestres han servido para evaluar el papel de la matriz en el comportamiento móvil de las especies. Estos estudios experimentales han aportado datos necesarios para incorporar en el análisis del paisaje medidas de conectividad ecológicamente escaladas (Vos *et al.*, 2001).

Esta información de base referida a la movilidad de la especie en cuestión, es la más costosa de obtener, ya que requiere estudios experimentales de cierta envergadura. En este contexto, una de las prioridades en el análisis de la conectividad es el desarrollo de medidas de la conectividad funcional, relativamente sencillas de calcular, basadas en la movilidad de las especies a través el paisaje.

Se propone una metodología de medición de la conectividad funcional basada en la resistencia, fricción o impedancia que oponen los diferentes usos del suelo al desplazamiento de las especies entre las manchas de hábitat. El análisis se realiza mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) ráster que calcula el costo

acumulado de desplazamiento de la especie desde los fragmentos que ocupa, considerando la resistencia que opone el paisaje que han de atravesar.

Se parte de dos capas de información, un mapa de celdas-fuente o celdas-origen, es decir, las manchas de hábitat ocupadas por la especie (o los hábitats adecuados para la misma, según el criterio que se desee emplear) y el mapa de resistencias de los usos del suelo de la matriz al desplazamiento de la especie considerada. Estas resistencias se asignan mediante valores relativos en base a los datos experimentales disponibles, en un rango de valores a determinar.

El modelo SIG calcula un valor de costo-distancia acumulado para cada celda o píxel, sumando celda a celda desde las celdas-fuente el valor medio de las resistencias que oponen las celdas contiguas. El valor de costo-acumulado que se obtiene finalmente en cada píxel varía según el número de celdas atravesadas desde las celdas-fuente, determinado por la distancia del píxel a las mismas y según sean los valores de resistencia de las celdas atravesadas.

Los valores de costo-distancia o coste de desplazamiento, también denominados "distancia efectiva" o "distancia funcional", para la especie desde las fuentes corresponden conceptualmente a la permeabilidad del paisaje para la especie considerada, concepto análogo al de conectividad funcional del paisaje entre las manchas de hábitat.

En la **figura 14** se aprecia la influencia de la resistencia de los elementos de la matriz sobre los valores acumulados de costo-distancia desde las celdas-fuente. La mancha central constituye la superficie de origen (hábitat ocupado hipotéticamente por la especie), mientras que se disponen cuatro manchas, equidistantes de la anterior, como manchas objetivo (teselas con recursos para la especie).

Desde la fuente, la especie hipotética debe sortear una barrera impermeable para ella ($R=100$) si pretende acceder a la mancha norte, atravesar una zona de la matriz de resistencia superior para ella que la del elemento predominante ($R=30$ frente a $R=20$) para acceder a la mancha oroeste, recorrer únicamente celdas de dicho elemento predominante para llegar a la mancha suroeste y cruzar una zona con corredores y manchas permeables ($R=1$) para acceder a la mancha sureste.

De esta manera, los valores acumulados de costo-distancia resultantes son diferentes en cada mancha-objetivo, siendo la mancha sureste la de menor coste de desplazamiento o máxima accesibilidad para la especie ($CD=2,9$), debido a que el movimiento desde la fuente es asistido por elementos de máxima permeabilidad (o mínima resistencia) que actúan como conexiones ecológicas entre las manchas de hábitat.

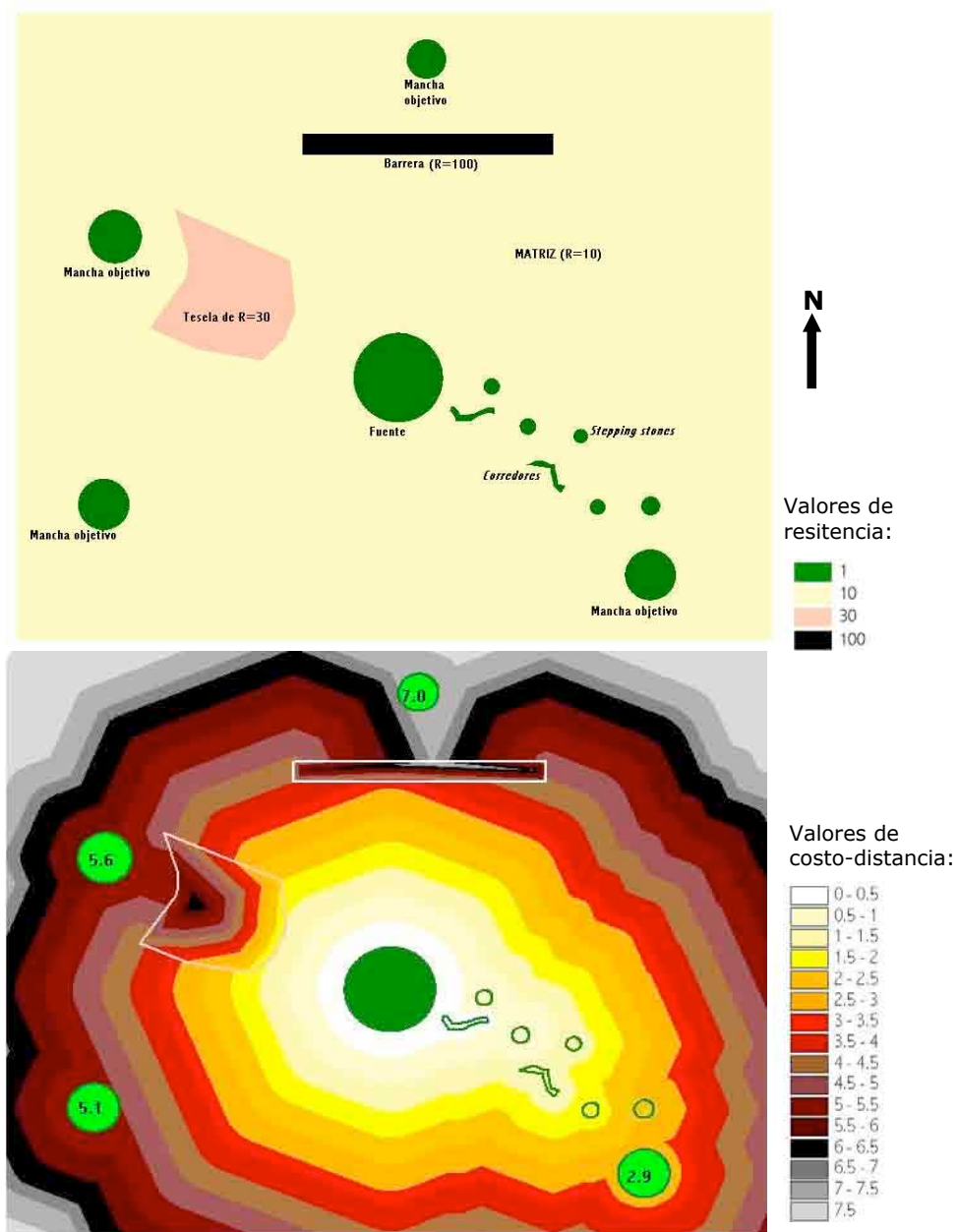


Figura 14. Cálculo de distancias de coste de desplazamiento mediante SIG. Elaboración propia.

La mancha norte es la menos accesible para la especie desde la fuente (CD=7,8), a causa de la impermeabilidad que introduce en el paisaje la barrera que le separa de ésta.

Por último, la mancha noroeste (CD=5,6) es menos accesible para la especie que la suroeste (CD=5,1), debido al área de resistencia relativamente superior al del elemento predominante de la matriz que intercede entre la fuente y la propia mancha noroeste.

Verificando la adaptación de diferentes medidas de conectividad entre fragmentos basadas en distancias euclidianas y distancias de coste respectivamente, a datos de presencia/ausencia de especies obtenidos experimentalmente, se ha comprobado una mayor sensibilidad, precisión y capacidad de predicción de las segundas (Ferrerías 2001; Ray *et al.* 2002; Chardon *et al.* 2003; Verbeylen *et al.* en prensa).

El modelo SIG de costo-distancia es capaz además de calcular las rutas de mínimo coste de desplazamiento entre las manchas de hábitat (ver apartado 7.1.2.1.), por lo que constituye una herramienta para el diseño y planificación de conexiones ecológicas en el paisaje (Walker y Craighead 1997; Purves y Doering 1999; Hartley y Aplet 2001; Singleton *et al.* 2002; Casterline *et al.* 2003).

Especies con un comportamiento similar en sus desplazamientos a través del paisaje pueden ser agrupadas y serles asignados los mismos valores de resistencia, aunque sus distancias de dispersión varíen. De esta forma puede estudiarse la transformación del paisaje desde una aproximación multiespecífica (Vos *et al.* 2001). Además el mapa de costo-distancia o permeabilidad y las rutas de mínimo coste de desplazamiento muestran la cohesión espacio-funcional entre las manchas, pudiendo utilizarse en el diseño y optimización de redes ecológicas de conservación (Adriaensen *et al.* 2003).

7.1.3.1. Caso práctico aplicado: estimación de la permeabilidad del paisaje y rutas de mínimo coste de desplazamiento para especies de fauna forestal en la Comunidad Autónoma del País Vasco

Excepto en zonas puntuales de vegetación ligada a la roca o al agua, la vegetación climática del territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco está constituida por bosques de diverso tipo. Así, la problemática de fragmentación de hábitats afecta decisivamente a estos ecosistemas forestales y su fauna asociada en la CAPV.

Actualmente la superficie de bosque autóctono se reduce a un archipiélago de fragmentos más o menos distantes entre sí (**figura 15**), de modo que las manchas de mayor tamaño se encuentran en las laderas de las principales cadenas montañosas del territorio. Además, los ecosistemas fluviales se han visto fragmentados en gran medida y tan solo se conserva una pequeña parte de los bosques de ribera originales.

En este contexto, uno de los grupos más representativos y numerosos de especies de interés conservacionista en la CAPV es el que forman especies de fauna estrictamente forestal que se desplazan por tierra, incluyendo organismos que se distribuyen preferiblemente en bosques autóctonos bien conservados como la marta (*Martes martes*), el corzo (*Capreolus capreolus*) y el gato montés (*Felis silvestris*).

Así, una aproximación al análisis de la conectividad biológica del territorio de la CAPV puede realizarse en función del grado de conexión de los fragmentos de bosque existentes actualmente en el territorio, referido a la capacidad de desplazamiento de la fauna forestal no voladora entre dichos fragmentos. Para ello aplicamos un modelo SIG de conectividad funcional partiendo de un mapa de resistencias de los usos del suelo al desplazamiento de la fauna forestal, representado con una resolución de 100X100 metros. Se integra el grupo de especies forestales de capacidad de dispersión media y desplazamiento por tierra que operan a escala regional en la CAPV mediante una especie forestal "tipo" (ver Sastre *et al.* 2002), a cuya movilidad a través del paisaje se le atribuyen los valores de resistencia antes citados.



■ Superficie de vegetación potencial boscosa en la CAPV. Fuente: Aseguinolaza *et al.* (1989).



■ Superficie de bosque autóctono en la CAPV en 1985. Fuente: Aseguinolaza *et al.* (1989).

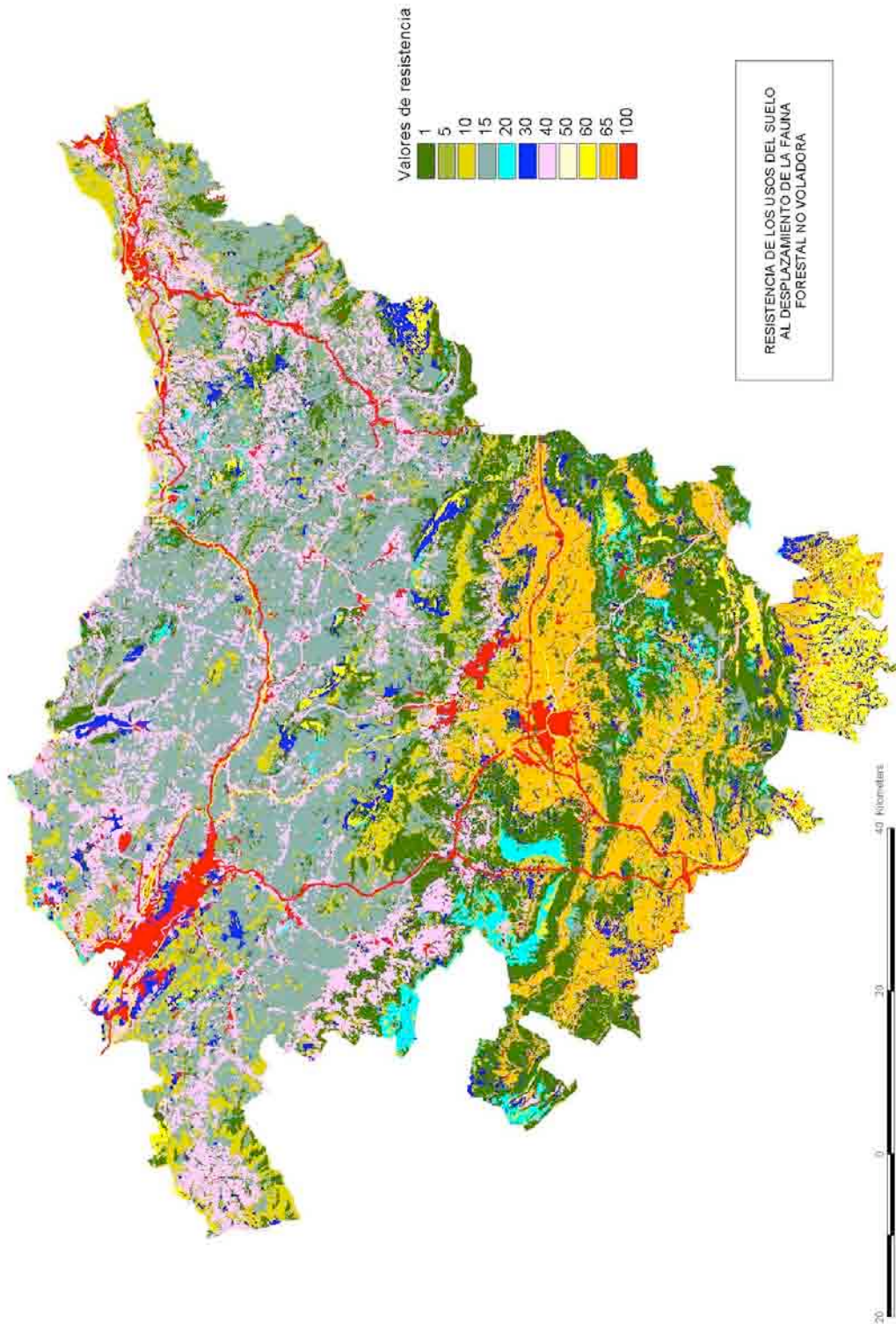
Figura 15. Distribución potencial y real de los bosques en la CAPV.

Resistencias de los usos del suelo al desplazamiento de especies forestales

En base a los conocimientos disponibles, las resistencias al desplazamiento de la especie forestal “tipo” se asignan a los diferentes usos del suelo y elementos del paisaje:

<i>Tipo de vegetación - uso del suelo</i>	<i>Valor de resistencia</i>
Bosques	1
Fase juvenil de bosque	5
Matorrales	10
Plantaciones forestales	15
Prebrezales	20
Vegetación herbácea	30
Prados y cultivos atlánticos	40
Erosiones margo-arcillosas	50
Roquedos	60
Cultivos leñosos	60
Cultivos de cereal, patata y remolacha	65
Parques urbanos y jardines	100
Zonas sin vegetación	100
<i>Elementos lineales</i>	<i>Valor de resistencia</i>
Bosques de ribera	1
Carreteras de tráfico medio	40
Carreteras de tráfico alto	60
Autovías y autopistas	100

Tabla 2. Valores relativos de resistencia asignados a los diferentes usos del suelo.



Permeabilidad del paisaje para especies forestales

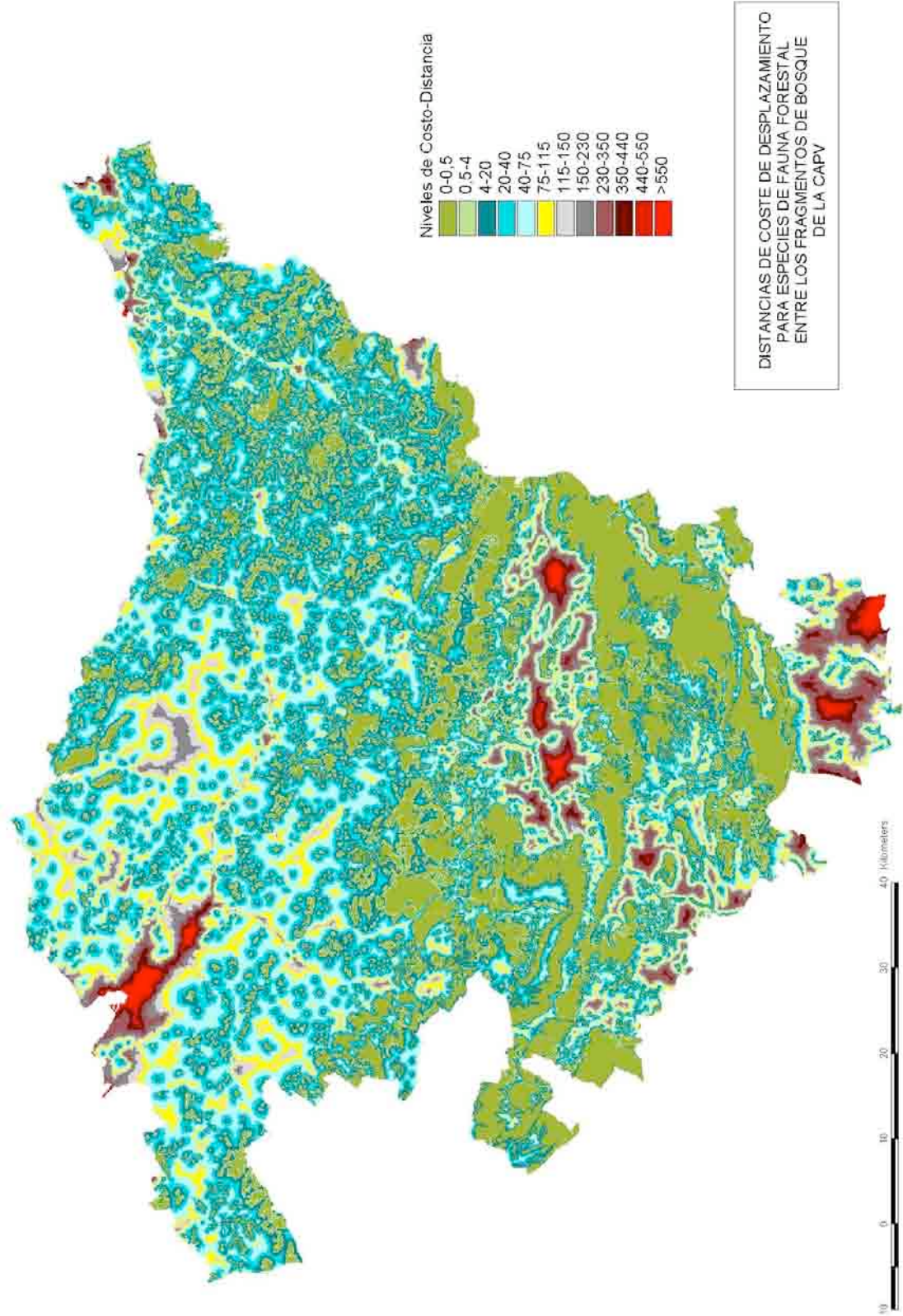
Tomando los fragmentos de bosque existentes como elementos de origen o elementos-fuente de organismos y el mapa de resistencias como superficie de costo, es posible calcular la relación costo-distancia acumulada en el desplazamiento entre fuentes. El mapa de distancias de coste resultante representa la dificultad que supone para una especie alcanzar cada punto del territorio desde las zonas o puntos de origen (bosques), determinando la permeabilidad del paisaje para dicha especie. El mapa de permeabilidad entre los fragmentos de bosque de la CAPV se ve claramente influenciado por la extensión y disposición de las manchas boscosas y por las características de la matriz dominante que las rodea. La mitad oriental de la vertiente cantábrica se caracteriza por unos niveles de permeabilidad medios debido a que existen numerosos fragmentos de bosque inmersos en una matriz agroforestal con plantaciones forestales y prados (paisaje de campiña en mosaico).

La pérdida de permeabilidad en la mitad occidental de la vertiente cantábrica es más acusada debido a la menor presencia de fragmentos boscosos y al elevado aislamiento espacial de los existentes, si bien, exceptuando el extenso conjunto urbano del gran Bilbao, los usos predominantes que rodean dichos fragmentos corresponden a los del paisaje de campiña.

En el caso de la zona de divisoria de aguas y de la vertiente mediterránea, se produce una distribución de las masas boscosas notablemente diferenciada, de forma que se encuentran extensas y poco fragmentadas manchas de bosque en las cadenas montañosas y pequeños bosques-isla inmersos en zonas de valle predominantemente ocupadas por tierras agrícolas. La menor permeabilidad de los usos agrícolas intensivos para la fauna forestal respecto al paisaje de campiña hace que los gradientes de pérdida de conectividad sean más acusados que en la vertiente cantábrica, si bien existe una mayor permeabilidad global asociada a los bosques continuos de las cadenas montañosas.

Asimismo en el mapa de distancias de coste se aprecia el incremento de la permeabilidad que introducen los bosques de ribera remanentes en las tierras agrícolas de la vertiente mediterránea, como en los casos de los ríos Zadorra, Ayuda y Omecillo, mientras que los ejes viarios más importantes constituyen un notable agente fragmentador.

Especialmente en los valles urbanizados de la vertiente cantábrica, existe un notable efecto barrera asociado a vías de comunicación, tanto por la densidad de carreteras como por la presencia de ejes segregados (autopistas y autovías).

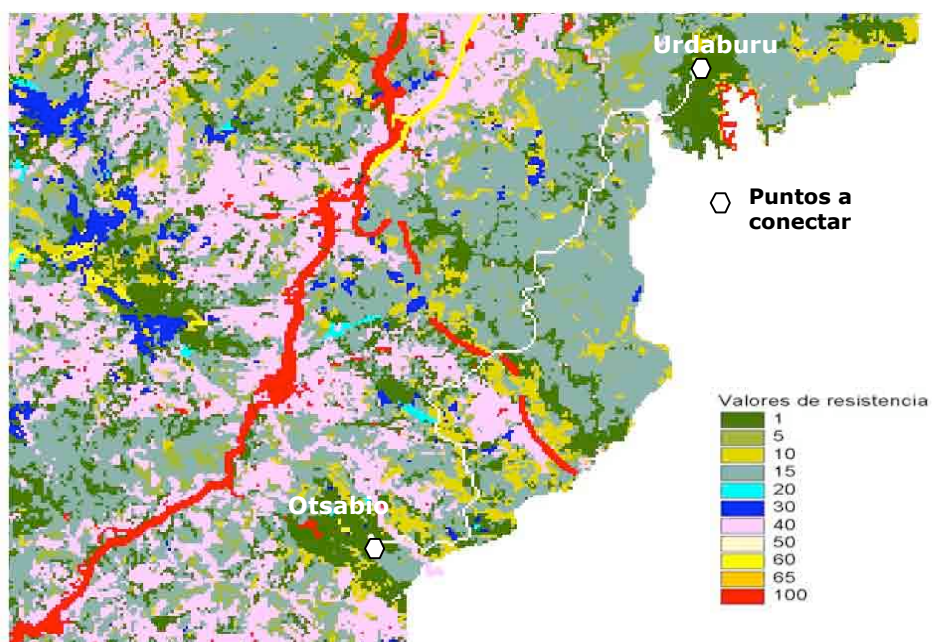


Rutas de mínimo coste de desplazamiento entre manchas de bosque

Por otro lado, a partir de los mapas de permeabilidad es posible determinar las rutas de mínimo coste de desplazamiento entre las fuentes, con importantes implicaciones en la selección de áreas de interés conector y en el diseño de redes de conexiones ecológicas entre manchas de hábitat. En los siguientes ejemplos se obtienen las rutas de mínimo coste entre varios pares de puntos situados en los bosques-fuente.

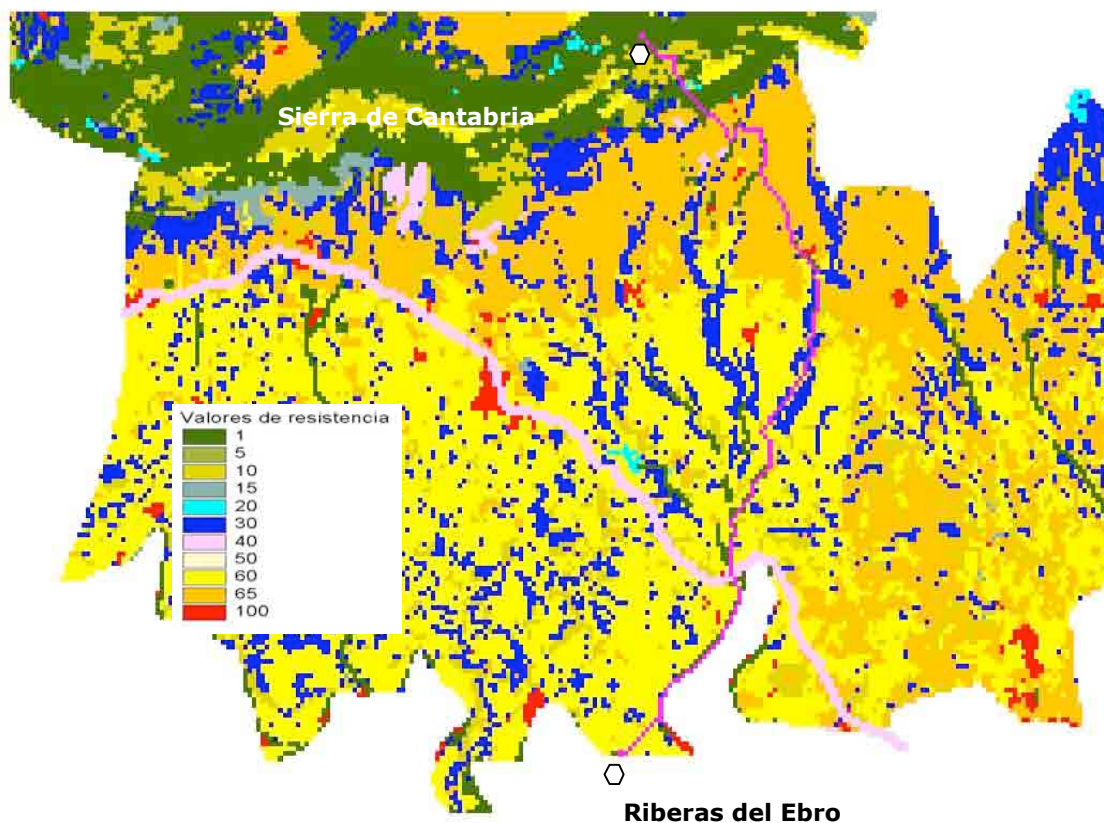
Ejemplo de conexión entre bosques de la vertiente cantábrica

La ruta de mínimo coste entre las masas boscosas de los montes Urdaburu y Otsabio pone de manifiesto la importancia conectora de las riberas del río Leizaran y de diversos fragmentos de bosque inmersos en la matriz de plantaciones forestales, así como la presencia de los túneles de la autovía Irurzun-Andoain junto al monte Urdelar.



Ejemplo de conexión entre las riberas del Ebro y la Sierra de Cantabria

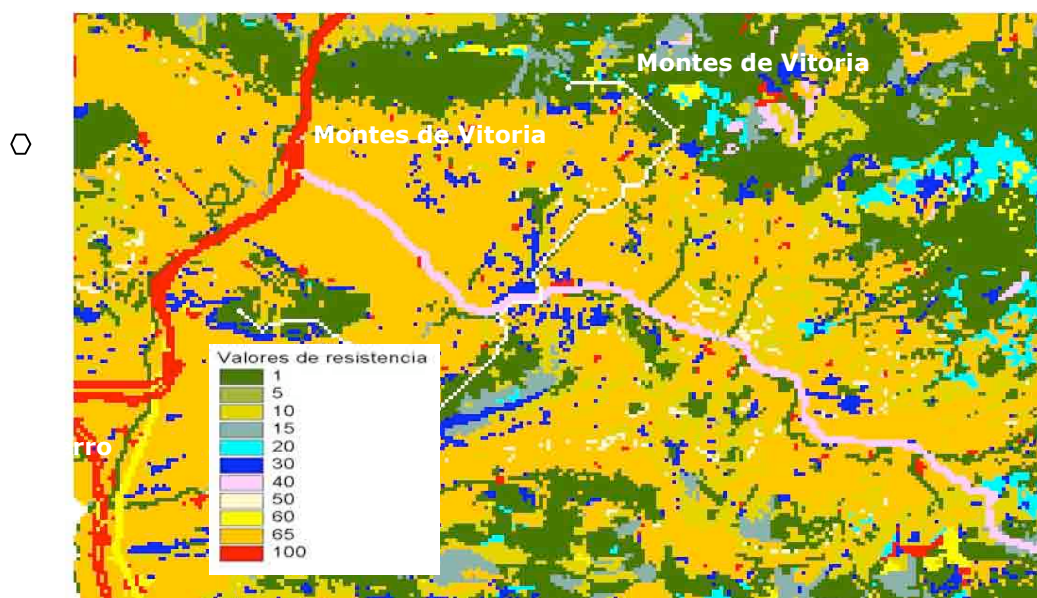
Se observa el papel conector de las riberas del Ebro en el paisaje agrícola, mientras los retazos de vegetación ribereña, en este caso del arroyo San Ginés, y de la vegetación herbácea intersticial entre los extensos cultivos de viñedo, permiten permeabilizar en cierta medida la zona de valle que separa las laderas de la Sierra de Cantabria (montañas meridionales de la CAPV) y las riberas del Ebro.



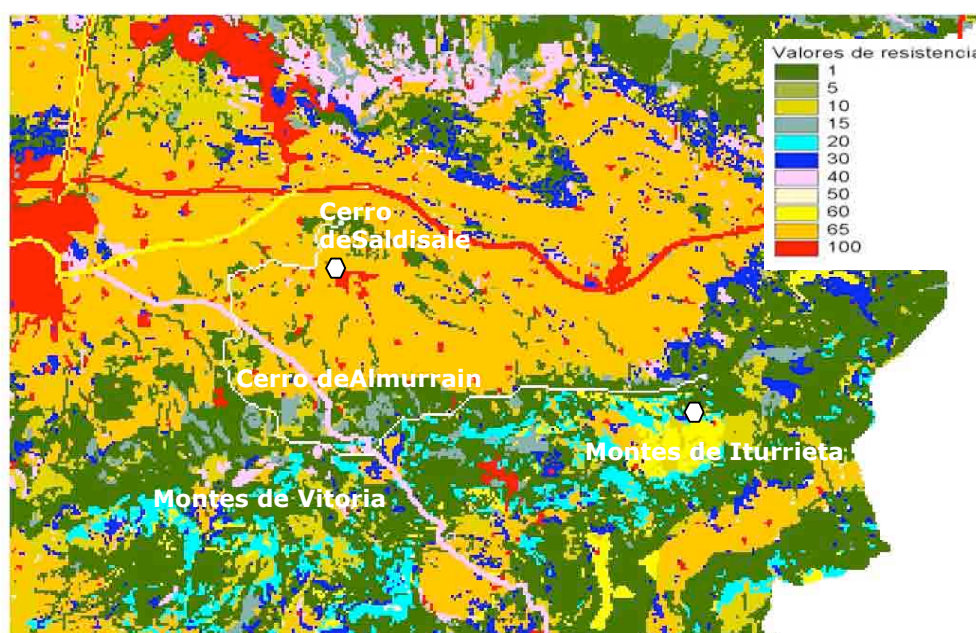
Ejemplos de conexión entre montañas y bosques-isla de la vertiente mediterránea

Se aprecia una gran tendencia al uso de las masas forestales continuas asociadas a las montañas, con el fin de minimizar el paso a través de las zonas de cultivo. Asimismo destaca la importancia de los corredores ribereños y de la disponibilidad de manchas de bosque que sirven como zonas preferenciales de paso y escala en las zonas cultivadas.

En el siguiente caso, situado en el Condado de Treviño, la ruta de mínimo coste de desplazamiento pasa por fragmentos de las riberas del río Ayuda y su afluente Arrieta, así como por las masas boscosas del monte Cerro.



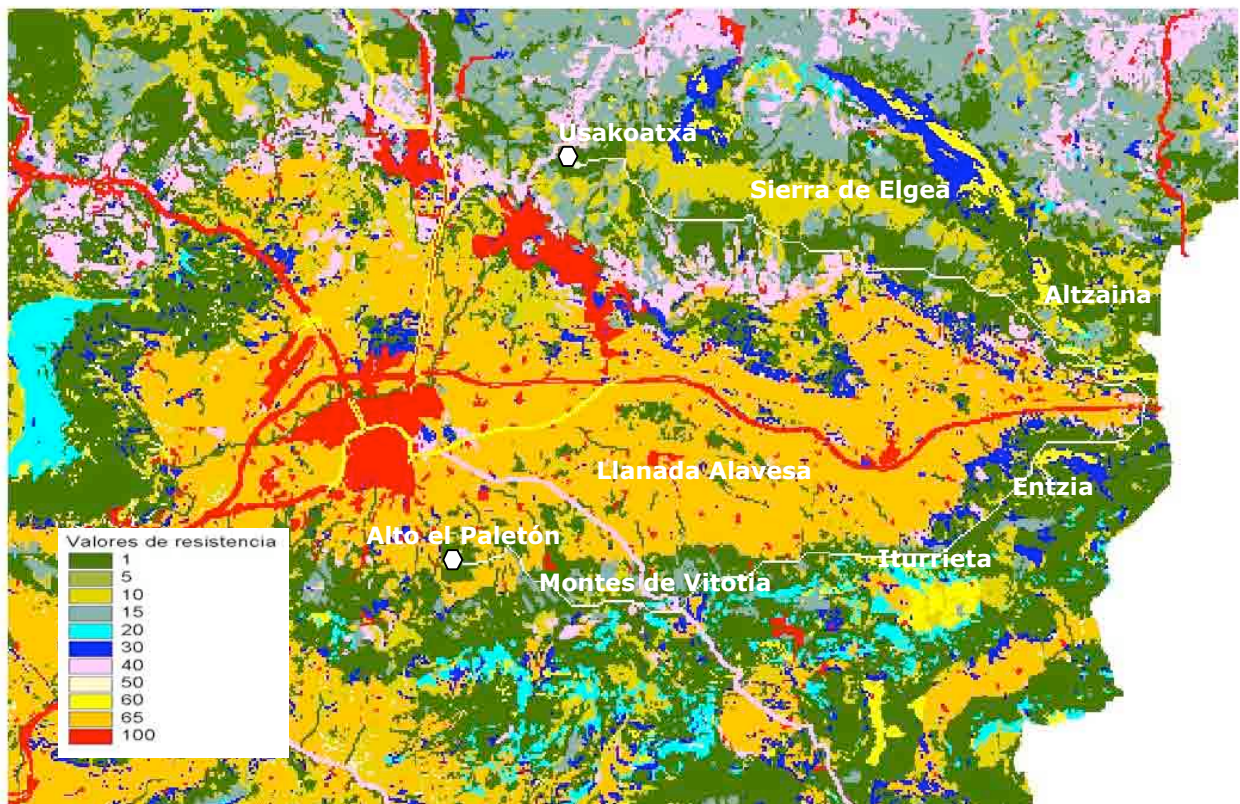
En el caso de los bosques-isla de la Llanada Alavesa, los rodales boscosos remanentes y los escasos corredores ribereños y de vegetación arbórea intersticial facilitan en cierta medida el desplazamiento a través de las tierras cultivadas de la Llanada.



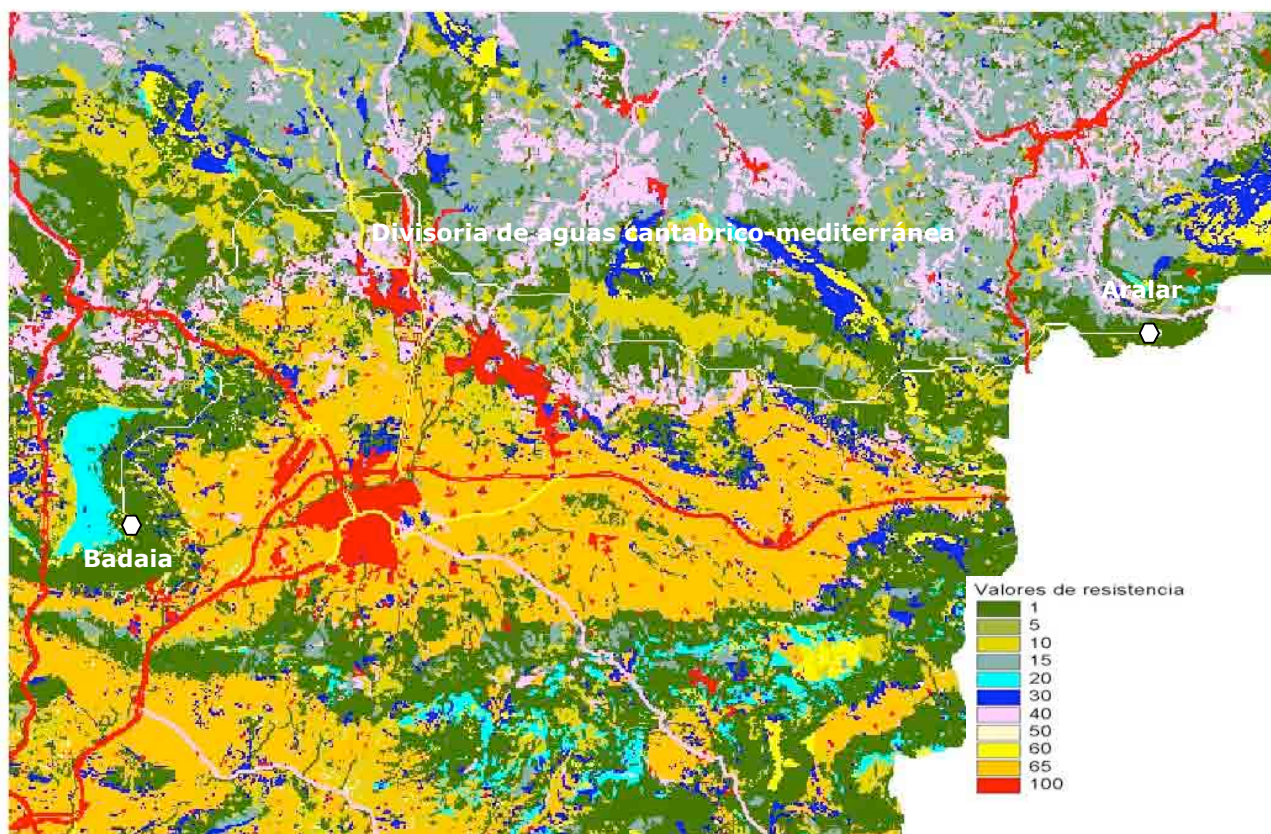
Ejemplos de conexión entre sierras montañosas

La continuidad forestal de los cordales de dirección este-oeste de la divisoria de aguas, las montañas de transición y las montañas meridionales es la mayor garantía de conexión entre diferentes puntos de las sierras.

Tanto es así, que en el caso de la conexión de mínimo coste entre Usakoatxa, al oeste de Elgea (montañas de la divisoria), y el Alto el Paletón, en la vertiente meridional de los Montes de Vitoria (montañas de transición), la ruta de máxima permeabilidad evita la Llanada Alavesa y recorre una distancia considerable hasta alcanzar el estrechamiento de las tierras agrícolas entre las sierras de Altzaina (montañas de la divisoria) y Entzia (montañas de transición)



En esta otra conexión entre la vertiente meridional de Aralar y la Sierra de Badaia, el cordal de las montañas de la divisoria de aguas constituye la ruta de mínimo coste, a pesar de las discontinuidades en su cobertura arbórea y de la presencia de ejes viarios que la atraviesan.



Aplicabilidad del modelo a escala local

La modelización propuesta de la conectividad y el cálculo de las rutas de máxima permeabilidad entre diferentes puntos del territorio se puede aplicar de forma análoga a escalas más detalladas, incorporando nuevos elementos del paisaje con incidencia sobre los desplazamientos de la fauna silvestre, como carreteras locales, pistas forestales, retículas de setos, muros de piedra, sotos fluviales, puntos de agua, etc.

7.2. APLICACIONES DE LA CONECTIVIDAD COMO CRITERIO EN LA TOMA DE DECISIONES

7.2.1. La conectividad en la ordenación territorial

La toma de conciencia sobre las consecuencias de los procesos de reducción y fragmentación de los sistemas naturales ha incitado a la realización de un creciente número de planes y proyectos para reducir y mitigar dicha fragmentación. Asimismo ha motivado una emergente demanda de métodos para predecir y evaluar los efectos de las transformaciones de los usos del suelo sobre la conectividad ecológica del territorio, especialmente ante proyectos de grandes infraestructuras y planes territoriales. En este sentido, la evaluación de escenarios mediante el diagnóstico de la conectividad del paisaje se presenta como una herramienta de gran relevancia en la toma de decisiones, dada su capacidad de analizar las implicaciones sobre la integridad ecológica del territorio de posibles planes futuros de desarrollo (Swenson y Franklin 2000; Young y Jarvis 2001; Marul y Mallarach 2002; Sastre *et al.* 2002; Rustigian *et al.* 2003).

Más allá de las medidas correctoras que se toman a nivel de ciertos tipos de proyectos, como carreteras y líneas de tren de alta velocidad, la incorporación de los criterios de prevención y mitigación de la fragmentación de hábitats y poblaciones ha de realizarse en las primeras etapas de la planificación territorial, jugando la Evaluación Estratégica Ambiental o Conjunta un papel decisivo en este sentido.

Para diagnosticar adecuadamente la integridad de los hábitats y la funcionalidad del paisaje, los impactos sinérgicos que provoca el conjunto de transformaciones que se realizan sobre el territorio han de ser evaluados de forma integrada y global.

Por ejemplo, la conectividad del hábitat fluvial para la fauna piscícola se ve altamente condicionada por la presencia de presas y azudes en los cauces, jugando la contaminación de las aguas y la presencia de puntos negros de vertidos contaminantes un papel no menos importante. La evaluación de dicha conectividad ha de realizarse a nivel de cuencas hidrográficas, teniendo en cuenta las características y la disposición geográfica de las barreras físico y físico-químicas más o menos permeables existentes.

Por otro lado, las infraestructuras viarias y sus características (densidad de tráfico, vallados perimetrales, tipos de hábitats que atraviesan, presencia de túneles y viaductos, habilitación de pasos para la fauna) han de ser evaluadas conjuntamente mediante sistemas integrados de análisis territorial.

Aspectos como la densidad espacial de infraestructuras de transporte y la superficie media de los espacios exentos de las mismas (es decir, de las zonas delimitadas por la compartimentación del paisaje que causan las redes de transporte) son parámetros utilizados en el análisis territorial de la incidencia de las infraestructuras sobre la estructura del paisaje.

La identificación y caracterización de las intersecciones entre la malla natural y la red artificial de infraestructuras actuales y proyectadas es un aspecto fundamental a la hora de realizar el diagnóstico de la conectividad del paisaje (Díaz Pineda *et al.* 2002).

7.2.2. La conectividad en el diseño de redes coherentes de espacios naturales

El diagnóstico del territorio desde el punto de vista de la conectividad tiene importantes implicaciones sobre el diseño de redes ecológicas de conservación. La definición de prioridades de protección, restauración y conexión de espacios de interés ecológico, con base en criterios sistémicos que consideran la funcionalidad de la globalidad del territorio, constituye un elemento básico de cara a la conservación a largo plazo de la biodiversidad.

En este sentido, la planificación ecorregional está tomando un papel cada vez más importante en las políticas y estrategias de conservación de la naturaleza, realizando un esfuerzo por integrar ecológica y socialmente las áreas protegidas en el conjunto del territorio (Europarc-España 2002; Múgica *et al.* 2002; De Lucio *et al.* 2003; García Mora y Montes 2003). Desde un enfoque sistémico, las redes de espacios naturales así concebidas tienen como objetivo garantizar la funcionalidad y la coherencia de los procesos ecológicos a través del conjunto del paisaje, especialmente en lo que a la dispersión, migración y supervivencia de las especies se refiere.

La conectividad entre espacios naturales está tomando un papel prioritario en diversas iniciativas de conservación de la biodiversidad. Bennet (1991) estableció un esquema de actuación para el diseño de una Red Ecológica Europea (EECONET, *European Ecological Network*). Basado en la conexión mediante corredores de los espacios naturales de relevancia o zonas-núcleo de la red, la restauración de áreas de importancia para la funcionalidad de la red y la integración de ésta en la matriz territorial mediante zonas de amortiguación, este esquema ha sido aplicado a nivel nacional y regional en diversos lugares de Europa central y oriental como Holanda, Bélgica, Dinamarca, Alemania y Polonia (Lammers 1994, Brandt 1995; Liro 1995; Burkhardt *et al.* 1996; De Blust y Kuijken 1996; Lammers y van Zadelhoff 1996; Jongman y Kristiansen 1998).

La aproximación de la iniciativa EECNET fue asumida, integrada y ampliada en la Estrategia Pan-Europea para la Diversidad Ecológica y Paisajística (PEBLDS, *Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy*) aprobada por los ministros de medio ambiente de 54 países en 1995 en la 3ª Conferencia Ministerial "Medio Ambiente para Europa". Así, la PEBLDS ha incorporado, desde su primer Plan de Acción (1996-2000), el establecimiento de una Red Ecológica Pan-Europea (PEEN, *Pan-European Ecological Network*) como una de sus acciones prioritarias.

Esta Estrategia tiene una relevancia añadida por constituir el marco para la coordinación de los recursos encaminados a conservar la diversidad biológica y paisajística en toda Europa, por lo que aspira a ser un marco de referencia común para otras estrategias de cariz territorial más reducido (nacional, regional, local) que se desarrollen para dar cumplimiento al Convenio sobre la Diversidad Biológica (Naciones Unidas 1992).

En el establecimiento de las medidas y acciones que se adoptan en el marco de la PEBLDS, se integra su interacción con el comportamiento de los diferentes agentes sociales y económicos que intervienen de una u otra manera sobre el territorio, sean administraciones, empresas o ciudadanos particulares.

Como resultado de los proyectos sobre la Red Ecológica Pan-Europea desarrollados en el marco de la PEBLDS, se han diseñado mapas indicativos de dicha Red para algunos países de Europa central y oriental (Bouwma *et al.* 2002), además de haberse iniciado los trabajos para la definición del mapa indicativo de la PEEN para Europa sur-oriental.

En esta línea, en mayo de 2003, la 5ª Conferencia Ministerial "Medio Ambiente para Europa" resolvió que para 2006 la Red Ecológica Pan-Europea (es decir, sus zonas-núcleo, áreas de restauración, zonas de amortiguación, corredores y puntos de paso) deberá estar identificada y reflejada en mapas indicativos para todos los países de la región Pan-Europea. Además, para 2008 las zonas-núcleo definidas en la PEEN deberán estar adecuadamente conservadas o protegidas y el conjunto de la Red tendrá incidencia sobre las principales políticas internacionales, nacionales y regionales de planificación territorial y sobre los proyectos de los sectores económicos relevantes.

Por otro lado, cabe destacar la referencia de la Directiva 92/43/CEE del Consejo Europeo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres o Directiva Hábitats a la necesidad de mejorar la coherencia ecológica de la Red Natura 2000 mediante la gestión de aquellos elementos del paisaje que resulten fundamentales para garantizar la migración, distribución geográfica y el intercambio genético de las especies silvestres.

En el Estado Español, las Comunidades Autónomas, responsables del diseño de las redes regionales de espacios naturales protegidos, espacios de interés naturalístico y de la red Natura 2000, están comenzando a investigar cómo afrontar la difícil labor de incorporar criterios de conectividad para favorecer la coherencia ecológica y territorial de las mismas (Múgica *et al.* 1995, 1996; IKT, S.A. 1996; García Fernández-Velilla 1998, 2003; Mayor 1999; Pinilla 1999; Molina 2003).

Uno de los aspectos clave para el establecimiento de redes de conservación que contemplen conexiones ecológicas entre espacios naturales protegidos e incidan sobre la integración territorial de éstos más allá de sus límites es adoptar modelos eficaces de ejecución, desarrollo y gestión de las mismas. En la práctica de la gestión, redes ecológicas interconectadas presentan características que las diferencian de las redes de espacios protegidos convencionales, debido a la necesaria participación de numerosos agentes con una implicación directa en mayores superficies del territorio (agricultores, propietarios del suelo, promotores, etc.), a su mayor interacción con otras políticas sectoriales (urbanística, de transporte, agraria, forestal, etc.) y a la necesidad de realizar un amplio seguimiento de las repercusiones ecológicas que conllevan (movilidad de especies entre espacios naturales, mortalidad asociada a las conexiones, etc.)

Es prioritario conseguir la coordinación de las redes de conservación ecológicamente coherentes con el resto de instrumentos de planificación territorial, sectorial y urbanística a través de modelos normativos. Por ejemplo, la Ley 8/1998 de conservación de la naturaleza y de espacios naturales de Extremadura (DOE 1998) incorpora los "corredores ecológicos y de biodiversidad" (elementos de interés conector de superficie variable) como una categoría más de espacios naturales que forman parte de la red autonómica de conservación.

En general, la incorporación de conexiones entre espacios naturales puede plantearse a escalas espaciales diversas, desde continentales a locales, pasando por nacionales y regionales. Así, se están tomando diversas iniciativas que buscan la integración y conexión del medio natural en el contexto territorial y socio-económico, que abarcan desde extensos territorios, como el Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), que atraviesa ocho países de Centroamérica (Miller *et al.* 2001; Zúniga 2002), hasta áreas relativamente reducidas, como el Corredor Verde del Guadamar, proyecto de restauración de hábitats entre los espacios naturales de Doñana y Sierra Morena en Andalucía (Serrano y Molina 1998; Montes 1999).

7.2.3. La conectividad en la conservación de organismos silvestres

Si bien los recursos faunísticos tradicionalmente no se han integrado suficientemente en la ordenación y gestión del territorio (Lozano 2001), la ampliación

de catálogos de especies amenazadas y la incorporación a la normativa ambiental de un número creciente de planes de conservación y manejo de las mismas puede y debe suponer un paso importante para cambiar paulatinamente dicha situación.

En este contexto, la conectividad funcional entre poblaciones, dada su importancia, es un aspecto incorporado en los planes de gestión y conservación de ciertas especies. Así, dentro de la fauna ibérica, dos especies emblemáticas en peligro de extinción, el oso pardo (*Ursus arctos*) y el lince ibérico (*Lynx pardinus*), cuentan con Planes de Recuperación que tienen dentro de sus objetivos prioritarios disminuir el aislamiento poblacional y aumentar la conectividad entre sus núcleos de población (BOCT 1989, BOCyL 1990, BOPA 1991, DOCM 2003), siendo la fragmentación de éstos una de sus principales causas de amenaza.

Asimismo, el urogallo (*Tetrao urogallus*), fruto de la fragmentación forestal, presenta el mismo problema y cuenta con un Plan de Conservación del Hábitat que recoge la necesidad de aumentar la conectividad entre sus poblaciones en la Cordillera Cantábrica (BOPA 2003).

En general, aquellas especies afectadas por la fragmentación y reducción de sus poblaciones pueden ser objeto, en base a la consideración de su capacidad dispersiva, requerimientos de hábitat y distribución geográfica, del diseño de conexiones ecológicas que tengan como objetivo favorecer su supervivencia.

Para el caso de especies con poblaciones fragmentadas que son indicadoras del buen estado de conservación de las teselas que habitan, pueden diseñarse redes de corredores ecológicos que favorezcan a un amplio grupo de organismos asociados al mismo tipo de hábitat.

Los grandes mamíferos forestales son el grupo de especies que más se ha utilizado en el diseño de conexiones ecológicas a escala nacional y regional (Walker y Craighead 1997; Holzgang *et al.* 2001; Singleton *et al.* 2002; Bruinderink *et al.* 2003).

No obstante, las conexiones pueden diseñarse en función de especies afectadas por la fragmentación que operan a escalas desde continentales, como aves migratorias, a locales, como anfibios y pequeños mamíferos (Foppen *et al.* 2000), sin olvidar los invertebrados (Haddad *et al.* 2000).

8. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

A la vista de lo expuesto y de los ejemplos desarrollados, cabe destacar una serie de cuestiones que merecen una especial atención y reflexión:

Necesidades de investigación:

- Ante la clara dinámica regresiva que han sufrido las poblaciones de numerosos taxones en medios fragmentados, existe una urgente necesidad de investigar aspectos poco estudiados de la ecología espacial de las especies: patrones de dispersión, dominios vitales, capacidad de desplazamiento en hábitats más o menos hostiles, etc.
- El análisis del patrón del paisaje y su relación con la conectividad funcional requiere estudios realizados desde aproximaciones a diferentes niveles (ecosistemas, biotopos, conjuntos de especies, especies concretas) y escalas espaciales de análisis. Éstas varían en función de la movilidad y el dominio vital de los organismos o de la dimensión de los procesos ecológicos estudiados.
- La determinación de las dimensiones mínimas de las conexiones ecológicas para garantizar la permeabilidad del paisaje para las diferentes especies requerirá de numerosas investigaciones experimentales, cuyos resultados dependerán de las características biofísicas de cada ámbito de estudio.

Integración de los criterios de conectividad ecológica en la ordenación territorial:

- La toma de medidas para prevenir y corregir los impactos negativos de los procesos de fragmentación de hábitats y poblaciones silvestres requiere estrategias territoriales integradas e instrumentos normativos de carácter horizontal, dada la notable incidencia de diversas políticas sectoriales sobre la dinámica de dichos procesos y sus posibles vías de mitigación. En este sentido destaca el papel a jugar por las políticas territorial y urbanística, de obras públicas (viaria, ferroviaria e hidráulica), agrícola, forestal y de conservación de la naturaleza.
- Así, los procedimientos de Evaluación Estratégica Ambiental o Evaluación Conjunta de Impacto Ambiental deben garantizar la integración de los criterios de conectividad ecológica territorial en el planeamiento sectorial, municipal y supramunicipal.
- Cabe destacar que las infraestructuras lineales de transporte constituyen un factor especialmente relevante en el grado de permeabilidad que presenta el paisaje a los flujos biológicos.

- En el territorio de la Comunidad Autónoma del País Vasco los procesos de fragmentación de hábitats inciden notablemente sobre los patrones paisajísticos, de forma que urge la toma de medidas de mantenimiento y restauración de la conectividad ecológica.
- El compromiso adquirido en el Programa Marco Ambiental de la CAPV (2000-2012) de establecer corredores ecológicos para el año 2006 supone una notable oportunidad de cara a integrar en la ordenación territorial regulaciones en materia de conectividad ecológica, con base en la delimitación y gestión de áreas de interés conector.
- Los criterios en planificación ecorregional que favorecen la integración territorial de los espacios naturales protegidos proponen mejorar la conectividad ecológica del territorio aumentando la coherencia de las redes de conservación. En este sentido, cabe realizar ciertas consideraciones:
 - En primer lugar, ha de afrontarse el diseño de redes ecológicas coherentes, con base en el diagnóstico de los requerimientos de permeabilidad del paisaje del conjunto de especies afectadas negativamente por la fragmentación de sus hábitats.
 - Las conexiones ecológicas que dan coherencia a la red constan de elementos de diferente dimensión espacial, de forma que se establecen redes jerárquicas de conexiones a distintas escalas.
- La importancia de los aprovechamientos extensivos para mantener la permeabilidad del paisaje a los flujos biológicos y para favorecer la amortiguación de los efectos de borde de la matriz sobre los espacios naturales y los elementos del paisaje de interés conector, atribuye a las políticas de desarrollo rural, a las medidas agroambientales y a los instrumentos de gestión forestal sostenible un papel muy notable en el mantenimiento y restauración de la conectividad.
- Además de la coordinación con otros instrumentos de planificación sectorial, el desarrollo de redes de espacios naturales y hábitats interconectados requiere de modelos de ejecución y seguimiento. La puesta en práctica de la gestión de estas redes coherentes implica la participación activa de diversos agentes, incluyendo grupos conservacionistas, ayuntamientos y particulares.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ABENSBERG-TRAUN, M. 1991. A study of home range, movements and shelter use in adult and juvenile echidnas *Tachyglossus aculeatus* (Monotremata: Tachyglossidae), in Western Australian wheatbelt reserves. Australian Mammalogy 14: 13-21.
- ACX, A.S. y BAUDRY, J. 1993. Ecologie et friches dans les paysages agricoles. Ministère de l'environnement.
- ADRIAENSEN, F. *et al.* 2003. The application of 'leastcost' modelling as a functional landscape model. Landscape and Urban Planning 64: 233-247.
- ALLEN, S.H. y SARGEANT, A.B. 1993. Dispersal patterns of red foxes relative to population density. Journal of Wildlife Management 57: 526-533.
- ALONSO, F. 2001. Impactos ambientales de la minicentral hidroeléctrica. En García de Jalón, D. y Schmidt, D. (coord.) Manual práctico sobre minicentrales hidroeléctricas. Bases para el análisis de sus estudios de impacto ambiental. Asociación para el Estudio y Mejora de los Salmónidos (AEMS).
- ANDERSON, G.S. y DANIELSON, B.J. 1997. The effects of landscape composition and physiognomy on metapopulation size: the role of corridors. Landscape Ecology 12: 261-271.
- ANDREASSEN, H.P., HERTZBERG K. e IMS R.A. 1998. Space-use responses to habitat fragmentation and connectivity in the root vole *Microtus oeconomus*. Ecology 79: 1223-1235.
- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. Oikos 71: 355-366.
- ANDRÉN, H. y ANGELSTAM, P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. Ecology 69: 544-547.
- ARENAS, J.M., MONTES, C. y BORJA, F. 2002. La restauración de los ecosistemas en el Corredor Verde del Guadiana. Medio Ambiente 40: 14-19.
- ARNAUD, J.F. 2003. Metapopulation genetic structure and migration pathways in the land snail *Helix aspersa*: influence of landscape heterogeneity. Landscape Ecology 18: 333-346.
- ARRANZ L.M. 1994. Mortalidad no natural de vertebrados en un canal de Burgos. Monográfico de conservación de especies 22. Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental.
- ASEGINOLAZA, C. *et al.* 1989. Mapa de vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco, Escala 1:25.000. Gobierno Vasco, Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente.
- 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: 147-159.
- BALDI, A. 1999. Microclimate and vegetation edge effects in a reedbed in Hungary. Biodiversity and Conservation 8: 1697-1706.
- BARBADILLO, L.J., MARTÍNEZ, I. y LAPEÑA, M. 2000. Primeros datos sobre la presencia de la rana ágil en la Comunidad de Castilla y León. Quercus 176: 38.

BARRETT, G.W., FORD, H.A. y RECHER, H.F. 1994. Conservation of woodland birds in a fragmented rural landscape. Pacific Conservation Biology 1, 245-256.

BASCHAK, L.A. y BROWN, R.D. 1994. River systems and landscape networks. En Cook, E.A. y van Lier, H.N. (eds.). Landscape Planning and Ecological Networks. Elsevier Science, Amsterdam.

BASTIN, L. y THOMAS, C.D. 1999. The distribution of plant species in urban vegetation fragments. Landscape Ecology 14: 493-507.

BAUDRY, J. *et al.* 2003. Temporal variability of connectivity in agricultural landscapes: do farming activities help? Landscape Ecology 18: 303-314.

BEIER, P. 1995. Disposal of juvenile cougars in fragmented habitat. Journal of Wildlife Management 59: 228-237.

BEIER, P. y NOSS, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? Conservation Biology 12: 1241-1252.

BENDER, D.J., TISCHENDORF, L. y FAHRIG, L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. Landscape Ecology 18: 17-39.

BENNETT, A. F., HENEIM, K. y MERRIAM, G., 1994. Corridors use and the elements of corridors quality: chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. Biological Conservation 68:155-165.

BENNETT, A.F. 1999. Linkages in the Landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

BIERREGAARD, R.O. y STOUFFER, P.C. 1997. Understorey birds and dynamics habitat mosaics in Amazonian rainforests. En Laurance, W.L. y Bierregaard, R.O. (eds.) Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago: 138-154.

BJØRNSTAD, O.N., ANDREASSEN, H.P. e IMS, R.A. 1998. Effects of habitat patchiness and connectivity on the spatial ecology of the root vole *Microtus oeconomus*. Journal of Animal Ecology 67: 127-141.

BLANCO, J.C. 1994. Influencia de los cercados en la fauna no cinegética. En Oberhuber, T. (ed.) Vallados cinegéticos: incidencia ambiental, social y económica. Colección CODA 1. Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental, Madrid: 39-43.

BLONDEL, J. y ARONSON, J. 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford University Press, Oxford, UK.

BOLETÍN OFICIAL DE CANTABRIA. 1989. Decreto 34/1989, de 18 de mayo, por el que se aprueba el Plan de recuperación del Oso Pardo en Cantabria. BOCT 110, de 2 de junio de 1989.

BOLETÍN OFICIAL DE CASTILLA Y LEÓN. 1990. Decreto 108/1990, de 21 de junio, por el que se establece un Estatuto de protección del Oso Pardo y aprueba el Plan de recuperación en Castilla y León. BOCyL 122, de 26 de junio de 1990.

BOLETÍN OFICIAL DEL PRINCIPADO DE ASTURIAS. 1991. Decreto 13/1991, de 24 de enero, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Oso Pardo en el Principado de Asturias. BOPA 49, de 28 de febrero de 1991.

BOLETÍN OFICIAL DEL PRINCIPADO DE ASTURIAS. 2003. Decreto 36/2003, de 14 de mayo, por el que se aprueba el Plan de Conservación del Hábitat del Urogallo (*Tetrao urogallus*) en el Principado de Asturias. BOPA 124, de 20 de mayo de 2003.

BOUWMA, I.M., JONGMAN, R.H.G. y BUTOVSKY, R.O. (eds). 2002. The Indicative Map of Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe. Technical background document. ECNC. Technical report series. ECNC, Tilburg, The Netherlands / Budapest Hungary.

BOWNE, D.R., PELES, J.D. y BARRETT, G.W. 1999. Effects of landscape spatial structure on movement patterns of the hispid cotton rat (*Sigmodon hispidus*). Landscape Ecology 14: 53-65.

BRANCH, L.C. 2003. Fragmented landscapes, habitat specificity, and conservation genetics of three lizards in Florida scrub. Conservation Genetics 4: 199-212.

BRANDT, J. 1995. Ecological networks in Danish planning. Landschap 12: 63-76.

BROEKHUIZEN, S. 1986. De beteekenis van kleine landschapselementen voor marterachtigen. En Opdam, P., van Rossum, T.A.W. y Coenen, T.G. (eds.) Ecologie van kleine landschapselementen. RIN, Leersum.

BROOK, B.W. 2003. Conservation biology: minimum sizes and habitat areas for viable wildlife populations. Center for Ecological Research, Kyoto University. CER News 79: 11-13.

BROOKER, L., BROOKER, M. y CALE, P. 1999. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. Conservation Ecology 3: 4. (URL: <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art4>)

BRUINDERINK, G.G. *et al.* 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. Conservation Biology 17: 549-557.

BUREL, F. y BAUDRY, J. 1990. Hedgerow networks as habitat for colonization of agricultural land. En R.H.G. Bunce y D.C. Howard. Species dispersal in agricultural environments. Belhaven Press, Lymington: 238-255.

BUREL, F. y BAUDRY, J. 2001. Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

BURKHARDT, R. *et al.* 1996. Planning habitat networks in Rheinland-Pfalz, Germany. En Nowicki (ed.) Perspectives on ecological networks. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem: 19-29.

BYROM, A.E., y KREBS, C.J. 1999. Natal dispersal of juvenile arctic ground squirrels in the boreal forest. Canadian Journal of Zoology 77: 1048-1059.

CACHÓN, J. 2002. Análisis de la efectividad de los pasos de fauna y de los drenajes de la autovía A-52: primeros resultados. En Jornada Fauna y vías de transporte. Pasos de fauna y medidas aplicadas para reducir atropellos, Barcelona. Generalitat de Catalunya.

CASIGNOL, J. 2002. Dispositivos anticollisiones y pasos para grandes mamíferos. En Jornada Fauna y vías de transporte. Pasos de fauna y medidas aplicadas para reducir atropellos, Barcelona. Generalitat de Catalunya.

CASTERLINE, M. *et al.* 2003. Wildlife corridor design and implementation in Southern Ventura County, California. Master on environmental science and management. Donald Bren School of environmental science and management.

CATTERALL, C.P., GREEN, R.J. y JONES, D.N. 1991. Habitat use by birds across forest/suburb interface in Brisbane: implications for corridors. En Saunders, D.A. y Hobbs, R.J. Nature Conservation 2: the role of corridors. Surrey Beatty & Sons, Sydney: 247-58

CHARDON, J.P., ADRIAENSEN, F. y MATTHYSEN, E. 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). Landscape Ecology 18: 561-573.

CHARRIER, S., PETIT, S. y BUREL, F. 1997. Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow landscape: a radio tracking study. Agriculture, Ecosystems and Environment, 61: 133-144.

CLAIR, C.C.S. *et al.* 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. Conservation Ecology 2: 13. (URL: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art13>)

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.

CLERGEAU, P., JOKIMÄKI, J. y SAVARD, J.P.L. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? Journal of Applied Ecology 38: 1122-1134.

CLEVENGER, A.P., PURROY, F.J. y CAMPOS, M.A. 1997. Habitat assessment of a relict brown bear *Ursus arctos* population in northern Spain. Biological Conservation 80: 17-22.

CLOBERT, J. *et al.* 1994. Determinants of dispersal behavior: the common lizard as a case study. En Vitt, L. y Pianka, E.R. (eds.) Lizard ecology; historical and experimental perspectives. Princeton University Press: 183-206.

CLOBERT, J. *et al.* (eds.) 2001. Dispersal. Causes, consequences and mechanisms of dispersal at the individual, population and community level. Oxford University Press, Oxford.

COOK, W. *et al.* 2002. Island theory, matrix effects and specie richness patterns in habitat fragments. Ecology Letters 5: 619-623.

CURTIS, D.J., SIGNAL, E.M. y CURTIS, M.A. (eds). 1991. Birds and Pastoral Agriculture in Europe (Proceedings of the Second European Forum on Birds and Pastoralism, 26-30 October 1990). Scottish Cough Study Group, Argyll and Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

DAVIES, P.E. y NELSON, M. 1994. Relationships between riparian buffer widths and the effects of logging on stream habitat, invertebrate community composition and fish abundance. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 45: 1289-1305.

DEBINSKI, D.M. y HOLT, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments: a global survey and overview. Conservation Biology 14: 342-355.

DE BLUST, G. y KUIJKEN, E. 1996. The Green Main Structure for Flanders. En: Nowicki (ed.), Perspectives on ecological networks. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem: 61-69.

DE LA TORRE, J.G. y SOBRINO, E. 2001. Dispositivos para evitar el atropello de anfibios. Quercus 183: 20-22.

DELGADO, J.J. 2000. Aplicación de la metodología del concepto de conexión biotópica en el sector nororiental de la Sierra de las Nieves (Málaga). Tesis Doctoral, Departamento de Geografía de la Universidad de Málaga.

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. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

DE LUCAS, M., JANSS, G. y FERRER, M. 2002. Impacto de los parques eólicos en las poblaciones de aves rapaces. En I Encontro Ibérico de Recuperação e Conservação de Fauna Selvagem. Castelo Branco, Escola Superior Agrária.

DE LUCIO, J.V., MARTÍNEZ, C. y SASTRE, P. 2002. 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: 312-323.

DE LUCIO, J.V., ATAURI, J.A., SASTRE, P. y MARTÍNEZ, C. 2003. Conectividad y redes de espacios naturales protegidos: del modelo teórico a la visión práctica de la gestión. En García Mora, M.R. (coord.) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Junta de Andalucía: 29-54.

DESROCHERS, A., HANSKI, I.K. y SELONEN, V. 2003. Siberian flying squirrel responses to high-and low-contrast forest edges. Landscape Ecology 18: 543-552.

DIARIO OFICIAL DE EXTREMADURA. 1998. LEY 8/1998, de 26 de junio, de conservación de la naturaleza y de espacios naturales de Extremadura. DOE 86, de 28 de julio de 1998.

DIARIO OFICIAL DE CASTILLA LA MANCHA. Decreto 276/2003, de 9 de septiembre de 2003, por el que se aprueba el plan de recuperación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) y se declaran zonas sensibles las áreas críticas para la supervivencia de la especie en Castilla-La Mancha. DOCM 131, de 12 de septiembre de 2003.

DÍAZ PINEDA, F., SCHMITZ, M.F. y HERNÁNDEZ, S. 2002. Interacciones entre infraestructuras y conectividad natural del paisaje. En: Actas del I Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente, Madrid: 191-214.

DICKSON, J.E. *et al.* 1995. Streamside zones and breeding birds in eastern Texas. Wildlife Society Bulletin 23: 750-755.

DIDHAM R.K. y LAWTON, J.H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation in tropical forest fragments. Biotropica 31: 17-30.

DIÉGUEZ-URIBEONDO, J. y SÖDERHÄLL, K. 1993. *Procambarus clarkii* as a vector for the crayfish plague fungus *Aphanomyces astaci* Schikora. Aquacult Fish Manage 24: 761-765.

DIPUTACIÓN FORAL DE GIPUZKOA. 2002. Memoria de actuaciones principales. Departamento de Obras Hidráulicas Y Urbanismo.

DIVOKY, G.J. y HORTON, M. 1995. Breeding an natal dispersal, nest habitat loss and implications for marbled murrelet populations. En USDA Forest Service Technical Report 152: 83-87.

- DOBSON, F. S. y JONES, W.T. 1985. Multiple causes of dispersal. American Naturalist 126: 855-858.
- DOUGHTY, P., SINERVO, B. y BURGHARDT, G.M 1994. Sex-biased dispersal in a polygynous lizard, *Uta stansburiana*. Animal Behaviour 47: 227-229.
- DOWNES, S.J., HAMDASYDE, K.A. y ELGAR, A. 1997. Variation the use of corridors by introduced and native rodents in south-eastern Australia. Biological conservation 82: 379-383.
- DUNNING, J.B. *et al.* 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. Conservation Biology 9: 542-550.
- ELOSEGI, A. y DIEZ, J. 1999. Ibaien errestauraziorako oinarri ekologikoak. En Elosegi, A. y Garin, I. (eds.) Basabizitzaren kudeaketa. Udako Euskal Univertsitatea: 147-182.
- ESTRADA-PEÑA, A. 2002. Understanding the relationships between landscape connectivity and abundance of *Ixodes ricinus* ticks. Experimental and Applied Acarology 28: 239-248.
- EUROPARC-ESPAÑA. 2002. Plan de Acción para los espacios naturales protegidos del Estado Español. Fundación González Bernáldez, Madrid.
- FAGAN W.F., CANTRELL, R.S. y COSNER, C. 1999. How habitat edges change species interactions. The American Naturalist 153: 165-182.
- FAHRIG, L. y MERRIAM, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. Ecology 66: 1762-1768.
- FAHRIG, L. y MERRIAM, G. 1994. Conservation of fragmented populations. Conservation Biology 8: 50-59.
- FAJARDO, I. 1990. Mortalidad de la lechuza común (*Tyto alba*) en España central. Ardeola 37: 101-106.
- FAO/CEPE. 1991. Legislation and measures for the solving of environmental problems resulting from agricultural practices (with particular reference to soil, air and water). Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa, (CEPE) y FAO. Agrarian Structures and Farm Rationalization Report 7. Naciones Unidas, Ginebra.
- FERNÁNDEZ GARCÍA, J.M. 1999. Infraestructuras lineales y efecto barrera para los grandes mamíferos en el País Vasco. Otaka 9.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. Conservation Biology 14: 513-521.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. y JOKIMÄKI, J. 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. Biodiversity and Conservation 10: 2023-2043.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E., JIMENEZ, M.D. y LUCAS, E. 2001. Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid. Spain. Management Implications. Marzluff, M., Bowman, R. y Donnelly, R. (eds.) Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Kluwer Academic, Norwell, USA: 261-275.
- FERRER, M., JANNIS, G. y CHACÓN, M.L. 1993. Mortalidad de las aves en tendidos eléctricos: situación actual en España. Quercus 94: 20-29.

FERRERAS, P. 1993. Incidencia de las carreteras sobre las poblaciones de lince ibérico. Quercus 83: 22-23.

FERRERAS, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. Biological Conservation 100: 125-136.

FISHER, A.M. y GOLDNEY, D.C. 1998. Native forest fragments as critical bird habitat in a softwood forest landscape. Australian Forestry 61: 287-295.

FOPPEN, R. 1999. Hacia los corredores fluviales funcionales: presentación de modelos para evaluar la función de los ecosistemas ribereños como corredores. En Seminario internacional sobre corredores ecológicos y restauración de ríos y riberas. Junta de Andalucía.

FOPPEN, R.P.B. *et al.* 2000. Corridors of the Pan-European Ecological Network: concepts and examples for terrestrial and freshwater vertebrates. ECNC, Tilburg.

FORERO, M., DONÁZAR, J.A., e HIRALDO, F. 2002. Causes and fitness consequences of natal dispersal in a population of black kites. Ecology 83: 858-872.

FORMAN, R.T.T. y GODRON, M. 1981. Patches and Structural components for a Landscape Ecology. Bioscience 31: 733-739.

FORMAN R.T.T. y GODRON, M. 1986. Landscape Ecology. John Wiley and Sons, New York.

FORMAN, R. T. T. y BAUDRY, J. 1984. Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology. Environmental Management 8: 495-510.

FORMAN R.T.T. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.

FOURNIER, E. y LOREAU, M. 2001. Respective roles of recent hedges and forest patch remnants in the maintenance of ground-beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in an agricultural landscape. Landscape Ecology 16: 17-32.

FRIESEN, L.E., EAGLES, P.F.J. y MACKAY, R.J. 1995. Effects of residential development on forest-dwelling neotropical migrant songbirds. Conservation Biology 9: 1408-1414.

FRY, G. y MAIN, A.R. 1993. Restoring seemingly natural communities on agricultural land. En: Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Ehrlich, P.R. (eds.) Nature Conservation 3. The reconstruction of fragmented ecosystems. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, New South Wales: 225-241.

GARCÍA FERNÁNDEZ-VELILLA, S. 1998. Estudio para la constitución de una red de corredores biológicos. Gobierno de Navarra. Inédito.

GARCÍA FERNÁNDEZ-VELILLA, S. 2003. Conectividad en sistemas regionales de áreas protegidas. En García Mora, M.R. (coord.) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Junta de Andalucía: 89-110.

GARCÍA DE JALÓN, D. 2001. Medidas correctoras. En García de Jalón, D. y Schmidt, D. (coord.) Manual práctico sobre minicentrales hidroeléctricas. Bases para el análisis de sus estudios de impacto ambiental. Asociación para el Estudio y Mejora de los Salmónidos (AEMS).

GARCÍA-GONZÁLEZ, D. Y UTRILLA, C.G. 2002. Peces migradores, cómo les afectan las presas. Quercus 197: 18-22.

GARCÍA MORA, M.R. y MONTES, C. (eds.) 2003. Vínculos en el paisaje mediterráneo. El papel de los espacios protegidos en el contexto territorial. Junta de Andalucía.

GASCON, C. *et al.* 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. Biological Conservation 91: 223-229.

GEERTSEMA, W., OPDAM, P. y KROPFF, M.J. 2002. Plant strategies and agricultural landscapes: survival in spatially and temporally fragmented habitat. Landscape Ecology 17: 263-279.

GIBBS, J.P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. Landscape Ecology 13: 263-268.

GILLIES, C.S. y CASSADY, C. 2002. Testing corridors efficacy with forest birds in the tropical dry forest of Costa Rica. Society for Conservation Biology 16th Annual Meeting, Canterbury, UK.

GILPIN, M.E. Y SOULÉ, M.E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. En: Soulé, M.E. (ed.) Conservation biology, the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates. Sunderland, Massachusetts: 19-34.

GILPIN, M.E. y HANSKI, I.A. 1991. Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations. Academic Press, San Diego.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ F. 1991. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in central Spain. En: Baudry J. y Bunce R.G.H. (eds.) Land abandonment and its role in conservation. Options Méditerranéennes, Série Séminaires Méditerranéens 15: 23-29.

GOODE, D.A. 1991. Wildlife in cities. En Webb, E.A. y Foster, S.Q. (eds.) Perspectives in urban ecology. Denver Museum of Natural History: 353-393.

GOODWIN, B.J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? Landscape Ecology 18: 687-699.

GORIUP, P.D., BATTEN, L.A. y NORTON, J.A. (eds) 1991. The conservation of lowland dry grassland birds in Europe (Proceedings of an international seminar held at the University of Reading 20-22 March 1991). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.

GOSÁ, A. 1997. *Rana dalmatina*. En: Pleguezuelos, J.M. (ed.) Distribución y biogeografía de los anfibios en España y Portugal. Monografías de Herpetología 3: 158-160.

GOSÁ, A. 2002. Efectivos poblacionales de la rana ágil (*Rana dalmatina*) y uso del hábitat reproductor en Navarra. Munibe 53: 205-210.

GRANADO-LORENCIO, C. 1991. The effect of man on the fish fauna of the river Guadalquivir. Fisheries Research 12: 91-100.

GRASHOF-BOKDAM C. 1997. Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: effects of habitat fragmentation. Journal of Vegetation Science 8: 21-28.

GREENWOOD, P.J., HARVEY, P.H. y PERRINS, C.M. 1979. The role of dispersal in the great tit (*Parus major*): the causes, consequences and heritability of natal dispersal. Journal of Animal Ecology 48: 123-142.

GREENWOOD, P.J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. Animal Behaviour 28: 1140-1162.

GREENWOOD, P.J. y HARVEY, P.H. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. Annual review of ecology and systematics 13: 1-21.

GU, W., HEIKKILÄ, R. y HANSKI, I. 2002. Estimating the consequences of habitat fragmentation on extinction risk in dynamic landscapes. Landscape Ecology 17: 699-710.

GUTIÉRREZ, D. 2002. Metapoblaciones: un pilar básico en biología de conservación. Ecosistemas 2002/3 (URL: www.aeet.org/ecosistemas/investigación3.htm)

GYDEMO, R. 1992. Crayfish diseases and management. The need for knowledge. Finnish Fisheries Research 14: 119-124.

HAAS, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. Conservation Biology 9: 845-854.

HADDAD, N.M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. Ecological Applications 9: 612-622.

HADDAD, N.M., ROSENBERG, D.K. y NOON, B.R. 2000. On Experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. Conservation Biology 14: 1543-1545.

HAIG, S.M., MEHLMAN, D.W. y ORING, L.W. 1988. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. Conservation Biology 12: 749-758.

HANSEN, A.J. *et al.* 1991. Lessons from natural forest: implications for conserving biodiversity in natural forests. BioScience 41: 382-392.

HANSKI, I.A. y GILPIN, M.E. 1997. Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Academic Press, San Diego.

HANSKI, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford, UK.

HANSSON, B., BENSCH, S. y HASSELQUIST, D. 2003. Heritability of dispersal in the great reed warbler. Ecology Letters 6: 290-294.

HARRISON, R.L. 1992 Towards a theory of inter-refuge corridor design. Conservation Biology 6: 293-295.

HARTLEY, D. y APLET, G.H. 2001. Modeling wildlife habitat corridors in the Greater Grand Staircase-Escalante Ecosystem. En van Riper III, C., Thomas, K.A., y Stuart, MA. (eds). Proceedings of the Fifth Biennial Conference of Research on the Colorado Plateau. U.S. Geological Survey: 173-183.

HILL, M.O. *et al.* 1992. The role of corridors, stepping stones and islands for species conservation in a changing climate. Peterborough: English Nature.

HENDERSON, M.T., MERRIAM, G. y WEGNER, J. 1985. Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. Biological Conservation 31: 95-105.

HENEIN, K. y MERRIAM, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. Landscape Ecology 4: 157-170.

HENGVELD, R. 1994. Small step invasion research. Trends in Ecology and Evolution 9: 339-342.

HESS, G.R. 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. Conservation Biology 8: 256-262.

HOBBS, R.J. 1993. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. Biological Conservation 64: 193-201.

HOLZGANG, O. *et al.* 2001. Les corridors faunistiques en Suisse. Cahier de l'environnement n° 326, Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), Société suisse de Biologie de la Faune (SSBF), Station ornithologique suisse de Sempach, Bern.

ÍBERO, C. 1998. Setos, linderos y sotos de ribera en tierras agrarias. Pulso agrario 22, Banco Central Hipano.

IKT, S.A. 1996. Red de corredores ecológicos de la CAPV. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Inédito.

ILLANA, A. y PANIAGUA, D. 1998. Impacto de las infraestructuras de transporte sobre los vertebrados terrestres en la Llanada Alavesa. Medidas correctoras. Inédito.

IMS, R.A., ROLSTAD, J. y WEGGE, P. 1993. Predicting space use responses to habitat fragmentation: Can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) for capercaillie grouse *Tetrao urogallus* in boreal forest? Biological Conservation 63: 261-268.

IMS, R.A. 1995. Movement patterns related to spatial structures. En Hansson, L., Fahrig, L. y Merriam, G. (eds.) Mosaic landscapes and ecological processes. Chapman & Hall: London.

IUELL, B. *et al.* (eds.) 2003. Wildlife and traffic. A European Handbook for identifying conflicts and designing solutions. COST 341, Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering division, Delft, The Netherlands.

JAMES, A.R.C. 1999. Effects of industrial development on the predator-prey relationship between wolves and caribou in northeastern Alberta. PhD Thesis, University of Alberta, Canadá.

JÁNOSI, I.M. y SCHEURING, I. 1997. On the evolution of density dependent dispersal in a spatially structured population model. Journal of Theoretical Biology 187: 397-408.

JENSEN, W.F., FULLER, T.K. y ROBINSON, W.L. 1986. Wolf, *Canis lupus*, distribution on the Ontario-Michigan border near Sault Ste. Marie. Canadian Field Naturalist 100: 363-366.

JOHNSON, M.L. y GAINES, M.S. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. Annual Review of Ecology and Systematics 21: 449-480.

JOHST, K. y BRANDL, R. 1999. Natal versus breeding dispersal: evolution in a model system. Evolutionary Ecology Research 1: 911-921.

JOKIMÄKI, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad- scale variables. Urban Ecosystems 3: 21-34.

JONGMAN, R.H.G. y KRISTIANSEN, I. 1998. National and regional approaches for ecological networks in Europe. ECNC.

JONSSON, E., EMMERMAN, A, y NORBERG, H. 1990. Problemområden i yttremiljön vid kemisk bekämpning - förslag till åtgärder. Rapport utarbetad av lantbrukisstyrelsens arbetsgrupp "Yttre miljö - kantzoner". Lantbruksstyrelsens rapport 1991: 2 Jönköping, Sverige.

JORDÁN, F. *et al.* 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. Landscape Ecology 18: 83-92.

KENDALL, B.E. *et al.* 2000. Dispersal, environmental correlation, and spatial synchrony in population dynamics. American Naturalist 155: 628-636.

KEYSER, A.J. 2002. Nest predation in fragmented forests: landscape matrix by distance from edge interactions. Wilson Bulletin 114: 186-191

KORPIMAKI, E.M. 1993. Does nest-hole quality, poor breeding success or food depletion drive the breeding dispersal of Tengmalm's owls? Journal of Animal Ecology 62: 606-613.

LAAN R. y VERBOOM B. 1990. Effects of pool size and isolation on amphibian communities. Biological Conservation 54: 251- 262.

LAMMERS, G.W. 1994. A new strategy in nature policy: towards a national ecological network in the Netherlands. En Cook, E.A. y van Lier, H.N. Landscape planning and ecological networks. Elsevier, Amsterdam.

LAMMERS, G.W. y VAN ZADELHOFF, F.J. 1996. The Dutch national ecological network. En: Nowicki (ed.), Perspectives on ecological networks. European Centre for Nature Conservation. ECNC publications series on Man and Nature, vol. I. Arnhem: 101-113.

LANGSTON, R.H.W. y PULLAN, J.D. 2003. Windfarms and birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Council of Europe for the Bern Convention, Report for 23rd meeting of the Standing Committee.

LANGTON T.E.S. (ed.) 1989. Amphibians and Roads. Proceedings of the toad tunnel conference, Rendsburg, Federal Republic of Germany. ACO Polymer Products, Shefford, England.

LAPOLLA, V.N. y BARRETT, G.W. 1993. Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the Meadow vole (*Microtus pennsylvanicus*). Landscape Ecology 8: 25-37.

LARINIER, M. 1992. Les passes a ralentisseurs. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture 326-327: 73-94.

LARINIER, M., 2000. Dams and fish migration. En Berkamp, G. *et al.* (eds.) Dams, ecosystem functions and environmental restoration. World Commission on Dams, Cape Town.

LAURANCE, W.F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. Journal of Mammalogy 71, 641-653.

LAURANCE, W.F. 1997. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. En: Laurance, W.F. y Bierregaard, R.O. (eds.) Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago: 71-83.

LAURANCE, W.L. y BIERREGAARD, R.O. (eds.). 1997. Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago.

LAURENCE, W. F., DIDHAM, R. K. y POWER, M. E. 2001. Ecological boundaries: a search for synthesis. Trends in Ecology and Evolution 16: 70-71.

LAVOREL S., GARDNER R.H. y O'NEILL R.V. 1995. Dispersal of plants in hierarchically structured landscapes. Landscape Ecology 10: 277-289.

LEGAULT, A. 1993. Anguille. Aménagement des obstacles à la migration. Ministère de l'agriculture et de la pêche, Association pour le développement de l'aquaculture.

LEVINS, R. 1970. Extinction. En: Gerstenhaber, M. (ed.) Some mathematical problems in biology. American Mathematical Society, Providence: 75-107.

LIDICKER, W.Z. 1999. Responses of mammals to habitat edges: an overview. Landscape Ecology 14: 333-343.

LIDICKER, W.Z. y PETERSON, J.A. 1999. Responses of small mammals to habitat edges. En: Barrett, G.W. y Peles, J.D. (eds.). Landscape ecology of small mammals. Springer-Verlag, New York: 211-227.

LIMPENS, H.J.G.A. y KAPTEINJ, K. 1991. Bats, their behaviour and linear landscape elements. Myotis 29: 63-71.

LINDENMAYER, D.B. y NIX, H.A. 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. Conservation Biology, 7: 627-631.

LINDENMAYER, D.B. 1994. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts in wood-production forests in south-eastern Australia: a review. Wildlife Research 21: 323-340.

LINDENMAYER, D.B. 2000. Islands of Bush in a Sea of Pines: a Summary of Studies from the Tumut Fragmentation Experiment. National Research and Development Program on Rehabilitation, Management and Conservation of Remnant Vegetation, Research Report 6.

LINDENMAYER, D.B. *et al.* 2002. Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. Ecological Monographs 72: 1-18.

LIRO, A. (ed.). 1995. National Ecological Network EECNET-Poland. Foundation IUCN Poland. Warsaw.

LOMOLINO, M. y PERAULT, D. 2001. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forests. Global Ecology and Biogeography 10: 113-132.

LÓPEZ GARCÍA, C. 2001. El impacto de las carreteras en las poblaciones de anfibios. Quercus 183: 15-18.

LOVEJOY T.E. *et al.* 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. En Soulé, M.E. (ed.), Conservation biology: the science of scarcity and diversity. Sinauer Associates, Mass: 257-325.

LOZANO, P. 2001. Bases para una zoogeografía aplicada. Diseño de una metodología geográfica de atlas de fauna. Aplicación a los vertebrados del sector nororiental de Gipuzkoa (País Vasco). Tesis Doctoral. Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología de la Universidad del País Vasco.

MACARTHUR, R.H. y WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New-Yersey.

MACDONALD, M.A. 2003. The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review. Forestry Tasmania 14: 41-52.

MACHTANS, C.S., VILLARD, M.A. y HANNON, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. Conservation Biology 10: 1366-1379.

MADER, H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads in agricultural fields. Biological Conservation 29: 81-96.

MANIFOLD, S. 2001. Bird communities in urban greenway trail corridors. MS Thesis. Western Washington University, Bellingham.

MANSERGH, I.M. y SCOTTS, D.J. 1989. Habitat continuity and social organizations of the Mountain Pygmy-possum restored by tunnel. Journal of Wildlife Management 53: 701-107.

MANSON, R.H., OSTFELD, R.S. y CANHAM, C.D. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology 14: 355-367.

MARAN, T. y HENTTONEN, H. 1995. Why is the European mink (*Mustela lutreola*) disappearing? A review of the process and hypotheses. Annales Zoologici Fennici 32: 47-54.

MARGULES, C.R. 1992. The Wog Wog habitat fragmentation experiment. Environmental Conservation, 19, 316-325.

MARKINA, F.A. 2000. Estudio de las poblaciones de corzo (*Capreolus capreolus*) y jabalí (*Sus scrofa*) y análisis de su explotación cinegética en Álava. Tesis Doctoral. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León.

MARTÍN, C. 2000. Dispersión y estructura genética de la población de avutardas de la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.

MARULL, J. y MALLARACH, J.M.. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. Ecosistemas 2: 6. (URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/022/investigacion6.htm>)

MARZLUFF, J.M. y EWING, K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. Restoration Ecology 9: 280-292.

MASMAR. 2003. La llegada de salmones a ríos de Gipuzkoa aumentará con la actuación en nueve presas. Noticias Masmar. (URL: <http://www.masmar.com/noticias/html/23661.html>)

MASON, J.H. et al. 2003. Designing urban greenways to provide habitat for breeding birds. Landscape and Urban Planning, en revisión.

MATLACK, G. y LITVAITIS, J. 1999. Forest edges. En Hunter, M.L. (ed.) Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge University Press. Cambridge: 210-233.

MATSUDA, B. M. y RICHARDSON, J.S. 2000. Clearcut timber harvest and movement patterns in tailed frogs (*Ascaphus truei*). In L.M. Darling (ed.) Proceedings of a Conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, Canadá: 485-488.

MATTHYSEN, E. 2002. Boundary effects on dispersal between habitat patches by forest birds (*Parus major*, *P. caeruleus*). Landscape Ecology 17: 509-515.

MAYOR, X. y TERRADES, G. 1999. Connectivitat biològica i Pla d'espais d'interès natural (PEIN): Diagnosi general (etapa 1). Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya. Inédito.

McEUN, A. 1993. The wildlife corridor controversy: a review. Endangered Species Update 10: 1-7.

McGARIGAL, K. y MARKS, B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service.

McGARIGAL, K. y CUSHMAN, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation studies. Ecological Applications 12: 335-345.

MLADENOFF, D.J. *et al.* 1997. Causes and implications of species restorations in altered ecosystems. Bioscience 47: 21-31.

MENNECHEZ, G., SHTICKZELLE, N. y BAGUETTE, M. 2003. Metapopulation dynamics of the bog fritillary butterfly: comparison of demographic parameters and dispersal between a continuous and a highly fragmented landscape. Landscape Ecology 18: 279-291.

MECH, L.D. *et al.* 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. Wildlife Society Bulletin 16: 85-87.

MERCH, S.G. y HALLETT, J.G. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. Conservation Biology 15: 467-474.

METZGER J.-P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. Landscape and Urban Planning 37: 29-35.

MIDDLETON, W.G.D. 1980. Roadside vegetation, a habitat for wildlife. En: Roadsides of Today and Tomorrow, Roadsides Conservation Committee, Victoria, Australia.

MILLER, K., CHANG, E. y JOHNSON, N. 2001. Defining common ground for the mesoamerican biological corridor. World Resources Institute.

MOLINA, F. 2003. La conectividad en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. En García Mora, M.R. (coord.) Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea. Junta de Andalucía: 125-138.

MONTALVO, S. y POTTI, J. 1992. Breeding dispersal in spanish pied flycatchers *Ficedula hypoleuca*. Ornis scandinavica 23: 491-498.

MONTES C. 1999. Corredores Ecológicos. El Corredor Verde del Guadiamar: conexión entre espacios naturales. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Medio Ambiente 31.

MÚGICA, M., DE LUCIO, J. V. y PINEDA, F. D. 1995. Ecological corridors and buffer zones: The study case of Madrid region, Spain. European Centre for Nature Conservation, European Topic Centre for Nature Conservation. Agencia Europea de Medio Ambiente. Inédito.

MÚGICA, M., DE LUCIO, J.V. y PINEDA, F.D. 1996. The Madrid Ecological Network. En Nowicki, P. *et al.* (eds.) Perspectives on ecological networks. European Centre for Nature Conservation publications series on Man and Nature 1. Arnhem. The Netherlands: 49-59.

MÚGICA, M., *et al.* 2002. Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

MÜLLER, H. y STEINHWARZ, D. 1987. Landschaftsökologische aspekte der jungkrötenwanderung-untersunchungen an einer erdkröten-population (Bufo bufo L.) im Siebengebirge. Natur und Landschaft 62: 473-476.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology and Evolution 10: 58-62.

NACIONES UNIDAS. 1992. Convenio sobre Diversidad Biológica.

NAGER, R.G. *et al.* 1996. Temporal and spatial variation in dispersal in the greater flamingo (*Phoenicopterus ruber roseus*). Oecologia 107: 204-211.

NATUHARA, Y. e IMAI, C. 1999. Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan. Biodiversity and Conservation 8: 239-253.

NAVÀS, F. y ROSELL, C. 2002. Medidas de mejora de pasos de fauna y corrección de puntos negros de atropello en una carretera que cruza el Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà (Catalunya). En Jornada Fauna y vías de transporte. Pasos de fauna y medidas aplicadas para reducir atropellos, Barcelona. Generalitat de Catalunya.

NEI, M. 1972. Genetic distance between populations. American Naturalist 106: 282-292.

NEWMARK, W.D. 1993. The role and design of habitats of wildlife corridors with examples from Tanzania. Ambio 22: 500-504.

NORES, C. *et al.* 1999. Informe sobre la situación del Desmán (*Galemys pyrenaicus*) en España. Seminario sobre Conservación de *Margaritifera margaritifera* y *Galemys pyrenaicus* en la Península Ibérica, Pola de Somiedo. INDUROT y Ministerio de Medio Ambiente.

NOSS, R.F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. Conservation Biology 1: 159-164.

NOSS, R.F. 1993. Wildlife corridors. En: Smith, D.S. y Hellmond, P.C. (eds) Ecology of greenways. Design and function of linear conservation areas. University of Minnesota Press, Minneapolis: 43-68.

NOSS, R.F. y BEIER, P. 2000. Arguing over little things: response to Haddad *et al.* Conservation Biology 14: 1546-1548.

NWF/SMARTWOOD. 1997. Northeast regional guidelines for the assessment of natural forest management. Montpelier, Vermont, Estados Unidos, National Wildlife Federation, y Richmond, Vermont, Estados Unidos, Rainforest Alliance SmartWood Program.

OBESO, J.R. y GARCÍA MANTECA, P. 1990. Patrones de la fragmentación del hábitat en el norte de España. El ejemplo de los hayedos y robledales de Asturias. Ecología 1: 511-520.

OLSSON, M. y SHINE, R. 2003. Female-biased natal and breeding dispersal in an alpine lizard, *Niveoscincus microlepidotus*. Biological Journal of Linnean Society 79: 277-283.

O'NEILL, R.V. *et al.* 1996. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. Landscape Ecology 11: 169-180.

ONGLEY, E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y drenaje 55.

OPDAM, P. 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. Landscape Ecology 5: 93-106.

OPDAM, P., FOPPEN, R. y VOS, C. 2002. Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape. Landscape Ecology 16: 767-779.

PAIN, D.J. y PIENKOWSKI, M.W. (eds) 1996. Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation. London, Academic.

PALIK, B.J. y MURPHY, P.G. 1990. Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. Forest Ecology and Management 32: 187-202.

PALOMARES, F. *et al.* 2000. Iberian Lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. Conservation Biology 14: 809-818.

PATON, P. 2000. Can golf courses be designed to enhance amphibian diversity on golf courses?: effects of turf on amphibian movements. Department of Natural Resources Science, University of Rhode Island, Kingston.

PEDRAZA, E.M., PERIS, S.J. y MORALES, J. J. 2002. El impacto sobre los ungulados de los canales de la comarca de Guardo (Palencia). Medio Ambiente en Castilla y León 17: 36-42.

PÉREZ, F.P. 2001. Peces singulares marinos de la costa vasca. Euskonews & Media 181. (URL: <http://www.euskonews.com/0181zbk/frgaia.htm>)

PETIT, S. y BUREL, F. 1998. Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle -Coleoptera, Carabidea- in a hedgerow network. Agriculture, Ecosystems and Environment 69: 243-252.

PIENKOWSKI, M.W. *et al.* 1995. A simplified classification of broad land-type zones to assist the integration of biodiversity objectives in the development of land-use policies. Biological Conservation, 75: 11-25.

PIENKOWSKI, M. Y BIGNAL, E. 1999. The historical and contemporary importance of herbivores for biodiversity. EFNCP Occasional Publication 21.

PIERCE, A.R. y ERVIN, J.B. 1999. La certificación independiente de la ordenación forestal y la ecología del paisaje. Unasylva 196.

PINILLA, R. 1999. Corredores ecológicos y la red Natura 2000 en Andalucía. En Seminario internacional sobre corredores ecológicos y restauración de ríos y riberas. Junta de Andalucía.

PINO, J. *et al.* 2000. Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. Landscape and Urban Planning 9: 5-48.

PITELKA, L.F. *et al.* 1997. Plant migration and climate change. American Scientist 85: 464-473.

PITHER J. y TAYLOR P.D. 1998. An experimental assessment of landscape connectivity. Oikos 83: 166-174.

PMVC-CODA. 1993. Millones de animales mueren atropellados cada año en las carreteras españolas. Quercus, 83: 12-19.

POETHKE, H.J., SEITZ, A. y WISSEL, C. 1996. Species survival and metapopulations: conservation implications from ecological theory. En Settele, J. *et al.* (eds.) Species survival in fragmented landscapes. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer: 81-92.

POTTER, M.A. 1990. Movement of North Island Brown Kivi (*Apteris australis mantelli*) between forest remnants. New Zealand Journal of Ecology 14: 17-24.

PRENDA, J. *et al.* 2003. Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo : el caso de los peces. En Arrojo, P. y del Moral, L. (coords.) La Directiva Marco del Agua: realidades y futuros. III Congreso Ibérico sobre Planificación y Gestión de Aguas. Fundación Nueva Cultura del Agua, Zaragoza.

PURVES, H. y DOERING, C. 1999. Wolves and people: assessing cumulative impacts of human disturbance on wolves in Jasper National Park. En: 1999 ESRI User Conference Proceedings, San Diego, California.

RAMOS, F.J. 1992. Mortalidad de vertebrados en el Canal de Cacán (Granada). Monográfico de Conservación de especies 20. Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental.

RAY, N., LEHMANN, A. y JOLY, P. 2002. Modelling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. Biodiversity and Conservation 11: 2143-2165.

REIJA, J., VADILLO, J.M. y VILÁ, C. 1991. Estima de las densidades de corzo en Bizkaia. Informe Técnico, Diputación Foral de Bizkaia.

REED, D.F. 1981. Mule deer behavior at a highway underpass exit. Journal of Wildlife Management 45: 542-543.

REVILLA, E., PALOMARES, F. y DELIBES, M. 2001. Edge-core effects and the effectiveness of traditional reserves in conservation: Eurasian Badgers in Doñana National Park. Conservation Biology 15: 148-158.

ROBINSON, G. R. *et al.* 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. Science 257: 524-526.

RODRÍGUEZ, A. 1996. Fragmentación de poblaciones y conservación de carnívoros. Tesis Doctoral. Departamento de Biología Animal, Universidad Complutense de Madrid.

RODRÍGUEZ, A. Y CREMA, G. 2000. Las infraestructuras lineales y su efecto barrera sobre los vertebrados. Quercus 167: 22-27.

ROSELL, C. y VELASCO, J.M. 1999. Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna. Documents dels Quaderns de medi ambient, 4. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

ROSELL, C. *et al.* 2002. COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. Inédito.

ROSELL, C. 2002. Revisión de las medidas correctoras de impactos de las vías de transporte sobre la fauna aplicadas en el estado español. En Jornada Fauna y vías de transporte. Pasos de fauna y medidas aplicadas para reducir atropellos

ROSENBERG, D.K., NOON, B.R. y MESLOW, E.C. 1997. Biological corridors: form, function and efficacy. Bioscience 47: 677-687.

ROTHERMEL, B.B. y SEMLITSCH, R.D. 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. Conservation Biology 16: 1324-1332.

ROWLEY, I. y CHAPMAN, G. 1991. The breeding biology, food, social organization, demography and conservation of the Mayor Mitchel or Pink Cockatoo, *Cacatua leadbeateri*, on the margin of the Western Australian Wheatbelt. Australian Journal of Wildlife Management 57: 358-64.

RUIZ-OLMO, J. y DELIBES, M. 1998. La nutria en España ante el horizonte del año 2000. Sociedad Española para la Conservación de los Mamíferos (SECEM).

RUSTIGIAN, H.L., SANTELMANN, M.V. y SCHUMAKER, N.H. 2003. Assessing the potential impacts of alternative landscape designs on amphibian population dynamics. Landscape Ecology 18: 65-81.

RUXTON, G.D. 1996 Dispersal and chaos in spatially structured models: an individual-level approach. Journal of Animal Ecology 65: 161-169.

SARLÖV, I.L y FRY, G.L.A. 2000. Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. Landscape Ecology 15: 229-242.

SASTRE, P. 1999. Efecto de la escala en la estructura espacial de los elementos lineales y en el mosaico del paisaje. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.

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 2: 5. (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/022/investigacion5.htm>)

SANTOS, T. y TELLERÍA, J.L. 1998. Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados en las mesetas ibéricas. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

SAUNDERS, D.A., HOBBS, R.J. y MARGULES, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5: 18-32.

SAVARD, J.P.L., CLERGEAU, P. y MENNECHEZ, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. Landscape and Urban Planning 48:131-142.

SCHMIEGELOW, F.K.A., MACHTANS, C.S. y HANNON, S.J. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. Ecology 78: 1914-1932.

SODHI, N.S. *et al.* 1999. Bird use linear areas of a tropical city: implications for park connector design and management. Landscape and Urban Planning 45: 123-130.

SCV. 1996. Mortalidad de vertebrados en líneas de ferrocarril. Sociedad para la Conservación de Vertebrados, Documentos Técnicos de Conservación SCV 1. Madrid.

SERRANO, J. y MOLINA, F. 1998. El Corredor Verde del Guadamar. La conexión de la sierra con la marisma. Medio Ambiente 29: 6-15.

SHAFFER, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. BioScience 31: 131-134.

SIMBERLOFF, D. y COX, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. Conservation Biology 1: 63-70.

SIMBERLOFF, D. *et al.* 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments?. Conservation Biology 6: 493-504.

SINGER, F. J., LANGLITZ, W.L. y SAMUELSON, E.C. 1985. Design and construction of highway underpasses used by mountain goats. Transportation Research Record 1016: 6-10.

SINGLETON, P. H., GAINES, W. L. y LEHMKUHL, J. F. 2002. Landscape permeability for large carnivores in Washington: a geographic information system weighted-distance and least-cost corridor assessment. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.

SMITH, J.M.B. 1987. Further ecological comparisons between pine plantations and native forests, Clouds Creek, NSW. University of New England, Armidale.

SOIL ASSOCIATION. 1994. Responsible forestry standards for the United Kingdom. Soil Association's Responsible Forestry Programme. Bristol, Reino Unido, Soil Association.

SÖNDGERATH, D. y SCHRÖDER, B. 2002. Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of populations. A simulation study. Landscape Ecology 00: 1-14.

STERLING, A. 1995. Criterios ecológicos para la valoración y restauración de sotos y bosques de ribera. Ecosistemas 15: 52-57.

SUÁREZ-SEOANE, S. y BAUDRY, J. 2002. Scale dependence of spatial patterns and cartography on the detection of landscape change: relationships with species' perception. Ecography 25: 499-511.

SUCKLING, G.C. *et al.* 1976. The flora and fauna of radiata pine plantations in north-eastern Victoria. Forestry Commission of Victoria Bulletin 24.

SUCKLING, G.C. 1984. Population ecology of the sugar slider, *Petaurus breviceps*, in a system of fragmented habitats. Australian Wildlife Research 11: 49-75.

SUTCLIFFE, O.L. y THOMAS, C.D. 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. Conservation Biology 10: 1359-65.

SUTHERLAND, G. D. *et al.* 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. Conservation Ecology 4: 16. (URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>)

SWANSON, G.A. *et al.* 1988. Chemical characteristics of prairie lakes in south-central North Dakota-their potential for influencing use by fish and wildlife. U.S. Fish Wildlife Service Technical Report.

SWENSON, J.J. y FRANKLIN, J. 2000. The effects of future urban development on habitat fragmentation in the Santa Monica Mountains. Landscape Ecology 15: 713-730.

SWINGLAND, I.R. 1982. Intraspecific differences in movement. En Swingland, I.R. y Greenwood. P.J. (eds.) The ecology of animal movement. Oxford University Press, Oxford, UK: 32-53.

SZACKI, J. y LIRO A. 1991. Movements of small mammals in the heterogeneous landscape. Landscape Ecology 5: 219-224.

TAYLOR P.D. *et al.* 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. Oikos 68: 571-573.

TAYLOR, R.J., MICHAEL, K. y BASHFORD, R. 2000. Occurrence of carabid beetles in retained unlogged strips in production forests in southern Tasmania. In: Mitchell, N. y Saunders, D.A. (eds.) Nature Conservation 5: Conservation in Production Environments; Managing the Matrix. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton: 120-127.

TEWKSBURY, J.J. *et al.* 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. Proceedings of the National Academy of Sciences 20: 12923-12926.

THIEL, R.P. 1985. Relationship between road densities and wolf habitat suitability in Wisconsin. The American Midland Naturalist 113: 404-407.

THOMAS, C.D. 2000 Dispersal and extinction in fragmented landscapes. Proceedings of the Royal Society of London B 267: 139-145.

TILGHMAN, N. 1987. Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. Landscape and Urban Planning 14: 481-495.

TILMAN, D., LEHMAN, C. L. y KAREIVA, P. 1997. Population dynamics in spatial habitats. En Tilman, D. y Kareiva, P. (eds.). Spatial ecology: the role of space in populations dynamics and interspecific interactions. Princeton University Press: 3-20.

TILMAN, D. y KAREIVA, P. (eds). 1997. Spatial ecology: the role of space in populations dynamics and interspecific interactions. Princeton University Monograph series. Princeton University Press.

TISCHENDORF L. y FAHRIG L. 2000. How should we measure landscape connectivity? Landscape Ecology 15: 633-641.

TISCHENDORF, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? Landscape Ecology 16: 235-254.

TISCHENDORF, L., BENDER, D.J. y FAHRIG, L. 2003. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. Landscape Ecology 18: 41-50.

TOCHER, M.D., GASCON, C. y ZIMMERMAN, B.L. 1997. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: a ten year study. En Laurance, W.F. y Bierregaard, R.O. (eds.) Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago: 124-155.

TORSTENSSON, L. 1990. Bekämpningsmedel I den yttre miljön. Förekomst, spridning, effekter. Litteraturgenomgång och förslag till forskning. Naturvårdsverket rapport 3536. Solan, Sverige.

TRAVIS, J.M.J. y DYTHAM, C. 1999. Habitat persistence, habitat availability and the evolution of dispersal. Proceedings of the Royal Society of London B 266: 723-728.

TROCMÉ, M. *et al.* (eds.) 2003. COST 341-Habitat Fragmentation due to transportation infrastructure: The European Review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

TROLL, C. 1939. Luftbildplan und ökologische bodenforschung. Zeitschrift der gesellschaft für erdkunde zu Berlin, 7-8: 241-298.

TURNER, M.G. *et al.* 1989. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. Landscape Ecology 3: 153-162.

UNESCO. 1971. Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas. Ramsar, Iran.

USDA. 1998. Stream corridor restoration. Principles, processes and practices. United States Department of Agriculture. Washington.

VAN DORP, D., SCHIPNERS, P. y VAN GROENENDAEL, J. M. 1997. Migration rates of grassland plants along corridors in fragmented landscapes assessed with a cellular automation model. Landscape Ecology 12: 39-50.

VELANDO, A., 1997. Ecología y comportamiento del cormorán moñudo *Phalacrocorax aristotelis* en las islas Cíes y Ons. Tesis doctoral. Universidade de Vigo.

VELASCO, J.M., YANES, M. y SUÁREZ, F. 1995. El efecto barrera en vertebrados. Medidas correctoras en las vías de comunicación. CEDEX, MOPTMA, Madrid.

VERBEYLEN, G., DE BRUYN, L. y MATTHYSEN, E. 2003. Patch occupancy, population density and dynamics in a fragmented red squirrel *Sciurus vulgaris* population. Ecography 26: 118-128.

VERBEYLEN, G. *et al.* Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape? Landscape Ecology. En prensa.

VERBOOM, B. Y HUITEMA, H. 1997. The importance of linear landscape elements for the pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) and the serotine bat (*Eptesicus serotinus*). Landscape Ecology, 12: 117-125.

VOLLENWEIDER, R.A. *et al.* 1980. Conclusions of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. En UNESCO Nature and Resources 16 (3).

- VOS, C.C. *et al.* 2001. Toward ecologically scaled landscape indices. American Naturalist 157: 24-41.
- WALKER, R. y CRAIGHEAD, L. 1997. Analysing wildlife movement corridors in Montana using GIS. En: 1997 ESRI User Conference, San Diego, California.
- WALKER, R.S. 2003. Effects of patch attributes, barriers, and distance between patches on the distribution of a rock-dwelling rodent (*Lagidium viscacia*). Landscape Ecology 18: 187-194.
- WASER, P.M., CREEL, S.R. y LUCAS, J.R. 1994. Death and disappearance: estimating mortality risks associated with philopatry and dispersal. Behavioral Ecology 5: 135-141.
- WAUTERS, L., CASALE, P. y DHONDT, A. 1994. Space use and dispersal of red squirrels in fragmented habitats. Oikos 69: 140-146.
- WEAVER, J.L., PAQUET, P.C. y RUGGIERO, L.F. 1996. Resilience and conservation of large carnivores in the Rocky Mountains. Conservation Biology 10: 964-976.
- WEBB, N.J. *et al.* 1995. Natal dispersal and genetic-structure in a population of the european wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). Molecular Ecology 4: 239-247.
- WENGER, E. 2000. Guidelines for the constitution of ecological river networks. Council of Europe, strasbourg.
- WHITTAKER, R. 1998. Island biogeography. Ecology, evolution and conservation. Oxford University Press.
- WIENS, J.A., CRAWFORD, C.S. y GOSZ, J.R. 1985. Boundaruy dynamics: a conceptual framework for studying lanscape ecosystems. Oikos 45: 421-427.
- WIENS, J.A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. En Hanski, I.A. y Gilpin, M.E. (eds). Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego: 43-62.
- WIKLUND, C.G. 1996. Determinants of dispersal in breeding merlins (*Falco columbarius*). Ecology 77: 1920-1927.
- WILLSON, M.F. *et al.* 2001. Patterns of predation risk and survival of bird nests in a chilean agricultural landscape. Conservation Biology 15, 447-456.
- WILSON, A.M. y LINDENMAYER, D.B. 1995. The role of wildlife corridors in the conservation of biodiversity: a review. National Corridors of Green Program, Australia.
- WITH, K.A. y CRIST, T.O. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. Ecology 76: 2446-2459.
- WOLF, M. y BATZLI, G. O. 2002. Effects of forest edge on populations of white-footed mice *Peromyscus leucopus*. Ecography 25: 193-199.
- WUETHRIC, B. 2000. How climate change alters rhythms of the wild. Science 287: 793-795.
- YAHNER, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. Conservation Biology 2: 333-339.

YANES, M. y SUÁREZ, F. 1995. El paso de vertebrados a través de los sistemas de drenaje de infraestructuras de transporte. Quercus 112: 31-33.

YOUNG, C.H. y JARVIS, P.J. 2001. Measuring urban habitat fragmentation: an example from the Black Country, UK. Landscape Ecology 16: 643-658.

ZÚÑIGA, T. (ed.) 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano. Una plataforma para el desarrollo sostenible regional. Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo CCAD-Programa de la Naciones Unidas para el Desarrollo PNUD- Fondo para el Medio Ambiente Mundial GEF (*Global Environment Facility*). Serie Técnica del Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano 1.

BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

BENNETT, A.F. 1991. Roads, roadsides and wildlife conservation: a review. En Saunders, D.A. y hobbs, R. (eds.). 1991. Nature conservation 2: The role of corridors. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, New South Wales, Australia.

BROWN, J.H. y KODRIC-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect on immigration on extinction. Ecology, 58: 445-449.

BURGESS, R.L. y SHARPE, D.M. (eds.). 1981. Forest islands dynamics in man-dominated landscapes. Springer-Verlag, Ecological Studies, New York.

CAMPILLO, X. 1994. Conexión de biotopos en Alemania. Quercus 104: 31-36.

COUNCIL OF EUROPE, UNEP & ECNC, 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy - a vision for Europe's natural heritage. Amsterdam.

COUNCIL OF EUROPE, 1996. Pan-European Ecological Network. Questions and Answers 4.

COUNCIL OF EUROPE, 1999. General guidelines for the development of the Pan-European Ecological Network. Strasbourg, Council of Europe. Nature and Environment series 107.

COUNCIL OF EUROPE, 2000. First International symposium of the Pan-European Ecological Network - 'Nature does not have any borders: towards transfrontier ecological networks'. Proceedings of a symposium held in Paris (France) on 2-3 September 1999. Strasbourg, Council of Europe. Environmental Encounters 44.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). 1992. Cell-based modeling with GRID. Redlands, CA.

FERNÁNDEZ-GALIANO, E. 1996. La estrategia paneuropea para la diversidad biológica y paisajística. Quercus 126: 42-44.

GILLIAM, J.F. y FRASER, D.F. 2001. Movement in corridors: enhancement by predation threat, disturbance, and habitat structure. Ecology 82: 258-273.

GÓMEZ OREA, D. 2001. Ordenación territorial. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ F. 1981. Ecología y Paisaje. Blume, Madrid.

HELLMUND, P. 1993. A Method for Ecological Greenway Design. En Smith, D. y Hellmund, P. (eds.) Ecology of Greenways: Design and function of linear conservation areas. University of Minnesota Press, Minneapolis.

JEDICKE, E. 1994. Biotopverbund. Grundlagen und Massnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. Ulmer, Stuttgart.

KNAAPEN, J.P., SCHEFFER, P.M. y HARMS, B. 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. Landscape and Urban Planning 23: 1-16.

MALLARACH, J.M. 1998. Críteris i mètodes d'avaluació del patrimoni natural. Documents dels Quaderns de medi ambient. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.

SHAFFER, C. 1994. Beyond park boundaries. En Cook, E.A. y van Lier, H.N. Landscape planning and ecological networks. Elsevier, Amsterdam.

SCHIPPERS, P. *et al.* 1996. Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes: an analysis with GIS-based random walk model. Ecography 19: 97–106.

UICN. 1980. The World Conservation Strategy: living resource conservation for sustainable development. UICN/PNUMA/WWF, Gland, Suiza.

INFORMES TÉCNICOS PUBLICADOS

- Nº 1. I Reunión sobre la Paratuberculosis en España
- Nº 2. El alga "Gelidium" en la costa guipuzcoana
- Nº 3. Estudios sobre forrajes
 - I Diagnóstico de la Pradera Permanente
 - II Fertilización de praderas
 - III Ensayos y Campañas 1986
 - IV Sistemas de transformación de monte a pradera
 - V Forrajes conservados
 - VI Valoración nutritiva de los alimentos en rumiantes
 - VII Manejo del ganado en pastoreo
- Nº 4. Jornadas de estudio del Cangrejo de río
- Nº 5. Encuesta serológica sobre la difusión de algunas enfermedades del ganado Ovino Latxo
- Nº 6. Curso de implantación y mejora de praderas
- Nº 7. Encuesta de Helmintos, parásitos del ganado vacuno en Bizkaia
- Nº 8. El alga "Gelidium" en la Costa Vasca
- Nº 9. Estudio de la composición de las especies Anchoa, Sardina, Chicharro y Merluza del Golfo de Bizkaia, y su variación estacional
- Nº 10. La población de Nécora "Liocarcinus puber" en la Costa Vasca
- Nº 11. Diagnóstico de virus de la patata mediante la técnica E.L.I.S.A. (Enzyme Linked Immunosorbent Assay)
- Nº 12. Ensayos de girasol y maíz forrajero en Álava (1987)
- Nº 13. Estudio de la variación estacional de la calidad y el rendimiento del Agar obtenido del Alga Roja "Gelidium sesquipedale" de la Costa Guipuzcoana
- Nº 14. Evaluación de la aptitud de la Anchoa del Golfo de Bizkaia "Engraulis encrasicolus" para la congelación
- Nº 15. Investigación forestal y selvicultura en Nueva Zelanda
- Nº 16. Estudio de la calidad de los silos de pradera natural elaborados en la Comunidad Autónoma Vasca
- Nº 17. Estudio anatómico de maderas
- Nº 18. Jornadas Técnicas. Foresta 1987
- Nº 19. Observación sobre la floración, polinización y crecimiento del fruto de la actinidia en Bizkaia 1988
- Nº 20. Estudio de la variación temporal de la hidrografía y el placton en la zona nerítica frente a San Sebastián
- Nº 21. Ensayos comparativos de cereales. Campaña 86/87 y 87/88 en el territorio de Alava
- Nº 22. Sistema en eje central en manzano y peral
- Nº 23. Informe técnico de la frigoconservación del kiwi (actinidia deliciosa) de Bizkaia y Gipuzkoa en la campaña 88-89
- Nº 24. Estudio de las comunidades de moluscos de las rías de Euskadi (Cartografía y evaluación de la biomasa de los moluscos bivalvos de interés comercial de las rías de Fuenterrabia, Zumaya y Mundaca)
- Nº 25. Apuntes sobre patología caprina
- Nº 26. Resultados de un estudio de campo sobre el uso de la intradermorreacción comparativa para el diagnóstico de la tuberculosis bovina
- Nº 27. Jornadas técnicas sobre cultivos forrajeros. Fraisoro, mayo 1989
- Nº 28. II Reunión sobre Paratuberculosis en España, S.I.M.A. Derio, 16-17 julio 1987

- Nº 29. Cultivo in vitro de tejidos vegetales. Consideraciones sobre su situación actual
- Nº 30. Biología y pesca del besugo (*Pagellus bogaraveo* B.)
- Nº 31. Ensayos comparativos de cereal. Campaña 88/89 en el Territorio Histórico de Alava
- Nº 32. Estudio hidrográfico, sedimentológico y de metales pesados en las rías de Bidasoa y Plencia
- Nº 33. Mamitis bovinas y calidad bacteriológica de la leche
- Nº 34. III Reunión sobre Paratuberculosis en España
- Nº 35. III Jornadas en tecnología pesquera y control de calidad de productos de pesca
- Nº 36. Cultivo fuera de suelo en horticultura
- Nº 37. Obtención y caracterización de antisueros específicos de bacterias patógenas de la patata
- Nº 38. El programa de control lechero y de selección en las razas latxa y carranzana de la Comunidad Autónoma Vasca
- Nº 39. Capacidad de recuperación de las praderas del alga agarofita *gelidium sesquipedale* sometida a explotación por arranque en el País Vasco
- Nº 40. Determinación de los aportes agrícolas, domésticos e industriales a los embalses alaveses
- Nº 41. Fertilización de mantenimiento en base al ciclo de nutrientes para las praderas permanentes de la C.A.P.V.
- Nº 42. II Workshop de Oceanografía costera del golfo de Vizcaya
- Nº 43. Resultados de Investigación 1991. Producción Vegetal
- Nº 44. La gestión de los recursos algales en el país Vasco: Comunidades naturales de *Gelidium Sesquipedale*, cosecha de arribazones y recuperación tras explotación por arranque y corte
- Nº 45. Jornadas de valorización de los productos de la pesca
- Nº 46. Reunión Ibérica. Grupo de sustratos de cultivo. Derio, 19 y 20 de febrero de 1991
- Nº 47. Eficacia de la cipermetrina (HIGH-CIS) en el control de ectoparásitos (moscas y garrapatas) en rumiantes: ensayos de campo
- Nº 48. Departamento de Producción Vegetal. Resultados de Investigación 1992
- Nº 49. Optimización de la Germinación y Enraizamiento de Plantas en Cámara Climatizada.
- Nº 50. Calidad de aguas para cultivo de moluscos en el País Vasco, tres años de seguimiento (1990-1993)
- Nº 51. Teledetección y pesca de atún blanco en el EN Atlántico. Análisis de las campañas de Pesca 1990-1992
- Nº 52. Estudio de la variación temporal de la hidrografía y el placton en la zona nerítica frente a San Sebastián entre 1988-1990
- Nº 53. Informe sobre el estudio de la biología y cría de la gineta (*Genetta Genetta* L.) en cautividad
- Nº 54. Distribución y actividad de los ixodidos presentes en la vegetación de la Comunidad Autónoma Vasca
- Nº 55. Los nuevos usos del espacio rural. Trabajo de investigación socioeconómico y cultural de Valles Alaveses y de la Montaña Alavesa
- Nº 56. I Flora del País Vasco y Territorios limítrofes. I.- Claves provisionales de las familias y géneros
- Nº 57. Utilización de la escoria cristalizada de horno alto como sustrato de cultivo
- Nº 58. Enfermedades transmitidas por garrapatas al hombre y a los animales: situación en la Comunidad Autónoma del País Vasco
- Nº 59. Departamento de Producción Vegetal. Resultados de Investigación 1993 (I-II)

- Nº 60. Ensayos con Bioinsecticidas para el control de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pitycamp* D. & S.)
- Nº 61. Enraizamiento del *X Cupressocyparis leylandii* (Dall. y Sacks.) Dall. (Ciprés de Leyland)
- Nº 62. Inventario de residuos agroalimentarios y orgánicos en la Comunidad Autónoma Vasca
- Nº 63. Resultados de Investigación 1994 - CIMA/SIMA (Dos tomos)
- Nº 64. Caracterización de variedades guipuzcoanas de maíz
- Nº 65. Patología de la reproducción en el ganado vacuno.
- Nº 66. Evolución de los índices productivos del control lechero ovino (1982-1994)
- Nº 67. Clasificación de canales de ganado vacuno
- Nº 68. Estudio del proceso de maduración de la anchoa en salazón
- Nº 69. Manual de prácticas correctas de manipulación y seguridad para el laboratorio de microbiología de alimentos
- Nº 70. Manual para el establecimiento, conservación y utilización de material de referencia en un laboratorio de microbiología de alimentos
- Nº 71. Estudio faunístico del Parque Natural de Valderejo (Alava)
- Nº 72. Resultados de Investigación 1995. Tomo I
Resultados de Investigación 1995. Tomo II (Dpto. de Producción Vegetal)
- Nº 73. Efectos de la introducción del arrastre pelágico por la flota vasca de bajura en las pesquerías de anchoa y atún blanco
- Nº 74. La calidad de aguas para cultivo de moluscos en el País Vasco, seis años de seguimiento (1990-1995)
- Nº 75. Estudio de las variaciones, a corto y largo término, de varios parámetros oceanográficos y meteorológicos de interés para las pesquerías del Golfo de Vizcaya
- Nº 76. "Lodos". Estudio del aprovechamiento de los lodos compostados de la E.D.A.R. de Crispijana en diversos cultivos de la provincia de Alava
- Nº 77. Resultados de Investigación 1996. Departamento de Producción Vegetal. Tomo I. CIMA-Arkaute / SIMA-Derio
- Nº 78. Desarrollo de un protocolo de PCR para la detección de *ehrlichia phagocytophila*. Primer estudio de prevalencia en el vector
- Nº 79. Departamento de Producción Vegetal. Resultados de Investigación 1996. Tomo II. Sección Horticultura. SIMA-Derio.
- Nº 80. Departamento de Producción Vegetal. Resultados de Investigación 1997. Tomo I CIMA-Granja Modelo.
- Nº 81. Jornadas de Utilización de Residuos Agrarios, Urbanos y Escorias de Siderurgia en Agricultura.
- Nº 82. Postproductivismo y medio ambiente. Perspectivas geográficas sobre el espacio rural. IX Coloquio de Geografía Rural.
- Nº 83. Resultados de Investigación 1998. Departamento de Producción y Protección Vegetal. NEIKER-Granja Modelo El seguimiento de la calidad de aguas para cultivo de moluscos y marisqueo en el País Vasco.
- Nº 84. El seguimiento en la calidad de aguas para el cultivo de moluscos y marisqueo en el País vasco.
- Nº 85. Resultados de Investigación 1999. Departamento de Producción y Protección Vegetal. NEIKER. Vitoria-Gasteiz, 1999.
- Nº 86. Estado de los recursos marisqueros del País Vasco 1998-1999 (con especial atención a almeja y berberecho). Dpto. Oceanografía y Medio Ambiente Marino.

- Nº 87. Establecimiento de las bases técnicas de conocimiento del área de San Juan de Gaztelugatxe con vistas a su posible declaración como reserva marina. AZTI-UPV-INSUB.
- Nº 88. Establecimiento de las bases técnicas de conocimiento del área de Ízaro-Ogoño con vistas a su posible declaración como biotopo marino. AZTI.
- Nº 89. Establecimiento de las bases técnicas de conocimiento de la rasa mareal de Algorri con vistas a su posible declaración como biotopo marino protegido. AZTI.
- Nº 90. El seguimiento de la calidad de aguas para cultivo de moluscos y marisqueo en el País Vasco (1999-2000).
- Nº 91. Normativa de Ordenación Territorial e Incidencia sobre el Medio Rural: el ejemplo de Donostialdea-Bidasoa.
- Nº 92. Resultados de investigación (Año 2000). Departamento de Producción y Protección Vegetal. NEIKER.
- Nº 93. Estudio de los recursos de almeja y berberecho en Mundaka y Plentzia (1998-2000). AZTI.
- Nº 94. Los seles: caracterización y análisis ambiental (Dima, Otxandio, Ubidea y Zeanuri).
- Nº 95. Usos agrarios e iniciativas territoriales en Gipuzkoa. Juan Cruz Alberdi Collantes.
- Nº 96. Resultados de Investigación 2001. Departamento de Producción y Protección Vegetal. NEIKER
- Nº 97. Inventario de residuos orgánicos de la CAPV. Aritz Lekuona Rekalde *et al.*
- Nº 98. Ensayo del efecto de la alteración del sustrato en la explotación de recursos vivadlos. AZTI- Juan Bald Garmendia *et al.*
- Nº 99. Resultados de Investigación 2002. Departamento de Producción y Protección Vegetal. NEIKER
- Nº 100. El seguimiento de la explotación de *Gelidium sesquipedale* en el País Vasco: el estudio del arranque y de la recuperación de las algas de Arribazón. Angel Borja Yerro *et al.*
- Nº 101. El recurso marisquero de percebe (*Pollicipes pollicipes*) en el biotipo marino protegido de Gaztelugatxe y en áreas explotadas de Bizkaia. Angel Borja Yerro *et al.*
- Nº 102. Los modelos y políticas de desarrollo rural. Claudia Areitio Gimeno *et al.*
- Nº 103. Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad. Nuevas perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial. Mikel Gurrutxaga San Vicente.