



COMUNICACIÓN TÉCNICA

Metodología para el estudio de la conectividad del territorio en las Evaluaciones Ambientales Estratégicas de Planes Generales de Ordenación.

Autor: Leticia María Rodríguez Fernández

Institución: Consultoría Peñes

e-mail: leticiamrf@gmail.com

Otros Autores: Carlos Ponte Mosquera (Consultoría Peñes) Ignacio Martínez Fernández (Consultoría Peñes)

RESUMEN

El paradigma de la Ecología del Paisaje enfatiza, entre otros aspectos, la necesidad de integrar en el estudio ambiental del territorio los factores abióticos, bióticos y antrópicos. Para el mantenimiento de la biodiversidad este enfoque subraya la importancia de garantizar la viabilidad de la movilidad entre poblaciones, actualmente amenazada por la creciente fragmentación de los hábitats. Las Evaluaciones Ambientales Estratégicas (EAEs) tienen como objetivo asegurar que se tomen en cuenta las consideraciones medioambientales en la elaboración de los planes y programas, incluidos aquellos referidos a la ordenación del territorio, por lo que son una herramienta particularmente útil para estudiar la conectividad.

La metodología utilizada para el estudio de la conectividad del territorio en las Evaluaciones Ambientales Estratégicas de Planes Generales de Ordenación requiere distintos pasos. En primer lugar se realiza el trabajo de campo de botánica y zoología para elaborar un plano de zonas valiosas del concejo, en lugar de los inventarios ambientales realizados tradicionalmente en las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIAs). Este plano se combina mediante un Sistema de Información Geográfica con otro que refleja las barreras naturales y antrópicas presentes en el concejo para realizar una estimación de los corredores por los que la fauna transitaría con menor dificultad entre las distintas zonas valiosas. Este escenario representa la llamada alternativa cero. El análisis se repite sucesivamente para estimar el impacto en la conectividad de cada una de las alternativas del planeamiento.

Las limitaciones de esta metodología incluyen las dificultades de llevar a la práctica los conceptos de la ecología del paisaje, ampliamente discutidas en la bibliografía, y otras derivadas de la escala a la que se realiza el análisis, puesto que para el estudio de la conectividad en un municipio las bases de datos regionales de biodiversidad presentan una resolución insuficiente que debe suplirse con trabajo de campo específico para elaborar el plano de zonas valiosas. El trabajo de campo está sometido, a su vez, a las limitaciones financieras y temporales propias de las EAEs.

Frente a la tendencia a utilizar en las EAEs las mismas metodologías que en las EIAs pero a una escala mayor, el método que aquí se expone ha resultado ser una parte fundamental de las EAEs elaboradas, siendo particularmente útil para establecer una conexión explícita y cuantitativa entre la descripción del medio y la evaluación de los impactos de las distintas alternativas en la biodiversidad, y para comunicar estos resultados a los ayuntamientos y a los redactores del planeamiento.

Palabras Clave: Evaluación Ambiental Estratégica; metodología; conectividad del territorio; biodiversidad

1. INTRODUCCIÓN

La Evaluación Ambiental Estratégica (EAE) de planes y programas es un procedimiento de evaluación ambiental relativamente reciente, comparado con las Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIA) de proyectos. Por el momento de la planificación en el que se elaboran, las EAEs tienen una naturaleza más preventiva y proactiva que las EIAs, y generalmente el ámbito de estudio, la cantidad de factores e impactos y los periodos de tiempo estudiados en las EAEs son mucho mayores que en las EIAs. Por lo tanto, no parece correcto realizar las EAEs simplemente aplicando las mismas herramientas desarrolladas para las EIAs a una escala mayor, sino que es necesario adaptar estas herramientas y desarrollar otras nuevas, sobre la base de los paradigmas más avanzados científicamente sobre los procesos medioambientales que las EAEs estudian. Uno de estos paradigmas es la ecología del paisaje.

Gurrutxaga (2004) define la ecología del paisaje como el estudio 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, la ecología del paisaje 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 las rodea.

Esta manera de entender el paisaje es muy interesante desde el punto de vista de la gestión medioambiental, puesto que integra la heterogeneidad espacial de los ecosistemas, los elementos antrópicos, los flujos de organismos, materia, nutrientes y energía, y enfatiza las interacciones y la co-evolución de todos estos elementos.

Aunque este enfoque resulte muy atractivo desde un punto de vista teórico por su vocación holística e integradora, estas mismas características hacen que desarrollar herramientas aplicables en la práctica en el trabajo evaluación ambiental resulte especialmente complicado, teniendo en cuenta la limitada información disponible y los escasos recursos de los que en ocasiones se dispone para realizar las EAEs.

El objetivo de este artículo es describir una metodología desarrollada desde una consultoría ambiental, basada en el paradigma de la ecología del paisaje, para incluir en las Evaluaciones Ambientales Estratégicas de Planes Generales de Ordenación (PGOs) el estudio el impacto del impacto en la conectividad del territorio de las alternativas de planeamiento planteadas. El artículo comienza describiendo los elementos del paradigma de la ecología del paisaje de los que se parte para desarrollar la metodología, y como estos elementos están recogidos en la legislación vigente. A continuación se describe el proceso de estudio del impacto de los PGOs en la conectividad del territorio. En la siguiente sección se plantean las limitaciones de esta herramienta y las dificultades encontradas en su desarrollo, y para finalizar se plantean varias reflexiones sobre su utilidad y distintas maneras en las que se podría perfeccionar y facilitar su uso en las EAEs.

2. LA CONECTIVIDAD DEL PAISAJE

De la teoría de la biogeografía de islas (MacArthur and Wilson,1967) y de las metapoblaciones (Levins,1970) se deriva la importancia de la conectividad entre poblaciones y subpoblaciones de una misma especie para el mantenimiento de poblaciones viables y para posibilitar las recolonizaciones de los nichos potenciales cuando se produce la extinción de una subpoblación, y por ende para el mantenimiento de la biodiversidad.

La fragmentación de los ecosistemas provoca la pérdida directa de hábitats, la reducción del tamaño de los fragmentos restantes, el incremento de los bordes, un mayor aislamiento entre las poblaciones presentes, etc... Esto deriva en toda una serie de problemas para las poblaciones silvestres (reducción de su tamaño, pérdida de la capacidad de dispersión de los individuos, posible inviabilidad genética, aumento de su vulnerabilidad frente a variaciones estocásticas o presiones externas, etc...) y perturba las funciones de los ecosistemas (los flujos geoquímicos, la resiliencia frente a las perturbaciones naturales y antrópicas, etc...).

Como señala Bennet (1998) la fragmentación de los hábitats es un problema grave, fácilmente comprensible para la mayoría de los ciudadanos (basta con mirar en Google-maps la extensión y la cada vez mayor fragmentación de las áreas naturales), y que, a diferencia de otros problemas medioambientales severos (como el cambio climático, la sobreexplotación de los recursos naturales, etc...), puede enfrentarse a nivel local o regional obteniendo resultados visibles en poco tiempo. La solución más comúnmente adoptada frente a los problemas de fragmentación es la creación de corredores ambientales o corredores verdes.

Los corredores ambientales se plantean para asegurar la conectividad entre poblaciones. Actúan como hábitat para determinadas especies, conducto para otras, barrera para determinados fenómenos (por ejemplo frente a la erosión acuática o eólica) y como fuente o sumidero en determinados procesos, como podría ser de fuente de depredadores para plagas (United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service, 2004)

Algunos autores, como Simberloff y Cox (1987), criticaron los corredores ambientales al considerar que puede ser importante mantener aisladas las poblaciones para conservar las variaciones genéticas locales, fruto de una adaptación al medio local de las características de los individuos que fundaron la población o de la casualidad. Consideran también que los corredores pueden tener efectos negativos, al servir de conducto para que se extiendan enfermedades, fuegos, especies alóctonas invasoras, y que pueden exponer a los animales salvajes a zonas donde sufrirán una mortalidad mayor al estar más expuestos a depredadores, humanos y animales domésticos. Afirman que en algunos casos puede ser más adecuado mover unos individuos de una población a otra para evitar la endogamia que construir un corredor de dudosa efectividad, considerables riesgos y mayor coste.

Beier y Noss (1998) estudiaron la evidencia publicada sobre la utilidad de los corredores. De todos los estudios publicados descartan experimentos controlados con animales pequeños, por considerar que sus resultados no son generalizables, y

concluyen que sólo doce investigaciones publicadas están lo suficientemente bien diseñadas como para poder generalizar sus resultados. De esas doce, diez indican que los corredores incrementan la viabilidad de las poblaciones de las áreas que conectan. Sobre los impactos negativos de los corredores que sugeridos por Simberloff y Cox (1987), Beier y Noss (1998) indican que no hay ninguna evidencia publicada que los avale. Posteriormente, Haddad et al (2000) argumentan que Beier y Noss (1998) son demasiado escépticos respecto a la utilidad de los experimentos controlados con animales pequeños y corredores artificiales para la biología de la conservación, cuyas políticas requieren una escala mayor, opinando que éstos ofrecen resultados interesantes y que también avalan la utilidad de los corredores.

Bennet (1997) señala que la controversia sobre los corredores se ha centrado en corredores lineales y en el movimiento de dispersión de animales por los corredores entre lo que serían poblaciones aisladas sin el corredor. Sin embargo apenas se han estudiado otros tipos de conectividad, como los mosaicos de hábitats, u otro tipo de movimientos, como los movimientos migratorios o de búsqueda de alimento. Gurrutxaga (2004) utiliza este punto de vista más amplio, y define la conectividad como un atributo del paisaje que se refiere a la permeabilidad que éste presenta a los flujos biológicos y ecológicos, sin referirse específicamente a los corredores.

Los principios de la ecología del paisaje para la protección de la biodiversidad están recogidos en distintas leyes y tratados internacionales. La Convención para la Diversidad Biológica (CBD 1993) de la que España es parte, se deriva de la Cumbre de Río de Janeiro en 1992. En su preámbulo, establece que *“es vital prevenir, prevenir y atacar en su fuente las causas de reducción o pérdida de la diversidad biológica”* y en su artículo VIII, que corresponde a la conservación in situ, apartado d, señala que *“promoverá la protección de ecosistemas y hábitats naturales y el mantenimiento de poblaciones viables de especies en entornos naturales”*. En la legislación europea, la Directiva Hábitat (92/43/CEE) establece la creación de la Red Natura 2000, define las especies de interés comunitario y los hábitats de interés comunitario para el mantenimiento de la biodiversidad. Numerosas iniciativas, estrategias y programas de trabajo comunitarios han resaltado posteriormente la necesidad de mejorar la conectividad entre los distintos elementos de la red Natura 2000. En España, los principios que inspiran la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (Ley 42/2007) se centran en el mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los sistemas vitales básicos, en la preservación de la diversidad biológica, genética, de poblaciones y de especies, y en la preservación de la variedad, singularidad y belleza de los ecosistemas naturales, de la diversidad geológica y del paisaje. Con respecto a los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales, establece entre sus objetivos (art. 17 punto g) *“Contribuir al establecimiento y la consolidación de redes ecológicas compuestas por espacios de alto valor natural, que permitan los movimientos y la dispersión de las poblaciones de especies de la flora y de la fauna y el mantenimiento de los flujos que garanticen la funcionalidad de los ecosistemas.”* Finalmente, desde la perspectiva de las EAEs de PGOs, es interesante resaltar que la Ley 42/2007 cita entre sus principios inspiradores *“la prevalencia de la protección ambiental sobre la ordenación territorial y urbanística”*.

3. MÉTODO PARA EL ESTUDIO DE LA CONECTIVIDAD EN LAS EAEs

El método desarrollado para estudiar la conectividad del territorio se basa en determinar unas zonas valiosas o zonas fuente, en función de su valor para la conservación de la biodiversidad. A continuación se elabora un plano de barreras, en el que se asigna un valor de impedancia o resistencia al paso de las especies estudiadas a todo el ámbito de estudio. Mediante SIG se combinan estos dos elementos, obteniendo un valor coste-distancia para cada celda, que se calcula a partir del número de celdas atravesadas desde las zonas valiosas o zonas fuente y los valores de resistencia de cada una de ellas.

Debido a las dificultades para establecer un criterio único para establecer las zonas valiosas o zonas fuente, que se describen en la siguiente sección, se optó por generar dos escenarios para el análisis. El primero de ellos considera las zonas más valiosas a partir del trabajo de campo y la opinión experta del botánico, el zoólogo y el resto de los integrantes del equipo, y se tienen en cuenta factores como la biodiversidad observada y potencial, el grado de naturalidad y el tamaño de cada tesela (diferenciando entre el núcleo, bordes y zonas buffer). A continuación asigna valores de impedancia bajos al resto de zonas naturales, a no ser que jueguen el papel de barrera por alguna de sus características. El segundo escenario da una interpretación más amplia a las zonas fuente, y considera todas las zonas naturales de vegetación climática (a partir de la cartografía temática de vegetación del Principado de Asturias) –tal y como utiliza la Junta de Andalucía (2010)- como zonas valiosas o zonas fuente. La resistencia o valor de impedancias se obtiene a partir de los mapas de vegetación de la Cartografía Temática del Principado de Asturias y de los mapas 1:5000.

Para finalizar se calcula el valor de coste distancia para cada una de las celdas en los dos escenarios. Esto permite hacer una estimación de las zonas por las que la fauna transitaría con menor dificultad entre las distintas zonas valiosas. Estos escenarios representan la llamada alternativa cero. El análisis se repite sucesivamente, modificando el plano de barreras, para estimar el impacto en la conectividad de cada una de las alternativas del planeamiento.

4. LIMITACIONES

Determinar las zonas valiosas a partir de las cuales se estudiará la conectividad es la parte central del método. La conectividad del territorio depende de la especie considerada. Como señala Gurrutxaga (2004) un mismo elemento paisajístico puede actuar como corredor para una especie y como barrera para otra y, del mismo modo, un patrón paisajístico puede 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. En teoría, las zonas valiosas deberían ser aquellas con una mayor biodiversidad, incluyendo en esta la totalidad de los organismos vivos, pero en la práctica método aquí planteado, como la mayoría de los proyectos dedicados a garantizar la conectividad del territorio, se limitan a considerar los grandes mamíferos y los corredores que estos necesitan. Es necesario enfatizar que no existe ningún argumento en la legislación vigente (ni de

EAE ni de biodiversidad) ni argumentos científicos que justifiquen esta elección. Se pueden dar únicamente razones pragmáticas, como que estas especies son las mejor estudiadas, que son relativamente fáciles de identificar, que supondría un elevado costo económico estudiar los distintos grupos y que se espera que su protección sirva de paraguas para muchas otras especies, etc... El estudio se restringe aún más por razones pragmáticas: a los grandes mamíferos que se vean afectadas de la misma manera por las barreras, de tal manera que el impacto de los cambios en los usos del suelo en la conectividad pueda ser evaluado de manera relativamente sencilla. Esto se concreta en obviar aquellos animales que vuelan o que se van por el río. En cierta medida se espera que el estudio de la conectividad de estas especies sirva, en gran medida, de paraguas para la protección de zonas que resulten también útiles para el mantenimiento de la conectividad, y por ende de la biodiversidad de otros los grupos, aunque la controversia sobre este punto es considerable, y no puede considerarse, ni mucho menos, como dado. Sin embargo, las limitaciones de recursos para el trabajo de campo en las EAEs y las carencias de la información secundaria disponible hacen necesarias estas simplificaciones.

La manera en la que se incluyó en las EAEs el estudio de la conectividad entre poblaciones de aves y de especies preeminentemente fluviales se centra en el concepto de la conectividad entre puntos de paso, para asegurar la cercanía entre los mismos y la no destrucción de nichos potenciales, aunque ciertamente algunos proyectos antrópicos sí que pueden tener un efecto directo de barrera en los medios por los que estas especies (la contaminación acústica o lumínica de algunos proyectos o el impacto directo de los parques eólicos pueden suponer una barrera significativa para las aves, o las presas y otras barreras fluviales para la ictiofauna y otros animales que se desplazan por los ríos).

Una segunda dificultad se plantea a la hora de determinar cuánta diversidad debe tener una zona para ser clasificada como valiosa. ¿Debe limitarse a pequeñas zonas singulares en las que la biodiversidad es muy alta en comparación con el resto del ámbito de estudio, o debe por el contrario considerarse que todas las zonas de alta naturalidad, con una vegetación climácica bien desarrollada, son zonas valiosas? La solución ideal consistiría en establecer un continuo de valores, en base a una serie de criterios objetivos obtenidos a partir del trabajo de campo y de la información secundaria disponible, para establecer el valor de cada hábitat. Pero esto es imposible por tres razones: En primer lugar porque la herramienta de SIG utilizada no permite esa opción. Las zonas fuente no tienen gradación, o es o no es fuente. En segundo lugar, porque el estudio y la cuantificación de una serie de criterios objetivos a partir del trabajo de campo excede con creces las posibilidades económicas de las EAEs de PGOs. En tercer lugar, porque si para soslayar la limitación que los recursos económicos imponen al tiempo que se puede pasar en el campo se recurre a bases de datos de las que se podría obtener información secundaria sobre la biodiversidad, estas presentan, además de los problemas de fiabilidad habituales, problemas de resolución (la citada en García 2008 con resolución de 1km) o de precisión de las coordenadas atribuidas a los datos (GBIF). La opción tomada en los casos de estudio en los que se aplicó esta metodología consistió, como se explicó en la sección anterior, en estudiar dos escenarios: El primero de ellos considera las zonas más valiosas a partir del trabajo de campo y la opinión experta del botánico, el zoólogo y el resto de los integrantes del equipo, y se tienen en cuenta factores como la biodiversidad detectada y potencial, el grado de naturalidad y el tamaño de la tesela

(diferenciando entre el núcleo y los bordes o zonas buffer). Finalmente, se asignan valores de impedancia muy bajos al resto de zonas naturales, a no ser que jueguen el papel de barrera por alguna de sus características. El resultado de este escenario se caracteriza por establecer qué zonas juegan el papel de corredor entre las zonas consideradas como de mayor valor para la biodiversidad. El segundo escenario consiste en considerar todas las zonas naturales de vegetación climática como zonas valiosas o zonas fuente. Este escenario permite resaltar el valor para la conectividad de otros tipos de uso de suelo, como las praderías, en el mosaico del paisaje, pero tiene la importante limitación de asumir una correlación directa entre vegetación y biodiversidad.

Otra dificultad se deriva de asignar los valores de resistencia en el plano de barreras. Es necesario asignar establecer unas categorías en las que clasificar todo el territorio, excluyendo las zonas fuente, y asignarle una resistencia al paso a cada una de esas categorías (suelos agrícolas, praderías, plantaciones arbóreas de pino o eucalipto, núcleos rurales, zonas urbanas, carreteras, autopistas, vías férreas). Existen algunos experimentos controlados que cuantifican el paso de una especie por un corredor y por zonas antropizadas, y otros estudios que siguen los movimientos de determinadas especies por el paisaje, pero estas investigaciones no nos ofrecen una base suficientemente generalizable y sistemática sobre qué valores de impedancia asignar a cada uso del suelo. Sin embargo, sí que es posible jerarquizar, en base a la experiencia profesional, el nivel de barrera que determinados elementos suponen para el paso de la fauna. Puede afirmarse, por ejemplo, que un prado de siega supone una barrera menor que un suelo agrícola cercado, que una carretera nacional supone una barrera menor que una autopista, o que un núcleo rural supone una barrera menor que un núcleo urbano. Algunos de estos aspectos pueden cuantificarse (que la impedancia aumente proporcionalmente a la densidad de edificaciones de un núcleo o al nivel de tráfico de una vía) pero finalmente hay un grado de subjetividad a la hora de asignar un valor numérico a los distintos elementos antrópicos del paisaje.

Para finalizar es necesario mencionar que los Planes Generales de Ordenación, que juegan un papel fundamental en la ordenación territorial, se elaboran a nivel municipal, pero la escala a la que es necesario explorar los fenómenos de conectividad entre poblaciones, particularmente entre grandes mamíferos, es necesariamente mayor. Además, los límites municipales no corresponden necesariamente a unidades naturales coherentes. Aunque en muchos casos las divisiones administrativas coinciden con las líneas de cumbres o con ríos, en otras responden únicamente a procesos político-económicos históricos, que dificultan considerablemente una ordenación territorial coherente con el medio natural. Por lo tanto sería necesario incluir siempre en el análisis la conectividad con los concejos vecinos, pero de nuevo las limitaciones financieras, así como la imposibilidad de hacer recomendaciones a concejos vecinos, dificultan estas acciones.

5. CONCLUSIONES

La experiencia de todo consultor medioambiental que haya hecho suficiente trabajo de campo conduce a un cierto escepticismo sobre el concepto de barrera que se emplea en modelos como el que aquí se propone, puesto que se habrá encontrado en múltiples ocasiones con animales salvajes (corzos, zorros, nutrias) en los lugares más insospechados por su alto nivel de antropización o de degradación (en el medio de un

pueblo o de una zona industrial, por ejemplo). Pero estas experiencias no pueden hacernos olvidar la teoría, ampliamente respaldada tanto por la experiencia profesional como por los estudios realizados al respecto, de que la acumulación de elementos antrópicos acaba suponiendo una barrera al paso de la fauna y fragmentando los hábitats, con todos los problemas que esto conlleva.

Las numerosas y significativas limitaciones de este modelo implican que los resultados numéricos que genera deben ser considerados con cautela. En base a estos resultados no se puede argumentar afirmar categóricamente que una alternativa es peor que otra desde el punto de vista de la conectividad del territorio porque altere una zona que, según el modelo, tiene un valor de conectividad de, por ejemplo, 86, frente a otra de valor 78. Sin embargo, utilizar esta herramienta sí que nos permite, en primer lugar, asegurar que se toma en cuenta de manera explícita la conectividad del territorio, tal y como requiere la legislación. Y en segundo lugar, nos da una idea aproximada de la situación actual, de posibles medidas de mejora (como la restauración de zonas que mejorasen la conectividad) y de la dirección y magnitud aproximada del cambio que las distintas alternativas provocarían.

Desde un punto de vista metodológico, este modelo supone un intento de aplicar en la práctica de las evaluaciones ambientales, alguno de los conceptos científicos más avanzados de la biología de la conservación. Supone igualmente un intento de adaptar una metodología que se ha puesto en práctica a escalas regionales y estatales al ámbito de los planes municipales de ordenación territorial, que juegan un importante papel en determinar los usos del suelo. Y, para terminar, supone un intento de vincular de manera explícita y cuantitativa el inventario ambiental y las valoraciones que se hacen de los impactos en la biodiversidad en las EAEs, lo que en opinión de los autores es *conditio sine qua non* para aumentar su calidad, transparencia y legitimidad.

Para superar las limitaciones que actualmente encontramos al desarrollar herramientas para estudiar la conectividad en PGOs serían necesarios numerosos recursos de investigación, que están completamente fuera del alcance de las consultorías medioambientales, pero que sí se podrían llevar a cabo por instituciones internacionales (UE, CCB, UICN) y universidades. Sería necesario

- Consensuar unos criterios únicos sobre el tipo de especies que van a ser estudiadas para poder posteriormente establecer la impedancia de las distintas barreras.
- Establecer unos criterios para delimitar las zonas núcleo, para poder así enmarcar los análisis a escala municipal en los análisis regionales, utilizando de esta información sobre los municipios vecinos y aumentando el detalle del análisis en el ámbito de estudio.
- Integrar todos los datos disponibles sobre la movilidad de la fauna, tanto por experimentos controlados como por observación en el campo, y realizar los estudios necesarios cuando la información necesaria no esté disponible,
- Elaborar, a partir de esos datos, una escala generalizable a múltiples ámbitos que establezca el nivel de impedancia de los distintos tipos de teselas naturales y usos antrópicos del suelo.

6. REFERENCIAS

Beier, P. y Noss, R.F. (1998) "Do Habitat Corridors Provide Connectivity?" *Conservation Biology*, 12 (6) 1241-1252

Bennett, G. (Ed.) (1998). *Guidelines for the development of the Pan European ecological network*. Council of Europe, Committee of experts for the European Ecological Network. STRA-REP. 6 (98). 35 pp.

Bennett, A. F. (1999). *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN. Gland, Cambridge.

Consejería de Medio Ambiente - Junta de Andalucía (2010) Glosario. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/web/PortalWeb_Glosario/ [visitado online 07/09/2010]

Gurrutxaga, M. (2004). "Conectividad Ecológica del Territorio y Conservación de la Biodiversidad". *Nuevas Perspectivas en Ecología del Paisaje y Ordenación Territorial*. Informe Técnico nº 103 del Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco

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 (5): 1543-1545

MacArthur, R. H. and Wilson, E. O. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, N.J.: Princeton University Press. MacArthur and Wilson (1967)

Levins, R. (1970). *Extinction*. pp. 77–107. In M. Gesternhaber (ed.), *Some Mathematical Problems in Biology*. American Mathematical Society, Providence, Rhode Island.

Simberloff, D. y Cox, J. (1987) Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology* 1: 63-71.

United States Department of Agriculture – Natural Resources Conservation Service (2004) *Conservation Corridor Planning at the Landscape Level—Managing for Wildlife Habitat*. National Biology Handbook, Part 613