

CRITERIOS PARA CONTEMPLAR LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE EN LA PLANIFICACIÓN TERRITORIAL Y SECTORIAL

Mikel Gurrutxaga San Vicente^{1,2} y Pedro J. Lozano Valencia¹

¹Departamento de Geografía, Prehistoria y Arqueología
Universidad del País Vasco

²Departamento de Medio Natural y Sistemas de Información Geográfica
IKT, SA

RESUMEN

Los procesos de fragmentación de hábitats son apuntados por la comunidad científica como una de las principales causas de la crisis global de biodiversidad. La conectividad ecológica, o capacidad del territorio para dar soporte a los desplazamientos de las especies entre las teselas con recursos, se torna como un criterio a incorporar con urgencia en la planificación territorial y sectorial. Mediante una revisión de estudios en el contexto internacional, se derivan criterios para el mantenimiento y la restauración de la conectividad en diferentes ámbitos, desde diversos tipos de paisajes, caracterizados por los usos del suelo en el elemento paisajístico dominante o matriz, hasta diferentes tipos de barreras locales.

Palabras clave: conectividad ecológica, fragmentación, usos del suelo, planificación, conservación.

ABSTRACT

The processes of fragmentation of habitats are aimed by the scientific community as one of the principal reasons of the global crisis of biodiversity. The ecological connectivity, or capacity of the territory to give support to the displacements of the species between places with resources, returns as a criterion to incorporating urgently in the landscape planning. By means of a review of studies in the international context, criteria for the maintenance and the restoration of the connectivity in different areas, from diverse types of landscapes, characterized by the land uses in the landscape dominant element or matrix, up to different types of local barriers, are inferred.

Key words: ecological connectivity, fragmentation, land uses, planning, conservation.

1. Introducción

La conectividad ecológica o funcional, que se define como la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de los organismos entre las teselas con recursos (Taylor *et al.*, 1993), constituye una propiedad del territorio para una especie determinada o para un grupo funcional de especies con similares requerimientos ecológicos y capacidad dispersiva (del Barrio *et al.*, 2000). La noción de permeabilidad, que en ocasiones se emplea como sinónimo al de conectividad, posee una doble acepción, por una parte la referida a la conexión, intercambio y relación de distintas poblaciones de un determinado taxón y aquella tomada como una propiedad más general del territorio referida al mantenimiento de la conectividad para el conjunto de las diferentes especies que lo habitan (de Lucio *et al.*, 2003).

¿Cómo conseguir que el territorio resulte permeable para las especies sensibles a la fragmentación? Fruto de la creciente toma de conciencia de la necesidad de mantener y, en su caso, restaurar, la capacidad del territorio para dar soporte a múltiples trasiegos bióticos que se están viendo dificultados por ciertos cambios en los usos del suelo, actualmente una de las principales líneas de trabajo en materia de conservación consiste en definir y aplicar criterios de conservación de la conectividad ecológica dentro y fuera de las áreas protegidas. Fruto de esta incipiente preocupación es el desigual desarrollo que figuras como los corredores ecológicos o biológicos están teniendo en relación a los códigos legales y figuras de planificación territorial de las diferentes comunidades autónomas españolas. No obstante, probablemente nos encontramos en un momento previo a una etapa de especial efervescencia en materia de diseño y desarrollo de redes de corredores.

A continuación se desglosan criterios para el mantenimiento y la restauración de la conectividad en diferentes contextos, desde diversos tipos de paisajes, caracterizados por la naturaleza del elemento paisajístico dominante o matriz, hasta diferentes tipos de barreras locales.

2. Conectividad en paisajes agrícolas

La permeabilidad de la matriz agrícola muestra una especial importancia de cara a garantizar la eficiencia de los espacios naturales protegidos en la conservación de la biodiversidad, en la medida en que una matriz hostil provoca que las áreas naturales protegidas deban ser más extensas para sustentar poblaciones viables de especies sensibles a la fragmentación (Carroll *et al.*, 2004). Un ejemplo sintomático al respecto lo constituye la observación de Daily *et al.* (2003) de que la mayor parte de los mamíferos nativos no voladores presentes en los bosques naturales de la región costarricense de Las Cruces utilizan la matriz de plantaciones arbustivas maduras de café como extensión de los fragmentos boscosos. Así, los parches de bosque pequeños ven aumentado su valor de conservación por las plantaciones cafeteras maduras contiguas, de forma que la riqueza específica en ellos encontrada es similar a la de los bosques extensos y notablemente superior a la de los fragmentos insertos en zonas herbosas. Asimismo se ha señalado la importancia de la matriz agraria como soporte de los futuros cambios en el área de distribución de los organismos en respuesta al cambio climático (Hannah *et al.*, 2002).

En sentido amplio, la matriz agrícola estaría formada tanto por las tierras cultivadas como por las plantaciones forestales y barbechos, además de los retazos de vegetación espontánea insertos en ellas. En conjunto constituyen lo que Daily *et al.* (2003) denominan los hábitats rurales (*countryside habitats*).

Centrándonos en los paisajes agrícolas formados por las tierras de cultivo y su vegetación intersticial de carácter espontáneo, es preciso destacar en primer lugar que la conservación, restauración y adecuado manejo de setos y linderos repercute favorablemente en numerosos organismos silvestres, tanto los que encuentran en dichos elementos alimento, refugio o lugar de reproducción (paseriformes, pequeños mamíferos, invertebrados), como los que, en base a su vocación forestal, se desplazan a través de los mismos para poder atravesar la matriz agrícola. En este sentido, la permeabilidad de la que dotan los setos vivos a la matriz agrícola se manifiesta en especies de todos los grupos bióticos (Sarlöv y Fry, 2000; Davies y Pullin, 2007). Esto tiene una especial relevancia dado que las redes de setos se distribuyen en paisajes agrícolas de todos los continentes de la Tierra, excepto la Antártida (Baudry *et al.*, 2000).

Asimismo, la conservación y, en su caso, la restauración de ríos y riberas favorece el papel como corredores ecológicos de los ecosistemas fluviales, 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 (Mora y Arenas, 2004). A los corredores lineales 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 Guadimar, 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 la permeabilidad a través de corredores secundarios mediante la recuperación de elementos lineales de vegetación espontánea como sotos de ribera, setos, linderos y vías pecuarias.

De esta forma, como consecuencia de la gran diversidad de especies asociadas a los elementos de vegetación espontánea en los agrosistemas, se ha recomendado restaurar y destinar al menos entre un 5 y un 7% de la superficie de las zonas de agricultura intensiva a la conservación de la agrobiodiversidad (Gonseth, 2000).

Por otro lado, el cese de la actividad agraria en zonas de productividad moderada las hace tender a estados de creciente naturalidad, dándose un proceso de sucesión secundaria de la vegetación (Antrop, 2000) y de pérdida de heterogeneidad del paisaje (González Bernáldez, 1991). El abandono de los usos agrícolas culturales causa en numerosos casos la disminución de la diversidad biológica asociada al territorio, al existir una numerosa comunidad de organismos adaptados a los agrosistemas. Se produce asimismo un incremento en el riesgo de incendios forestales, al existir una mayor cantidad de biomasa. Paralelamente, la progresiva «matorralización» de agrosistemas abandonados, además de favorecer la reducción de las tasas de erosión edáfica y la mejora de la calidad de las aguas fluviales provoca la expansión por el hábitat de especies con requerimientos forestales (Acevedo, 2005), favoreciendo por tanto la conectividad forestal en el territorio.

Al mismo tiempo, y dado que el abandono de la actividad agraria en zonas de productividad limitada y la consiguiente matorralización del campo incide negativamente sobre la comunidad asociada a las formaciones herbáceas y subarborescentes, diversos autores han señalado el interés de mantener sectores de espacios abiertos en el paisaje, más allá de los que ocupan los cultivos de aprovechamiento intensivo (Preiss *et al.*, 1997; Díaz *et al.*, 1998).

En la práctica de la gestión, diversos autores han señalado la escasa incidencia que están teniendo las medidas agroambientales que se financian y aplican en Europa sobre la restauración de la permeabilidad de la matriz agrícola entre los espacios naturales, debido a una falta de coherencia y perspectiva territorial en su aplicación (Donald y Evans, 2006). Kleijn y Sutherland (2003), por su parte, señalan la necesidad de realizar más y mejores estudios

de seguimiento sobre la eficacia de las medidas agroambientales en la conservación de la biodiversidad para obtener conclusiones al respecto, dado que observan una notable falta de estudios realizados con metodologías adecuadas. En los últimos tiempos, la política agraria europea también ha sido especialmente cuestionada por su supuesto criterio de conservación, desde luego supeditado a otros como el de producción, mantenimiento de población rural, etc. Al respecto, se está observando que dichas políticas y medidas no están cumpliendo un papel conservacionista eficaz con respecto a espacios y taxones que así lo requieren.

En este contexto, una de las prioridades de las Directrices estratégicas comunitarias de desarrollo rural (periodo de programación 2007-2013) es la conservación de los sistemas agrarios y forestales de alto valor natural y de los paisajes agrarios tradicionales de la Unión Europea. En este sentido, como resultado de la V Conferencia Ministerial Medio Ambiente para Europa celebrada en Kiev en mayo de 2003, se alcanzó el compromiso de identificar para 2006, mediante criterios comunes, las áreas de alto valor natural en ecosistemas agrarios de la región paneuropea, y de gestionar una parte sustancial de las mismas bajo criterios de conservación de la biodiversidad para 2008. Se estima que el 15-25% de las tierras agrarias de la UE 15 corresponde a agrosistemas de alto valor natural, los cuales se distribuyen mayoritariamente en los países mediterráneos y en zonas de montaña (European Environment Agency, 2004). Cabe esperar que existan además importantes áreas agrícolas de alto valor natural en países incorporados a la Unión Europea en 2004 (UE-25: República Checa, Estonia, Chipre, Letonia, Lituania, Hungría, Malta, Polonia, Eslovenia y Eslovaquia), sobre los que se prevé una intensificación de la producción agraria.

En cuanto a los instrumentos de planificación que afectan a la gestión de los agrosistemas de alto valor natural, es de resaltar el papel que puede jugar la Directiva Hábitats (92/43/CEE) en base a la cual se configura la red ecológica europea Natura 2000. Así, 28 de los 198 hábitats de interés comunitario del Anexo I de la homónima Directiva requieren de manejos agrícolas extensivos para su conservación. No obstante, se estima que tan solo una tercera parte de la superficie ocupada por agrosistemas de alto valor natural y paisajes agrarios tradicionales de la UE-15 se encuentra integrada en la Red Natura 2000 (European Environment Agency, 2004).

La Política Agraria Común (PAC) es el instrumento más relevante en relación a la conservación de los agrosistemas de alto valor natural, en especial fuera de las áreas protegidas. En este marco, las políticas agroambientales y las ayudas a zonas desfavorecidas constituyen las herramientas financieras más útiles, en la medida en que el pago de ambas está supeditado al cumplimiento del código de buenas prácticas agrarias (Reglamento 1257/1999). Sin embargo, aunque la cobertura de las medidas agroambientales ha ascendido de un 15% en 1998 a un 27% en 2001 en el conjunto de la UE-15, ésta presenta grandes diferencias entre los distintos países, dándose la circunstancia de que es especialmente baja en zonas con notable presencia de agrosistemas de alto valor natural, como España, Italia y Grecia (Dwyer *et al.*, 2002). Las zonas desfavorecidas, cuyas ayudas pueden ser añadidas a las convencionales de la PAC, abarcan más de la mitad de la superficie agrícola de la UE (Baldock y Bennett, 2002), y en ellas se ubica la parte fundamental de los agrosistemas de alto interés natural (European Environment Agency, 2004). No obstante, no se ha detectado una relación positiva entre la aplicación de ayudas a zonas desfavorecidas y su cobertura en agrosistemas de alto interés natural (Dwyer *et al.*, 2002).

3. Conectividad en paisajes con matriz de plantaciones forestales

Las plantaciones, dependiendo de su estructura interna y por tanto de su gestión, pueden suponer una matriz permeable u hostil al trasiego de la biota forestal entre los fragmentos

de bosques sin aprovechamiento englobados en ella. Así, para ciertas especies forestales la matriz de plantaciones puede funcionar como corredor ecológico, aunque no actúe como hábitat reproductivo (Acosta y Simonetti, 2004). No obstante, ciertas especies con requerimientos exigentes necesitan fragmentos grandes y bien conectados de vegetación nativa dado que presentan una escasa tolerancia a los sectores de plantación (Lindenmayer y Franklin, 2002).

Las repercusiones ecológicas de la presencia de manchas y corredores de vegetación natural rodeadas por matrices de explotación forestal han sido poco estudiadas (MacDonald, 2003). No obstante, se han documentado efectos positivos de las mismas, como el funcionamiento de corredores y fragmentos de bosque nativo inmersos en plantaciones forestales como hábitat y áreas de dispersión de taxones forestales no generalistas (Lemckert *et al.*, 2005). En general 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. Otro aspecto a tener en cuenta es que los corredores de bosque autóctono, inmersos en matrices de explotación forestal, presentan mayores tasas de invasión de las plantas exóticas, que a menudo componen dichas plantaciones, que las manchas de bosque extensas, por lo que es preciso controlar estos procesos (Lindenmayer y Franklin, 2002).

Asimismo, el tamaño y disposición de las plantaciones así como el grado de heterogeneidad de teselas en diferentes grados de desarrollo (escala de paisaje), por un lado, y las características estructurales de la vegetación en las plantaciones forestales (escala de rodal), por otro, inciden de manera notable sobre la permeabilidad del paisaje forestal repoblado.

En primer lugar, al igual que ocurre en los fragmentos boscosos (Camprodon, 2003; Virgós *et al.*, 2002), el tamaño de las plantaciones forestales de pináceas determina en gran medida la riqueza de especies que éstas contienen (Díaz *et al.*, 1998; Atienza, 2004), de forma que a partir de un tamaño mínimo, particular para cada especie según sus requerimientos, los parches son ocupados por los organismos. En general, las plantaciones más pequeñas son ocupadas por menor número de especies, que suelen ser ubiquestas y resistentes a la fragmentación, mientras las de mayor tamaño presentan mayor riqueza específica y son utilizadas por especies forestales. Por ejemplo, se ha comprobado que se requieren plantaciones de más de 2 ha para favorecer a los insectos forestales, siendo aconsejable manchas de más de 10 ha (Atienza, 2004). En cuanto a las aves forestales, se aconsejan parches de al menos 25 ha, ya que son ocupadas por más del 50% de las especies de aves nidificantes en el medio forestal del entorno (Díaz *et al.*, 1998; Brotons y Herrando, 2001). Además, el mayor tamaño de las plantaciones se relaciona con una menor incidencia de los efectos de borde perjudiciales sobre la fauna de vocación forestal.

Asimismo, las plantaciones aisladas presentan una menor capacidad para sustentar la riqueza específica, al haberse encontrado una relación negativa entre la distancia a plantaciones mayores y la riqueza de invertebrados con menor capacidad de dispersión (Atienza, 2004) y de aves (Díaz *et al.*, 1998). Esta relación es especialmente significativa para las especies forestales, a diferencia de las ubiquestas.

Como consecuencia de todas estas comprobaciones, diversos autores han señalado la necesidad de que los programas de reforestación de tierras agrarias que, en el marco de la Política Agraria Común, se fomentan para zonas agrícolas marginales, contemplen la conveniencia de que las plantaciones no formen archipiélagos de formaciones pequeñas y aisladas, como ocurre en la actualidad en las mesetas ibéricas (Díaz *et al.*, 1998, Atienza, 2004). Además, el valor para la conservación de la comunidad ornítica asociada a las

pseudoestepas ibéricas hace que la reforestación no deba monopolizar la superficie de las tierras agrarias menos productivas (Díaz *et al.*, 1998).

Paralelamente, la presencia de claros herbosos, claros abiertos en sucesión y bandas de comunicación entre ellos dentro de la matriz forestal, favorece la conectividad para diversos taxones, en especial de invertebrados (Tewksbury *et al.*, 2002).

A escala de rodal o unidad de gestión, la complejidad estructural y diversidad vegetal del sotobosque, así como la madurez y diversidad del arbolado se relaciona positivamente con la riqueza específica (Díaz *et al.*, 1998) y con la conectividad de las plantaciones para diversas especies forestales (Estades y Temple, 1999). De esta forma, las masas monoespecíficas presentan menor interés para mantener la fauna forestal, en la medida en que la presencia de especies secundarias nativas y el mantenimiento de árboles viejos y decrepitos favorecen la riqueza específica (Camprodon, 2001; Atienza 2004). En todo ello influyen las prácticas forestales con que se gestionan las plantaciones, de forma que existen una serie de tratamientos que producen impactos negativos sobre la comunidad de flora y fauna nativa asociada a bosques.

A este respecto, pueden tener un importante papel los sistemas de certificación forestal a los que pueden acogerse los propietarios de las parcelas, en la medida en que deben garantizar la gestión forestal sostenible de las masas con aprovechamientos forestales. La certificación forestal es un proceso por el cual una tercera parte independiente avala que la gestión del bosque alcanza o supera unos requerimientos mínimos, además de documentar el origen de los productos forestales mediante el análisis de la cadena de custodia (seguimiento del producto desde el monte al consumidor). Por tanto, dentro de la gestión forestal, la certificación se basa en la inspección sobre el terreno, confrontando la gestión con respecto a unas normas específicas.

4. 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 permeabilidad territorial, especialmente en el caso de aves acuáticas y anfibios. Los humedales son ambientes espacialmente dispersos y fluctuantes por naturaleza, de forma que la conectividad funcional entre ellos se torna esencial para los taxones que dependen de los mismos.

Así, 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 (Haig *et al.*, 1998; Amezaga *et al.*, 2002; Amat *et al.*, 2005). Este es un aspecto que a menudo no se tiene en cuenta en la planificación del territorio, dado que con frecuencia requiere estudios a escalas espaciales muy amplias. Haig *et al.* (1998) señalan la necesidad de dotarse de información sobre la conectividad de las poblaciones migratorias entre humedales mediante telemetría y marcadores moleculares, en combinación con censos multianuales en los diferentes hábitats estacionales. Amat *et al.* (2005) reconocen las limitaciones derivadas de la carestía de dichas técnicas telemétricas y moleculares, si bien coinciden con Haig *et al.* (1998) en la oportunidad de monitorear las poblaciones en y entre las estaciones.

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 (Cushman, 2006). En general los anfibios presentan lugares de cría fluctuantes y las poblaciones dependen de la recolonización para evitar la extinción, de forma que funcionan como metapoblaciones (Gibbs, 2000). Así, la densidad de humedales es un

factor crtico en la persistencia de las poblaciones (Semlitsch, 2002). El papel de la matriz en la que se insertan los humedales regula en gran medida la conectividad, de forma que en general es necesaria la presencia de una densa cobertura forestal para dar sustento a los desplazamientos de los anfibios entre charcas (Guerry y Hunter, 2002).

Por ejemplo, la rana gil (*Rana dalmatina*) se encuentra en ciertas zonas de media y baja montaa (280-980 m. de altitud) de Burgos, Alava y Navarra dividida en varias metapoblaciones. Los ncleos de poblacin ms amenazados se sitan en zonas agrcolas donde a la fragmentacin de los bosques caducifolios (hbitat terrestre de la especie) y la progresiva separacin de las charcas de reproduccin se une la desaparicin de estructuras de vegetacin natural (setos, ribazos, riberas) por los que los individuos podran dispersarse. Se estima que la restauracin de humedales es la nica forma de recuperar las poblaciones ibricas de rana gil. De hecho, evaluando la dinmica de uso de humedales reproductores en tres poblaciones de *Rana dalmatina* investigadas en Navarra en los ltimos aos, la tasa de uso est aumentando significativamente tan slo en aquella poblacin para la que se estn restaurando charcas. Esta poblacin en recuperacin est aceptando como biotopo reproductor las charcas creadas dentro del proyecto de recuperacin de la especie en el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) «Robledales de Ulzama» (Gos, 2002).

5. Conectividad en paisajes urbanos

La conservacin de la biodiversidad en reas densamente pobladas es un aspecto que acapara un creciente inters en la planificacin urbana (Angold *et al.*, 2006), en la medida en que los parques urbanos pueden actuar como reservorios de numerosas especies nativas.

A menudo los estudios sobre vida silvestre en medios urbanos se han centrado en aves. En general, cuanto ms intenso es el desarrollo urbano, la comunidad de aves que habita las ciudades presenta una mayor proporcin de especies generalistas respecto a las especialistas. La diversidad de aves presentes en la regin en la que se asienta la ciudad tiene escasa incidencia sobre la diversidad de aves que sta presenta, de forma que la riqueza de especies en paisajes urbanos se asocia en mayor medida a las caractersticas de los elementos de hbitat que existen en el ncleo urbano y el entorno periurbano (Clergeau *et al.*, 2001). La diversidad de especies en parques urbanos se asocia fundamentalmente a la diversidad de hbitats que stos ofrecen y al tamao de los mismos (Savard *et al.*, 2000). La intensidad en la urbanizacin de la matriz y las molestias provocadas por las actividades humanas en los parques urbanos afectan tambin a la riqueza de especies y su persistencia en los fragmentos (Fernndez-Juricic *et al.*, 2001).

Existen evidencias de que las calles arboladas (a modo de corredores lineales) favorecen los movimientos de las aves entre parques (a modo de fragmentos de hbitat), de forma que permeabilizan la matriz urbana. Asimismo los parques pequeos (a modo de trampolines o *stepping stones*) pueden aumentar la permeabilidad del medio urbano (Fernndez-Juricic y Jokimki. 2001), especialmente si poseen una elevada complejidad de hbitats (presencia de vegetacin herbcea, arbustiva y arbrea). Los corredores arbolados ofrecen a diversas aves lugares alternativos de alimentacin y anidamiento en la poca reproductiva, especialmente en el caso de especies que se nutren en el suelo y anidan en los rboles. Al igual que el tamao de los parques, la anchura de los corredores arbolados en las calles se relaciona positivamente con el uso de los mismos por un mayor nmero de especies, incluyendo taxones especialistas, y con unas menores tasas de depredacin de nidos (Mason *et al.*, 2007).

6. Permeabilidad transversal de infraestructuras lineales de transporte

Un primer aspecto a considerar en la prevención de impactos sobre la conectividad por vías de transporte es la evaluación de alternativas de trazado de las infraestructuras. Una vez seleccionado el trazado, si se trata de una vía sin vallado perimetral, se debe proceder a la señalización de los tramos más susceptibles de ser atravesados por la fauna silvestre. Esta medida es de sencilla puesta en marcha y se ha convertido en una práctica habitual en ciertos tramos de diferente antigüedad de la red viaria europea, dada la elevada tasa de atropellos de mamíferos que presentan. En el caso de vías de gran capacidad, las medidas utilizadas para disminuir la mortalidad y el efecto barrera sobre la fauna incluyen fundamentalmente el vallado perimetral, la construcción de túneles, falsos túneles y viaductos en el trazado, la instalación de pasos superiores e inferiores de diferentes dimensiones, así como el acondicionamiento y sobredimensionamiento de drenajes (Ministerio de Medio Ambiente, 2003). A este respecto cabe destacar que la habilitación de ecoductos (esta es la denominación de pasos elevados para la fauna dentro de grandes infraestructuras viarias) y otros pasos específicos para la fauna es una práctica asentada en países como Francia, Canadá, Holanda, Alemania y Suiza, mientras en España se están incorporando en los últimos años en las infraestructuras de nueva creación. Tal como señalan Mata *et al.* (2006), la Ley 6/2001 de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986 de evaluación de impacto ambiental y el Reglamento que lo desarrolla, exige, como medida correctora en las Declaraciones de Impacto Ambiental de proyectos de infraestructuras lineales de transporte, el establecimiento de pasos de fauna específicos y la adecuación de los drenajes transversales y otros pasos superiores e inferiores para que actúen como pasos de fauna complementarios.

Por ejemplo, en Holanda y Suiza se han puesto en marcha programas de desfragmentación territorial para permeabilizar barreras que interceptan corredores ecológicos (Bekker, 2006; Trocmé, 2006). En el caso holandés el programa cuenta con un presupuesto de 410 millones de euros a invertir en los próximos catorce años, y prevé actuaciones para construir grandes ecoductos y aplicar otras medidas destinadas a restablecer la conectividad en parajes afectados por el efecto barrera de infraestructuras lineales.

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 con vallados perimetrales, de forma que se tienen que adaptar a las condiciones de cada lugar y de las especies presentes. Sin embargo, se ha comprobado que existen unas dimensiones mínimas que los pasos han de tener para servir de conducto a las diferentes especies, especialmente de medianos y grandes mamíferos (Clevenger *et al.*, 2001). Existen otros grupos afectados, con problemáticas específicas. Por ejemplo, los anfibios son afectados de manera muy severa por atropellos en ciertos puntos de la red viaria, de forma que es preciso habilitar dispositivos de paso específicos. De esta manera, en función de los hábitats que atraviesa cada tramo de una infraestructura y de la comunidad de vertebrados terrestres asociada, en el proyecto constructivo se deben cumplir unas distancias máximas entre las que es preciso habilitar pasos transversales permeables para las diferentes especies, así como unas prescripciones sobre las características que los vallados perimetrales han de tener para evitar que los vertebrados no voladores accedan a la calzada.

En este sentido, es preciso destacar que 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—, ha generado valiosa información para el conocimiento de la problemática de la fragmentación causada por infraestructuras de transporte y sus posibles técnicas de prevención y mitigación. Iniciada en

1998 y finalizada en 2003, la acción COST 341 ha incluido a 16 países europeos y ha sido 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. Así, se han elaborado informes nacionales del estado de la cuestión en los países participantes, una revisión a nivel de Europa que integra y compara la información de los informes nacionales y un completo manual técnico que servirá de guía para futuros proyectos de construcción de infraestructuras lineales de transporte (Ministerio de Medio Ambiente de España, 2006).

Por otro lado, para comprobar la efectividad como pasos de fauna de las estructuras transversales presentes en carreteras de gran capacidad o líneas de tren de alta velocidad, se realizan seguimientos de control mediante diferentes métodos, destacando el polvo de mármol (marmolina), como sustrato de registro de huellas, y los sistemas automáticos de fotografía (SAF). Por ejemplo, Rodríguez *et al.* (1996) estudiaron la eficacia de los drenajes y otras estructuras no específicos para fauna como conductos que atenúan el efecto barrera de infraestructuras lineales, de forma que encontraron que 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. En los últimos años se están realizando en España seguimientos en estructuras transversales de diferentes carreteras de gran capacidad y líneas de tren de alta velocidad.

En cuanto a las infraestructuras lineales construidas, excepto aquellas medidas de carácter integral 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 transversal de las vías allí donde sea posible, tras realizar un diagnóstico de los impactos negativos que éstas están causando a la capacidad de la fauna para atravesarlas en condiciones de seguridad. Entre las medidas que se pueden adoptar se encuentra la rectificación de trazados en puntos críticos (por ejemplo desviar el trazado hacia una elevación del terreno y hacerlo pasar por túnel, de forma que no discurra en superficie rodeando el talud), la construcción de pasos específicos superiores, o la mejora de las condiciones para el paso de la fauna de aquellas estructuras transversales a las vías (drenajes, caminos y carreteras locales, ríos y arroyos) donde se detecten factores que dificulten dicho paso (escasez de cobertura forestal en el entorno, ausencia de lecho seco, presencia de obstáculos físicos, etc.).

Como consideración final referente al contexto europeo, cabe hacer hincapié en que la aplicación de los criterios de permeabilidad transversal en los proyectos de ejes viarios de gran capacidad (autopistas, autovías y líneas de tren de alta velocidad) es un factor clave desde el punto de vista de la conservación, tanto en la actualidad como a corto y medio plazo, debido a la envergadura de las obras previstas, especialmente en países con redes de transporte poco o parcialmente desarrolladas y que albergan importantes valores naturales.

7. Permeabilidad longitudinal de cauces fluviales

En cuanto a las presas y azudes, su efecto barrera sobre la permeabilidad longitudinal del medio fluvial para 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.

Así, las escalas para la remontada de peces facilitan que éstos puedan ascender río arriba. Se componen de una serie de artenas 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 beneficiar. La correcta ubicación de la entrada a la escala (primera artesa) 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).

Como ejemplo ilustrativo de la variabilidad de la permeabilidad longitudinal del medio fluvial cabe citar la dinámica del salmón (*Salmo salar*) en Gipuzkoa durante el último siglo. Así, la especie en 1870 se consideraba extinta 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 las 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.

Por otro lado, 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. En este último aspecto, es preciso destacar que el caudal ecológico marca el caudal mínimo que debe circular por el lecho fluvial y define qué características ha de tener el régimen de caudales para que se conserven las comunidades ribereñas 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).

8. Permeabilidad de otras barreras

Los canales de derivación de aguas fluviales requieren de la habilitación de pasarelas para la fauna, dado que se trata de estructuras transversalmente infranqueables para diversas especies, que mueren ahogadas tras precipitarse y no poder salir. Las pasarelas deben ser lo suficientemente anchas y provistas de cobertura vegetal en sus inmediaciones para ser utilizadas por ungulados (Peris y Morales, 2004).

Por otro lado, una de las causas más importantes de mortalidad no natural de numerosas especies de avifauna, entre ellas diversas especies protegidas, se relaciona con las instalaciones eléctricas aéreas. La interacción más frecuente entre las aves y los tendidos eléctricos es la colisión con los «cables de tierra» y con aquellos conductores no suficientemente visibles para las aves en vuelo. La electrocución, en cambio, se produce cuando un ave contacta al mismo tiempo con dos cables conductores no aislados, o, más frecuentemente, con un conductor sin aislar y el apoyo del tendido. Asimismo se registran electrocuciones en los transformadores de intemperie, tanto en los que se encuentran en ciertos apoyos de tendidos como en los que se sitúan en el suelo para transformar la energía a baja tensión de cara al abastecimiento de los centros de consumo. En general las especies más afectadas por electrocución son las rapaces diurnas, seguidas por córvidos y en menor medida por rapaces nocturnas (Mañosa, 2001).

Además de los aspectos técnicos y biológicos, la ubicación de los tendidos en el contexto del paisaje condiciona el riesgo de accidentes tanto por colisión como por electrocución. Así, tendidos situados en posiciones dominantes en paisajes abiertos, zonas de paso de aves migratorias, áreas de vegetación bien conservada, zonas de ecotono o de contacto

entre diferentes ecosistemas, sectores con abundantes presas, o lugares pr3ximos a humedales, vertederos, muladares etc. tienen mayor propensi3n a interactuar con la avifauna y por tanto cuentan con mayor riesgo para 3sta (Fern3ndez y Azkona, 2002). De cara a una adecuada protecci3n a la avifauna en relaci3n con las instalaciones el3ctricas, resulta necesario establecer tanto prescripciones t3cnicas que han de cumplir las instalaciones de nueva creaci3n (medidas preventivas), como medidas correctoras para aquellas instalaciones construidas que muestren una mayor incidencia de esta problem3tica. Se han realizado diversos estudios dirigidos a testar la eficacia de medidas correctoras. Por ejemplo, en relaci3n a la minimizaci3n de colisiones, Alonso *et al.* (1994) comprobaron, en un sector de matorral mediterr3neo en Extremadura, que la frecuencia de colisi3n de aves con los cables de tierra de sendos tendidos el3ctricos se redujo en un 61% y 60% respectivamente mediante su se3nalizaci3n con espirales de PVC.

Por 3ltimo, ciertos parques e3licos pueden provocar un efecto barrera al movimiento de aves e introducir un riesgo de mortalidad por colisi3n. De cara a prevenir estos impactos, la localizaci3n, orientaci3n y espaciado de los aerogeneradores ha de establecerse considerando la movilidad de las especies nidificantes en el 3rea de influencia del parque e3lico, as3 como las rutas que utilizan las aves migratorias e individuos dispersantes en sus desplazamientos (Langston y Pullan, 2003).

9. Conclusiones

El papel de las pol3ticas sectoriales (agr3cola, forestal, urban3stica, de transportes, hidrol3gica, etc.) en el modelado de la conectividad del paisaje es decisivo, al igual que su incidencia sobre la eficacia de las pol3ticas de conservaci3n de la biodiversidad. La vocaci3n transversal de las pol3ticas ambientales y de conservaci3n de la naturaleza debe plasmarse, en aras a desarrollar un marco 3ntegro al respecto, en la aplicaci3n extensiva de criterios en materia de conectividad ecol3gica sobre la matriz territorial en la que se insertan los espacios naturales protegidos.

10. Agradecimientos

El presente art3culo se enmarca dentro del proyecto, financiado por la Direcci3n de Biodiversidad y Participaci3n Ambiental del Departamento de Medio Ambiente y Ordenaci3n del Territorio del Gobierno Vasco, para el dise3o de la red de corredores ecol3gicos de la Comunidad Aut3noma del Pa3s Vasco, encargado a la empresa IKT, S.A. Agradecemos tambi3n la ayuda prestada por el Dr. Gabriel del Barrio, de la Estaci3n Experimental de Zonas 3ridas del CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Cient3ficas).

11. Bibliograf3a

- ACEVEDO, P., DELIBES, M., ESCUDERO, M.A., VICENTE, J. MARCO, J. y GORTAZAR, C. (2005): «Environmental constraints in the colonization sequence of roe deer (*Capreolus capreolus* Linnaeus, 1758) across the Iberian Mountains, Spain», en *Journal of Biogeography*, n3 329, pp. 1671-1680.
- ALONSO, J.C., ALONSO, J.A. y MU3OZ-PULIDO, R. (1994): «Mitigation of bird collisions with transmission lines through groundwire marking», en *Biological Conservation*, n3 67, pp. 129-134.
- AMAT, J.A., REND3N, M.A., REND3N, M., GARRIDO, A. y RAM3REZ, J.M. (2005): «Ranging behaviour of greater flamingos during the breeding and post-breeding periods: Linking connectivity to biological processes», en *Biological Conservation*, n3 15, pp. 183-192.

- AMEZAGA, J.M., SANTAMARÍA, L. y GREEN, A.J. (2002): «Biotic wetland connectivity-supporting a new approach for wetland policy», en *Acta Oecologica*, nº 23, pp. 213-222.
- ANGOLD, P. G., SADLER, J. P., HILL, M. O., PULLIN, A., RUSHTON, S., AUSTIN, K., SMALL, E., WOOD, B., WADSWORTH, R., SANDERSON, R. y THOMPSON, K. (2006): «Biodiversity in urban habitat patches», en *Science of the Total Environment*, nº 360, pp.196-204.
- ANTROP, M. (2000): «Background concepts for integrated landscape analysis», en *Agriculture, Ecosystems and Environment*, nº 77, pp. 17-28.
- ATIENZA, J.C. 2004. *Efectos de la reforestación en zonas agrarias sobre la fauna*. Tesis Doctoral. Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad Complutense de Madrid.
- BALDOCK, D. y BENNETT, H. (2002): *An introduction to biodiversity and agriculture in europe*. IEEP. London.
- BAUDRY, J., BUNCE, R.G.H. y BUREL, F. (2000): «Hedgerows: an international perspective on their origin, function and management», en *Journal of Environmental Management*, nº 60, pp. 7-22.
- BEKKER, H. (2006): «Update IENE and other new European actions», en Irwin, C.L., Garrett, P. y McDermott, K.P. (eds.) *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp. 19-20.
- BROTONS, L.A. y HERRANDO, S. (2001): «Factors affecting bird communities in fragments of secondary pine forests in the north-western Mediterranean basin», en *Acta Oecologica*, nº 22, pp. 1-11.
- CAMPRODON, J. (2001): «Tratamientos forestales y conservación de la fauna vertebrada», en Camprodon, J. y Plana, E. (Eds.) *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*. Edicions Universitat de Barcelona, Barcelona, pp. 135-179.
- CARROLL, C., NOSS, R.F., PAQUET, P.C. y SCHUMAKER, N.H. (2004): «Extinction debt of protected areas in developing landscapes», en *Conservation Biology*, nº 18, pp. 1110-1120.
- CLERGEAU, P., JOKIMÄKI, J. y SAVARD, J.P.L. (2001): «Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?», en *Journal of Applied Ecology*, nº 38, pp. 1122-1134.
- CLEVENGER, A.P., CHRUSZCZ, B. y GUNSON, K. (2001): «Drainage culverts as habitat linkages and factors affecting passage by mammals», en *Journal of Applied Ecology*, nº 38, pp. 1340-1349.
- CUSHMAN, S.S. (2006): «Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians. A review and prospectus», en *Biological Conservation*, nº 128, pp. 231-240.
- DAILY G.C., CEBALLOS G., PACHECO J., SUZÁN G. y SÁNCHEZ-AZOFEIFA A. (2003): «Countryside biogeography of neotropical mammals: conservation opportunities in agricultural landscapes of Costa Rica», en *Conservation Biology*, nº 17, pp. 1814-1826.
- DAVIES, Z.G. y PULLIN, A.S. (2007): «Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach», en *Landscape Ecology*, nº 22, pp. 333-351.
- DEL BARRIO, G., SIMÓN, J.C., CUADRADO, A., SANCHEZ, E., RUIZ, E. Y GARCÍA, R. (2000): «Aproximación para estimar la conectividad regional de las redes de conservación», en *V Congreso Nacional de Medio Ambiente. Comunicaciones Técnicas*, Colegio oficial de Físicos, Madrid, pp. 1-17.
- 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*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, pp. 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, pp. 29-54.
- DÍAZ, M., CARBONELL, R., SANTOS, T. y TELLERÍA, J.L. (1998): «Effects of pine plantations on bird communities of the Spanish plateau: biogeography, landscape and vegetation effects», en *Journal of Applied Ecology*, nº 35, pp. 562-574.
- DONALD, P.F. y EVANS, A.D. (2006): «Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes», en *Journal of Applied Ecology*, nº 43, pp. 209-218.

- DWYER, J., BALDOCK, D., BEAUFOY, G., BENNETT, H., LOWE, P. y WARD, N. (2002): *Europe's Rural Futures – the Nature of Rural Development: rural development in an enlarging Europe*. Land Use Policy Group of Great Britain and WWF Europe with the Institute for European Environmental Policy. London.
- ESTADES, C.F. y TEMPLE, S.A. (1999): «Temperate-forest bird communities in a fragmented landscape dominated by exotic pine plantations», en *Ecological Applications*, n° 9, pp. 573-585.
- EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. (2004): *High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges*. EEA Report N° 1/2004. European Environment Agency. Copenhagen.
- FERNÁNDEZ, C. y AZKONA, P. (2002): *Tendidos eléctricos y medio ambiente en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. y JOKIMÄKI, J. (2001): «A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe», en *Biodiversity and Conservation*, n° 10, pp. 2023–2043.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E., JIMÉNEZ, M.D. y LUCAS, E. (2001): «Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid. Spain. Management Implications», en Marzluff, M., Bowman, R. y Donnelly, R. (eds.) *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic, Norwell, USA, pp. 261-275.
- 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.
- GIBBS, J.P. (2000): «Wetland loss and biodiversity conservation», en *Conservation Biology*, n° 14, pp. 314-317.
- GONSETH, Y. (2000): «Conclusions», en *Proceedings of workshop on the ecological corridors for invertebrates: strategies of dispersal and recolonisation in today's agricultural and forestry landscapes. Neuchâtel (Switzerland), 10-12 May 2000*. Environmental Encounters 45, Council of Europe Publishing, Strasbourg, pp. 153-158.
- 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, n° 15, pp. 23-29.
- GOSÁ, A. (2002): «Efectivos poblacionales de la rana ágil (Rana dalmatina) y uso del hábitat reproductor en Navarra», en *Munibe*, n° 53, pp. 205-210.
- GUERRY, A.D. y HUNTER, M.J. (2002): «Amphibian distribution in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration», en *Conservation Biology*, n° 16, pp. 745-754.
- HANNAH, L., MIDGLEY, G.F. y MILLAR, D. (2002): «Climate change-integrated conservation strategies», *Global Ecology and Biogeography*, n° 11, pp. 485-495.
- KLEIJN, D. y SUTHERLAND, W.J. (2003): «How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity?», en *Journal of Applied Ecology*, n° 40, pp. 947-969.
- 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.
- LEMCKERT, F. , BRASSIL, T. y TOWERTON, A. (2005): «Native vegetation corridors in exotic pine plantations provide long-term habitat for frogs», en *Ecological Management and Restoration*, n° 6, pp. 132-134.
- LINDENMAYER, D.B. y FRANKLIN, J.F. (2002): *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.
- MACDONALD, M.A. (2003): «The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscapes: a literature review», en *Forestry Tasmania*, n° 14, pp. 41-52.
- MAÑOSA, S. (2001): «Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds», en *Biodiversity and Conservation*, n° 10, pp. 1997-2012.

- MASON, J.H., MOORMAN, C.E., HESS, G.R. y SINCLAIR, K.E. (2007): Designing urban greenways to provide habitat for breeding birds, en *Landscape and Urban Planning*, nº 80, pp. 153-164.
- MATA, C., HERVÁS, I., SUÁREZ, F., HERRANZ, J., MALO, J.E., CACHÓN, J. y VARELA, J.M. (2006): «Análisis de la efectividad de los pasos de fauna en la autovía de las Rías Bajas (A-52)2», en *Ingeniería Civil*, nº 142, pp. 1-9.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (2006): *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 1*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MORA, A. y ARENAS, J.M. (2004): «The river corridor of the Guadiamar», en Jongman, R.H.G. y Pungetti, G.P. (Eds.) *Ecological networks and greenways. Concepts, methods and implementation*. Cambridge University Press, pp. 270-289.
- PERIS, S. y MORALES, J. (2004): «Use of passages across a canal by wild mammals and related mortality», en *European Journal of Wildlife Research*, nº 50, pp. 67-72.
- PREISS, E., MARTIN, J. y DEBUSSCHE, M. (1997): «Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna», en *Landscape Ecology*, nº 12, pp. 51-61.
- RODRÍGUEZ, A., CREMA, G. y DELIBES, M. (1996): «Use of non-wildlife passages across a high speed railway by terrestrial vertebrates», en *Journal of Applied Ecology*, nº 33, pp. 1527-1540.
- 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», en *Landscape Ecology*, nº 15, pp. 229-242.
- SAVARD, J.P.L., CLERGEAU, P. y MENNECHEZ, G. (2000): «Biodiversity concepts and urban ecosystems», en *Landscape and Urban Planning*, nº 48, pp. 131-142.
- SEMLITSCH, R.D. (2002): «Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians», en *Conservation Biology*, nº 16, pp. 619-629.
- TAYLOR P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. y MERRIAM, G. (1993): «Connectivity is a vital element of landscape structure», en *Oikos*, nº 68, pp. 571- 573.
- TEWKSBURY, J.J., LEVEY, D.J., HADDAD, N.M., SARGENT, S., ORROCK, J.L., WELDON, A., DANIELSON, B.J., BRINKERHOFF, J., DAMSCHEN, E.I., y TOWNSEND, P. (2002): Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes, en *Proceedings of the National Academy of Science*, nº 99, pp. 12923-12926.
- TROCMÉ, M. (2006): «The Swiss defragmentation program—reconnecting wildlife corridors between the Alps and Jura: an overview», en Irwin, C.L., Garrett, P. y McDermott, K.P. (eds.) *Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation*, Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, Raleigh, pp. 144-149.
- VIRGÓS, E., TELLERÍA, J.L. y SANTOS, T. (2002): «A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain», en *Biodiversity and Conservation*, nº 11, pp. 1063-1079.