

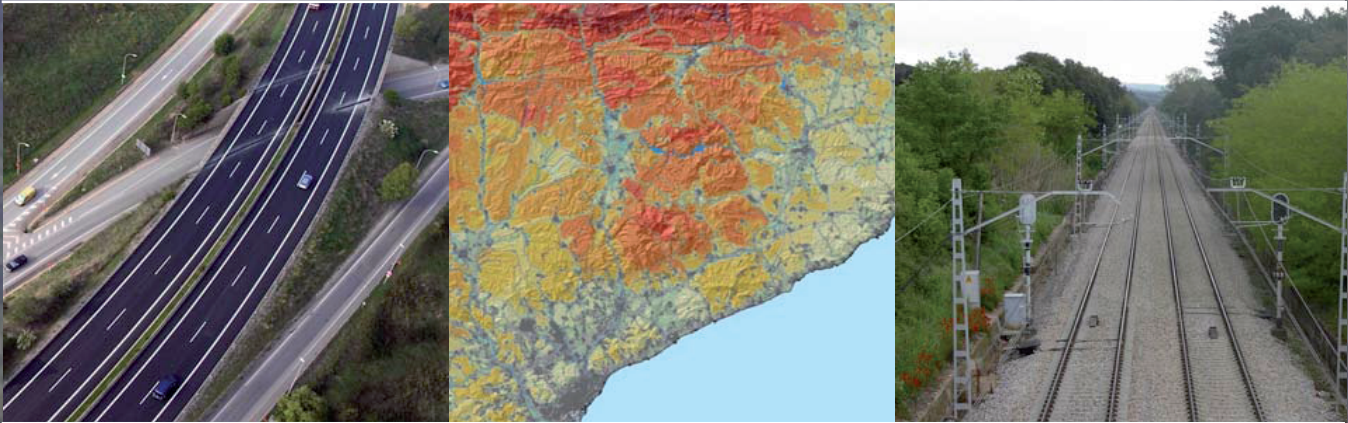
INDICADORES DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS CAUSADA POR INFRAESTRUCTURAS LINEALES DE TRANSPORTE es el cuarto número de la serie *Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte*. A partir de la participación en el proyecto europeo COST 341 se constituyó un Grupo de Trabajo de Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte, que depende de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad y es coordinado por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Este grupo, que integra representantes de las administraciones de Transporte y de Medio Ambiente de todas las Comunidades Autónomas y del Estado, acordó la redacción de este documento que, con un enfoque marcadamente aplicado, reúne un conjunto de indicadores específicos para evaluar el estado y las tendencias de la fragmentación asociada a las infraestructuras lineales de transporte. Esta propuesta surge de un esfuerzo de recopilación y sistematización de los indicadores ya existentes, así como de otros nuevos que cubren aspectos menos tratados hasta el momento. Los indicadores descritos pueden ser aplicables a distintos ámbitos de la evaluación y seguimiento ambiental e incluso algunos de ellos son adecuados para su inclusión en sistemas de indicadores ambientales de carácter más general.

Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte

4

INDICADORES DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS CAUSADA POR INFRAESTRUCTURAS LINEALES DE TRANSPORTE

INDICADORES DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS CAUSADA POR INFRAESTRUCTURAS LINEALES DE TRANSPORTE



**INDICADORES DE FRAGMENTACIÓN DE
HÁBITATS CAUSADA POR INFRAESTRUCTURAS
LINEALES DE TRANSPORTE**

Este documento se ha redactado en el marco de una **Comisión técnica integrada en el Grupo de Trabajo sobre Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte**, impulsado por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, en la que participaron las siguientes personas:

Georgina Álvarez, DG de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino

Antonio Ballester, Subsecretaría, Consejería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, Generalitat Valenciana

F. Javier Cantero, DG de Carreteras, Consejería de Infraestructuras y Transportes, Comunidad de Madrid

Samira Moujir, Viceconsejería de Infraestructuras y Planificación, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Gobierno de Canarias

Manuel J. Prats, DG de Grandes Proyectos de Alta Velocidad, ADIF

Francisco Quirós, Espacio Natural de Doñana, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía

Luis Ramajo, GIASA, Consejería de Obras Públicas, Junta de Andalucía

Sarah Ruiz, CEDEX, Ministerio de Fomento

Jordi Solina, DG de Polítiques Ambientals i Sostenibilitat, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya

Manuel Luis Torres, DG de Calidad Ambiental, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias

Asistencia técnica para la redacción del documento:

Joan Pino (CREAF y Universidad Autónoma de Barcelona), Ferran Rodà (CREAF y Universidad Autónoma de Barcelona), Carme Rosell (MINUARTIA) y Roser Campeny (MINUARTIA).

Agradecimientos: Personas que han participado en la revisión de los sucesivos borradores: Leónidas de los Reyes y Lara, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía; Juan F. Miral, Departamento de Desarrollo Rural y Medio Ambiente, Gobierno de Navarra, Ferran Navàs, Minuartia; Santiago Saura, Universidad Politécnica de Madrid.

Cita recomendada:

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. Indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 4. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 133 pp. Madrid.

Edita: Organismo Autónomo Parques Nacionales

NIPO: 781-10-019-9

ISBN: 978-84-8014-782-8

Depósito Legal: M-41058-2010

Imprime: AKASA, S.L. Camino de lo Cortao 6-8, 40

San Sebastián de los Reyes, 28703 Madrid

1

Presentación

2

Conceptos Generales

3

Indicadores de fragmentación: Antecedentes

4

Propuesta de indicadores de fragmentación
de hábitats causada por infraestructuras
lineales de transporte

5

Anexos

ÍNDICE

1 PRESENTACIÓN	7
1.1 Antecedentes	9
1.2 Justificación	9
1.3 Ámbito de aplicación	10
1.4 Objetivos	11
1.5 Destinatarios	11
2 CONCEPTOS GENERALES	13
2.1 Indicadores del cambio ambiental	15
2.2 La fragmentación de los hábitats	16
2.3 Efectos particulares de la fragmentación por infraestructuras de transporte	16
2.3.1 Destrucción de los hábitats	18
2.3.2 Disminución del tamaño de los hábitats	18
2.3.3 Efectos de borde	19
2.3.4 Procesos del margen de las infraestructuras	20
2.3.5 Efectos de filtro o barrera	20
2.3.6 Mortalidad por atropello	21
2.3.7 Desarrollo urbano inducido	22
3 INDICADORES DE FRAGMENTACIÓN: ANTECEDENTES	23
3.1 Relación de indicadores propuestos en la bibliografía	25
3.1.1 Medidas sobre las infraestructuras	25
3.1.2 Medidas sobre las propiedades topológicas de los hábitats	25
3.1.3 Medidas basadas en la conectividad ecológica	27
3.1.4 Medidas de los impactos sobre los organismos y los ecosistemas	29
3.2 Sistemas de indicadores previos	30

3.2.1	Europa.....	30
3.2.2	España.....	31
4	PROPUESTA DE INDICADORES DE FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS CAUSADA POR INFRAESTRUCTURAS LINEALES DE TRANSPORTE.....	33
4.1	Elementos para la formulación de los indicadores	35
4.1.1	Complejidad, disponibilidad de datos y poder explicativo	35
4.1.2	Visión de conjunto y de detalle	36
4.1.3	Entramado de relaciones causa-efecto	36
4.1.4	Ámbitos y escalas de trabajo.....	37
4.1.5	Componentes de la biodiversidad	37
4.2	Relación de indicadores.....	38
4.3	Orientaciones para la selección de los indicadores	40
4.4	Fichas descriptivas de los indicadores	42
5	ANEXOS	123
	Anexo I. Glosario	125
	Anexo II. Conceptos básicos sobre paisaje y fragmentación	129
	Anexo III. Cartografía digital disponible de ámbito estatal.....	132
	Anexo IV. Tablas	134
	Anexo V. Referencias bibliográficas citadas en el texto	136



1

Presentación

1

Presentación

2

Conceptos
Generales

3

Indicadores de
fragmentación:
Antecedentes

4

Propuesta de
indicadores de
fragmentación
de hábitats causada
por infraestructuras
lineales de transporte

5

Anexos

1.1 Antecedentes

La progresiva transformación del territorio sustenta el desarrollo de las sociedades humanas. Sin embargo, en las últimas décadas asistimos a una preocupación creciente por los efectos de esta transformación sobre el medio natural: la magnitud del cambio compromete cada vez más a la conservación de los organismos, los ecosistemas e incluso la totalidad del denominado sistema global. Ello hace cada vez más urgente la adopción de medidas que aseguren un desarrollo sostenible de nuestras sociedades, que compatibilice su desarrollo económico y social con la conservación del medio ambiente.

Un factor de transformación especialmente importante es la fragmentación del territorio por infraestructuras de transporte. La implantación de las infraestructuras induce a su vez cambios en el territorio, tanto estructurales (urbanización) como funcionales (incremento del volumen de tráfico) que multiplican el efecto fragmentador de aquéllas. Los procesos de evaluación de impacto ambiental de proyectos, reforzados con la aplicación de la evaluación ambiental estratégica de planes y programas, constituyen mecanismos eficientes para mitigar los efectos de estas transformaciones en la conservación de los valores naturales del territorio. Sin embargo, dichos procesos de evaluación ambiental precisan de indicadores, herramientas que facilitan el seguimiento de los cambios territoriales resumiendo variables complejas en medidas más simples.

Diversas iniciativas reflejan el interés de las administraciones y los técnicos por los efectos de las infraestructuras de transporte sobre la conservación de los hábitats. A escala estatal destaca el establecimiento del Grupo de Trabajo sobre Fragmentación de Hábitats causada por Infraestructuras de Transporte, coordinado por la Dirección General de Medio Natural y Política Forestal del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, y que surgió a raíz de la Acción COST 341 promovida por la Unión Europea en el período 1999-2003. Entre las labores desarrolladas por el Grupo de Trabajo destaca la publicación de la serie *Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte* que intenta dar respuesta a la demanda existente, por parte

de administraciones y técnicos, de documentos de referencia en el ámbito de la fragmentación de hábitats generada por las infraestructuras lineales.

Hasta el momento se han elaborado tres documentos: *Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales* (Ministerio de Medio Ambiente, 2006) (se cita en el presente texto como Documento 1), *Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de infraestructuras de transporte* (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008) (se cita como Documento 2) y *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado* (en prensa, se cita como Documento 3). A estas publicaciones se añade este cuarto volumen, que reúne un conjunto de indicadores específicos para evaluar la fragmentación de los hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte.

1.2 Justificación

El seguimiento y la evaluación ambiental se enfrentan casi siempre al reto de definir criterios y métodos adecuados para valorar el estado del medio natural y eventualmente identificar los umbrales de impacto admisibles en el desarrollo de planes, programas y proyectos de incidencia territorial. La dificultad radica en gran parte en la propia complejidad de los sistemas naturales, ya que cualquier cambio en el territorio comporta efectos sobre un gran número de dimensiones ambientales. Una de las herramientas más utilizadas a tal efecto es la definición de indicadores, que pretenden reflejar el estado de una situación, o de algún aspecto particular, en un momento y un espacio determinados, sintetizando y simplificando la información de partida. Los indicadores permiten, pues, reducir la gran complejidad de los sistemas analizados a una serie de dimensiones principales, que luego pueden ser objeto de valoración.

La evaluación de los efectos de la fragmentación por infraestructuras no está exenta de estos problemas. Como se detalla más adelante (apartados 2.2 y 2.3 y Anexo II), bajo el concepto de fragmentación se reúnen varios procesos de cambio

en el paisaje. Identificar y valorar convenientemente todos estos procesos es de suma importancia para comprender y corregir los efectos de la implantación y modificación de las infraestructuras de transporte sobre el territorio, los hábitats y las especies.

Se han propuesto un gran número de indicadores que describen los diversos procesos asociados a la fragmentación por infraestructuras y sus efectos sobre los organismos y los hábitats. Estos indicadores son la consecuencia de la abundante literatura científica existente y están principalmente orientados a la gestión y a la conservación, aunque se encuentran en general en publicaciones muy dispersas y poco accesibles a los técnicos no especialistas en la materia. Frecuentemente el desarrollo de estos indicadores se realiza por centros de investigación, administraciones u otras entidades con objetivos y metodologías muy diversas. Era del todo necesario, pues, recopilar y ordenar estas propuestas de indicadores para facilitar su utilización por parte de los técnicos y gestores del territorio.

El presente documento propone un conjunto de indicadores de referencia para evaluar el estado y los incrementos de la fragmentación asociada a las infraestructuras de transporte, teniendo en cuenta diversas escalas de análisis y casos. Dicha propuesta surge de un esfuerzo de recopilación y sistematización de los indicadores ya existentes, y de la propuesta de otros nuevos que, a juicio del equipo redactor, cubren aspectos de la fragmentación por infraestructuras insuficientemente tratados hasta el momento. Desde un punto de vista administrativo, el documento pretende ser especialmente útil para abordar:

- Las determinaciones que derivan de la trasposición de la Directiva 2001/42/CE de 27 de junio de 2001, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente, extendiendo los procesos de evaluación de impacto ambiental a las repercusiones de los planes y programas.
- La creciente normativa y directrices sobre fragmentación y conectividad (Directiva Hábitats: Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, enmendada por la Directiva 97/62/CE del Consejo de 27 de octubre de 1997; Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

1.3 Ámbito de aplicación

El presente documento se enmarca en el contexto general de la serie, centrada en la reducción de la fragmentación de los hábitats causada por infraestructuras de transporte. Por ello, los contenidos van destinados especialmente para su aplicación durante la elaboración de (ver Figura 1.1):

- Planes y programas de infraestructuras lineales de transporte, sometidos a Evaluación Ambiental Estratégica (EAE). Secundariamente, también a planes territoriales y urbanísticos con determinaciones sobre infraestructuras de transporte.
- Estudios informativos o proyectos de trazado de nuevas infraestructuras, sometidos a Evaluación de Impacto Ambiental (EIA).
- Estudios informativos o proyectos de trazado para la modificación (ampliación, mejora, doblamiento, etc.) de infraestructuras ya existentes.
- Seguimiento del impacto sobre los organismos y los hábitats de las infraestructuras ya existentes.
- Actuaciones de “desfragmentación” del territorio: aquellas destinadas a corregir los impactos de infraestructuras ya existentes, que pueden llevarse a cabo en el marco de proyectos de modificación de infraestructuras o de manera independiente.

Sin embargo, los indicadores propuestos tienen también una aplicación más general, fuera del ámbito específico del desarrollo de planes, programas y proyectos. Por ejemplo, pueden contribuir al desarrollo de sistemas de indicadores para el seguimiento ambiental a escalas territoriales muy diversas. Así, la fragmentación forma parte de los indicadores del SEBI 2010 (*Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators*) y de las *Señales medioambientales* de la AEMA (2002). Otras estrategias de conservación de la biodiversidad de ámbito estatal o autonómico también incluyen indicadores de fragmentación.

En el caso de las pequeñas mejoras de trazados y de los nuevos trazados de menor entidad, muchos de los indicadores aquí propuestos tienen una aplicabilidad limitada, dado que estos proyectos suelen tener una tramitación abreviada (sin EIA en muchas comunidades autónomas y a menudo elaborándose directamente el proyecto constructivo). No es objeto de este documento la propuesta de indicadores de fragmentación aplicables a las fases de construcción de la vía, pero sí se aportan algunos indicadores susceptibles de ser utilizados en el seguimiento del impacto de la red ya existente.



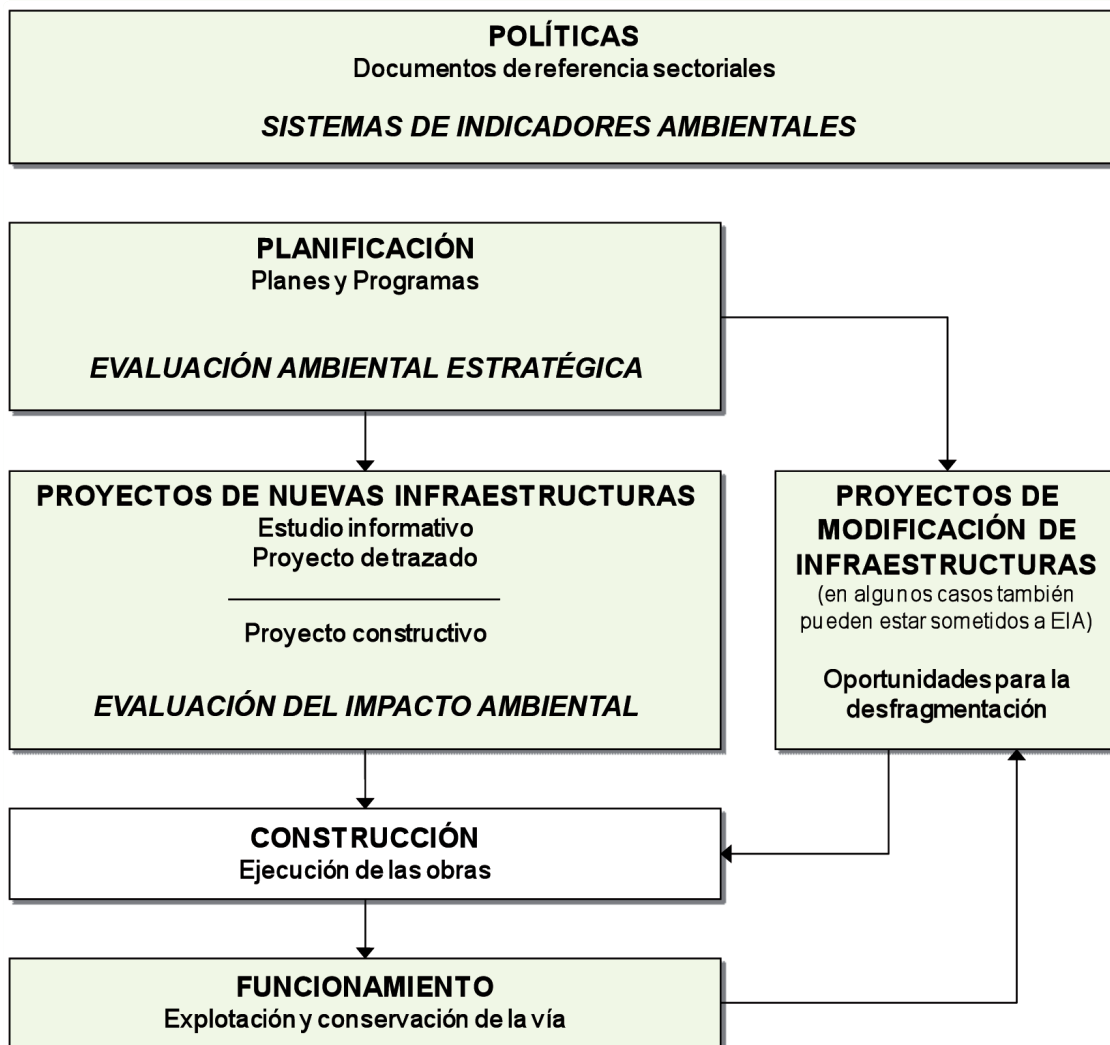


Figura 1.1. Ámbitos de aplicación de las prescripciones técnicas del presente Documento.

1.4 Objetivos

El presente documento tiene dos objetivos básicos:

- Proporcionar una relación de indicadores de fragmentación de hábitats por infraestructuras de transporte, aplicables a diversas situaciones de evaluación ambiental. Estas incluyen el uso de sistemas de indicadores ambientales de la red de infraestructuras existentes o planificadas, y también la evaluación ambiental normativa de planes y proyectos (en sus fases de Estudio Informativo o Proyecto de Trazado) tanto de nuevas infraestructuras como de modificación de las ya existentes. En general, los indicadores cumplen los siguientes criterios:

- Relativamente simples y presentados con un lenguaje sin excesivos tecnicismos.
- Fácilmente calculables con los datos cartográficos usualmente disponibles en las administraciones competentes, o con una

inversión de recursos moderada.

- Particularmente sensibles a los efectos de las infraestructuras de transporte.
 - Adecuados para valorar: el estado (grado de fragmentación actual y futuro, derivado de la aplicación del plan o proyecto); las tendencias (incremento de la fragmentación derivado del plan o proyecto); y el efecto relativo (incremento de la fragmentación) de las diversas alternativas de plan o de trazado de un proyecto.
- Proporcionar criterios para la selección de los indicadores más adecuados para las distintas situaciones o necesidades que pueda tener el usuario.

1.5 Destinatarios

De forma consecuente con lo anterior, los destinatarios principales de este documento son los técnicos

cos de administraciones y empresas u otras personas involucradas en la planificación y elaboración de proyectos de infraestructuras de transporte lineales, y aquellos que toman parte en la evaluación de sus repercusiones ambientales, tanto en procedimientos de evaluación ambiental estratégica como de evaluación de impacto ambiental.

Paralelamente, este documento puede ser de utilidad para los profesionales de otras áreas a las que son de aplicación los indicadores aquí expuestos, y de modo muy destacado para los científicos y profesionales que desarrollan su labor en la ordenación del territorio o la conservación de la naturaleza, por ser campos en los que el análisis de la conectividad y la fragmentación del territorio puede ser de gran relevancia.

Por último, los estudiantes de grados y postgrados en los ámbitos recién mencionados pueden previsiblemente formar parte del colectivo de usuarios de este documento, en su condición de científicos y técnicos en formación en sus respectivos campos, y futuros ejecutores de estudios y proyectos sobre el particular.



1

Presentación

2

Conceptos
Generales

3

Indicadores de
fragmentación:
Antecedentes

4

Propuesta de
indicadores de
fragmentación
de hábitats causada
por infraestructuras
lineales de transporte

5

Anexos

2.1 Indicadores del cambio ambiental

La fragmentación de los hábitats abarca un conjunto de procesos complejos que implican cambios en aspectos muy diversos del paisaje. En este Documento, el término paisaje se utiliza en el sentido que se le da en la disciplina de ecología del paisaje: un territorio espacialmente continuo y de escala kilométrica, que alberga un ecosistema o un mosaico de ecosistemas. No se utiliza el término para referirse al aspecto que tiene un territorio tal como lo perciben los humanos, acepción ésta que es la recogida por el Convenio Europeo del Paisaje y por la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

El análisis y seguimiento de la fragmentación del paisaje precisa de la definición de indicadores específicos para los distintos procesos implicados y más relevantes desde el punto de vista de la gestión. Se entiende por indicador una medida, categórica o numérica, que permite resumir una o más variables complejas de forma simple y seguir su evolución a lo largo del tiempo. No existe un indicador ideal, aunque en general debe tenderse a que éstos tengan las siguientes propiedades (Dale & Beyeler 2001):

- Estar realmente relacionados con los fenómenos que indican, evitando hasta donde sea posible las correlaciones espurias.
- Ser de respuesta predecible, medible (cuantificable) y anticipada a los cambios en los fenómenos que indican.
- Ser fácilmente repetibles a lo largo del tiempo.
- Ser flexibles, adaptables a cambios en los objetivos o en la calidad y procedimiento de obtención de los datos.
- Pertenecer a un rango de escalas espaciales y temporales suficientemente amplio.
- Ser especialmente relevantes y útiles para los gestores y también para el público en general.
- Ser capaces de distinguir a los cambios naturales de los antrópicos.

Los indicadores ambientales surgen a principios de los años noventa del siglo pasado impulsados por la necesidad de desarrollar políticas de desarrollo

sostenible, con el fin de proporcionar información de una forma concreta y sistemática sobre la situación ambiental de una región y poder incorporar criterios ambientales en la toma de decisiones. En Europa destacan las diversas listas de indicadores propuestas por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE 1993, 2001) y la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA 1998, 1999), que incorporan diversos aspectos ambientales (abióticos) y biológicos. La AEMA ha puesto a punto el denominado *Core Set of Indicators* que incluye los siguientes aspectos ambientales: agricultura, agua, biodiversidad, cambio climático, contaminación atmosférica, pesca, residuos, territorio y transporte. Estos indicadores son la base para la publicación periódica de diversos informes como el de *Señales medioambientales* (AEMA 2002a) o el informe del TERM (*Transport and Environmental Reporting Mechanism*, AEMA 2002b) y, como se verá más adelante (apartado 3.2.1), recogen de manera muy sumaria la problemática derivada de la fragmentación de los hábitats por infraestructuras de transporte.

En España destaca la iniciativa del Banco Público de Indicadores Ambientales (BPIA), impulsado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Tiene por objetivo presentar un conjunto de indicadores con información de los aspectos ambientales más destacables en la totalidad o en parte del territorio español, elaborados de un modo sintético y con el mayor rigor posible. Se basa en los trabajos de la Red EIONET (Red Europea de Información y Observación del Medio Ambiente) y en una serie de iniciativas previas que incluyen el Sistema Español de Indicadores Ambientales (SEIA), el Tronco Común de Indicadores Ambientales, documento de trabajo con indicadores del grado de ambientalización de las políticas sectoriales, y la publicación anual desde 2004 del Perfil Ambiental de España, informe que recoge los indicadores ambientales con la mejor información disponible hasta la fecha. En todas estas iniciativas, la fragmentación de los hábitats y sus efectos son considerados de forma muy sumaria. Es previsible, no obstante, que tengan un tratamiento más acorde con su importancia en el futuro Sistema de Indicadores que, según la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, deberá elaborarse en el marco del Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

2.2 La fragmentación de los hábitats

La fragmentación de los hábitats se define en general como la división de aquéllos en porciones más pequeñas (Forman 1995), y está considerada como una de las principales amenazas para la conservación de los organismos y los ecosistemas (Fahrig 2003, Lindenmayer & Fischer 2006, Fischer & Lindenmayer 2007, Collinge 2009). Se trata sin embargo de un conjunto de patrones y procesos muy diversos y relacionados con los cambios en el paisaje y que producen una amplia gama de efectos a escalas espaciales y niveles de organización biológica muy diversos (ver Anexo II. Conceptos básicos sobre paisaje y fragmentación). La fragmentación va casi siempre acompañada de: (1) una pérdida de hábitat, tanto o más importante que la fragmentación en sí; (2) una reducción del número y el tamaño de los fragmentos; y (3) de un mayor aislamiento de los mismos. Todo ello afecta negativamente a la calidad de las teselas o fragmentos de hábitat (por un incremento del efecto margen) y disminuye su conectividad biológica. Estos cambios afectan, a la vez, a las especies que integran los hábitats y también a muchos de los procesos ecológicos de aquéllos.

Se han desarrollado diversas aproximaciones al estudio de la fragmentación y sus efectos sobre las especies y los hábitats que básicamente dependen de la concepción de paisaje empleada (ver Anexo II). La concepción más directa que se ha aplicado al estudio de la fragmentación –y la más extendida– es la basada en una división dicotómica del paisaje, en el que se distinguen manchas o teselas de hábitats inmersas en una matriz de no-hábitat más o menos hostil. Esta concepción puede proporcionar una descripción satisfactoria de los patrones ecológicos generales en determinados ámbitos donde las fronteras entre hábitats estén claramente definidas, como ocurre en territorios fragmentados por infraestructuras. Debido a ello, la mayor parte de los indicadores propuestos en el presente documento se basan en este modelo de paisaje.

A esta primera concepción se contraponen un modelo más continuo del paisaje, en el cual toman más importancia los gradientes ambientales que condicionan la distribución espacial de organismos y procesos ecosistémicos sin distinguir unidades concretas. Se hace especial hincapié en las relaciones particulares que se establecen entre los procesos ecológicos fundamentales y los patrones de distribución de los diversos organismos, y en el papel de la heterogeneidad del territorio como base para el mantenimiento de la biodiversidad. Esta perspectiva es la que subyace a la generación

de los modelos de idoneidad del hábitat descrita en el Documento 3.

2.3 Efectos particulares de la fragmentación por infraestructuras de transporte

La fragmentación por infraestructuras de transporte determina efectos particulares sobre los hábitats tanto en las fases de construcción como en las de explotación, que podemos asociar al hecho de que las infraestructuras son elementos lineales que ocupan una superficie relativamente pequeña pero soportan una elevada intensidad de uso. Su construcción conlleva cambios en la extensión y la configuración espacial de los hábitats preexistentes y la aparición de nuevos hábitats en sus inmediaciones, y altera la composición de las biocenosis, la dinámica de los hábitats y los procesos ecosistémicos locales. Las actividades de mantenimiento y explotación alteran también la calidad de los hábitats circundantes, dificultan el desplazamiento de los organismos y causan la muerte por atropello de gran número de individuos al año, entre los cuales se encuentran individuos pertenecientes a especies raras o amenazadas. Los impactos operan a diferentes escalas y pueden actuar sinérgicamente, lo que se traduce en una multiplicidad de efectos de compleja mitigación, aunque las medidas preventivas o correctoras, que se aplican en fases cada vez más tempranas del ciclo de vida de las infraestructuras, permiten una reducción de los impactos (los Documentos 1, 2 y 3 recogen una relación de estrategias al respecto).

Frecuentemente, estos efectos se asocian únicamente a las vías de mayor capacidad (autopistas y autovías, líneas de ferrocarril de alta velocidad) probablemente debido a que el grado de afectación por unidad de longitud es especialmente elevado. Sin embargo, el resto de vías (carreteras convencionales y caminos rurales) constituyen la mayor parte de la red de transporte: en 1998, el 95% del trazado de carreteras correspondía a vías convencionales o de calzada única (Rosell *et al.* 2003a) y su efecto, aunque menos intenso en sus inmediaciones, se extiende por una proporción del territorio mucho mayor que el de las vías de mayor capacidad y afecta frecuentemente a territorios de gran interés natural. Es, por tanto, previsible un efecto importante sobre el territorio que, no obstante, es difícil de cuantificar debido a la falta de datos específicos sobre los impactos en los organismos y de cartografía suficientemente actualizada de esta red viaria más capilar.

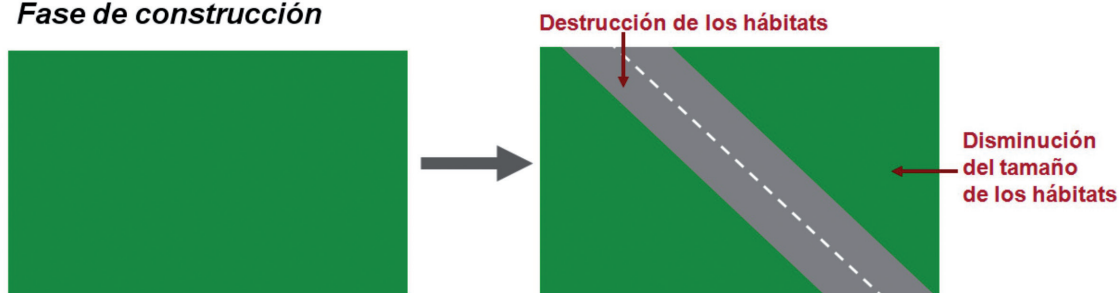


Los efectos de la fragmentación por infraestructuras de transporte fueron ya detallados en documentos anteriores de la presente serie. Sin embargo, la gran proliferación de bibliografía al respecto en los últimos años ha obligado a realizar una revisión de los diversos conceptos y acepciones, que se recoge en el presente documento. Es por ello que el lector podrá apreciar algunos cambios respecto de los documentos previos de esta serie.

Podemos resumir los efectos en siete tipos que se detallan en los apartados siguientes; los dos primeros ocurren ya en las fases de construcción mientras que los cinco restantes son más propios de las fases de explotación (ver Figura 2.1):

- Destrucción de los hábitats.
- Disminución del tamaño de los hábitats.
- Efectos de borde.
- Procesos del margen de las infraestructuras.
- Efectos de barrera y filtro.
- Mortalidad por atropello.
- Desarrollo urbano inducido.

Fase de construcción



Fase de funcionamiento

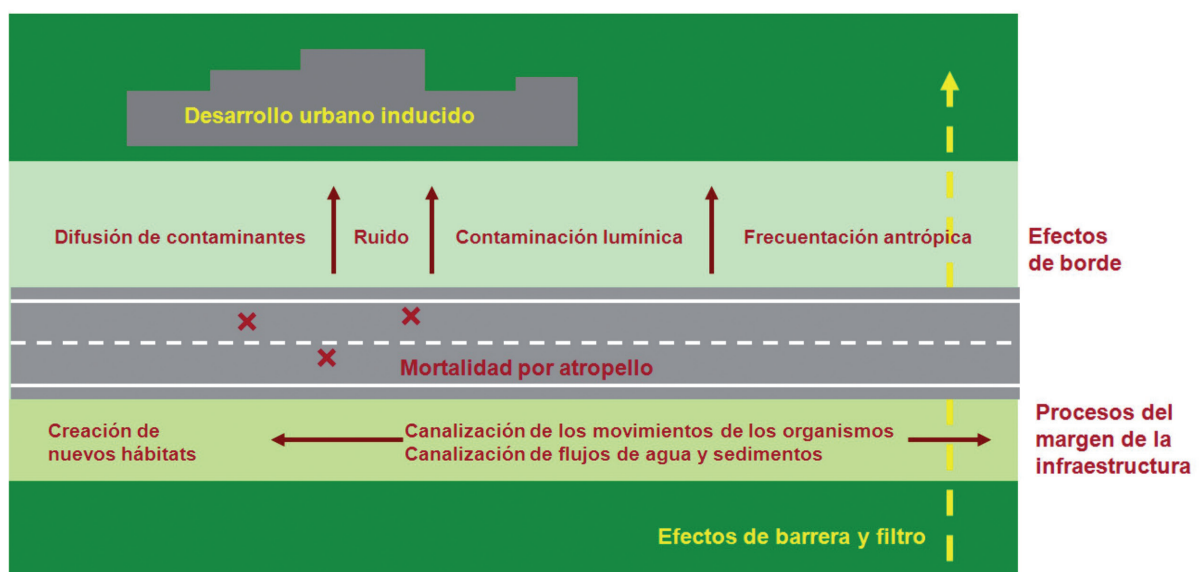


Figura 2.1. Efectos derivados de la fragmentación de los hábitats por infraestructuras de transporte.

2.3.1 Destrucción de los hábitats

Corresponde a la pérdida física de los hábitats en el trazado y la zona de afectación inmediata de la infraestructura. El efecto puede parecer poco importante comparado con los demás efectos asociados a la fragmentación o con otros cambios en los usos del suelo como la intensificación agrícola o la urbanización. Sin embargo, el efecto acumulado del conjunto de la red de infraestructuras de transporte no es despreciable: se ha estimado que, en 1998, el área ocupada por autopistas y carreteras en España, incluyendo taludes y arcones, era de más de 6.400 km², que corresponden a un 1,28% del territorio estatal (Rosell *et al.* 2003a). El gran desarrollo de las infraestructuras de transporte en España de buen seguro ha comportado un incremento de estos valores en la última década, y todavía se incrementarán más como consecuencia del despliegue del Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte (PEIT), que contempla para el año 2020 incrementos del 50% y el 200% en la red de carreteras de gran capacidad y del ferrocarril de alta velocidad, respectivamente. A éstos hay que añadir las infraestructuras construidas o proyectadas por las CCAA. Conviene puntualizar que la pérdida del hábitat para una especie determinada no tiene por qué ser física, puesto que pérdidas en la calidad del hábitat pueden ser suficientes como para que aquél se convierta en inutilizable por dicha especie.

2.3.2 Disminución del tamaño de los hábitats

Uno de los efectos más evidentes del trazado de infraestructuras es la división de los hábitats en fragmentos de menor tamaño. Según la concepción del paisaje como un mosaico de teselas de hábitats se asume que, cuanto mayor es el tamaño de las teselas, mayor es su capacidad de albergar individuos, especies y procesos ecológicos. A igualdad de otras condiciones, cuanto mayor es una tesela de hábitat más especies contiene, lo cual constituye un caso particularmente bien estudiado de la relación especies-área (Forman 1995, Haila 2002). Por otra parte, es obvia la relación directa que existe, en general, entre el tamaño de la tesela y el número de ejemplares de una determinada especie que puede albergar. Las teselas de hábitat seccionadas por una infraestructura quedan frecuentemente aisladas en su totalidad debido a las características de la infraestructura (tamaño, intensidad de tráfico, permeabilidad) y se convierten por lo tanto en dos o más fragmentos o teselas de menor tamaño que la original. Se espera entonces que, debido a la reducción del área, en cada fragmento tenga lugar una disminución de las poblaciones de muchas especies, lo que aumentará su riesgo de extinción local. Ello determinará extinciones más o menos inmediatas, algunas directas y otras causadas por efectos en cascada, que comportarán a medio o largo plazo un reajuste a la baja de la riqueza de especies en cada fragmento en función del área de éstos (Kuussaari *et al.* 2009). Para organismos especialistas del hábitat considerado, el menor tamaño de las teselas resultantes de la fragmentación también disminuirá la probabilidad de que lleguen individuos procedentes del exterior de la tesela, lo cual disminuirá la probabilidad de persistencia de dichas especies.



Figura 2.2. Mosaico de hábitats en un paisaje y efecto barrera de una vía de transporte, que en este caso se ha reducido mediante la construcción de un viaducto. Fotos Minuartia y GIASA, Junta de Andalucía.

2.3.3 Efectos de borde

Otro paradigma clásico de la ecología del paisaje es el gradiente de condiciones ambientales que se establece desde el interior hacia el borde de las teselas, con una influencia progresivamente más grande de los hábitats adyacentes (Forman & Deblinger 2000, Forman 1995, Ries et al. 2004). Los efectos asociados a este gradiente son muy diversos y afectan a diversos componentes abióticos y bióticos de los sistemas naturales. Frecuentemente se observa, por ejemplo, una rarificación o desaparición de los organismos especialistas del hábitat y un aumento de las especies generalistas o multi-hábitat.

En el caso de las infraestructuras, los efectos de borde sobre los hábitats pueden ser especialmente importantes debido a que están sometidos a notables perturbaciones ya en la fase de construcción (voladuras, ruidos, etc.), pero también en la de explotación. Seguidamente se comentan los efectos de borde más destacados:

- **Difusión de contaminantes.** Se produce una contaminación química (metales pesados, hidrocarburos, NO_x , SO_x) procedente del asfalto y del tráfico, con efectos generalmente negativos aunque a veces sorprendentes: la difusión de NO_2 puede acarrear una fertilización que favorece, por ejemplo, a las plantas de tendencia nitrófila o ruderal en detrimento de las especialistas en suelos pobres en nutrientes (Forman *et al.* 2003). La sal aplicada a las carreteras para evitar la formación de placas de hielo puede conllevar una salinización de los suelos adyacentes.
- **Ruido:** El ruido generado por el tráfico rodado disminuye la calidad del hábitat para aquellas especies animales que son sensibles a elevadas intensidades sonoras o que utilizan el nivel de ruido como una señal para rehuir zonas con mucha actividad humana. El ruido del tráfico puede ser tan intenso a distancias apreciables de las infraestructuras que la zona sea absolutamente evitada por algunas especies, por lo menos para algunas de sus funciones biológicas (p. ej. zonas de reproducción). En tal caso disminuye la cantidad de hábitat disponible, y el hábitat restante puede quedar fragmentado por las zonas acústicamente contaminadas. El nivel de ruido afecta muy especialmente a las especies que utilizan la comunicación vocal, como anfibios (Llorente 2005) y aves (Rosell *et al.* 2003a, Slabbekoorn & Ripmeester 2008).

- **Contaminación lumínica:** Las luces de los vehículos y de las fuentes fijas de luz afectan a los animales atrayéndolos, repeliéndolos, alterando sus patrones de actividad, interfiriendo en sus movimientos habituales o desorientándolos en su migración (Outen 2002, Rich & Longcore 2006). La atracción de insectos voladores a los focos de luz y de sus depredadores (como murciélagos y aves nocturnas) los expone a la mortalidad por atropello. Igual que sucede con el ruido, la iluminación nocturna puede disminuir la calidad del hábitat para animales sensibles a elevadas intensidades lumínicas o para especies antropófobas que utilizan el nivel de luz como una señal para rehuir zonas con actividad humana; por consiguiente, los hábitats pueden también quedar fragmentados por contaminación lumínica. Para mitigar, hasta cierto punto, los efectos negativos de la iluminación nocturna en los pasos de fauna se ha propuesto la instalación de pantallas (véase Documento 1).

- **Frecuentación antrópica:** Finalmente, las infraestructuras de transporte pueden conllevar un aumento de frecuentación antrópica de los hábitats debido a la mayor accesibilidad propiciada por las infraestructuras. De nuevo, dicha frecuentación se concentra a menudo en los márgenes de los hábitats. Ello comporta efectos notables sobre las especies menos antropófilas.



Figura 2.3. Las emisiones de gases, el ruido y la contaminación lumínica generan efectos de borde que provocan cambios en los hábitats próximos a las infraestructuras. Fotos: Consejería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda, Generalitat Valenciana, y DG de Calidad Ambiental, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Gobierno de Canarias.

2.3.4 Procesos del margen de las infraestructuras

Los márgenes de las infraestructuras de transporte se caracterizan por la presencia de elementos específicos (cunetas, áreas ajardinadas o periódicamente gestionadas, etc.) que generan una serie de efectos ecológicos particulares:

- **Creación de nuevos hábitats:** Nuevos hábitats que pueden ser favorables para ciertas especies de animales o plantas de margen o generalistas. En los márgenes de las carreteras abundan las especies herbáceas que favorecen el incremento de determinados organismos presa (ortópteros, topillos, conejos, etc.) que, a su vez, atraen a sus depredadores (Forman et al. 2003). Por una parte, esto supone un nuevo hábitat disponible para estos organismos, pero por otra puede aumentar sus tasas de mortalidad por atropello.
- **Canalización de los movimientos de los organismos:** Algunos organismos pueden dispersarse a lo largo de los márgenes de las infraestructuras. Por ejemplo, diversos vertebrados, incluyendo carnívoros raros o amenazados, utilizan los márgenes de las carreteras mantenidos con una vegetación herbácea para sus movimientos (Forman et al. 2003). Dichos márgenes, sometidos a una gestión intensa, facilitan a su vez la expansión de especies antropófilas o incluso de organismos exóticos de colonización reciente: así, el senecio del Cabo (*Senecio inaequidens*), una planta invasora de procedencia surafricana, se ha expandido notablemente utilizando las cunetas de las carreteras (Rosell et al. 2003a).

- **Acumulación y canalización de los flujos de agua y sedimentos:** El agua procedente de las superficies pavimentadas se acumula en las cunetas y fluye por ellas siguiendo el trazado de las infraestructuras. Ello conlleva efectos positivos como la creación de hábitats relativamente húmedos en los márgenes y medianas de las carreteras y autopistas, donde prosperan anfibios, plantas higrófilas, etc. Pero también tiene efectos negativos, como la sedimentación excesiva en torrentes –que produce cambios en la granulometría del sustrato y puede colmar las zonas de puesta de peces, alterar el régimen hidrológico de los ecosistemas acuáticos, erosionar el suelo o las riberas debido a la concentración de flujos de agua–, o la incorporación a los cursos fluviales (a partir de los desagües de los drenajes perimetrales) de agua con restos de neumáticos (u otros materiales), contaminantes hidrocarbonados y de la propia combustión de los vehículos, aceites, etc., entre otros impactos.

2.3.5 Efectos de barrera y filtro

Se trata seguramente del impacto ecológico más conocido de las infraestructuras de transporte. Las infraestructuras restringen el movimiento de las especies a través de los hábitats, con un efecto más o menos intenso en función de las características de la vía (anchura, intensidad de tráfico, existencia de pasos) y de las características de los organismos (exigencias de hábitat, movilidad, capacidad de dispersión, etc.). En los casos más extremos, las infraestructuras constituyen una barrera infranqueable para los organismos y determinan un

aislamiento total entre poblaciones. Entre los organismos perjudicados por el efecto barrera figuran tanto los organismos pequeños y de capacidad de dispersión relativamente escasa (artrópodos marchadores, anfibios y micromamíferos; Mader *et al.* 1990, Oxley *et al.* 1974, Sillero 2008), como animales grandes y muy móviles, que ven interceptados sus desplazamientos en las extensas áreas de campeo que requieren o sus movimientos dispersivos o migratorios (Fahrig & Rytwinski 2009). En todos ellos, el efecto barrera de las infraestructuras puede comportar un aislamiento genético entre poblaciones, como se ha observado en el caso de caracoles terrestres, roedores y grandes mamíferos (Balkenhol & Waits 2009, Sawaya *et al.* 2007). Conviene recordar que la barrera puede no ser únicamente física, sino que a veces se constituye como tal por el comportamiento de los animales, que evitan los ruidos u otras molestias, alejándose de la infraestructura, o evitan los espacios abiertos constituidos por la propia vía o sus márgenes (Eigenbrod *et al.* 2009).



constataron Marull *et al.* (2008) en un análisis de la disminución de la conectividad ecológica para diversas alternativas de trazado del ferrocarril de alta velocidad en la Región Metropolitana de Barcelona.

2.3.6 Mortalidad por atropello

Los atropellos¹ de fauna son uno de los efectos ecológicos más visibles de las infraestructuras de transporte y se encuentran en constante incremento a medida que aumenta la extensión y la intensidad de uso de éstas. En algunos ungulados europeos, la mortalidad por atropello supera a la causada por los cazadores, y las colisiones de los vehículos con animales grandes o medianos constituyen un problema de seguridad vial creciente. La cantidad de atropellos que se producen en una vía de transporte viene condicionada por un gran número de factores que incluyen las características de la vía, la intensidad de tráfico, el tipo de



Figura 2.4. Las características de la vía determinan la intensidad del efecto barrera. Fotos: Minuartia y DG de Calidad Ambiental, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Gobierno de Canarias.

El efecto barrera no se da exclusivamente entre los organismos, sino que son muchos los procesos ecológicos que resultan afectados por la interposición de infraestructuras. Como se ha comentado antes, éstas provocan, por ejemplo, cambios notables en los flujos de agua y sedimentos, eliminándolos por completo de algunas zonas y concentrándolos en otras. Estos efectos dependen de la posición relativa de la infraestructura y de los procesos hidrogeológicos implicados (Forman *et al.* 2003). Los efectos pueden propagarse a los acuíferos subterráneos, que pueden experimentar cambios en la cantidad y calidad de las reservas hídricas.

Por otra parte, el efecto barrera de una infraestructura no se limita necesariamente a los hábitats adyacentes, sino que también puede afectar a hábitats relativamente alejados de ella, tal como

organismos y su abundancia, las características del paisaje inmediato y las medidas preventivas y correctoras adoptadas (Rosell *et al.* 2003a).

Los atropellos pueden tener efectos nefastos sobre las poblaciones aun en el caso de que afecten a una fracción mínima de los individuos: la pérdida sistemática de unos cuantos ejemplares puede ser la diferencia entre una dinámica de poblaciones progresiva o regresiva para especies de gran longevidad y baja fecundidad o de elevada mortalidad. Una revisión reciente (Fahrig & Rytwinski 2009) identifica dos principales grupos de riesgo: (1) especies que son atraídas por las carreteras y son incapaces de evitar los automóviles;

¹ En este Documento, el término atropello se utiliza en su sentido amplio, incluyendo todas aquellas colisiones con vehículos que resultan en la muerte del animal.

y (2) especies con grandes áreas de movimiento, bajas tasas de reproducción y bajas densidades. Debido a ello, los atropellos son uno de los principales factores del declive de los anfibios a escala global (Puky 2006) y la principal causa de muerte de algunos grandes mamíferos amenazados. También pueden determinar la rarificación e incluso la extinción local de especies relativamente comunes aunque muy vulnerables, como los erizos.

2.3.7 Desarrollo urbano inducido

La construcción de una infraestructura viaria o ferroviaria puede inducir el desarrollo urbanístico de sus alrededores debido a la mejora de la accesibilidad del territorio. En paisajes intactos de las selvas ecuatoriales es paradigmático el patrón de colonización en espina de pescado (*fishbone*), que consiste en el desarrollo de asentamientos humanos a ambos lados de la carretera y sus derivaciones. En las regiones metropolitanas europeas se desarrollan otros patrones de disposición espacial de las infraestructuras: los espacios que quedan entre éstas son posteriormente transformados en áreas urbanas, como si fueran solares en una trama urbana. Ello ha sido puesto de manifiesto en la Comunidad de Madrid, donde la construcción de las autovías orbitales M-30, M-40 y M-50 ha

inducido el desarrollo de nuevos polos urbanos y un cambio de usos del suelo generalizado que ha ido en detrimento de los usos rurales tradicionales (Gago *et al.* 2004). Esta artificialización de la matriz territorial, que no siempre puede ser contenida con una adecuada política urbanística, acentúa los efectos negativos de la fragmentación y puede tener efectos mucho más negativos sobre la pérdida de hábitats y sobre la conectividad ecológica que los que resultan de la simple construcción de la infraestructura de transporte.



Figura 2.5. Las edificaciones construidas en los márgenes de las infraestructuras amplían el efecto de fragmentación de hábitats. Fuente: Ortofotomapa 1:5.000 del Institut Cartogràfic de Catalunya.

1

Presentación

2

Conceptos
Generales

3

Indicadores de
fragmentación:
Antecedentes

4

Propuesta de
indicadores de
fragmentación
de hábitats causada
por infraestructuras
lineales de transporte

5

Anexos

3.1 Relación de indicadores propuestos en la bibliografía

Es evidente que un concepto como la fragmentación, en el cual coexisten diversas acepciones, que engloba un gran número de patrones y procesos del paisaje y que tiene efectos muy diversos sobre los organismos, las comunidades y los ecosistemas, no es fácilmente medible con uno o unos pocos indicadores. En consecuencia, se han desarrollado en las últimas décadas indicadores muy diversos de la fragmentación de los hábitats. Éstos difieren en su nivel de complejidad y en el énfasis que dan a los distintos aspectos del concepto, en función de los intereses de las diversas disciplinas y de los diversos contextos ecológicos y territoriales. Seguidamente se presentan los principales indicadores de fragmentación por infraestructuras recogidos en la bibliografía, clasificados en tres grupos de complejidad creciente: (1) los basados en medidas sobre las infraestructuras; (2) los relacionados con las propiedades topológicas de los hábitats; y (3) los que llevan consigo el desarrollo de modelos de conectividad ecológica. Se presentan también de forma resumida en la Tabla I del Anexo IV.

3.1.1 Medidas sobre las infraestructuras

Se trata de indicadores de cálculo muy simple de las propiedades de las infraestructuras, o de las mismas en relación a las áreas focales, que precisan de muy poca información procedente de estadísticas o capas digitales. En general, aportan una información indirecta sobre los efectos ecológicos previsibles de la fragmentación por infraestructuras. Los más utilizados son los siguientes:

- **Superficie ocupada por las infraestructuras** y sus áreas adyacentes (taludes, áreas de descanso, etc.), expresada en términos absolutos (ha o km²) o relativos (porcentaje de la superficie de un territorio).
- **Densidad de infraestructuras**, expresada como la longitud absoluta (km) para un

área fija (país o región) o, más comúnmente, relativa (km de infraestructuras/km²).

- **Intensidad media de uso de las infraestructuras:** volumen de transporte de pasajeros por unidad de vía (pasajeros/km/día), de mercancías (toneladas/km/día) e Intensidad Media Diaria del tráfico (IMD, vehículos/día).
- **Proximidad de las infraestructuras:** distancia de las infraestructuras a determinadas áreas de especial interés o sensibilidad, denominadas en este Documento áreas focales (hábitats de interés, áreas protegidas, etc.).
- **Intersección con las infraestructuras:** longitud o densidad de infraestructuras que intersectan áreas o hábitats de especial interés.
- **Permeabilidad de las infraestructuras:** longitud o porcentaje de las vías en túnel, falso túnel restaurado o viaducto.

3.1.2 Medidas sobre las propiedades topológicas de los hábitats

Estos indicadores, en particular los dos primeros, consideran los patrones actuales del paisaje, que pueden ser o no el resultado de procesos de fragmentación. Por su facilidad de cálculo son ampliamente utilizados, pero deben combinarse siempre con otra información, como la cantidad total del hábitat y el número de teselas. Por ejemplo, no puede interpretarse el tamaño medio de las teselas sin tener en cuenta el número de las mismas, porque el tamaño medio no es sensible a la pérdida de teselas si las que desaparecen tienen la misma superficie media que las que persisten. Además, las propiedades topológicas de los hábitats dicen bien poco sobre la calidad del hábitat para las especies de interés.

- **Tamaño medio de las teselas de hábitat:** en unidades de superficie (ha o km²). Es el indicador topológico que surge directamente del concepto más puro de fragmentación.

- **Forma de las teselas de hábitat:** algunos indicadores de fragmentación miden aspectos de la forma de las teselas de hábitat, como su relación perímetro/área a través de medidas muy diversas (dimensión fractal, perímetro normalizado, etc.). Actualmente se tienden a utilizar índices normalizados, como el perímetro normalizado (P_n)

$$P_n = P/P'$$

donde P corresponde al perímetro de la tesela y P' al de una tesela circular del mismo área (A) que la tesela de estudio y que equivale a $2\sqrt{\pi A}$ (el círculo es la forma geométrica con una menor relación perímetro/área). La forma de las teselas es un aspecto relativamente tangencial de la fragmentación de los hábitats y está relacionada con cambios en el efecto de borde frecuentemente asociado a ésta. Una tesela que tenga una forma cuadrada o circular tendrá, para una misma superficie, menos margen que una tesela con una forma más alargada o sinuosa, y por lo tanto será menos sensible a perturbaciones externas.

- **Tamaño medio de las áreas que quedan entre las infraestructuras:** Frecuentemente llamado tamaño de malla (*mesh size*), se trata de una transposición de la medida clásica de fragmentación de los hábitats (tamaño de las teselas) al conjunto del paisaje. Se expresa en unidades de superficie (ha o km²) y mide el grado de reticulación del paisaje debido a la implantación de las infraestructuras.
- **Tamaño efectivo de malla:** Jaeger (2000) propuso diversos indicadores de fragmentación que mejoran la aproximación al tamaño de malla del paisaje, midiendo la probabilidad de que dos organismos situados al azar en algún punto del paisaje no estén separados por una infraestructura de transporte. Estos indicadores caracterizan el grado de disección del paisaje a partir de la distribución de tamaños de las teselas de hábitat remanentes. Se basan en un tratamiento binario del paisaje (hábitat contra no-hábitat), donde A_i es el área de cada tesela o fragmento del hábitat estudiado que queda entre las infraestructuras y A_t es el área total del territorio considerado ($A_t \geq \sum A_i$, porque en las A_i no se suelen incluir las áreas urbanas y las infraestructuras). Los indicadores más destacados se calculan de la forma siguiente:
- División del paisaje (*landscape division, D*): probabilidad de que dos puntos seleccionados al azar no estén situados en la misma tesela

de hábitat. Mide la diversidad en el tamaño de las teselas de manera idéntica al índice de diversidad de Simpson:

$$D = 1 - \sum (A_i/A_t)^2$$

- Tamaño efectivo de malla (*effective mesh size, m_{eff}*): resulta de transformar a área la probabilidad de que dos puntos al azar estén situados en la misma tesela ($\sum (A_i/A_t)^2$):

$$m_{eff} = A_t \times \sum (A_i/A_t)^2 = (1/A_t) \times \sum (A_i)^2$$

El tamaño efectivo de malla es la superficie que tendrían los polígonos delimitados por la red de infraestructuras si todos tuviesen el mismo tamaño y la probabilidad de que dos puntos escogidos al azar quedasen dentro de un mismo polígono fuese la misma que en el territorio real.

- **Hábitat accesible:** En el contexto de la pérdida y fragmentación de hábitats por infraestructuras, Eigenbrod *et al.* (2008) definen hábitat accesible como la cantidad (superficie) de hábitat que puede ser alcanzado desde una tesela focal sin atravesar ninguna infraestructura lineal. Para el caso estudiado por estos autores (anfibios anuros en los alrededores de una autopista en Canadá), la cantidad de hábitat accesible predecía mejor el número de especies que la distancia a la autopista o la cantidad total de hábitat en el paisaje.
- **Análisis morfológico del patrón espacial (*morphological spatial pattern analysis*):** este es un desarrollo reciente que parte de una clasificación dicotómica (hábitat y no-hábitat) y se aplica a formatos ráster (Vogt *et al.* 2007, Soille & Vogt 2009). Cada píxel del hábitat es asignado a una de las siguientes categorías en función de su situación respecto a otros píxeles del hábitat: hábitat de interior, hábitat de borde exterior, hábitat de borde interior, hábitat puente (*bridge habitat*, que conecta hábitats de interior), hábitat bucle (*loop habitat*), brazos de hábitat (*branch habitat*) e islas de hábitat. Aunque el resultado inmediato del análisis es un mapa con estas categorías, pueden calcularse a partir del mapa diferentes indicadores, como el porcentaje o superficie de hábitat de borde o el número, longitud o superficie de hábitat puente. El análisis puede realizarse mediante el programa GUIDOS, disponible en: <http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos>.



3.1.3 Medidas basadas en la conectividad ecológica

Recientemente, el análisis de la fragmentación del paisaje se ha centrado especialmente en uno de sus componentes funcionales más relevantes: la pérdida de conectividad. Se detallan a continuación algunas de las aportaciones más significativas al respecto.

- **Índices simples basados en distancias.** Miden la conectividad estructural. Se trata en general de índices simples que utilizan conceptos básicos de la teoría de metapoblaciones. Por ejemplo, Martín *et al.* (2008) proponen, para el estudio de los efectos del PEIT sobre la Red Natura 2000, un índice de conectividad basado en el inverso de la distancia

$$C = (1/(2 \sum C_{\max})) \times \sum (A_i \times D_i^{-1})$$

donde C es la conectividad del área o tesela considerada; A_i es el área de cada una de las restantes teselas; D_i es la distancia de las mismas a la tesela considerada; C_{\max} es un factor de normalización que corresponde al valor máximo encontrado para cada tesela problema. Este índice se basa en el índice de metapoblación de Hanski (1999).

- **Índices basados en distancias de coste.** El uso de modelos de distancia de coste calculados a partir de datos ráster proporciona una aproximación simple a la conectividad, aunque más refinada que el caso anterior y adecuada a la información de usos del suelo existente. Miden esencialmente la conectividad estructural, pero incorporan componentes de la conectividad potencial porque las distancias de coste son función de la resistencia al movimiento que depende tanto de las características de cada uso del suelo como de la capacidad de dispersión de los organismos. Estos modelos tienen aplicaciones directas para la identificación de corredores y redes de conservación y para la identificación de áreas particularmente relevantes para el mantenimiento de la conectividad territorial.

Las distancias de coste se han aplicado al análisis de la conectividad de la Comunidad de Madrid (Sastre *et al.* 2002) y son la base del denominado Índice de Conectividad Ecológica (Marull & Mallarach 2002, 2005; ver Figura 3.1), desarrollado para la EAE de planes y programas en la Región Metropolitana de Barcelona. El procedimiento de construcción de este índice parte de unas áreas ecológicas funcionales sobre las que se centrará

el análisis de la conectividad, asumiendo que concentran los valores naturales y conectivos del territorio. Sobre estas áreas, seleccionadas en función de su área mínima y compacidad, se aplica un modelo de distancia de costes de desplazamiento, que incluye el efecto modelizado de las barreras de transporte, considerando el tipo de barrera, la distancia a la que se encuentra y el uso del suelo afectado. Uno de los puntos débiles de estos métodos es que se desconocen las resistencias al desplazamiento (costes) que ofrecen distintos tipos de usos del suelo para cada especie, por lo que debe recurrirse a estimaciones de dichos costes basados en el juicio experto.

- **Índices basados en modelos de desplazamiento.** Se basan en datos empíricos que correlacionan la presencia y abundancia de un conjunto de especies de referencia con determinadas características del paisaje, analizables con Sistemas de Información Geográfica (SIG). Es el caso del modelo DISPERSA (Rosell *et al.* 2003a). En este modelo se usaron como organismos de referencia las aves y algunos taxones de mamíferos (lagomorfos, carnívoros y ungulados) por su sensibilidad a la fragmentación de los hábitats. Este modelo tiene en cuenta básicamente tres elementos: (1) continuidad de la cubierta de bosque y matorral, los hábitats de referencia; (2) presencia de valles y crestas que canalizan el movimiento de determinadas especies; y (3) distancia a cursos fluviales y masas de agua, que concentran una elevada diversidad faunística y también actúan como ejes de canalización. El análisis combinado de estos tres atributos mediante SIG permite obtener el llamado índice de resistencia a la dispersión de la fauna, que clasifica el territorio en función de su papel potencial para el desplazamiento de la fauna de referencia.
- **Índices de conectividad potencial basados en la teoría de grafos.** En los últimos años ha aparecido una nueva generación de indicadores pensados para evaluar el grado de conectividad del paisaje en relación con organismos concretos, de los cuales se conoce su comportamiento dispersivo en mayor o menor grado. Estos indicadores se basan en la teoría de grafos, que permite representar el patrón del paisaje de forma simplificada a partir de arcos (*links* o *edges*) y nodos (o vértices). Ello permite, a su vez, superar la complejidad de cálculo asociada al gran volumen de datos geográficos que normalmente caracteriza el análisis de la conectividad ecológica (Pascual-Hortal 2007, Pascual-Hortal & Saura 2006, Saura & Pascual-Hortal 2007; ver Figura 3.1). Todos ellos permiten realizar una estima de la

conectividad potencial del sistema de teselas en su conjunto, pero también analizar la importancia individual de cada tesela en el mantenimiento de dicha conectividad, simplemente calculando la pérdida de conectividad debida a la desaparición de una determinada tesela.

Estos índices se basan, como en casos anteriores, en una división dicotómica del paisaje (hábitat-no hábitat) y tratan la dispersión de los organismos entre las teselas de hábitat de dos modos distintos: el índice binario asume dos posibilidades (existe dispersión entre dos teselas o no existe, según sea la distancia entre ellas inferior o superior a la distancia media de dispersión), mientras que el índice probabilístico asume que la dispersión entre dos teselas se produce con una probabilidad decreciente a medida que aumenta la distancia entre teselas. La elección de un modelo u otro dependerá, básicamente, de la información disponible sobre la dispersión de las especies en el paisaje. En un primer estudio, Pascual-Hortal & Saura (2006) presentaron una serie de índices que utilizan el modelo binario. De entre todos ellos destaca el denominado Índice Integral de Conectividad (*IIC*, *Integral Index of Connectivity*), un índice que toma valores entre 0 y 1:

$$IIC = (1/A_L^2) \times \sum \sum (A_i \times A_j) / (1 + n_{ij})$$

donde A_i y A_j corresponden a las áreas de cada pareja de teselas, n_{ij} es el número de arcos entre ellas y A_L es el área total de la zona estudiada. Para teselas no conectadas, el numerador es cero, puesto que n_{ij} tiende a infinito. Cuando $i=j$, n_{ij} es igual a cero. En un trabajo posterior (Saura & Pascual-Hortal 2007), los autores mejoran el IIC mediante la incorporación de un modelo de dispersión probabilístico. El nuevo índice se denomina probabilidad de conectividad (PC) y se define como la probabilidad de que dos organismos situados al azar en el paisaje estén situados en teselas del hábitat que, además, estén interconectadas dada una serie de teselas (n) y sus conexiones probables (p_{ij}):

$$PC = (1/A_L^2) \times \sum \sum (A_i \times A_j \times p_{ij}^*)$$

donde A_i y A_j corresponden a las áreas de cada pareja de teselas y A_L al área total de la zona estudiada. Estas variables pueden ser ponderadas por factores relativos a la calidad del hábitat. El producto de probabilidades de una determinada ruta o grafo entre dos teselas (donde cada tesela es visitada una sola vez)

es el producto de todas las p_{ij} que conforman cada arco. El factor p_{ij}^* corresponde al máximo de los posibles productos de probabilidades, e identifica por tanto el camino más probable entre las teselas i y j .



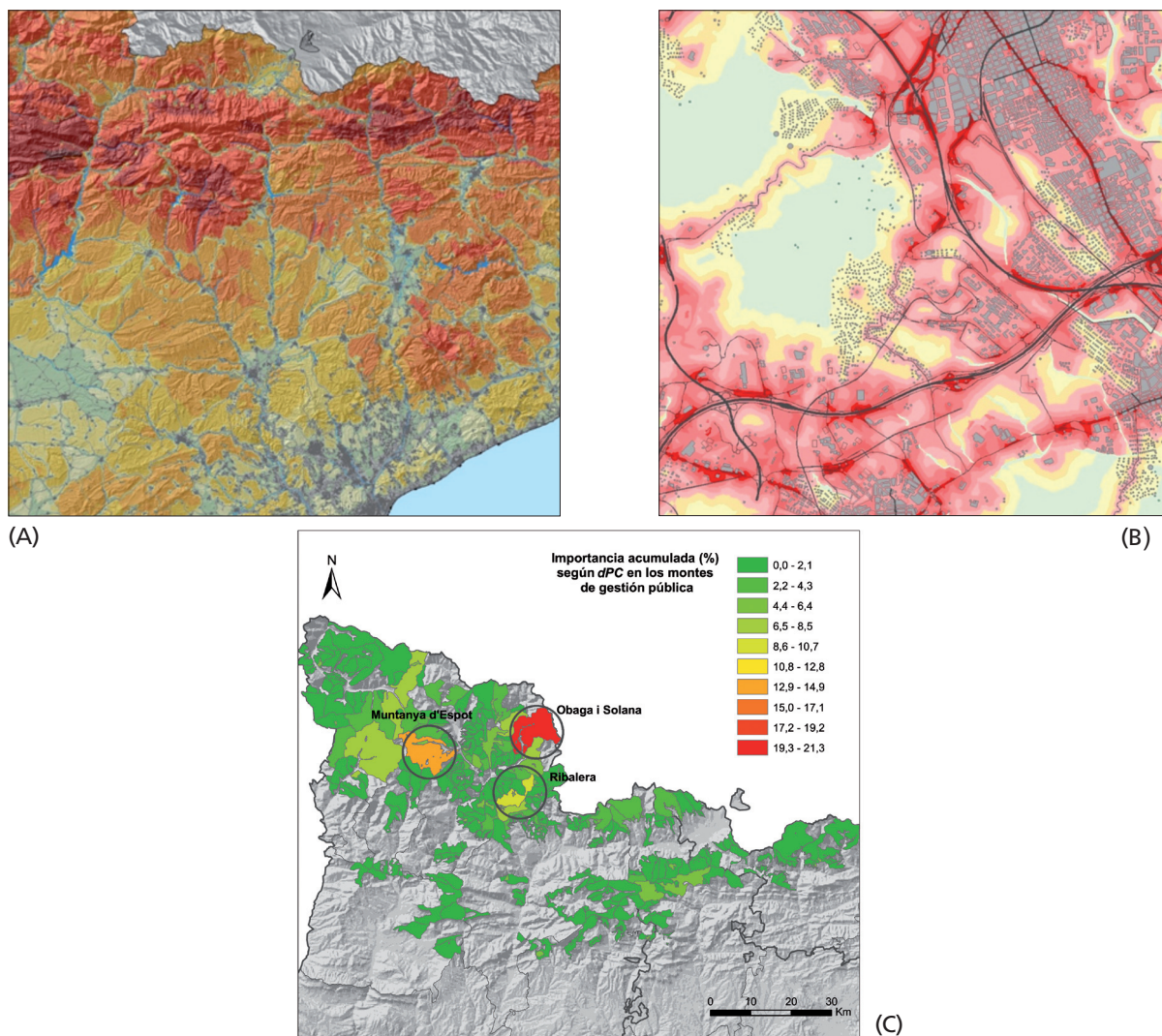


Figura 3.1. Ejemplos de cálculo de índices de conectividad: Índice de Conectividad Ecológica (ICE), calculado para Cataluña a partir de la Cartografía de Hábitats (A); análisis del efecto barrera de las infraestructuras de transporte y las áreas urbanas en la Región Metropolitana de Barcelona, mediante el Índice de Conectividad Ecológica (Marull & Mallarach 2005) (B); y representación del Índice de Probabilidad de Conectividad (dPC) para el urogallo en el Pirineo catalán (Saura *et al.* 2010) (C).

3.1.4 Medidas de los impactos sobre los organismos y los ecosistemas

Los indicadores descritos en los apartados precedentes constituyen, en definitiva, aproximaciones indirectas muy diversas a la medida de los efectos de la fragmentación por infraestructuras sobre los diversos componentes del medio natural: organismos, poblaciones y ecosistemas. La afectación de estos componentes es la que se debe evitar, reducir o mitigar en la planificación y el proyecto de nuevas infraestructuras o en la modificación de las ya existentes. Por ello, sorprende de entrada el escaso desarrollo que han tenido los indicadores que miden directamente los efectos sobre organismos y ecosistemas, respecto a los que obtienen medidas

indirectas. Ello se explica por el coste de obtención de los datos necesarios y por el hecho de que a estas escalas tan detalladas los efectos dependen en gran medida del contexto particular de cada caso. Como ya se ha comentado en el apartado 2.3, los efectos de la fragmentación por infraestructuras sobre organismos y ecosistemas dependen de las características de la vía (anchura, intensidad de tráfico, existencia de medianas y cierres perimetrales, etc.), pero especialmente también de las características de los organismos (requerimientos de hábitat y área de campeo, capacidad de dispersión, tolerancia a las perturbaciones, etc.) y de los ecosistemas afectados (capacidad tampón, resiliencia frente a perturbaciones, etc.).

Las medidas sobre el componente físico de estos efectos (dispersión de contaminantes, ruido, luz, etc.) son en teoría más fáciles de aplicar que las

estrictamente biológicas. En Holanda se han propuesto indicadores de umbral de ruido medidos en decibelios para conocer el impacto sónico de las carreteras y autopistas sobre las poblaciones de aves (Reijnen *et al.* 1995), que recientemente se han aplicado a determinadas regiones de Alemania (Jaeger *et al.* 2007).

En cuanto a los efectos sobre los organismos, un indicador comúnmente utilizado es el número de atropellos. Se trata sin embargo de un indicador de interpretación ambigua, cuyas principales ventajas son su facilidad de medida, la abundancia creciente de datos existentes y el hecho de proporcionar datos absolutos (número de animales muertos) que permiten una comparación directa entre vías y a lo largo del tiempo. No obstante, es difícil saber cuál es el impacto real de una determinada cantidad de atropellos sobre la demografía de una población sin conocer otros parámetros demográficos de la población, como la abundancia de individuos y las tasas de mortalidad debidas a otros factores. Los atropellos se han estudiado especialmente en los grandes vertebrados debido a sus consecuencias para la conservación (se trata frecuentemente de especies amenazadas) y sobre la seguridad vial. No obstante, otros grupos de organismos son también muy vulnerables a la mortalidad, como los anfibios (Sillero 2008), que recientemente han sido objeto de seguimiento a escala global (Puky 2006).

Cuando se dispone de información detallada de los patrones de movimiento de los individuos de una determinada especie animal en el área considerada, pueden aplicarse diversos enfoques de modelización que en general suministrarán información mucho más relevante que los indicadores indirectos descritos en los apartados anteriores. Algunos de estos enfoques aplican la teoría de grafos a los patrones observados de movimiento (p. ej. Andersson & Bodin 2009), es decir, predicen la conectividad real del paisaje para la especie considerada y no la conectividad potencial como hacen los índices IIC y PC vistos en el apartado 3.1.3. Otra posibilidad es combinar los datos de movimiento con el análisis morfológico del patrón espacial descrito en el apartado 3.1.2, como hacen Vogt *et al.* (2009).

3.2 Sistemas de indicadores previos

3.2.1 Europa

La Unión Europea (UE) cuenta con una larga tradición en la puesta a punto y el uso de indicadores

de fragmentación por infraestructuras. La referencia más importante es el proyecto COST (*European Cooperation in Science and Technology*) 341, una de las plataformas de cooperación entre científicos y técnicos de toda Europa. El proyecto COST 341 se inició en 1998 y abordó la relación entre fragmentación del territorio y las infraestructuras de transporte con dos objetivos básicos:

- Revisar el estado de fragmentación de los hábitats en Europa en relación con las infraestructuras de transporte.
- Desarrollar directrices para evitar, reducir y compensar dicha fragmentación.

El primer objetivo se concretó con la realización de un informe (Trocme *et al.* 2002) donde, entre otros resultados, se recopilaban los indicadores del estado de fragmentación por infraestructuras de uso más frecuente en Europa en aquel momento (Tabla I del Anexo IV). Se observa una tendencia general al uso de indicadores simples que proporcionan una visión muy general del problema de la fragmentación por infraestructuras, aplicable únicamente a escalas grandes como regiones, estados o el conjunto de la UE. Dominan los relativos a las infraestructuras: densidad, longitud y grado de permeabilidad de las infraestructuras; intersecciones de éstas con diversas unidades del paisaje o áreas y hábitats focales; proximidad a áreas y hábitats focales. Pero también hay diversos indicadores simples relacionados con las propiedades topológicas de los hábitats y áreas focales: tamaño de malla; tamaño medio de las teselas de hábitats o cubiertas del suelo; relaciones perímetro/área de las teselas de hábitat, etc.

Otra referencia importante es el sistema de indicadores del *Transport and Environment Reporting Mechanism* (TERM) de la Agencia Europea del Medio Ambiente (AEMA), relativos a diversos ámbitos ambientales relacionados con la construcción y la explotación de las infraestructuras de transporte en los países de la UE (Trocme *et al.* 2002). El grado de transformación del territorio asociado a las infraestructuras se tiene en cuenta a través de tres indicadores muy generales:

- TERM 2002 06 *Fragmentation of ecosystems and habitats by transport infrastructure*. Mide el tamaño medio de las áreas que quedan entre las infraestructuras (mesh size).
- TERM 2002 07 *Proximity to transport infrastructure to designated areas*. Número o porcentaje de las áreas protegidas con infraestructuras de transporte situadas a menos de 5 km de sus centros.



- TERM 2002 08 *Land take by transport infrastructure*. Porcentaje de territorio ocupado por las infraestructuras de transporte.

Sin embargo, en tiempos recientes destaca la progresiva incorporación a los sistemas de indicadores regionales y estatales, de medidas de fragmentación más complejas que las anteriormente citadas. Entre todas ellas destaca por su reconocimiento creciente en Europa el tamaño efectivo de malla (*effective mesh size*) (Jaeger 2000), que ya se ha descrito en el apartado 3.1.2. Es una medida relativamente sencilla y de propiedades matemáticas adecuadas para su uso en el análisis y la planificación territoriales. Ha sido utilizada recientemente, con modificaciones, en las regiones de Südtirol (Suiza; Moser *et al.* 2007) y Baden-Württemberg (Alemania; Jaeger *et al.* 2007) y, fuera de Europa, en el estado de California (EEUU, Girvetz *et al.* 2008). También ha sido incluida como indicador de fragmentación en el sistema suizo de seguimiento del desarrollo sostenible (MONET, Jaeger *et al.* 2008).

La tendencia a incorporar indicadores más relacionados con los efectos ecológicos de la fragmentación ha llevado a considerar el desarrollo de medidas a escala europea que recojan los efectos de la fragmentación sobre organismos y ecosistemas, y sobre propiedades funcionales del paisaje como la conectividad ecológica. Por ejemplo, en el marco del la red IENE (*Infra Eco Network Europe*), que reúne a expertos en fragmentación por infraestructuras de la UE, se ha propuesto la implantación y seguimiento de diversos indicadores como la mortalidad de fauna salvaje (atropellos por especie) y la exposición a molestias por el tráfico (medidas de ruido y contaminación atmosférica y lumínica). Por otra parte, el Centro Temático Europeo LUSI ha convocado recientemente (2003, 2004) diversas reuniones de expertos para avanzar en el desarrollo de un índice de conectividad ecológica para el conjunto de Europa. En todos estos casos, la falta de bases de datos y de cartografía homogénea y de suficiente detalle limita por el momento el desarrollo y la aplicación de tales indicadores.

Recientemente, Estreguil & Mouton (2009) han aplicado tres tipos de indicadores para cuantificar la fragmentación de los bosques europeos: (1) análisis morfológico del patrón espacial (véase el apartado 3.1.2); (2) un índice de mosaico de paisaje basado en una clasificación tripolar del paisaje (% de hábitats naturales, en este caso, bosque, % de hábitats agrícolas y % de hábitats urbanos o artificiales); y (3) un índice de conectividad basado en la teoría de grafos, que es el índice de probabilidad de conectividad descrito en el apartado 3.1.3.

3.2.2 España

España cuenta con algunos ejemplos del uso de indicadores de fragmentación por infraestructuras, sea en el ámbito competencial de las diversas administraciones o como ejercicio de aplicación en ámbitos académicos. Una de las primeras referencias es el cálculo de algunos de los indicadores propuestos en el proyecto COST 341 para el conjunto del Estado y para las diversas CCAA (Rosell *et al.* 2003a):

- La longitud total, la densidad y el porcentaje de territorio ocupado por los diversos tipos de infraestructuras viarias.
- Medidas de la intensidad de transporte de pasajeros (pasajeros/km) y mercancías (toneladas/km), y de Intensidad Media Diaria (IMD, vehículos/día).
- Superficie de hábitats prioritarios incluidos en la Directiva Hábitats afectados por grandes infraestructuras viarias (a menos de 200 ó 500 m).
- La superficie de áreas sensibles (LIC, ZEPA, ENP) afectadas por infraestructuras de transporte (situadas a menos de 200 ó 500 m).
- La longitud de grandes infraestructuras que intersectan hábitats prioritarios y zonas sensibles, y porcentaje en túnel.

Por otra parte, el Sistema Español de Indicadores Ambientales (MIMAM 1996) incluye entre sus indicadores de biodiversidad dos medidas relativas a la fragmentación de los hábitats: la densidad de infraestructuras por unidad de superficie (km/km²) como indicador de estado y su incremento a lo largo del tiempo como indicador de presión.

Más recientemente, Martín *et al.* (2008) utilizan algunos indicadores basados en mediciones del paisaje muy básicas como son el área y la relación perímetro/área de las teselas para medir la fragmentación causada por el desarrollo del PEIT. Los autores proponen utilizar la relación directa entre perímetro y área (P/A), a pesar de que actualmente se tiende a utilizar el índice de Perímetro Normalizado porque la relación perímetro/área depende mucho del tamaño de la tesela (ver apartado 3.1.2).

El uso de indicadores topológicos de las teselas de hábitat ha experimentado un cierto auge en ámbitos académicos para el caso general de la fragmentación, si bien su aplicación a la planificación y

para el caso de la fragmentación por infraestructuras no está muy extendido. Destaca el uso del área de las teselas en estimaciones de la biodiversidad basados en la relación especies-área (o SAR). Es una de las medidas de fragmentación que recoge el Documento 3.

En los últimos años se ha dado en España una cierta proliferación de indicadores de la conectividad del paisaje, como consecuencia de la creciente disponibilidad de herramientas de SIG y cartografía temática digital. La conectividad es una propiedad del paisaje íntimamente relacionada con la fragmentación y sus efectos, entre los cuales destaca especialmente el efecto barrera de las infraestructuras de transporte. Por ejemplo, Sastre *et al.* (2002) analizaron la conectividad de las áreas de la Red Natura 2000 de la Comunidad de Madrid mediante diversos modelos de distancias de coste, que incorporan el efecto de los elementos lineales del paisaje, tanto barreras de transporte (carreteras) como corredores (ríos, setos, etc.), a diversas escalas de detalle. Dichos modelos se aplicaron a un conjunto de escenarios hipotéticos de cambio de uso del suelo modelizados con sistemas de información geográfica, que sugieren distintas consecuencias para la conectividad entre los espacios naturales de la Comunidad de Madrid.

El Índice de Conectividad Ecológica (ICE) ha sido aplicado en la Región Metropolitana de Barcelona, tanto para el análisis de la conectividad actual (Marull & Mallarach 2002, 2005) como de los cambios recientes y los previstos a causa de la aplicación de los planes urbanísticos vigentes (Marull *et al.* 2009). También ha sido integrado en índices de valoración más globales específicamente pensados para la EAE (Marull *et al.* 2007).

Más recientemente se han empezado a aplicar indicadores basados en la teoría de grafos para evaluar el grado de fragmentación de los hábitats forestales para determinadas especies utilizando la conectividad como medida de dicha fragmentación. El índice integral de conectividad (IIC) ha sido utilizado para evaluar la conectividad de las poblaciones de urogallo (*Tetrao urogallus*) del Pirineo catalán a partir de mapas digitales del hábitat de la especie y de datos de campo sobre su distancia de dispersión media (Pascual-Hortal & Saura 2008). El índice de probabilidad de conectividad (PC) ha sido aplicado para evaluar el grado de conectividad de las poblaciones de azor (*Accipiter gentilis*) en relación con la distribución espacial de las áreas naturales protegidas de la provincia de Barcelona. Los resultados muestran que se trata de un índice muy adecuado para el estudio de la conectividad ecológica y su aplicación en la planificación regional.

Queda pendiente la inclusión de indicadores relativos al efecto de la fragmentación sobre los organismos y los ecosistemas, aunque hay progresos al respecto. Existen datos antiguos (PMVC-CODA 1993) de atropellos de fauna para toda España mientras que la información más reciente es mucho más parcial: Rosell *et al.* (2003a) incluyen, por ejemplo, datos del número de atropellos para diversas especies obtenidos de estudios concretos, y de incendios originados en las inmediaciones de las infraestructuras de transporte. Algunas comunidades autónomas han realizado seguimientos de la mortalidad por atropello para algunos grupos de organismos especialmente importantes para la conservación y la seguridad vial: en Cataluña, por ejemplo, se ha realizado recientemente un análisis de las colisiones con ungulados (Rosell *et al.* 2007).

En el Documento 2 se han propuesto, en forma de prescripciones técnicas, dos indicadores para el seguimiento del impacto de las infraestructuras sobre la fauna en sus fases de funcionamiento: (1) estimaciones de las abundancias de vertebrados terrestres en el entorno de las vías; y (2) el número de atropellos para fauna en general y para anfibios y grandes mamíferos (fichas 14 a 18 del Documento 2).



4

Propuesta de indicadores de fragmentación de hábitats causada por infraestructuras lineales de transporte

1

Presentación

2

Conceptos
Generales

3

Indicadores de
fragmentación:
Antecedentes

4

Propuesta de
indicadores de
fragmentación
de hábitats causada
por infraestructuras
lineales de transporte

5

Anexos

4.1 Elementos para la formulación de los indicadores

Como ya se ha visto anteriormente, la fragmentación por infraestructuras es un concepto con acepciones muy diversas, que pueden ser tratadas a escalas espaciales y temporales muy distintas y que además son utilizadas con objetivos también diversos, desde los puramente académicos a los de gestión y planificación. Recoger todos estos elementos en un indicador universal es imposible, por lo que es necesario desarrollar indicadores específicos para los aspectos y las escalas que más interesan a los potenciales usuarios.

La batería de indicadores resultante debería cubrir, idealmente, los efectos más destacables de la fragmentación por infraestructuras de transporte sobre el territorio, sus elementos y los organismos y procesos que alberga. Pero hay que tener en cuenta que el presente documento tiene un enfoque marcadamente aplicado y está dirigido especialmente a un colectivo de técnicos y gestores muy diverso, con necesidades específicas y que pueden operar en un rango de escalas espaciales relativamente amplio. Por ello se ha optado por proponer un conjunto de indicadores que sean aplicables a distintas situaciones y necesidades y que puedan utilizarse para finalidades variadas, tanto si se trata de evaluar la fragmentación causada por las vías de transporte en fases de planificación o proyecto, como de vías en funcionamiento o, también, indicadores de ámbito territorial más amplio que puedan ser incluidos en sistemas de indicadores ambientales generales. Entre estos indicadores cada usuario podrá seleccionar los que resulten más adecuados a sus necesidades.

Para la selección de los indicadores propuestos se han tenido en cuenta distintos aspectos que se enumeran a continuación.

4.1.1 Complejidad, disponibilidad de datos y poder explicativo

En general, la disponibilidad de recursos para la gestión no permite el uso de indicadores comple-

jos, que precisen de grandes volúmenes de datos y de la intervención de equipos humanos y materiales costosos. Deben ser simples en su cálculo y de coste relativamente módico para que los equipos técnicos asuman el compromiso de obtenerlos de manera periódica y permitan así eventuales análisis de tendencias que acostumbra a tener un poder indicador mucho mayor que el de los datos puntuales. Sin embargo, hay que tener en cuenta que, habitualmente, los indicadores más simples proporcionan normalmente una visión muy general (de grano grueso) de los efectos de la fragmentación y tienen un poder explicativo muy bajo o nulo en lo que respecta a los efectos sobre los organismos y los ecosistemas.

A todo ello hay que añadir la falta de información cartográfica digital de suficiente extensión y detalle que tradicionalmente ha limitado las posibilidades del análisis territorial. En general, las administraciones han realizado un gran esfuerzo para poner a punto capas digitales con el trazado de las infraestructuras de transporte, si bien queda bastante por hacer en lo que respecta a la red más local (caminos y pistas). En cambio, la disponibilidad de información de detalle sobre las cubiertas del suelo es todavía muy limitada. Comienzan a ser frecuentes los mapas de usos y de cubiertas del suelo a escalas de detalle intermedias (1:10.000-1:25.000), aunque su calidad y disponibilidad es muy heterogénea entre CCAA. Para toda España (ver Anexo III) existen mapas menos detallados (Mapa de usos del suelo CORINE, 1:250.000; año 2000), aunque algunos proyectos en curso solventarán en breve dicha situación (p. ej. proyecto SIOSE; Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España).

El compromiso entre complejidad, disponibilidad de datos y poder explicativo debe, por lo tanto, presidir la selección de los indicadores. En este documento se ha priorizado la simplicidad y la disponibilidad de datos a la hora de proponer indicadores, aunque también se ha intentado que la propuesta sea suficientemente variada, con indicadores de tipo general y otros más centrados en aspectos concretos, para dar cobertura a todas las posibles necesidades de los potenciales usuarios.

4.1.2 Visión de conjunto y de detalle

Los análisis de los efectos de la fragmentación por infraestructuras pueden realizarse desde una perspectiva de conjunto de un territorio o bien centrarse en el caso particular de unas determinadas especies o hábitats. Ambas perspectivas reflejan en el fondo aproximaciones metodológicas contrapuestas. La visión general se basa en unas propiedades genéricas del paisaje, de reconocida relación con la conservación de organismos y procesos, y su grado de afectación por parte de las infraestructuras. En la mayoría de casos se apoya en modelos discretos del paisaje, como el modelo tesela-corredor-matriz que ha dado origen a las redes ecológicas tan extendidas actualmente (Forman 1995, Jongman 1995), y proporciona una información de conjunto aunque poco detallada.

La visión de detalle, en cambio, parte de los requerimientos ecológicos y de movilidad a través del paisaje de una especie o grupo de especies o bien de la distribución espacial de un hábitat determinado. Analiza entonces los efectos de la fragmentación por infraestructuras sobre estos hábitats o especies focales, mediante la intervención de modelos de paisaje discretos o no. Algunos de estos modelos recogen los principios básicos de la ecología de metapoblaciones. Como resultado, el gestor obtiene una información muy detallada, aunque únicamente para determinados casos.

Los diversos usuarios deberían combinar ambas perspectivas de análisis para tener una visión de los efectos de la fragmentación por infraestructuras sobre el paisaje en general –que afectará a su funcionamiento ecológico– y sobre sus valores (especies, hábitats) más singulares y amenazados. Por ello, la presente propuesta incluye indicadores adecuados para cada perspectiva.

4.1.3 Entramado de relaciones causa-efecto

Como en muchos procesos de cambio ambiental, los diversos patrones y procesos implicados en la fragmentación por infraestructuras establecen una compleja red de relaciones causa-efecto: la implantación de las infraestructuras comporta cambios en la estructura del paisaje que afecta a sus propiedades funcionales, y éstas conllevan efectos sobre los diversos procesos ecosistémicos, que acaban afectando a las poblaciones de los organismos, lo

que se traduce en cambios en la biodiversidad. Por consiguiente, es necesario clasificar mínimamente todos estos efectos antes de proceder a la selección de los indicadores.

Para ello se ha utilizado el modelo DPSIR (acrónimo de *Driving Forces, Pressures, State, Impacts & Responses*), una estructura de relaciones causa-efecto entre tipos de indicadores socio-ambientales promovida por la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) y aplicada frecuentemente en el ámbito socioambiental. En ella se distinguen los siguientes tipos de indicadores:

- **Fuerzas motoras** (*Driving forces*) del cambio socioambiental.
- **Presiones** (*Pressures*) sobre el medio.
- **Estado** (*State*) del medio.
- **Impactos** (*Impacts*) sobre la sociedad y los ecosistemas.
- **Respuestas** (*Responses*) de las administraciones, destinadas a mitigar las presiones e impactos y a cambiar el estado del medio.

La estructura DPSIR es extremadamente adaptable a las necesidades de cada caso. Ello tiene ventajas indudables, pero también inconvenientes: frecuentemente, que un indicador sea de presión o de estado es simplemente una cuestión de interpretación o de dónde se coloca el foco. El caso que nos ocupa tiene como foco evaluar la fragmentación del territorio, lo que se traduce en un patrón espacial medible. Por ello, se usa aquí la siguiente clasificación:

- **Indicadores de presión:** variables relativas a las infraestructuras (densidad, longitud total, intensidad de tráfico, permeabilidad, etc.), causantes directas del patrón del paisaje y de los efectos ecológicos de las infraestructuras.
- **Indicadores de estado:** medidas sobre el patrón del paisaje y de sus elementos (tamaños de malla, tamaños y formas de tesela, medidas de conectividad, etc.) o de las alteraciones de las condiciones ambientales derivadas del tráfico rodado (ruido, contaminación, etc.).
- **Indicadores de impacto:** efectos sobre los organismos y los ecosistemas (atropellos, efectos demográficos, riqueza y composición de la biodiversidad, etc.).

Como corresponde a su aplicación preferencial en las fases de planificación y trazado, este documen-



to contiene básicamente indicadores de presión y estado. Los indicadores relativos a las fuerzas motoras quedan claramente fuera de los objetivos de la presente serie de documentos. Respecto a los indicadores de impacto, los propuestos en este documento se complementan con algunas de las prescripciones técnicas aportadas en el Documento 2, que son aplicables a la fase de funcionamiento de las infraestructuras y que, en la práctica, pueden considerarse indicadores de impacto (fichas 14 a 18 del Documento 2), mientras que otras destinadas a evaluar la efectividad de los pasos de fauna son indicadores de respuesta (ficha 7).

4.1.4 Ámbitos y escalas de trabajo

Tal como se ha indicado en el apartado 1.4, se plantean indicadores para ser utilizados en las fases que permiten la utilización del principio de precaución, es decir, las de definición y trazado de planes, programas y proyectos. Ello compete a la aplicación de dos instrumentos de evaluación ambiental: la EAE de planes y programas y la EIA de proyectos. Existe una cierta correspondencia entre estos ámbitos de planificación, los ámbitos de afectación y las escalas de trabajo:

- EAE: Planes y programas: escala 1:50.000 o menos detallada; ámbito regional.
- EIA: Estudio informativo y proyecto de trazado: escala 1:25.000 o más detallada; ámbito local.

Ello obliga a reflexionar sobre cuál debe ser la resolución mínima y el ámbito territorial para evaluar el proceso de fragmentación. En la mayoría de los casos de la EAE existe un ámbito administrativo de aplicación (España, CCAA, etc.) que, por defecto, puede ser utilizado como ámbito de análisis.

Por otro lado, el documento también debe dar respuesta a necesidades de ámbito más general. Por ejemplo, la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, contempla el desarrollo del Inventario Nacional del Patrimonio Natural y la Biodiversidad (INPNB), el cual generará informes anuales sobre el estado de la biodiversidad en España. Dichos informes se sustentarán en una serie de indicadores del estado de la biodiversidad, que podrían incluir algunos de los propuestos en relación con la fragmentación por infraestructuras de transporte.

4.1.5 Componentes de la biodiversidad

El foco de análisis de los efectos de la fragmentación por infraestructuras variará en función de las necesidades. Éste puede decantarse por una valoración general de los efectos, o bien centrarse en determinados hábitats o especies focales, especialmente interesantes por su singularidad o por su contribución en determinados procesos. Esto plantea una disyuntiva que no es nueva (ver por ejemplo Schwartz 1999), entre la conservación del conjunto del patrimonio natural (escala de visión amplia, *coarse-scale approach*) o de sus valores más singulares (escala de visión fina, *fine-scale approach*).

Recordamos aquí el concepto de hábitat o área focal desarrollado ya en el Documento 3: aquellos hábitats o áreas sobre los cuales se centrarán los esfuerzos de análisis, probablemente con un objetivo de gestión prioritaria. Se trata de un concepto muy general, que admite casos tan dispares como: (1) áreas más importantes para las especies de interés; (2) hábitats de interés de conservación (por ejemplo, los hábitats de interés comunitarios definidos en la Directiva Hábitats); o (3) los espacios naturales protegidos (ENP), incluidos los espacios de la Red Natura 2000.

El análisis de los efectos de la fragmentación sobre los diversos organismos, tengan o no interés de conservación, se enfrenta a otro problema: más que un patrón físico medible, la fragmentación es el resultado de la interacción entre dicho patrón y la capacidad de los organismos de explotarlo (Forman 1995). Existen muchos trabajos que revisan el efecto de la fragmentación sobre diversos grupos de organismos (Fahrig 2003, Ewers & Didham, 2005, Prugh *et al.* 2008,) y muestran la variabilidad de dichos efectos, tanto entre grupos como dentro de ellos. Además, los efectos de la fragmentación dependen también del contexto ecológico, ya que varían en gran medida con la calidad del hábitat y el grado de permeabilidad de la matriz (Fahrig 2001).

Esta marcada dependencia de la especie –y del contexto– dificulta en extremo la extracción de reglas generales aplicables a la gestión. No se pretende dar en este Documento la solución a estos dilemas –si es que la tienen–, sino más bien proporcionar herramientas generales que puedan ser adaptadas a las necesidades de cada usuario. Por ello los indicadores que a continuación se presentan no son aplicables de modo universal sino que cada uno de ellos será más o menos adecuado en función de los objetivos, de la escala espacial, del

contexto ecológico y de la información disponible. Se incluyen en las fichas siguientes y en el apartado final comentarios y criterios que pueden ayudar a valorar qué indicadores son más adecuados en cada circunstancia. En cualquier caso, y como se ha explicado en apartados anteriores, la fragmentación de los hábitats es un fenómeno excesivamente complejo para ser reducido a un sólo número o unos pocos números: por ello, cualquier indicador de fragmentación contiene información sólo sobre algunos aspectos del fenómeno.

4.2 Relación de indicadores

Seguidamente se presenta la relación de indicadores especificando su posición en el sistema DP-SIR (presión, estado e impacto), los aspectos de la fragmentación con los que se relaciona y sus ámbitos de aplicación. Estos tres aspectos pueden ser tomados en consideración para la selección de los indicadores a utilizar según el tipo de evaluación (evaluación de planes y programas, evaluación de proyectos o seguimiento) y de la información que se requiera del indicador (ver apartado 4.3).

Si no se indica lo contrario, todos los indicadores pueden ser utilizados para una evaluación de:

- El estado actual (previo al plan o proyecto).
- El estado futuro (posterior al plan o proyecto).
- El cambio medido a través de incrementos absolutos o proporcionales.

La lista de indicadores propuestos es la que se indica en la Tabla 4.1 y la descripción detallada de cada uno de ellos se presenta en las fichas del apartado 4.4.



Indicador	Tipo de indicador (DPSIR)			Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado							Escala de aplicación		
	Presión	Estado	Impacto	Destrucción de los hábitats	Disminución del tamaño de los hábitats	Efectos de borde	Procesos del margen de las infraestructuras	Efectos de barrera y filtro	Mortalidad por atropello		Región extensa	Paisaje	Tipo de hábitat
I-1. Intensidad del tráfico en una infraestructura viaria	X					X	X	X	X			X	
I-2. Volumen del tráfico de la red de infraestructuras viarias en un territorio	X					X		X	X		X	X	
I-3. Densidad de infraestructuras de transporte	X			X	X	X	X	X	X		X	X	
I-4. Superficie ocupada por las infraestructuras de transporte	X			X	X	X	X	X	X		X	X	
I-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos	X	X						X	X		X	X	
I-6. Densidad de pasos específicos para la fauna	X	X						X	X		X	X	
I-7. Extensión de infraestructuras de transporte que atraviesan áreas focales	X	X		X	X	X	X	X	X		X	X	X
I-8. Proximidad de las infraestructuras de transporte a los espacios protegidos u otras áreas focales	X	X				X		X	X		X	X	
I-9. Cambios de usos del suelo inducidos por las infraestructuras de transporte	X	X		X	X	X		X				X	
I-10. Tamaño efectivo de malla		X			X	X		X			X		X
I-11. Tamaño medio ponderado de malla o de tesela		X			X	X		X			X	X	X
I-12. Fragmentación de los hábitats por impacto acústico	X	X				X		X				X	X
I-13. Fragmentación de los hábitats por impacto lumínico	X	X				X		X	X			X	X
I-14. Corredores ecológicos atravesados por infraestructuras de transporte		X						X	X		X	X	X
I-15. Superficie de hábitats cercana a infraestructuras de transporte		X	X			X							X
I-16. Conectividad entre áreas focales		X	X					X			X		X
I-17. Conectividad para una especie focal		X	X					X			X		
I-18. Mortalidad de fauna silvestre por atropello			X					X	X	X	X	X	X

Tabla 4.1. Resumen de las principales características de los indicadores recogidas en las fichas. En negrita se indican los indicadores que priorizan especies o hábitats por su grado de interés de conservación o valor ecológico.

4.3 Orientaciones para la selección de los indicadores

La cantidad y heterogeneidad de los indicadores recogidos en el apartado 3.1 refleja la diversidad de escalas (local, paisaje, región) y de niveles de organización (territorio en general, hábitats, organismos) en los que se constatan efectos de la fragmentación por infraestructuras de transporte. No existe un único indicador que reúna la totalidad –ni la mayoría– de los efectos de un proceso tan complejo, por lo que el usuario deberá seleccionar el conjunto de indicadores más adecuado en cada caso.

Seguidamente se propone una clasificación para orientar el proceso de selección de tales indicadores. Aunque éste dependerá en gran parte de las características de cada caso, se consideran dos factores básicos que deben guiar el proceso: el propósito general de la evaluación y el foco u objetivo al que va dirigida. Por ello, los indicadores se han clasificado según tres propósitos de evaluación ambiental (ver Tabla 4.2):

- Determinar el estado ambiental de un territorio, sin que la evaluación esté asociada necesariamente a la implantación de nuevas infraestructuras de transporte.
- Evaluar planes o proyectos (en sus fases de estudio informativo y proyecto de trazado), tanto de nuevas infraestructuras como de modificación de las ya existentes.
- Realizar seguimientos del efecto de infraestructuras en funcionamiento (fase de explotación).

y según tres objetivos o focos de análisis:

- El territorio en general, sea de la extensión que sea.
- Puntos concretos afectados por determinadas actuaciones.
- Áreas o hábitats focales, incluyendo los espacios protegidos como los incluidos en la Red Natura 2000, los hábitats de interés o protegidos, etc.

Dentro de cada caso y en función de sus necesidades concretas el usuario puede refinar la selección de indicadores considerando la escala geográfica de trabajo y los aspectos de la fragmentación que sean de interés (Tabla 4.1). En primer lugar, los in-

dicadores hacen referencia a tres niveles distintos de la estructura DPSIR: presión, estado e impacto. Mientras los primeros son más útiles en la evaluación ambiental general del conjunto del territorio o en la EAE de planes y programas, los segundos son igualmente aplicables a las fases iniciales de los proyectos. Los terceros son especialmente útiles en el seguimiento de los efectos durante la fase de explotación.

En general, la evaluación ambiental general y la de planes y programas requerirán indicadores aplicables a escalas de región y paisaje, mientras que la evaluación de proyectos y el seguimiento de infraestructuras en funcionamiento utilizarán preferentemente los de escala de paisaje y tipo de hábitat. En ambos casos el usuario dispone de indicadores que permiten seleccionar o priorizar especies o hábitats concretos (focales).

La diversidad de situaciones potenciales no permite prever todas las necesidades concretas de indicadores para cada caso. Como se detalla en el Capítulo 2, las características del paisaje y de los organismos de estudio condicionan en gran medida los efectos de la fragmentación por infraestructuras, así como las medidas necesarias para su evaluación y seguimiento. En todo caso, se aconseja el uso simultáneo de varios indicadores relativos a aspectos diversos de la fragmentación por infraestructuras, lo que permitirá una evaluación más completa de los efectos. Por otra parte, la selección de los indicadores se verá afectada frecuentemente por factores poco relacionados con los efectos de la fragmentación, como la calidad y disponibilidad de datos, la existencia de personal especializado y la disponibilidad de *software* adecuado.

Siguiendo los criterios mencionados, se han seleccionado cuatro indicadores para cada uno de los distintos ámbitos de la evaluación ambiental (ver Tabla 4.2, destacados con un asterisco). Estos indicadores son los de uso más extendido y los que a priori pueden considerarse más adecuados en cada ámbito y pueden formar la base de una selección de indicadores a utilizar cuando se desee usar un número reducido de indicadores. Esta pre-selección es meramente orientativa y la elección final en cada caso depende de los datos disponibles, de los objetivos concretos y del contexto de cada situación.



	Sistemas de indicadores ambientales	Evaluación de planes y proyectos (EAE y EIA)	Seguimiento ambiental de las infraestructuras existentes
Territorio en general	I-2. Volumen del tráfico de la red de infraestructuras viarias I-3. Densidad de infraestructuras de transporte (*) I-4. Superficie ocupada por las infraestructuras de transporte I-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos I-9. Cambios de usos del suelo inducidos por las infraestructuras de transporte I-10. Tamaño efectivo de malla (*) I-11. Tamaño medio ponderado de malla o de tesela I-14. Corredores ecológicos atravesados por infraestructuras de transporte I-15. Superficie de hábitats cercana a infraestructuras de transport	I-3. Densidad de infraestructuras de transporte I-4. Superficie ocupada por las infraestructuras de transporte I-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos (*) I-10. Tamaño efectivo de malla I-11. Tamaño medio ponderado de malla o de tesela I-14. Corredores ecológicos atravesados por infraestructuras de transporte I-15. Superficie de hábitats cercana a infraestructuras de transporte	I-2. Volumen del tráfico de la red de infraestructuras viarias I-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos (*) I-12. Fragmentación de los hábitats por impacto acústico I-13. Fragmentación de los hábitats por impacto lumínico I-18. Mortalidad de fauna silvestre por atropello
Puntos conflictivos	I-1. Intensidad del tráfico en una infraestructura viaria I-9. Cambios de usos del suelo inducidos por las infraestructuras de transporte	I-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos I-10. Tamaño efectivo de malla I-11. Tamaño medio ponderado de malla o de tesela	I-1. Intensidad del tráfico en una infraestructura viaria I-6. Densidad de pasos específicos para la fauna (*) I-12. Fragmentación de los hábitats por impacto acústico I-13. Fragmentación de los hábitats por impacto lumínico I-18. Mortalidad de fauna silvestre por atropello
Áreas o hábitats focales	I-1. Intensidad del tráfico en una infraestructura viaria I-7. Extensión de infraestructuras de transporte que atraviesan áreas focales (*) I-8. Proximidad de las infraestructuras de transporte a los espacios protegidos u otras áreas focales (*) I-14. Corredores ecológicos atravesados por infraestructuras de transporte I-15. Superficie de hábitats cercana a infraestructuras de transporte I-16. Conectividad entre áreas focales I-17. Conectividad para una especie focal	I-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos I-7. Extensión de infraestructuras de transporte que atraviesan áreas focales (*) I-8. Proximidad de las infraestructuras de transporte a los espacios protegidos u otras áreas focales (*) I-10. Tamaño efectivo de malla I-11. Tamaño medio ponderado de malla o de tesela I-14. Corredores ecológicos atravesados por infraestructuras de transporte (*) I-15. Superficie de hábitats cercana a infraestructuras de transporte I-16. Conectividad entre áreas focales I-17. Conectividad para una especie focal	I-1. Intensidad del tráfico en una infraestructura viaria I-6. Densidad de pasos específicos para la fauna I-12. Fragmentación de los hábitats por impacto acústico (*) I-13. Fragmentación de los hábitats por impacto lumínico I-18. Mortalidad de fauna silvestre por atropello (*)

Tabla 4.2. Clasificación de los indicadores en función de los ámbitos de la evaluación ambiental (columnas) y el objetivo de evaluación preferente (filas). Se indica con un (*) la preselección de indicadores más adecuados para utilizar en los distintos ámbitos de aplicación.

4.4 Fichas descriptivas de los indicadores

Seguidamente se presentan las fichas descriptivas de los indicadores, ordenadas como se indica a continuación, siguiendo una secuencia aproximada desde los indicadores de presión, a los de estado y los de impacto:

- Ficha-1. Intensidad del tráfico en una infraestructura viaria
- Ficha-2. Volumen del tráfico de la red de infraestructuras viarias en un territorio
- Ficha-3. Densidad de infraestructuras de transporte
- Ficha-4. Superficie ocupada por las infraestructuras de transporte
- Ficha-5. Longitud de infraestructuras que discurre por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos
- Ficha-6. Densidad de pasos específicos para la fauna
- Ficha-7. Extensión de infraestructuras de transporte que atraviesan áreas focales
- Ficha-8. Proximidad de las infraestructuras de transporte a los espacios protegidos u otras áreas focales
- Ficha-9. Cambios de usos del suelo inducidos por las infraestructuras de transporte
- Ficha-10. Tamaño efectivo de malla
- Ficha-11. Tamaño medio ponderado de malla o de tesela
- Ficha-12. Fragmentación de los hábitats por impacto acústico
- Ficha-13. Fragmentación de los hábitats por impacto lumínico
- Ficha-14. Corredores ecológicos atravesados por infraestructuras de transporte
- Ficha-15. Superficie de hábitats cercana a infraestructuras de transporte
- Ficha-16. Conectividad entre áreas focales
- Ficha-17. Conectividad para una especie focal
- Ficha-18. Mortalidad de fauna silvestre por atropello

En cada ficha se especifican la descripción y justificación del indicador, su posición en el sistema DPSIR (presión, estado e impacto), los aspectos de la fragmentación con los que se relaciona, sus ámbitos de aplicación, los datos necesarios, el método de cálculo, sus limitaciones, los contextos en los cuales el indicador resulta adecuado y un ejemplo de cómo se calcula. Respecto al método de cálculo, la mayor parte de indicadores pueden ser obtenidos mediante herramientas disponibles en distintos Sistemas de Información Geográfica; no obstante en las fichas se exponen sencillos ejemplos de cálculo para facilitar la comprensión del indicador.



Descripción

Es el número medio de vehículos que circulan diariamente por un punto o un segmento de una infraestructura viaria. Se le suele denominar intensidad media diaria (IMD) y se expresa en vehículos/día.

Justificación

El tráfico rodado altera los hábitats próximos a las infraestructuras de transporte debido a las emisiones de ruido, de luz y de gases y partículas contaminantes. Todo ello suele determinar una disminución de la calidad de los hábitats afectados, hasta el punto de devenir inutilizables para las especies más sensibles. Esta disminución es en general más intensa y llega a mayores distancias de la infraestructura cuanto mayor sea la intensidad del tráfico. Esta también acentúa el efecto barrera de la infraestructura a través de otros efectos como la evitación de las proximidades de la infraestructura por parte de algunos animales o la muerte por atropello cuando intentan atravesarla.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☐ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☒ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

Un punto o un segmento de una infraestructura viaria. El indicador se refiere estrictamente a dicho punto o segmento; si se quiere considerar el conjunto de infraestructuras existentes en el ámbito geográfico, debe aplicarse el Indicador 2.

Aplicable a

- ☐ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☐ Sí ☒ No

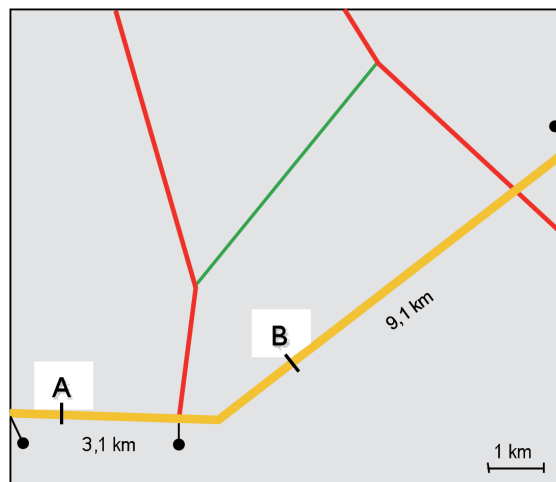
Datos necesarios

Intensidad media diaria (IMD) del tráfico en el punto considerado o en distintas estaciones de aforo del tráfico a lo largo del segmento considerado.

Si el indicador se aplica a un segmento de infraestructura en el que hay diversas estaciones de aforo, es necesario conocer la longitud del segmento representado por cada estación.

Método de cálculo

1. Si se dispone de una sola estación de aforo del tráfico, el indicador es la intensidad media diaria del tráfico en este punto, expresado en vehículos/día.
2. Si se dispone de más de una estación de aforo, delimitar los segmentos de la infraestructura representados por cada estación a partir de los enlaces con otras infraestructuras relevantes o, en última instancia, delimitando los segmentos en los puntos equidistantes entre estaciones de aforo.
 - 2.1. Obtener la longitud de los segmentos anteriores.
 - 2.2. Calcular la intensidad de tráfico media ponderada por la longitud de cada segmento.

Ejemplo

En la figura, la infraestructura amarilla tiene dos estaciones de aforo del tráfico: A, con una IMD de 20.000 vehículos por día, y B con una IMD de 12.000 vehículos/día.

Teniendo en cuenta los enlaces presentes, los segmentos representados por cada estación tienen una longitud total de 3,1 km en el caso A y de 9,1 km en el caso B.

Valor del indicador = $(3,1 \times 20.000) + (9,1 \times 12.000) / (3,1 + 9,1) = 14.033$ vehículos/día.

Limitaciones

El indicador no tiene en cuenta que los efectos del tráfico dependen no solamente del número de vehículos diarios que circulen por un lugar determinado sino también, entre otros factores, de su velocidad media y de la proporción del tráfico que representen los vehículos pesados.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Es un indicador muy básico de la intensidad y distancia de propagación de algunos efectos negativos de una infraestructura viaria determinada, como son el ruido, la contaminación y el efecto barrera, entre otros. Puesto que la información sobre la IMD de las infraestructuras está fácilmente disponible, puede utilizarse este indicador como índice indirecto de tales efectos.

No es adecuado utilizar este indicador cuando hay más de una infraestructura viaria en el ámbito geográfico de interés. En este caso, el indicador siguiente resulta apropiado porque mide el volumen de tráfico en una red de infraestructuras viarias.

Referencias

Müller, S. & Berthoud, G. 1997. *Fauna/Traffic Safety*. École Polytechnique Fédérale de Lausanne (LAVOC), Lausanne.



Descripción

Es el volumen medio de tráfico, expresado en vehículos x kilómetro/día, que circula por la red de infraestructuras viarias en el territorio considerado. El indicador es parecido al anterior, pero en vez de calcular una IMD media ponderada, estima el número total de vehículos x km recorridos, en promedio diario, en la red de infraestructuras.

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Justificación

Respecto a la intensidad del tráfico, véase lo dicho en el indicador anterior.

El presente indicador difiere del anterior porque considera el flujo total de tráfico soportado por un territorio, mientras que el indicador anterior (la IMD) se refiere especialmente a una única infraestructura. Cuando interesa conocer el volumen de tráfico que circula por un conjunto de infraestructuras en un determinado ámbito geográfico, tiene poco sentido sumar sus IMD o promediarlas (aunque sea ponderando por las longitudes de cada una). El presente indicador da respuesta a esta necesidad de cuantificar dicho volumen de tráfico.

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☐ Sí ☒ No

DPSIR: Indicador de

- ☒ Presión ☐ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

Cualquier ámbito de interés por el que discurra más de una infraestructura viaria.

Datos necesarios

Intensidad media diaria (IMD) del tráfico en los distintos segmentos de la red de infraestructuras viarias.

Longitud de los segmentos respectivos.

No hay aforo en la carretera verde, pero por su categoría y situación se puede suponer una IMD de 2.000 vehículos/día.

La longitud de los segmentos representados por cada estación se ha deducido a partir de la topología de la red, y se indica en la figura.

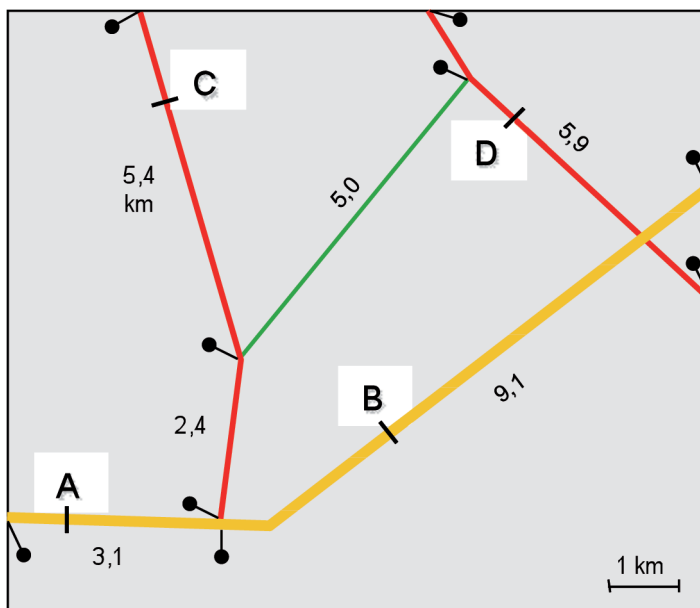
Valor del indicador = $(3,1 \times 20.000) + (9,1 \times 12.000) + (7,8 \times 9.000) + (5,9 \times 6.000) + (5,0 \times 2.000) = 286.800$ vehículos x km/día.

Método de cálculo

Multiplicar la longitud de cada segmento por su IMD, y sumar los resultados para todos los segmentos de la red. Expresar los resultados en vehículos x kilómetro/día.

Es necesario incluir en el anterior sumatorio todos los segmentos de la red. En los segmentos donde no haya datos de IMD, habrá que estimar la IMD a partir de los segmentos próximos o de las características de la vía.

Ejemplo



En la red de infraestructuras viarias de la figura adjunta, se dispone de cuatro estaciones de aforo de tráfico, cuyas IMD en vehículos/día son: A, 20.000; B, 12.000; C, 9.000; y D, 6.000.

Limitaciones

Como en el indicador anterior, no se tiene en cuenta que los efectos del tráfico dependen no sólo del número de vehículos diarios que circulan por un lugar determinado sino también, entre otros factores, de su velocidad media y de la proporción del tráfico que representen los vehículos pesados.

Este indicador no tiene en cuenta la distribución espacial del tráfico en el territorio considerado (es decir, que el tráfico esté poco o muy concentrado en determinados sectores). Tampoco tiene en cuenta los efectos de diferentes jerarquizaciones de la red viaria: un mismo número de vehículos x kilómetro puede obtenerse por combinaciones muy diversas de vías de capacidades distintas. Probablemente, los efectos ecológicos son más negativos si se aumenta el volumen de tráfico de un territorio en vías de capacidad baja y media que si el mismo aumento (en vehículos x kilómetro) se produce en vías de alta capacidad que ya soportan un tráfico elevado.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando interese tener un índice indirecto de las presiones ecológicas ejercidas por el tráfico en un territorio atravesado por más de una infraestructura viaria relevante.

En el caso particular de que haya una sola infraestructura viaria relevante, el presente indicador es igual al anterior (intensidad media diaria del tráfico, IMD) multiplicado por la longitud de la infraestructura que discurre por el territorio considerado.



Descripción

Longitud de infraestructuras de transporte por unidad de superficie del territorio considerado, expresada en km/km².

Justificación

Proporciona un indicador sencillo, fácil de calcular, de la intensidad de las presiones sobre el territorio causadas por las infraestructuras de transporte.

importante para concretar la anchura del ámbito considerado en cada caso.

Aplicable a

☒ Región extensa (p. ej. una comarca o ámbitos más extensos)

☒ Paisaje

☐ Tipo de hábitat

DPSIR: Indicador de

☒ Presión

☐ Estado

☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

☒ Destrucción de los hábitats

☒ Disminución del tamaño de los hábitats

☒ Efectos de borde

☒ Procesos del margen de las infraestructuras

☒ Efectos de filtro o barrera

☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.

2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor, ampliada en 3-5 km a ambos lados de sus márgenes exteriores.

3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 3-5 km a ambos lados de la traza.

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA; y (b) las anchuras aquí citadas pueden variar en función del entorno geográfico concreto (p. ej. entornos insulares), del tipo de hábitats afectados, o de las dimensiones de la vía; el criterio de expertos será

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas.

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Método de cálculo

1. Obtener la longitud de cada segmento de infraestructura en el ámbito considerado. Generalmente, estos segmentos serán arcos en una cobertura digital.
2. Sumar dichas longitudes.
3. Dividir la suma anterior por el área del ámbito.
4. Expresar el resultado en km de longitud de infraestructura por km² de territorio (km/km²).

El indicador puede calcularse, separada o conjuntamente, para las infraestructuras existentes y para las planificadas o en proyecto.

Puede calcularse, separada o conjuntamente, para distintos tipos de infraestructura. Por ejemplo:

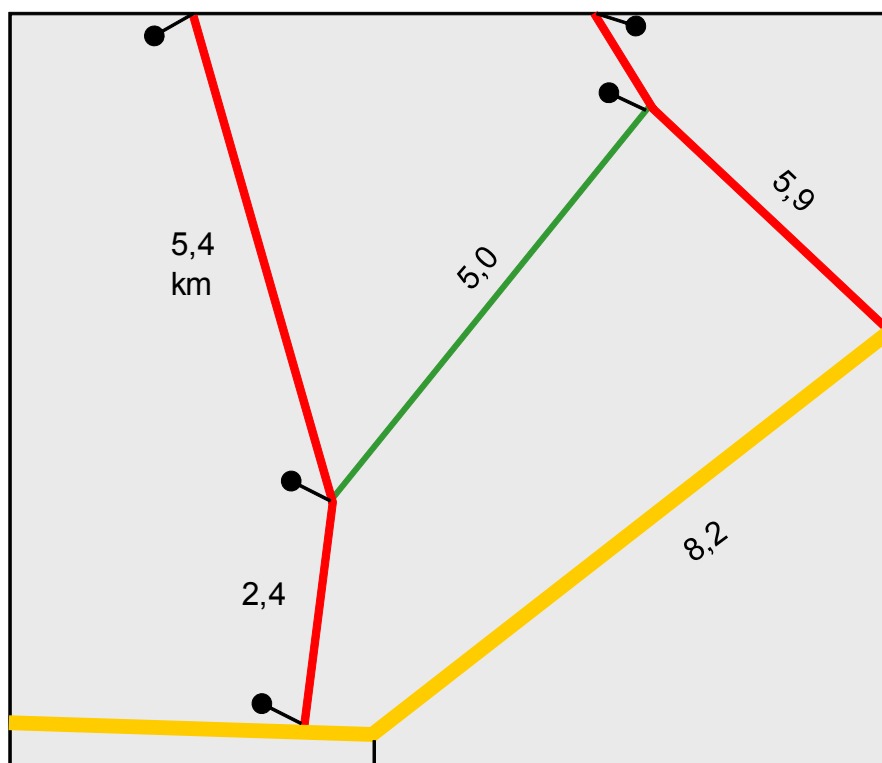
➤ Infraestructuras viarias

- Vías de alta capacidad
- Carreteras convencionales
- Carreteras locales
- Caminos rurales y pistas forestales

➤ Infraestructuras ferroviarias

- Vías de alta velocidad
- Vías convencionales



**Ejemplo**

Área del ámbito = 94 km²

Longitud total de infraestructuras = 4,0 + 8,2 + 2,4 + 5,4 + 5,0 + 5,9 = 30,9 km

Valor del indicador = 30,9 km / 94 km² = 0,33 km/km²

Limitaciones

Poco aplicable cuando se considera un ámbito geográfico reducido (p. ej., de pocas decenas o centenares de metros alrededor de una vía).

Este indicador considera solamente la longitud total de uno o más tipos de infraestructuras de transporte. Los impactos previsibles sobre la fragmentación del territorio (y sobre otros aspectos medioambientales) de un kilómetro de infraestructura pueden diferir mucho según si la vía es o no segregada, su anchura, la intensidad de tráfico, etc.

Este indicador no tiene en cuenta que los efectos ecológicos de una red de infraestructuras de transporte dependen no sólo de la longitud de la red y de la superficie que ocupa, sino de como están distribuidas las infraestructuras en el espacio. Algunos efectos ecológicos pueden ser menores si una misma longitud de infraestructuras está concentrada en una parte del territorio que si está dispersada por todo el territorio (véase el Indicador 10: Tamaño efectivo de malla). En otros casos puede darse la situación contraria, como en el efecto barrera intensificado si dos o más infraestructuras discurren paralelas y adyacentes entre ellas.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Se utiliza frecuentemente para caracterizar la densidad de las redes de infraestructuras de transporte. Es útil, por ejemplo, para comparar dicha densidad en distintos territorios o en un mismo territorio a lo largo

del tiempo. En tales comparaciones, es esencial asegurarse de que los distintos valores del indicador se han calculado utilizando una misma tipología de infraestructuras.

Referencias

Trocmé, M., Cahill, S., De Vries, J. G., Farall, H., Folkeson, L., Fry, G. L., Hicks, C. & Peymen, J. (Eds.). 2003. *COST 341-Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European review*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Serrano, M., Sanz, L., Puig, J. & Pons, J. 2002. Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain): Two-scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and Urban Planning*, 58: 113-123.

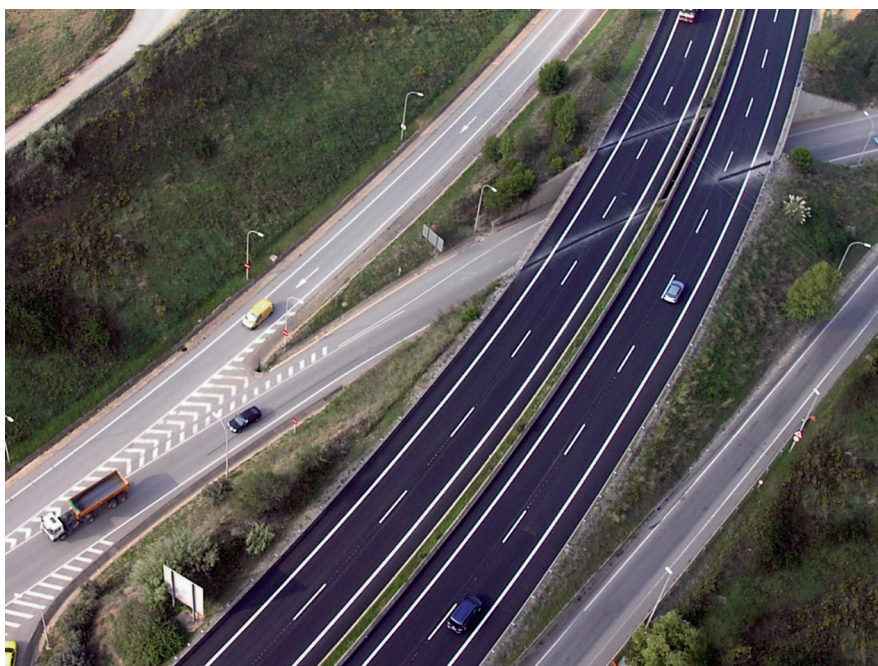


Figura 4.1. La densidad de infraestructuras viarias puede alcanzar valores muy altos, especialmente en entornos de áreas metropolitanas. Foto: Mi-nuartia.

Descripción

Es la superficie que ocupan las infraestructuras dentro del ámbito territorial considerado, expresada como porcentaje de la superficie total del ámbito.

Justificación

Indicador básico que da una idea general de la magnitud de los efectos ambientales derivados de las infraestructuras de transporte, incluida la fragmentación de los hábitats. Aunque, en general, la ocupación física del terreno por infraestructuras es por sí misma menos importante que otros efectos de fragmentación causados por infraestructuras (tamaño de las teselas de hábitat, efectos de borde, efecto barrera, etc.), el porcentaje del territorio ocupado por infraestructuras es un índice indirecto que está correlacionado con tales efectos.

Es un indicador relativamente fácil de calcular, utilizado en comparaciones internacionales. Es uno de los indicadores usado por la Agencia Europea del Medio Ambiente, bajo la denominación TERM 08.

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de un territorio (provincia, comunidad autónoma, etc.): todo el territorio considerado.

2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor, ampliada en 3-5 km a ambos lados de sus márgenes exteriores.

3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 3-5 km a ambos lados de la traza.

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA; y (b) las anchuras aquí citadas pueden variar en función del entorno geográfico concreto (p. ej. entornos insulares), del tipo de hábitats afectados, o de las dimensiones de la vía; el criterio de expertos será importante para concretar la anchura del ámbito considerado en cada caso.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☐ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☒ Destrucción de los hábitats
- ☒ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☒ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☐ Sí
- ☒ No

anchuras medias: (a) vías de alta capacidad, 40 m (27 m de calzada + 13 m de márgenes); (b) carreteras de 10 m de plataforma, 14,8 m (10 m + 4,8 m de márgenes); (c) carreteras de 6 m de plataforma, 8,9 m (6 m + 2,9 m de márgenes). Los márgenes incluyen desmontes, terraplenes, etc. Una vez obtenidas las anchuras medias, multiplicar la longitud de cada categoría de infraestructura por su anchura media y sumar los resultados para todas las categorías. Se obtiene así la superficie absoluta (km²) ocupada por las infraestructuras.

En ambas opciones, expresar el indicador como el porcentaje de la superficie total del ámbito ocupada por las infraestructuras de transporte.

Datos necesarios

Se consideran dos opciones, según de qué datos se disponga. Cada opción requiere un método de cálculo distinto.

Opción 1:

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas.

Opción 2:

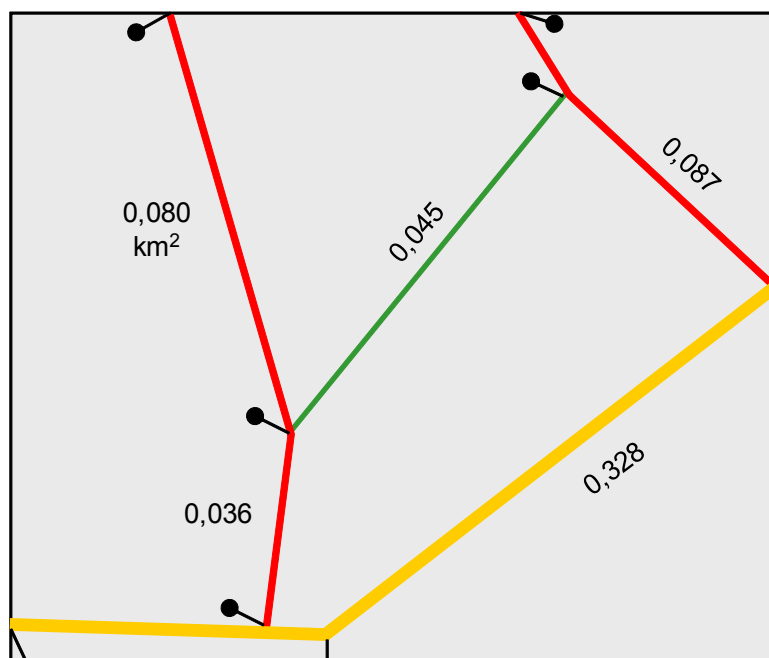
Longitud total de infraestructuras en el ámbito geográfico considerado, clasificadas por categorías de diferente plataforma (p. ej.: vías de alta capacidad, carreteras de 10 m de anchura media, carreteras de 6 m, etc.).

Método de cálculo

Opción 1: A partir de las coberturas digitales indicadas, calcular la superficie que ocupan las infraestructuras dentro del ámbito considerado.

Opción 2: Se necesita conocer la anchura media de cada categoría de infraestructura, que puede obtenerse a partir de datos preexistentes o realizando un número suficiente de mediciones replicadas sobre ortoimágenes. Para infraestructuras viarias, Rosell *et al.* (2003) utilizaron las siguientes





Ejemplo

La figura adjunta ilustra un ejemplo para el cálculo del indicador cuando la información de partida corresponde a la Opción 1.

Área del ámbito = 94 km²

Superficie ocupada por infraestructuras = 0,160 + 0,328 + 0,036 + 0,080 + 0,045 + 0,087 = 0,736 km²

Valor del indicador = $(0,736 \text{ km}^2 / 94 \text{ km}^2) \times 100 = 0,78 \%$

Limitaciones

Para interpretar este indicador es necesario especificar qué tipos de infraestructuras de transporte se han incluido en el análisis.

Idealmente, el indicador ha de considerarse como "área ocupada" por las infraestructuras no solo la plataforma sino también la explanación (incluyendo desmontes y terraplenes), más la superficie de las zonas o áreas servicio, descanso, auxiliares, etc. En infraestructuras de alta capacidad, debe con-

siderarse toda la superficie incluida entre las vías de servicio exteriores o, como mínimo, entre los cerramientos perimetrales. Si los datos disponibles no permiten incluir todos los elementos indicados en este párrafo, especificar cuáles se han incluido en el cálculo del indicador.

El indicador no tiene en cuenta que los efectos ecológicos de una misma superficie ocupada por infraestructuras de transporte varía, entre otros factores, según: (1) la sensibilidad o valor ecológico de los hábitats y especies afectadas; (2) la tipología de vías (viarias y ferroviarias); (3) el volumen de tráfico, su velocidad y la proporción de tráfico pesado; (4) la distribución de las infraestructuras en el espacio; y (5) las medidas adoptadas en fases de planificación, proyecto y explotación para minimizar o compensar los efectos ecológicos indeseados.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

A pesar de las limitaciones anteriores, la facilidad aparente de obtención de este indicador y su facilidad de comprensión lo hacen útil como índice indirecto de los efectos ecológicos de las redes de infraestructuras de transporte, especialmente en territorios amplios (p. ej. provincia, comunidad autónoma, estado). Por ello se utiliza en comparaciones internacionales, como hace la Agencia Europea del Medio Ambiente (indicador TERM 08).

La facilidad de obtención es meramente aparente, ya que los valores de este indicador obtenidos por equipos distintos en varios territorios, o en distintos años en un mismo territorio, pueden ser poco comparables entre sí por insuficiente estandarización de la metodología (tipos de vías consideradas y definición de "área ocupada").

Referencias

AEMA. 2003a. *TERM 2002 08 EU+AC Land take by transport infrastructure. Indicator fact sheet.* <http://ims.eionet.europa.eu/>.

Rosell C., Álvarez, G., Cahill, S., Campeny, R., Rodríguez, A., & Séiler, A. 2003a. *COST 341. La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España.* Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. [Véanse las pp. 128-130].



Descripción

Es el porcentaje de la longitud de la vía de una o más infraestructuras de transporte ocupada por tres tipos de estructuras longitudinales que reducen los efectos de la fragmentación de los hábitats: túneles, viaductos y aquellos falsos túneles en los que se haya restaurado el hábitat.

Justificación

Los túneles y, en menor medida, los falsos túneles restaurados y los viaductos interrumpen mucho menos los movimientos de organismos y los flujos abióticos en el paisaje que los tramos de infraestructuras carentes de ellos. Los túneles reducen fuertemente el deterioro de la calidad de los hábitats cercanos a la infraestructura originado por los impactos acústico y visual de la misma. Además, túneles y viaductos disminuyen drásticamente la destrucción física de los hábitat y el efecto barrera de la vía. Por todo ello, cuanto mayor sea la longitud ocupada por túneles, falsos túneles restaurados y viaductos más permeable será la infraestructura y menor la fragmentación de los hábitats.

Este indicador puede aplicarse a una infraestructura determinada o al conjunto de infraestructuras (preferentemente de alta capacidad) que atraviesan un territorio.

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☐ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las principales infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.
2. Para evaluar una infraestructura determinada, la longitud pertinente del tramo de dicha infraestructura (p. ej. el sometido a una EIA).

DPSIR: Indicador de

- ☒ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aplicable a

☒ Región extensa (p. ej. una comarca o ámbitos más extensos)

☒ Paisaje

☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Cobertura digital con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas. Si en esta cobertura no constan los tramos de túneles, falsos túneles y viaductos deberán incorporarse a partir de los planos de los proyectos de trazado y constructivos o de otras fuentes; en última instancia puede acudir a la fotointerpretación o trabajo de campo, aunque esta opción generalmente solo será viable en ámbitos geográficos reducidos.

Método de cálculo

1. Para el conjunto de infraestructuras consideradas, obtener la longitud total de infraestructuras dentro del ámbito geográfico.
2. Identificar aquellos falsos túneles en los que tanto los hábitats adyacentes como el hábitat encima del falso túnel tienen suficiente interés natural para ser incluidos en el presente indicador. Por brevedad, se denominan aquí falsos túneles restaurados.
3. Obtener la suma de longitudes de túneles, falsos túneles restaurados y viaductos.
4. El indicador es el porcentaje que representan dichas longitudes respecto a la longitud total de infraestructuras.

5. El indicador puede calcularse, separada o conjuntamente, para las infraestructuras existentes y para las planificadas.

Limitaciones

El indicador no tiene en cuenta los efectos diferenciales de túneles, falsos túneles y viaductos. Los túneles son la mejor alternativa porque tienen menos efectos fragmentadores y menos efectos ecológicos negativos, mientras que los falsos túneles tienen el inconveniente de que sus efectos son notables durante la fase de construcción y posterior recuperación de la vegetación. Si se considera que no pueden ignorarse estas diferencias, puede calcularse el indicador por separado para túneles restaurados, falsos túneles y viaductos o calcular un único indicador ponderando correspondientemente las longitudes respectivas. En este último caso, la dificultad estriba en decidir los factores de ponderación.

El indicador no tiene en cuenta qué hábitats se encuentran en el entorno de los túneles, falsos túneles y viaductos ni qué especies harán uso real, en cada caso concreto, de estas opciones permeabilizadoras. Muchos falsos túneles se construyen no por razones ecológicas sino para mantener la conectividad antrópica entre zonas residenciales, industriales o agrícolas. Por este motivo, deben excluirse del cálculo del indicador aquellos falsos túneles en los cuales los hábitats que haya sobre ellos o los hábitats que los rodean tengan escaso valor natural.

El indicador no tiene en cuenta los efectos permeabilizadores de las estructuras transversales (pasos superiores e inferiores y drenajes).

Al comparar alternativas de trazado o comparar la situación de infraestructuras en territorios distintos, este indicador no puede utilizarse sin considerar al mismo tiempo posibles diferencias en la longitud total o la densidad de infraestructuras. Puede darse el caso de que una infraestructura con menos porcentaje de túneles, falsos túneles y viaductos tenga menos efectos fragmentadores que una con mayor porcentaje de ellos, pero con mayor longitud total.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee un índice fácilmente calculable del grado de permeabilidad que túneles, falsos túneles y viaductos confieren a una infraestructura o conjunto de infraestructuras.



Figura 4.2. Los túneles, falsos túneles restaurados y viaductos permiten la continuidad de hábitats a través de las infraestructuras. Fotos: GIASA, Junta de Andalucía y DG de Calidad Ambiental, Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias.



Descripción

Es el número de pasos específicos para la fauna por kilómetro de longitud de infraestructura de transporte (exceptuando túneles y viaductos). Se propone incluir en el cálculo del indicador tres tipos de pasos específicos (véase Documento 1): los ecoductos, los pasos superiores y los pasos inferiores para grandes mamíferos. Todos ellos aumentan la permeabilidad de las infraestructuras, ya que los ecoductos restablecen la conexión entre los hábitats adyacentes mientras que los otros dos tipos de pasos específicos pueden, por sus considerables dimensiones, ser utilizados por un amplio número de especies.

El indicador admite modificaciones para estimar el efecto combinado de la permeabilidad por pasos específicos, así como la de túneles y viaductos.

En el Documento 1 se incluyen otros 8 tipos de pasos de fauna que no se consideran en el cálculo de este indicador ya que se trata de estructuras destinadas a grupos taxonómicos concretos (por ejemplo para anfibios, mamíferos arborícolas, pequeños vertebrados en general, drenajes adaptados para el paso de peces, etc.), o bien de adaptaciones de estructuras cuyo uso principal no es el paso de fauna sino el drenaje o la restitución de caminos. No obstante el indicador puede adaptarse incluyendo también estos tipos de estructuras.

Justificación

Los pasos específicos facilitan conexiones entre distintos núcleos de población de las especies a las que van destinados ya que, si están bien diseñados, ubicados, construidos y mantenidos, facilitan los movimientos de los animales a través de la infraestructura, aumentando así la conectividad biológica entre los hábitats adyacentes a la misma.

En el Documento 1 se recomienda como criterio orientativo que, en bosques y otros hábitats de interés para la conservación de la conectividad, haya como mínimo 2 pasos para pequeños vertebrados por km de longitud de infraestructura que no discurra por túneles ni grandes viaductos, y 1 paso para grandes mamíferos por km. En el resto de los hábitats (incluyendo áreas agrícolas que no

tengan un especial interés para la conservación de la conectividad) estas cifras pueden reducirse a 1 paso/km y a 0,33 pasos/km, respectivamente (véanse los apartados 3.4 y 3.5 del Documento 1). Estas recomendaciones pueden ser contrastadas con los resultados del presente indicador, aunque hay que tener en cuenta que las cifras anteriores incluyen los pasos multifuncionales.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☐ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Número de pasos de fauna específicos existentes o planificados en las infraestructuras analizadas, considerando separadamente los tres tipos de pasos que se incluyen en el indicador (ecoductos, pasos superiores específicos y pasos inferiores específicos para grandes mamíferos).

La información sobre el número de pasos específicos puede obtenerse a partir de los proyectos constructivos u otras fuentes; en última instancia, deberá acudir al trabajo de campo, aunque esta opción generalmente solo es viable en ámbitos geográficos reducidos.

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las principales infraestructuras de transporte de un territorio (provincia, comunidad autónoma, etc.): todo el territorio considerado.

2. Para evaluar una infraestructura determinada, la longitud pertinente del tramo de dicha infraestructura (p. ej. el sometido a una EIA).

Aplicable a

- ☒ Región extensa (p. ej. una comarca o ámbitos más extensos)
- ☒ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☒ Sí ☒ No

El indicador puede aportar dicha priorización si los pasos de fauna se han ejecutado específicamente para alguna especie focal.

Datos necesarios

Longitud de la infraestructura o infraestructuras consideradas, separando la que discurre sobre terreno natural de la que lo hace por túneles y viaductos.

Método de cálculo

1. Contar los pasos específicos existentes en el ámbito considerado.
2. El indicador es el número de pasos específicos por kilómetro de longitud de infraestructura que no discorra por túneles ni viaductos.

Limitaciones

El indicador no tiene en cuenta la efectividad de los pasos de fauna específicos considerados, que puede variar mucho según sea el diseño, el acabado, la ubicación y el mantenimiento de los pasos (véanse al respecto los Documentos 1 y 2 de la serie).

El indicador que se propone no tiene en cuenta los efectos permeabilizadores de otras estructuras transversales que sin ser pasos específicos para la fauna, sí pueden contribuir a que los animales crucen con éxito las infraestructuras de transporte, especialmente si se han adaptado para esta función. Tampoco tiene en cuenta los efectos permeabilizadores de las estructuras longitudinales (túneles, falsos túneles y viaductos), que se consideran en el indicador anterior.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee un índice fácilmente calculable del grado de permeabilidad transversal que los pasos específicos para la fauna confieren a una infraestructura o conjunto de infraestructuras.

El indicador es especialmente adecuado para comparar una infraestructura consigo misma: es decir, para reflejar la situación antes y después de actuaciones de desfragmentación consistentes en la construcción de ecoductos y otros pasos específicos para la fauna.

El indicador es también útil para comparar infraestructuras distintas, comparación que será más relevante cuanto más parecidos sean los hábitats y el relieve de los territorios atravesados por las mismas.

Referencias

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.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2008. *Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 2. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.



Figura 4.3. La construcción de pasos específicos para la fauna aumenta la permeabilidad de la vía, especialmente cuando cuentan con una restauración adecuada. Foto: DG de Carreteras, Consejería de Infraestructuras y Transportes, Comunidad de Madrid.

Descripción

Este indicador tiene dos modalidades: (1) porcentaje de la superficie de áreas focales (p. ej. un determinado hábitat de interés o de un espacio natural protegido) ocupado por infraestructuras de transporte; y (2) longitud de área focales intersectada por infraestructuras. En esta segunda modalidad, el indicador es la densidad de infraestructuras de transporte (Indicador 3), pero calculado exclusivamente sobre las áreas focales.

Justificación

A menudo, interesa evaluar la fragmentación causada por infraestructuras de transporte en determinadas áreas o hábitats de especial interés o relevancia, denominados aquí genéricamente áreas focales. Ejemplos de áreas focales son los hábitats y áreas de dispersión o de invernada de una especie amenazada o protegida legalmente, las teselas ocupadas por tipos de hábitats amenazados o singulares y los espacios naturales protegidos, incluidos los de la Red Natura 2000.

A pesar de que para el conjunto del paisaje la destrucción física de hábitats derivada de la implantación de infraestructuras de transporte no es por sí misma muy importante, sí puede serlo cuando se consideran áreas o hábitats de reducidas dimensiones o localmente escasos. Por otra parte, el mero hecho de que un área focal sea atravesada por una o más infraestructuras puede conllevar múltiples efectos ecológicos. El presente indicador cuantifica tales presiones.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☒ Destrucción de los hábitats
- ☒ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☒ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión de las infraestructuras de transporte sobre las áreas focales de una región: todo el territorio considerado.
2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor.

3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa.

En los casos 2 y 3: la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA.

Aplicable a

☒ Región extensa

☒ Paisaje

☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☒ Sí ☐ No

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas.

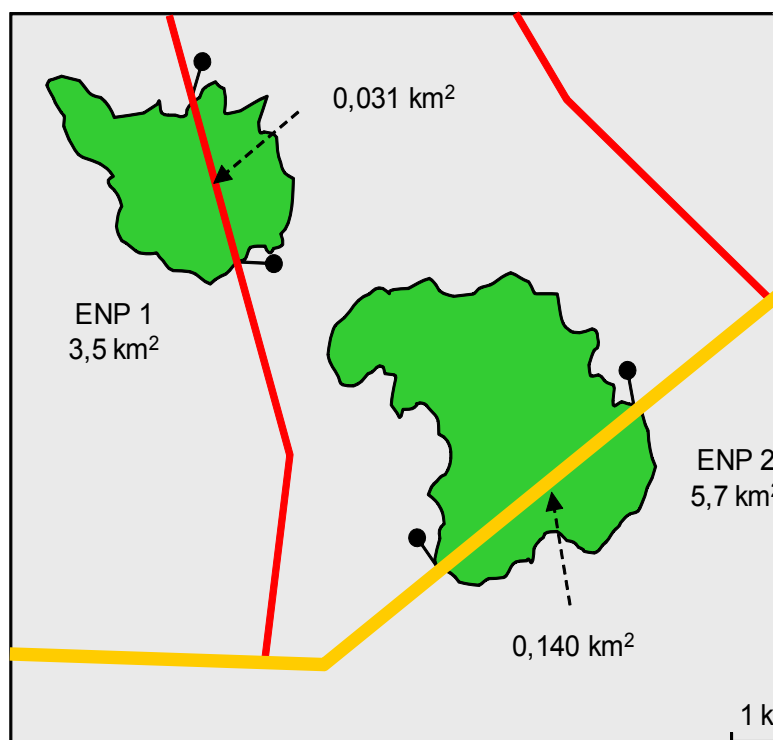
Cobertura digital con los límites de las áreas focales. Estas deben definirse previamente en función de las especies, hábitats o áreas de especial interés.

Método de cálculo

Subindicador 1 (superficie): Calcular la superficie de áreas focales ocupada por infraestructuras de transporte y expresarla como porcentaje de la superficie total de dichas áreas en el territorio considerado.

Subindicador 2 (longitud): Calcular la longitud de infraestructuras de transporte que intersectan áreas focales y expresarla en km de infraestructura por km² de área focal.





Ejemplo

El ejemplo de la figura adjunta ilustra el cálculo del Subindicador 1, basado en las superficies ocupadas por infraestructuras dentro de áreas focales.

Sean las áreas focales dos ENP existentes en el ámbito geográfico considerado.

Superficie de las áreas focales = $3,5 + 5,7 = 9,2 \text{ km}^2$

Superficie de las áreas focales ocupada por infraestructuras = $0,031 + 0,140 = 0,171 \text{ km}^2$

Valor del indicador = $(0,171 \text{ km}^2 / 9,2 \text{ km}^2) \times 100 = 1,9 \%$.

Limitaciones

El resultado depende de qué tipos de infraestructuras estén incluidos en la cobertura y de cómo se defina la "superficie ocupada" por una infraestructura (ver Indicador 4).

Si la delimitación de las áreas focales se realiza

a partir de un mapa de usos del suelo, de tipos de hábitat o de vegetación, el resultado depende de la resolución, calidad, leyenda temática y grado de actualización del mapa utilizado.

El indicador considera solamente la superficie ocupada físicamente por las infraestructuras o la longitud de las mismas. No tiene en cuenta que los efectos ecológicos de las infraestructuras se extienden a distancias considerables de las mismas.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee evaluar los impactos directos (destrucción física) y tener un índice de las presiones ecológicas ejercidos por las infraestructuras que discurren por el interior de las áreas focales.

Para considerar las presiones de las infraestructuras que discurren por áreas próximas pero situadas en el exterior de las áreas focales, puede utilizarse el Indicador 8.



Figura 4.4. Carretera cruzando un espacio de la red Natura 2000. Foto: Parc Natural Aiguamolls de l'Empordà, Cos d'Agents Rurals, Generalitat de Catalunya.

Descripción

Longitud (km) de infraestructuras de transporte cuyo trazado discurre a menos de una distancia determinada de los límites exteriores o interiores de los espacios protegidos, o de otras áreas focales que sean de especial interés.

Justificación

Los espacios protegidos son legalmente designados como tales por sus valores ecológicos o culturales. La construcción y explotación de las infraestructuras de transporte pueden tener múltiples efectos perjudiciales sobre los hábitats, las especies y los procesos ecológicos de estos espacios.

En particular, las infraestructuras situadas fuera de los espacios protegidos pueden afectar a las poblaciones y comunidades biológicas dentro de los mismos a través de la pérdida de conectividad biológica, de la mayor frecuencia de incendios (muchos incendios forestales empiezan junto a carreteras) y de los efectos de borde (contaminación, ruido, iluminación nocturna, frecuentación). Por todo ello, es necesario un indicador de la presión que ejercen las infraestructuras de transporte que discurren próximas a los espacios naturales aunque no los atraviesen.

Argumentos similares justifican que, donde sea relevante, el indicador se aplique también a otras áreas focales de especial interés, aunque no sean espacios protegidos.

La Agencia Europea del Medio Ambiente utiliza un indicador relacionado, denominado TERM 07.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

Los espacios protegidos u otras áreas focales consideradas y su entorno.

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☒ Sí ☐ No

El indicador realiza o no dicha priorización según como se hayan definido las áreas focales.

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Cobertura digital con la delimitación de los espacios protegidos en otras áreas focales.

Cobertura digital con las infraestructuras de transporte actuales o planificadas.

Método de cálculo

Mediante la superposición de los límites de los espacios protegidos y de las infraestructuras se calculará, para cada espacio natural, la longitud (en km) de los tramos de las diversas infraestructuras de transporte (actuales o planificadas) ubicadas a menos de una distancia especificada del límite del espacio natural. Los valores de dicha distancia dependen del contexto, pero, como mínimo, conviene incluir en el análisis las infraestructuras situadas a 2 km o menos de las áreas focales y, en lugares especialmente vulnerables, hasta los 3 km (p. ej., cuando en la parte afectada del espacio protegido o en sus alrededores haya especies o hábitats especialmente sensibles a

los efectos ecológicos de las infraestructuras de transporte).

En espacios protegidos que engloban en su interior áreas no protegidas deben considerarse tanto el límite exterior como los límites interiores del espacio protegido.

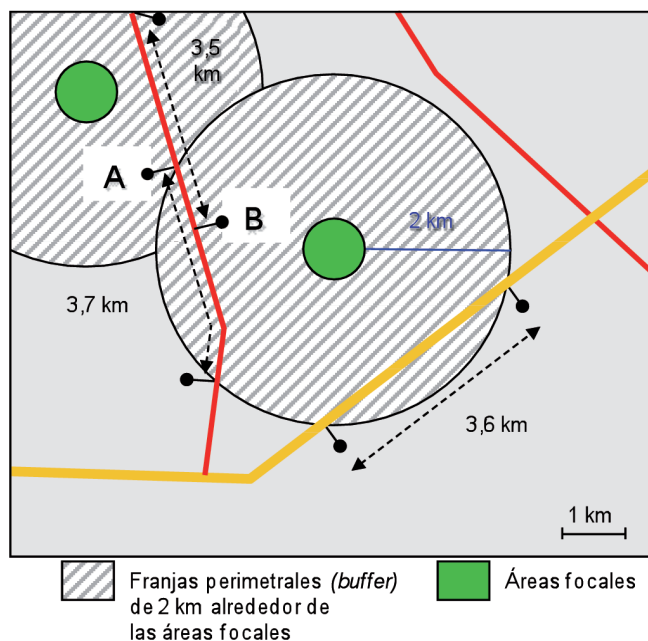
Si se considera más de un espacio protegido, el indicador será la suma de los resultados obtenidos para cada espacio por separado. Esto implica que si un segmento determinado de infraestructura pasa a una distancia menor de la especificada de dos espacios naturales, la longitud de dicho segmento se cuenta dos veces, reflejando que afecta potencialmente a dos espacios naturales en lugar de uno.

Cuando un espacio protegido tenga legalmente definida un área de influencia o de amortiguación, puede optarse por calcular el indicador utilizando el límite exterior de dicha área en vez del límite del espacio protegido, haciéndolo constar.

1. Seleccionar la distancia a considerar. En este ejemplo, se tomarán 2 km.
2. Obtener todos los segmentos de infraestructura que discurren íntegramente a 2 km o menos de un límite exterior o interior de un área focal.
3. Sumar las longitudes de dichos segmentos, sumando cada segmento tantas veces como áreas focales tenga a ≤ 2 km.
4. Expresar el indicador en km.

que puede variar significativamente según se trate de carreteras convencionales o de vías de alta capacidad. Si se desea considerarla, se puede ponderar la longitud afectada de cada infraestructura por un índice del tamaño de la misma, como su anchura o la intensidad media diaria de tráfico que soporta. El indicador no tiene en cuenta que los efectos de una infraestructura que discorra, por ejemplo, a 50 m del límite de un espacio protegido serán, a igualdad de otras condiciones, mayores que los de una que pase a mayor distancia.

Ejemplo



En el ejemplo de la figura adjunta, sean las áreas focales dos ENP.

Longitud de infraestructuras a ≤ 2 km de un área focal = $3,5 + 3,7 + 3,6 = 10,8$ km

El segmento A-B está contado dos veces.

Valor del indicador = 10,8 km

Limitaciones

El indicador no tiene en cuenta la distinta capacidad de las infraestructuras implicadas,

El indicador no tiene en cuenta que infraestructuras situadas a una distancia mayor que la considerada en el indicador pueden tener efectos negativos sobre el espacio protegido (p. ej., disminuyendo su conectividad con hábitats situados más allá de la infraestructura o con otros espacios naturales).

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee evaluar las presiones ecológicas que ejercen sobre uno o más espacios protegidos las infraestructuras que pasan por el exterior, pero en las proximidades de los mismos. Es muy adecuado para comparar alternativas de trazados o de corredores de infraestructuras.

Este indicador no considera las infraestructuras que atraviesan los espacios protegidos. Para evaluar tales situaciones pueden utilizarse los indicadores 7 (extensión de infraestructuras que atraviesan áreas focales) y 15 (Extensión de los hábitats cercana a infraestructuras).

El indicador está pensado para evaluar posibles efectos de las infraestructuras que pueden propagarse a distancias considerables, como la pérdida de conectividad o el aumento de la frecuencia de incendios. Si se desea considerar solo los efectos de alcance más reducido pueden utilizarse los indicadores 12 (Impacto acústico), 13 (Impacto lumínico) y 15 (Extensión de los hábitats cercana a infraestructuras).

Referencias

AEMA. 2003b. *TERM 2002 07 EU+AC Proximity of transport infrastructure to designated areas. Indicator fact sheet*. Disponible en: <http://ims.eionet.europa.eu/>.



Descripción

El indicador tiene dos modalidades, según se midan cambios observados en los usos reales del suelo (Subindicador 1) o cambios en la planificación urbanística (Subindicador 2). El Subindicador 1 es la proporción de la superficie de una franja de terreno de anchura especificada, a cada lado de una infraestructura, que con posterioridad a la construcción de la infraestructura pasa a albergar usos artificiales del suelo (residenciales, comerciales, industriales, equipamientos, instalaciones deportivas, etc.). El Subindicador 2 es análogo, pero se basa en los cambios en la clasificación urbanística del suelo no urbanizable a suelo urbanizable.

Justificación

A menudo, el mayor efecto de las infraestructuras de transporte sobre los hábitats naturales o agrícolas y sobre la fragmentación de los mismos se produce de forma diferida como resultado del desarrollo urbanístico y de otros cambios de usos en el medio rural inducidos por la presencia de la infraestructura. En un plazo de 10-20 años tras la entrada en funcionamiento de una infraestructura construida inicialmente en un área rural, las zonas colindantes pueden haberse convertido en un corredor de desarrollo que alberga múltiples actividades residenciales, industriales, comerciales y de ocio. Este fenómeno es especialmente frecuente en ámbitos periurbanos o en las proximidades de los enlaces viarios. La destrucción y fragmentación de hábitats producidas por tales desarrollos pueden ser muy superiores a las generadas por la infraestructura por sí misma.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☒ Destrucción de los hábitats
- ☒ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

Generalmente, el indicador es de aplicación a un segmento o conjunto de segmentos de una o más infraestructuras de transporte. El ámbito geográfico será el de la traza de las infraestructuras consideradas más una franja de 2-3 km de ancho a ambos lados de las mismas cuando discurran por un entorno rural, o de 0,5-1 km, en entornos periurbanos.

Aplicable a

- ☐ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Cobertura digital con las infraestructuras de transporte consideradas.

Y según la modalidad del indicador:

Subindicador 1, basado en los cambios observados en los usos del suelo: Coberturas digitales con la distribución de usos del suelo reclasificados en artificiales, agrícolas y naturales o seminaturales.

Subindicador 2, basado en los cambios en la clasificación urbanística del suelo: Coberturas digitales con el planeamiento urbanístico.

En ambos subindicadores se requieren los usos del suelo o el planeamiento urbanístico en dos momentos en el tiempo, para poder calcular los cambios durante el período transcurrido entre ambos.

Método de cálculo

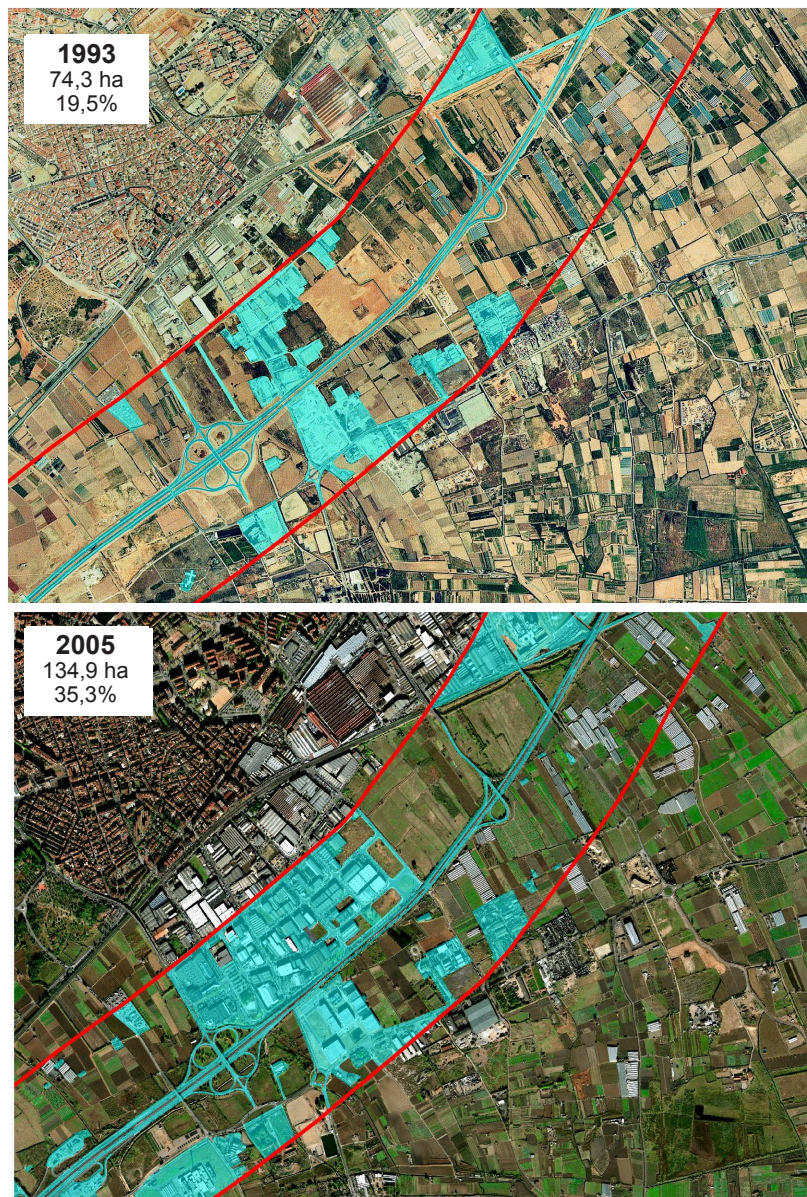
Subindicador 1: Como usos del suelo artificiales se considerarán: zonas residenciales, industriales, comerciales, infraestructuras de transporte, equipamientos, centros de ocio,

instalaciones deportivas y cualquier otro que no sean cultivos, vegetación natural o seminatural, o roquedos y arenales naturales.

Calcular el porcentaje de la superficie del ámbito geográfico que ocupaban los usos artificiales en el momento inicial y final del período considerado.

Subindicador 2: Calcular el porcentaje de la superficie del ámbito geográfico que ocupaban los suelos calificados como no urbanizables en el momento inicial y final del período considerado.

En ambos subindicadores, el indicador es el cambio relativo en la proporción de usos del suelo artificiales, expresado en porcentaje: $100 \times (\text{porcentaje actual} - \text{porcentaje pasado}) / \text{porcentaje pasado}$.



Ejemplo

Se ilustra el procedimiento para calcular el Subindicador 1, basado en los cambios realmente observados en los usos del suelo. Los pasos a seguir son:

1. Selección de ortoimágenes o mapas de usos del suelo de las fechas deseadas.
2. Creación de una franja perimetral a la infraestructura (*buffer*) de la anchura deseada a ambos lados de ésta.

3. Digitalización sobre los ortofotomapas o selección sobre los mapas de usos del suelo de los usos del suelo artificiales (zonas residenciales, industriales, comerciales, infraestructuras de transporte, equipamientos, etc.) situados sobre la franja perimetral analizada.

4. Cálculo del porcentaje del área ocupada para cada fecha y del indicador resultante.

El ejemplo de la figura adjunta ilustra el cambio de usos del suelo alrededor de una autopista entre los años 1993 y 2005. Tratándose de una zona cercana a un casco urbano, se ha escogido una anchura para la franja perimetral de 500 m a cada lado de la autopista.

Los usos del suelo artificiales ocupaban el 19,5% de la superficie de la franja perimetral analizada en el año 1993, y el 35,3% el 2005.

Valor del indicador = $100 \times (35,3 - 19,5) / 19,5 = 81\%$

Limitaciones

El Subindicador 1, basado en los cambios realmente observados en los usos del suelo, tiene la ventaja de medir directamente la artificialización que se ha producido en los terrenos próximos a la infraestructura, pero tiene el inconveniente de que esta transformación puede producirse gradualmente a lo largo de muchos años o décadas. Por su parte, el Subindicador 2, al basarse en los cambios en el planeamiento, no constata el nivel real de transformación producido en un momento dado, pero prevé anticipadamente dichas transformaciones puesto que es previsible que tarde o temprano todo el suelo recalificado a urbanizable acabe albergando usos artificiales del suelo.

En el Subindicador 1, la disponibilidad de mapas de usos del suelo al inicio y al final del período considerado puede ser limitante. Si se dispone de tales mapas, hay que maximizar su comparabilidad en términos de resolución y de leyenda temática.

En ambos subindicadores, el valor resultante debe compararse con un valor de referencia adecuado, que dependerá del contexto. Dos posibles valores de referencia son: (a) el valor del indicador aplicado a todo el municipio; (b) el valor del indicador aplicado a una franja de 1-2 km externa (más alejada de la infraestructura) a la franja colindante con la infraestructura utilizada para calcular el indicador. En cualquier caso, al comparar el indicador con un valor de referencia deben tenerse en

cuenta las posibles diferencias de relieve u otros factores físicos o socioeconómicos entre las zonas respectivas.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee evaluar el efecto de destrucción y de fragmentación de los hábitats que las infraestructuras de transporte ocasionan a largo plazo a través del desarrollo inducido. Estos efectos son adicionales a los que causa la infraestructura por sí misma, para los cuales pueden aplicarse el resto de los indicadores de este documento.

El indicador está pensado para su aplicación retrospectiva, es decir para infraestructuras ya existentes y que lleven funcionando unos 10-30 años. En plazos más cortos el desarrollo inducido aún está por completarse; en plazos más largos puede ser difícil atribuir el desarrollo observado a la presencia de la infraestructura o a otros factores.

En principio, puede utilizarse también este indicador para el seguimiento de los cambios de uso en infraestructuras recién construidas. Con las reservas que conlleva cualquier predicción, el indicador podría utilizarse también prospectivamente (es decir, para predecir cambios futuros en las pautas de usos del suelo) si se dispone de un modelo socioeconómico de predicción del desarrollo inducido aplicable al caso.

Donde sea relevante, este indicador puede también adaptarse para analizar otros cambios del uso del suelo que no conllevan necesariamente un aumento de la artificialización: p. ej. para evaluar la transformación de cultivos en yermos inducida por la proximidad a infraestructuras de transporte.

Referencias

- Forman, R.T.T. 2008. *Urban Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Gago, C., Serrano, M. & Antón, F.J. 2004. Repercusiones de las carreteras orbitales de la Comunidad de Madrid en los cambios de usos del suelo. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 24: 145-167.

Descripción

Es la superficie que tendrían los polígonos delimitados por la red de infraestructuras si todos tuviesen el mismo tamaño y la probabilidad de que dos puntos escogidos al azar quedasen dentro de un mismo polígono fuese la misma que en el territorio real.

El tamaño efectivo de malla (*effective mesh size*) parte de considerar cuál es la probabilidad de que dos puntos de un territorio escogidos al azar no queden separados entre sí por ninguna infraestructura de transporte. Aplicada a la fauna, esta probabilidad es la de que dos individuos situados al azar pudiesen encontrarse sin necesidad de atravesar ninguna infraestructura. Se pasa de dicha probabilidad a área multiplicando por la superficie total del territorio considerado. El resultado es el tamaño efectivo de malla, expresado en ha o en km². El indicador varía inversamente con la fragmentación: mayor tamaño efectivo de malla corresponde a menor fragmentación, y viceversa.

Puede aplicarse al territorio en su conjunto (sin distinguir tipos de hábitat) o por separado a cada tipo de hábitat que sea de interés.

Justificación

Este indicador considera la distribución de tamaños de las áreas resultantes de la fragmentación del territorio por la red de infraestructuras de transporte. Cuanta mayor sea la heterogeneidad de tamaños de las áreas (p. ej. una única área inmensa y múltiples áreas minúsculas) menor será la fragmentación del hábitat causada por la red de infraestructuras, puesto que en la mayor parte de los casos dos organismos situados al azar quedarán en el área grande y podrían encontrarse sin atravesar ninguna infraestructura. El caso contrario extremo, de máxima fragmentación, se obtiene cuando todas las áreas tienen la misma superficie puesto que ello implica que las infraestructuras están homogéneamente distribuidas por todo el territorio y que la mayor parte de los puntos del mismo están separados por una o más infraestructuras.

La probabilidad descrita en el apartado anterior es el índice de dominancia de Simpson aplicado a los tamaños de las áreas. El tamaño efectivo de malla mide dicha dominancia (desigualdad) de los tamaños, re-escalada para expresarla en unidades de superficie.

El tamaño efectivo de malla es fácil de calcular y tiene una serie de propiedades matemáticas que lo hacen útil como índice de conectividad, es decir como índice inverso de fragmentación (mayor tamaño efectivo de malla corresponde a *menor* fragmentación).

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☒ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.
2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor, ampliada en 3-5 km a ambos lados de sus márgenes exteriores.
3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 3-5 km a ambos lados de la traza.

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA; y (b) las anchuras aquí citadas pueden variar en función del entorno geográfico concreto (p. ej. entornos insulares), del tipo de hábitats afectados, o de las dimensiones de la vía; el criterio de expertos será importante para concretar la anchura del ámbito considerado en cada caso.

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☐ Paisaje
- ☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

- Para calcular el indicador sin distinguir tipos de hábitat:
 - Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas.
 - Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.
- Para calcular el indicador para uno o más tipos de hábitats:
 - Los datos anteriores más una cobertura digital que permita diferenciar los hábitats de interés (mapa de cubiertas o usos del suelo, mapa de vegetación o mapa de tipos de hábitat).

En ambos casos, hay que decidir qué tipos de infraestructura de transporte se incluirán en el indicador. Cuanto mayor sea la gama de infraestructuras consideradas (p. ej. incluyendo caminos rurales), menor será el tamaño efectivo de malla. Donde proceda, pueden incluirse los grandes canales como infraestructuras lineales que causan fragmentación.

Método de cálculo

El tamaño efectivo de malla (m_{eff}) se expresa en ha o km² y se calcula a partir de la fórmula:

$$m_{\text{eff}} = A_i \times \frac{\sum (A_i/A_t)^2}{\sum (A_i)} = (1/A_t) \times$$

donde A_i es el área del polígono (o tesela de hábitat) i , y A_t es el área total del ámbito considerado. La fórmula se aplica sólo a los hábitats naturales o seminaturales (incluyendo los agrícolas), es decir se excluyen las áreas urbanas y las teselas constituidas por las propias infraestructuras. Por ello $\sum A_i$ es menor que el área total del ámbito geográfico considerado.

El método anterior calcula el tamaño efectivo de malla del conjunto del territorio, sin considerar tipos de hábitat. Si interesa calcular el indicador para un tipo de hábitat específico o la agregación de una serie de hábitats, se aplica la misma fórmula, pero considerando solo las teselas de dicho hábitat o agregación de hábitats.

Si las teselas que quedan cortadas por las fronteras del ámbito se utilizan tal como quedan tras dicho corte (procedimiento que se conoce como "cortar en la frontera") su tamaño real queda subestimado y se disminuye artificialmente el tamaño efectivo de malla. Este inconveniente es más importante cuanto menor sea la extensión del ámbito de estudio. Para evitar este problema, Moser et al. (2007) aplican el método de "conexiones transfronterizas" (*cross-boundary connections*) que elimina el sesgo debido a las fronteras. Este procedimiento considera todas las teselas que se encuentran total o

parcialmente dentro del ámbito de estudio, y se basa en la probabilidad de que cuando se escoge un punto al azar dentro del ámbito considerado, un segundo punto al azar esté situado dentro de la misma tesela total (aunque el segundo punto quede fuera del ámbito) y sea por lo tanto alcanzable desde el primero sin franquear ninguna infraestructura. La fórmula resultante es:

$$m_{\text{eff}}^{\text{CBC}} = A_{\text{total}}^{\text{cmpl}} \cdot \sum_{i=1}^n \left(\frac{A_i}{A_{\text{total}}} \cdot \frac{A_i^{\text{cmpl}}}{A_{\text{total}}^{\text{cmpl}}} \right) \\ = \frac{1}{A_{\text{total}}} \sum_{i=1}^n A_i \cdot A_i^{\text{cmpl}}$$

Donde A_i y A_{total} tienen el mismo significado que en la fórmula anterior; A_i^{cmpl} es el área de la tesela del que forma parte A_i , incluyendo la parte que pudiera quedar más allá de la frontera del ámbito considerado; y $A_{\text{total}}^{\text{cmpl}}$ es el área total cubierta por las teselas completas.

Ejemplo



1. Obtener la superficie de cada uno de los polígonos en los que las infraestructuras subdividen el territorio, excluyendo las áreas de usos artificiales (áreas urbanas y asimilables) y excluyendo también la superficie de las propias infraestructuras.
2. Aplicar la fórmula del indicador
3. Expresar el indicador en ha o km².

En el ejemplo de la figura:

Área del ámbito = $A_t = 94 \text{ km}^2$

Las infraestructuras dividen el ámbito en 6 polígonos, numerados en la figura de 1 a 6.

Se indica en la figura la superficie de cada polígono (A_i), excluyendo áreas urbanas e infraestructuras.

Valor del indicador (aplicando el criterio de "cortar en la frontera")

$$m_{\text{eff}} = (1/A_t) \times S(A_i)^2 = (1/94) \times (20,6^2 + 13,6^2 + 9,5^2 + 16,8^2 + 0,5^2 + 28,2^2) = 18,9 \text{ km}^2$$

Limitaciones

Como cualquier indicador que parta de una cobertura digital de infraestructuras, el resultado depende de qué tipos de infraestructuras se hayan incluido en la cobertura de la leyenda, y de la calidad y el grado de actualización del mapa fuente utilizado.

El indicador expresa meramente el resultado de la topología de la red de infraestructuras, sin tener en cuenta la presencia de túneles, falsos túneles y viaductos, a menos de que queden recogidos en el mapa de infraestructuras utilizado. El indicador tampoco recoge los efectos favorables sobre la conectividad biológica que puedan tener las estructuras transversales (pasos superiores e inferiores, drenajes), especialmente si están adaptadas para el paso de fauna.

El indicador no tiene en cuenta la magnitud de las infraestructuras: como se considera sólo la superficie de las teselas resultantes, una carretera menor ejerce el mismo efecto "fragmentador" que una autopista. Tampoco tiene en cuenta la intensidad ni el tipo de tráfico que circula por la red de infraestructuras.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee obtener un indicador de la fragmentación del territorio ocasionada por la red de infraestructuras de transporte que tenga en cuenta la topología de la red. A diferencia de los indicadores 3 y 4, que consideran tan sólo la cantidad de infraestructuras de transporte, el presente indicador pone el énfasis en cómo se distribuyen las infraestructuras dentro del territorio considerado y permite, por lo tanto, considerar los efectos de distintas topologías de la red de infraestructuras.

Es más adecuado para territorios relativamente extensos.

Resulta muy adecuado en planificación de infraestructuras, para minimizar la pérdida de grandes extensiones continuas de hábitat, que son las que más contribuyen, probablemente, a la integridad y viabilidad de los sistemas ecológicos. Dichas teselas muy grandes aumentan considerablemente el tamaño efectivo de malla.

Aunque a menudo se considera este indicador como un indicador de conectividad, el tamaño efectivo de malla es más que eso, pues recoge también otros efectos previsibles de la de los hábitats, como son los efectos de borde: la superficie total de hábitat relativamente alejado de cualquier infraestructura (hábitat de “interior”) aumenta con el tamaño efectivo de malla (véase el Indicador 15: Superficie de hábitats cercana a infraestructuras).

Referencias

Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: *Landscape Ecology*, 15: 115–130.

Jaeger, J.A.G., Schwarz-von Raumer, H.-G., Es-swein, H., Müller, M. & Schmidt-Lüttmann, M. 2007. Time series of landscape fragmentation caused by transportation infrastructure and urban development: a case study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecology and Society*, 12: 22.

Moser, B., Jaeger, J.A.G., Tappeiner, U., Tasser, E. & Eiselt, B. 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*, 22: 447-459.



Descripción

Es la media ponderada de la superficie de los polígonos de territorio o las teselas de hábitat no atravesados por ninguna infraestructura de transporte.

Justificación

Muy relacionado con el indicador anterior. Es más sencillo de calcular. El factor de ponderación de cada tesela es la superficie de la propia tesela, con lo cual se da más peso a las teselas grandes ya que éstas suelen tener mayor valor ecológico que las teselas pequeñas.

La Agencia Europea del Medio Ambiente utiliza un indicador parecido, bajo la denominación TERM 06. El programa FRAGSTATS incluye este indicador con el nombre de tamaño medio de tesela ponderado por la superficie (*area-weighted mean patch size*).

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☒ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.

2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor, ampliada en 3-5 km a ambos lados de sus márgenes exteriores.

3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 3-5 km a ambos lados de la traza.

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA; y (b) las anchuras aquí citadas pueden variar en función del entorno geográfico concreto (p. ej. entornos insulares), del tipo de hábitats afectados, o de las dimensiones de la vía; el criterio de expertos será importante para concretar la anchura del ámbito considerado en cada caso.

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Los mismos que en el indicador anterior (tamaño efectivo de malla).

Método de cálculo

1. Obtener la superficie de cada uno de los polígonos en los que las infraestructuras subdividen el territorio, excluyendo las áreas de usos artificiales (áreas urbanas y asimilables) y excluyendo también la superficie de las propias infraestructuras.

2. Calcular la superficie media de dichos polígonos, ponderada por la superficie de cada polígono:

$$A_{\text{ponderada}} = \frac{\sum (A_i \times A_i)}{\sum (A_i)} = \frac{\sum (A_i)^2}{\sum (A_i)}$$

donde A_i es el área del polígono i .

3. Obsérvese que $\sum A_i$ es menor que el área total del ámbito geográfico considerado porque el sumatorio indicado no incluye las áreas urbanas ni las infraestructuras.
4. El indicador puede calcularse para todos los polígonos del territorio, sin distinguir tipos de hábitat, o para las teselas de un tipo de hábitat o agregación de tipos de hábitat que sea de interés.

Ejemplo



En el ejemplo de la figura adjunta, las infraestructuras dividen el ámbito en 6 polígonos, numerados en la figura de 1 a 6.

Se indica en la figura la superficie (A_i) de cada polígono, excluyendo áreas urbanas e infraestructuras.

Valor del indicador = $\sum (A_i)^2 / \sum A_i = (20,6^2 + 13,6^2 + 9,5^2 + 16,8^2 + 0,5^2 + 28,2^2) /$

$/ (20,6 + 13,6 + 9,5 + 16,8 + 0,5 + 28,2) = 1777,3 / 89,2 = 19,9 \text{ km}^2$

www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html

Stauffer, D. & Aharony, A. 1992. *Introduction to percolation theory*. Taylor & Francis, London.

Townsend, P.A., Lookingbill, T.R., Kingdon, C.C. & Gardner, R.H. 2009. Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Remote Sensing of Environment*, 113 (Special issue, SI): 1410-1420.

Limitaciones

Las mismas que el indicador anterior (tamaño efectivo de malla).

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Ver el indicador anterior (tamaño efectivo de malla).

Para un mismo conjunto de teselas de usos del suelo no artificiales, la media ponderada de la superficie de las teselas es algo mayor que el tamaño efectivo de tesela. Cuando no existen teselas artificiales y la superficie de las infraestructuras es despreciable, ambos indicadores son iguales.

Referencias

AEMA. 2003c. TERM 2002 06 EU+AC *Fragmentation of ecosystems and habitats by transport infrastructure. Indicator fact sheet*. Disponible en: <http://ims.eionet.europa.eu/>.

McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: *Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en:



Descripción

Superficie afectada por el ruido procedente de infraestructuras de transporte, con intensidades acústicas iguales o superiores a las que se conoce, o pueda suponerse razonablemente, que tienen efectos ecológicos negativos.

Justificación

El ruido generado por el tráfico disminuye la calidad del hábitat para animales que son sensibles a elevadas intensidades sonoras o que dependen mucho de la comunicación auditiva como es el caso de aves y anfibios anuros. Afecta también a especies antropóforas que interpretan el nivel de ruido como una señal para rehuir zonas con actividad humana. A elevadas intensidades de ruido, disminuye la cantidad de hábitat disponible, y el hábitat restante puede quedar fragmentado por las zonas acústicamente contaminadas. Por ello, el ruido es también un factor de fragmentación de los hábitats, que requiere indicadores adecuados.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.
2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor, ampliada en 1-2 km a ambos lados de sus márgenes exteriores.
3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 1-2 km a ambos lados de la traza.

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA; y (b) las anchuras aquí citadas pueden variar en función del entorno geográfico concreto (p. ej. entornos insulares), del tipo de hábitats afectados, o de las dimensiones de la vía; el criterio de expertos será importante para concretar la anchura del ámbito considerado en cada caso.

Aplicable a

☐ Región extensa (p. ej. una comarca o ámbitos más extensos)

☒ Paisaje

☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales y/o planificadas.

Cobertura digitales con los límites del ámbito geográfico considerado.

Y por lo menos uno de los tres tipos de información siguientes:

- Datos de campo de la intensidad sonora a distancias crecientes de las infraestructuras consideradas
- Función o funciones de disminución de la intensidad sonora a distancia creciente de una infraestructura, aplicable(s) a los tipos de infraestructura, tipos de hábitat y situaciones de relieve considerados.
- Modelo de propagación del ruido que permita calcular la intensidad sonora en función de la intensidad y el tipo de tráfico (porcentajes de tráfico pesado y de motocicletas), la estructura general del hábitat (bosques, cultivos, etc.) y el relieve.

Método de cálculo

1. Seleccionar un umbral medio de ruido

(expresado en Leq dBA, decibelios acústicos equivalentes) por encima del cual los hábitats puedan quedar fragmentados para especies sensibles.

2. A partir de mediciones de campo o de modelos de propagación del ruido, calcular la superficie total del territorio considerado que experimenta niveles sonoros medios, derivados de las infraestructuras de transporte, iguales o superiores al umbral escogido.
3. El indicador es dicha superficie, expresada según convenga en términos absolutos (ha o km²) o relativos (% de la superficie total de los hábitats considerados dentro del ámbito).

El umbral de ruido puede diferir según la sensibilidad de las especies presentes. Puede utilizarse, como valor indicativo, 40 dBA. Por ejemplo, en aves de los Países Bajos se han obtenido umbrales de afectación de 36 dBA (aves de bosques) y 43 dBA (aves de pastos; Reijnen *et al.* 1995, 1997).

Limitaciones

La disponibilidad de los datos o la aplicabilidad de los modelos pueden ser limitantes.

Si se obtienen las intensidades sonoras por mediciones de campo, otras fuentes de ruido puede interferir con la medición, ya que se desea un indicador del ruido producido por las infraestructuras de transporte, no un mapa o índice de contaminación acústica total. En muchos contextos, p. ej. una infraestructura en un entorno rural, esto no es un problema grave. Cuando hay otras fuentes apreciables de ruido en la zona puede utilizarse un sonómetro con micrófono direccional para reducir el problema.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee obtener un índice de los efectos fragmentadores, incluyendo los efectos de reducción de calidad del hábitat, derivados del ruido producido por la explotación de una infraestructura de transporte.

Referencias

Reijnen, R., Foppen, R., Braak, C. & Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, 32: 187-202.

Reijnen, R., Foppen, R. & Veenbaas, G. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*, 6: 567-581.

Reijnen, R., Foppen, R.P.B., Veenbaas, G. & Bussink, H. 2002. Disturbance by traffic as a threat to breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. In: Sherwood, B., Cutler, D. & Burton, J.A. (Eds.). *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press, Londres, pp. 249-267.

Rosell C., Álvarez, G., Cahill, S., Campeny, R., Rodríguez, A., & Séiler, A. 2003a. COST 341. *La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España*. Organismo Autónomo. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Slabbekoorn, H. & Ripmeester, E.A.P. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, 17: 72-83.



Descripción

Superficie afectada por la iluminación procedente de infraestructuras de transporte, con intensidades lumínicas iguales o superiores a las que se conoce, o pueda suponerse razonablemente, que tienen efectos ecológicos negativos.

Justificación

Las infraestructuras de transporte son una fuente de contaminación lumínica, producida tanto por las fuentes fijas de luz como por las luces de los vehículos. La iluminación nocturna afecta algunas especies de animales y, para las más sensibles, los alrededores de las infraestructuras pueden dejar de ser hábitat adecuado y el hábitat restante puede quedar fragmentado por las zonas lumínicamente contaminadas. Además, los tramos de vías iluminadas pueden atraer determinadas especies, por ejemplo de quirópteros, hacia sectores con alto riesgo de mortalidad por atropello. Por todo ello, la luz es también un factor de fragmentación de los hábitats, especialmente en los tramos de infraestructuras dotados de iluminación fija.

☒ Efectos de filtro o barrera

☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de un territorio una región: todo el territorio considerado.

2. En la evaluación de alternativas en una EAE o un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, ampliada en 200-500 m a ambos lados de sus márgenes exteriores en los tramos y puntos de la infraestructura dotados de iluminación fija, o en 50-100 m en los tramos sin iluminación fija (en los cuales las únicas fuentes lumínicas en la infraestructura son las luces de los vehículos). La longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA.

DPSIR: Indicador de

☒ Presión

☒ Estado

☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

☐ Destrucción de los hábitats

☐ Disminución del tamaño de los hábitats

☒ Efectos de borde

☐ Procesos del margen de las infraestructuras

Aplicable a

- ☐ Región extensa (p. ej. una comarca o ámbitos más extensos)
- ☒ Paisaje
- ☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas.

Y por lo menos uno de los dos tipos de información siguientes:

- Datos de campo de la intensidad lumínica a distancias crecientes de las infraestructuras consideradas.
- Función o funciones de disminución de la intensidad lumínica a distancias crecientes de una infraestructura, aplicable(s) a las situaciones consideradas (tipo de infraestructura, tráfico, relieve, tipos de hábitat).

Método de cálculo

1. Seleccionar un umbral de iluminancia (flujo de intensidad de luz, expresado en lux) por encima del cual los hábitats puedan quedar fragmentados para especies sensibles.
2. A partir de mediciones de campo o de modelos de predicción, calcular la superficie del territorio o de los hábitats consi-

derados que experimenta una iluminancia media, derivada de las infraestructuras de transporte y sobre superficies verticales, igual o superior al umbral escogido.

3. El indicador es dicha superficie, expresada según convenga en términos absolutos (ha o km²) o relativos (% de la superficie total del territorio o de la superficie total de los hábitats considerados dentro del ámbito).

El umbral puede diferir según la sensibilidad de las especies presentes. Puede utilizarse, como valores indicativos, 1 lux en espacios protegidos y 2 lux en el resto de los espacios no urbanizables. Estos umbrales de iluminancia, sobre superficies verticales, son los que indica la normativa autonómica de Cataluña como iluminación intrusa máxima en horario nocturno en los entornos indicados.

Limitaciones

La disponibilidad de los datos o la aplicabilidad de las funciones mencionadas pueden ser limitantes.

Hay muy poca información cuantitativa sobre los efectos fragmentadores de la contaminación lumínica procedente de las infraestructuras de transporte. La mayor parte de la escasa información existente se refiere a los efectos ecológicos de la iluminación de los núcleos urbanos o en vías urbanas.

Si se obtienen las intensidades lumínicas por mediciones de campo, otras fuentes de luz pueden interferir con la medición, ya que se desea un indicador de la intrusión lumínica producida por las infraestructuras de transporte, no un mapa o índice de contaminación lumínica total.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee obtener un índice de los efectos ecológicos, incluyendo los efectos de fragmentación de los hábitats, derivados de la luz producida por la explotación de una infraestructura de transporte.

Referencias

Rich, C. & Longcore, T. (Eds.) 2006. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press.

Outen, A. 2002. The ecological effects of road lighting. In: Sherwood, B.R., Cutler, D.F. & Burton, J.A. (Eds.). *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press, Londres, pp. 133-156.



Descripción

El indicador tiene dos modalidades: (1) número de intersecciones entre los corredores ecológicos y las infraestructuras de transporte, en el ámbito geográfico considerado; y (2) longitud de las infraestructuras que discurren por corredores ecológicos. El primero está pensado para infraestructuras que atraviesen los corredores en un ángulo más o menos perpendicular; el segundo, cuando estos ángulos son muy oblicuos o cuando la traza de la infraestructura coincide, longitudinalmente, con el corredor,

Justificación

La Ley 42/2007, del Patrimonio natural y de la Biodiversidad, obliga a las Administraciones Públicas a prever mecanismos para lograr la conectividad ecológica del territorio. Los corredores o conectores ecológicos son una de las opciones para mantener o restaurar la conectividad biológica y, por ello, las infraestructuras de transporte deben tener en cuenta los corredores existentes o planificados. El presente indicador proporciona un índice muy básico de los posibles conflictos entre infraestructuras y corredores ecológicos.

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☒ Estado ☐ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☐ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.
2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor de transporte.
3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 100-300 m a ambos lados de la traza (cifras orientativas).

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA.

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☒ Paisaje
- ☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☒ Sí ☒ No

El indicador realiza dicha priorización si los corredores ecológicos considerados corresponden a los delimitados para una especie concreta o un hábitat determinado (p. ej. corredores fluviales); no la realiza cuando los corredores ecológicos son genéricos (multiespecíficos).

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Coberturas digitales con el trazado de las infraestructuras actuales o planificadas.

Cobertura digital con los corredores ecológicos considerados. Estos corredores pueden haberse definido en un estudio o planificación previos; en caso contrario, deberán delimitarse siguiendo, por ejemplo, alguno de los métodos descritos en la bibliografía (véase, por ejemplo, el Documento 3).

Método de cálculo

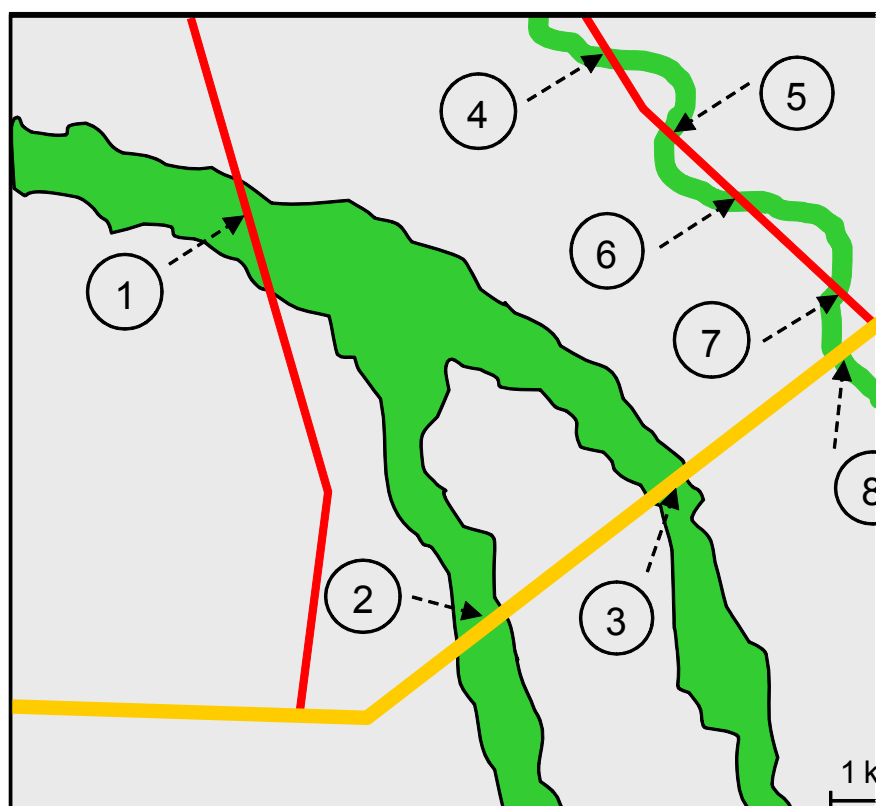
Sobreponer los mapas o las coberturas digitales de las infraestructuras de transporte y de los corredores ecológicos.

Subindicador 1: El indicador se obtiene directamente contando las intersecciones entre corredores ecológicos e infraestructuras. Un mismo

corredor ecológico puede ser intersectado más de una vez por la misma infraestructura si el corredor o la infraestructura son sinuosos, como sucede a menudo en los corredores fluviales. En tales casos, se contarán todas las intersecciones que se produzcan, aunque pertenezcan a un mismo corredor. Expresar el indicador en número de intersecciones.

Subindicador 2: Medir la longitud de los segmentos de infraestructuras que discurren por un corredor ecológico. Expresar el indicador en términos absolutos (km de corredor coincidente con infraestructura) o relativo (% de la longitud de corredores del ámbito geográfico considerado).

En ambos subindicadores, se excluirán del cálculo aquellas intersecciones que discurren en su totalidad por túnel o viaducto, porque no interrumpen los movimientos de organismos a lo largo del corredor.



Ejemplo

La figura adjunta ilustra el cálculo del Subindicador 1, basado en el número de intersecciones. El corredor ecológico de la izquierda resulta intersectado 3 veces, y el de la derecha, 5 veces.

Valor del indicador = $3 + 5 = 8$ intersecciones.

Este subindicador no tiene en cuenta las longitudes de las intersecciones. Si se desea considerarlas, utilícese el Subindicador 2.

Limitaciones

Los resultados dependen de qué infraestructuras se consideren y de cómo se hayan identificado los corredores ecológicos.

El indicador no considera que unos corredores puedan ser funcionalmente más importantes que otros. Si esto es un inconveniente grave, puede ponderarse cada intersección por la importancia del corredor, expresada como la magnitud de los flujos ecológicos que sean de interés. Dada la falta general de medidas de dichos flujos, puede estimarse dicha magnitud a partir de modelos como DISPERSA (ver apartado 3.1.3), de modelos de adecuación del hábitat (ver Documento 3) o de juicio experto.

Tampoco se tienen en cuenta, en principio, las posibles medidas correctoras. No obstante, puede calcularse el indicador con y sin tales medidas, en especial las referidas a túneles, falsos túneles o viaductos que preserven total o parcialmente la continuidad de los corredores afectados.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee un índice sencillo del grado de conflicto entre una infraestructura o red de infraestructuras y un corredor ecológico o red de corredores. Muy adecuado en la consideración de alternativas en la evaluación estratégica o en el trazado de proyectos de infraestructura.

Referencias

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 3. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.



Figura 4.5. En las intersecciones de las vías con los corredores fluviales, la construcción de viaductos permite garantizar la funcionalidad de estos conectores ecológicos. Foto: GIASA, Junta de Andalucía.

Descripción

Porcentaje de la superficie de un tipo de hábitat, o conjunto de tipos de hábitat, que se encuentra a menos de una distancia predeterminada de alguna infraestructura de transporte.

Justificación

Existe un gradiente de condiciones ambientales desde el margen de las teselas hasta el interior de las mismas, con una influencia progresivamente decreciente de los hábitats adyacentes. Los efectos asociados a este gradiente son muy diversos y afectan a los componentes abióticos y bióticos de los sistemas naturales. Determinadas especies, que requieren las condiciones que se encuentran solo lejos de los márgenes de las teselas, se ven negativamente afectadas cuando aumenta la proporción de hábitat de borde. Esta situación se da cuando las teselas son más pequeñas, más alargadas o más convolutas.

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la presión general de las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.

2. En la evaluación de uno o más corredores de transporte en una EAE: la amplitud del conjunto de cada corredor, ampliada en 3-5 km a ambos lados de sus márgenes exteriores.

3. En un EIA: la amplitud de la traza de cada alternativa, más 3-5 km a ambos lados de la traza.

En los casos 2 y 3: (a) la longitud del ámbito considerado será la que sea objeto de la EAE o EIA; y (b) las anchuras aquí citadas pueden variar en función del entorno geográfico concreto (p. ej. entornos insulares), del tipo de hábitats afectados, o de las dimensiones de la vía; el criterio de expertos será importante para concretar la anchura del ámbito considerado en cada caso.

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☒ Estado ☒ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☒ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☐ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Aplicable a

- ☐ Región extensa
- ☐ Paisaje
- ☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

- ☐ Sí
- ☒ No

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Cobertura digital con las infraestructuras actuales o planificadas.

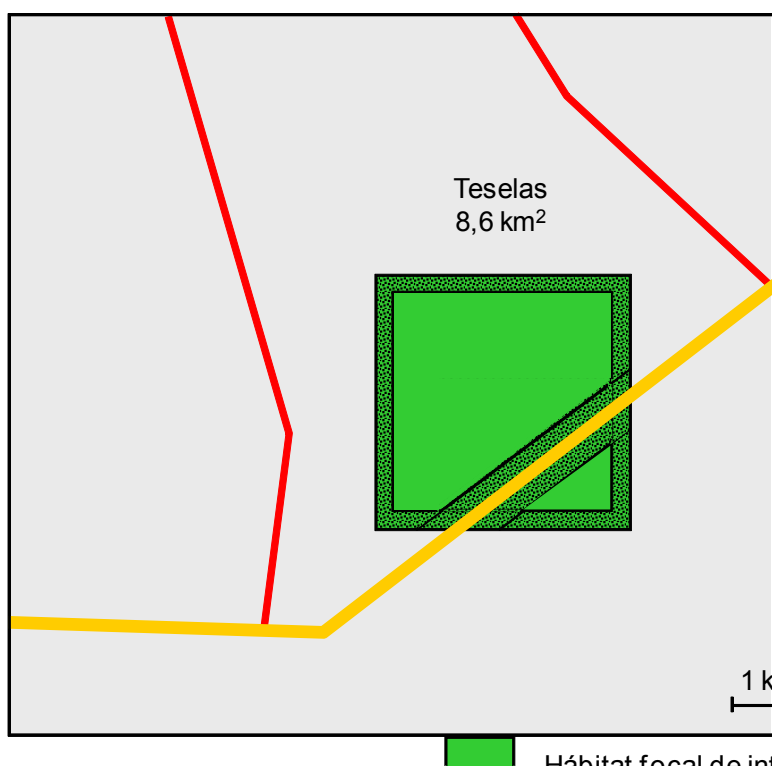
Cobertura digital con las teselas del hábitat o hábitats considerados (= hábitat focal).

Método de cálculo

A partir de las coberturas digitales, se obtienen para el ámbito considerado: (1) la superficie total del hábitat focal; y (2) la superficie del hábitat focal que es hábitat de borde, es decir que está situado a menos de una distancia determinada de alguna infraestructura de transporte. El indicador se expresa como el porcentaje de superficie de hábitat de borde respecto a la superficie total del hábitat focal.

Como valores de la distancia determinada, se recomienda utilizar 500 m cuando el contexto ecológico (es decir, el conjunto de hábitats, especies, procesos ecológicos y tipos de infraestructura involucrados) conlleve una extensión considerable de los efectos de borde, y utilizar 200 m cuando la penetración de tales efectos sea reducida (Rosell *et al.* 2003).

Si la cobertura digital de infraestructuras lo permite, o si pueden digitalizarse las infraestructuras a partir de ortoimágenes, se recomienda medir dicha la distancia a partir del límite más exterior de la zona transformada por la infraestructura (p. ej. las vías de servicio exteriores). En cualquier caso, debe especificarse cómo se ha medido la distancia entre las infraestructuras y las teselas de hábitat.



Ejemplo

1. Obtener las teselas de hábitats focales dentro del ámbito geográfico y calcular su superficie total.
2. Escoger la distancia al margen exterior (e interior) de la tesela que definirá el hábitat de borde. En este ejemplo se utilizarán 200 m.
3. Calcular la superficie total de hábitat de borde en todas las teselas del hábitat focal.
4. Dividir esta superficie por la superficie total de hábitat y expresar el indicador en %.

En el ejemplo de la figura adjunta, una infraestructura ha fragmentado una tesela preexistente de hábitat focal en dos teselas cuya superficie total de hábitat focal es de 8,6 km².

El hábitat de borde, con el criterio de 200 m desde el margen de las teselas, ocupa 3,2 km².

Valor del indicador = $(3,2 \text{ km}^2 / 8,6 \text{ km}^2) \times 100 = 37 \%$.

Nótese que el porcentaje de superficie de hábitat de borde en el ámbito considerado no es la media de los porcentajes de hábitat de borde en las teselas, puesto que esta media no tendría en cuenta la diferente superficie de las teselas.

Limitaciones

El resultado del indicador depende de qué infraestructuras se consideren, de la tipología de hábitats utilizada y de la calidad del mapa fuente para delimitar las teselas del hábitat focal.

Este indicador no tiene en cuenta la distinta importancia de las infraestructuras involucradas.

Tampoco tiene en cuenta que las infraestructuras pueden afectar negativamente la calidad del hábitat a distancias mayores que las aquí propuestas.

A menudo, parte del hábitat de borde en el ámbito geográfico considerado tendrá esta condición de hábitat de borde debido a otras causas de fragmentación ajenas a las infraestructuras de transporte. El indicador recoge por lo tanto los efectos no sólo de éstas sino de cualquier otro factor natural o antrópico que aumente la proporción de hábitat de borde al reducir el tamaño de las teselas o hacerlas más alargadas. Es posible evaluar qué proporción del hábitat de borde se debe a las infraestructuras calculando la superficie de hábitat que no sería de borde en ausencia de las mismas. En general, para realizar este cálculo habrá que suponer que, antes de construir la infraestructura, los hábitats considerados eran continuos a ambos lados de ella.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando sean de interés aquellos procesos ecológicos o especies sensibles a la proximidad a una infraestructura de transporte. Cabe esperar que tales efectos disminuyan de modo más o menos exponencial con la distancia a la infraestructura.

Aunque la bibliografía internacional hace mucho énfasis en las especies de interior de bosque, en el contexto mediterráneo son muy relevantes las especies de interior estépicas (o pseudo-estépicas) que pueden verse negativamente afectadas por la fragmentación de las extensas áreas de secano que requieren. Ejemplos de tales especies serían la avutarda y el sisón.

Referencias

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 3. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Forman, R.T.T. (1995) *Land Mosaics*. Cambridge University Press, Cambridge.

Descripción

Índice de conectividad biológica entre un conjunto de áreas focales, basado en las distancias de coste. El indicador tiene dos modalidades: (a) monohábitat, cuando las áreas focales son las teselas de un único tipo de hábitat; y (b) multihábitat, cuando las áreas focales se delimitan con otros criterios (p. ej., ENP).

Justificación

La fragmentación de los hábitats causada por las infraestructuras de transporte suele comportar la disminución de la conectividad biológica entre, por ejemplo, teselas de un mismo hábitat o entre espacios protegidos. El indicador propuesto mide la conectividad estructural entre tales áreas, atendiendo a la distancia entre teselas y a la fricción o resistencia al movimiento que presentan los usos del suelo que hay entre las teselas.

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☒ Estado ☒ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☐ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

Territorios relativamente extensos (comarca, provincia, etc.)

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☐ Paisaje
- ☒ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☒ Sí ☒ No

En la modalidad monohábitat, puede priorizar hábitats específicos.

Datos necesarios

Cobertura digital con los límites del ámbito geográfico considerado.

Cobertura digital de infraestructuras actuales o planificadas.

Cobertura digital con una serie de tipos de hábitats básicos (p. ej.: bosques, matorrales y prados, hábitats acuáticos, áreas agrícolas y yermos, áreas urbanas).

Cobertura digital con los límites de las áreas focales.

Vector de resistencias al desplazamiento para cada tipo de hábitat, en función de la información disponible. Este vector debe incluir la resistencia asociada a la presencia de infraestructuras, que serán tratadas como una cobertura más.

Método de cálculo

Para cada área focal, su conectividad (C_i) se obtiene mediante de la siguiente expresión:

$$C_j = \sum A_j \times d_j^{-1}$$

donde A_j es el área del área focal J-sima y d_j es la mínima distancia de coste entre las áreas focales i y j .

El indicador C es la media de las C_j para todas las áreas focales consideradas.

El procedimiento para obtener el indicador consta de los pasos siguientes:

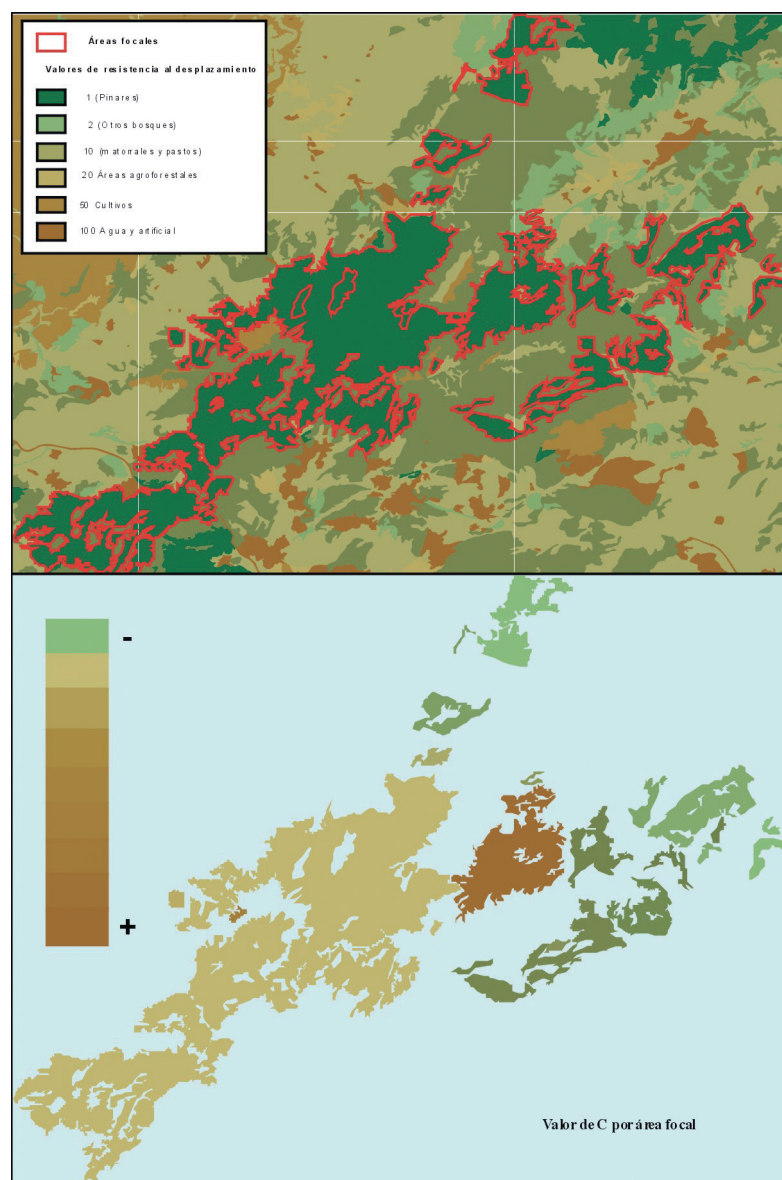
1. Calcular los mapas de distancia de coste para cada tipo de hábitat que haya en el

área focal (usando por ejemplo el *costdistance* de IDRISI o el *Spatial Analyst* de ArcGIS). Estos mapas tienen formato ráster, lo que significa que cada píxel de la imagen tendrá un determinado valor de distancia de coste.

2. Si las áreas focales incluyen más de un tipo de hábitat, promediar las distancias de coste de cada tipo de hábitat (por simple álgebra de mapas, combinando los mapas parciales con SIG).
3. Mediante combinación de capas SIG con transferencia de campos estadísticos, combinar cada uno de los mapas de distancias de coste con la cobertura vectorial de las áreas focales. Se obtendrá así, en cada combinación, una nueva capa vectorial de las áreas focales con los valores mínimos de las distancias de coste para cada una de éstas.
4. Mediante un gestor de bases de datos, crear un campo nuevo en la base de datos de cada combinación y transferirle la superficie del área focal implicada en el mapa de distancia de coste a todos los registros.
5. Unir todas estas capas en una única capa de áreas focales. Ésta contendrá, para cada área focal, los valores mínimos de distancia de coste a cada una de las restantes (más un valor trivial, la distancia a sí misma que será cero). Por lo tanto, el número de registros final en la base de datos de la capa será igual al cuadrado del número de áreas focales.

6. Mediante un gestor de bases de datos, obtener el valor de C según la fórmula indicada para cada área focal, descartando los valores de $d=0$.
7. En el caso monohábitat, el indicador es la media de las conectividades de las áreas focales. En el caso multihábitat, se obtendrá previamente una distancia media de coste a partir de los mapas de distancias de coste de cada hábitat.
8. En el caso multihábitat, se puede eliminar el factor A si no se considera relevante la superficie de las áreas focales.

Ejemplo



Se ilustra el procedimiento de cálculo del indicador en el caso monohábitat, utilizando como ejemplo los pinares de la sierra de Guadarrama, en Madrid. Los pasos seguidos son:

1. Obtención de las áreas focales (en este caso, las teselas de pinares) a partir de un mapa de cubiertas del suelo. En la imagen superior las teselas de pinares están resaltadas en rojo.
2. Elección del vector de resistencias al desplazamiento para los organismos de pinares.
3. Obtención de los mapas de distancias de coste para cada área focal.
4. Combinación de los mapas de distancias de coste con la capa de áreas focales obteniendo para cada área focal la distancia mínima desde ella a las restantes.
5. Transferencia de la superficie del área focal implicada en el mapa de distancia de coste a todos los registros de cada combinación.
6. Unión de todas las combinaciones en una única capa de áreas focales. La imagen inferior representa el resultado del índice C_i para cada tesela de pinar; la conectividad aumenta desde el color verde al marrón oscuro.

Limitaciones

El indicador depende de qué infraestructuras se incluyan en el análisis, y de la tipología y cartografía de hábitats utilizadas.

Las distancias de coste son normalmente desconocidas y dependen de los valores de resistencia al desplazamiento que, en la mayoría de casos, deben asignarse por conocimiento experto. Si esto se considera una limitación importante, debe hacerse un análisis de sensibilidad: examinar cómo varía el valor final del indicador cuando se utilizan distintos valores para las distancias de coste de cada hábitat. En todo caso, las distancias de coste deben interpretarse más en términos relativos (incrementos a lo largo del tiempo) que absolutos (valores en un determinado momento).

El indicador no tiene en cuenta, en principio, las medidas de permeabilización de las infraestructuras por estructuras transversales (pasos de fauna, etc.). Según la cobertura digital de infraestructuras utilizada, tampoco tendrá en cuenta los túneles, falsos túneles o viaductos que pueda haber. Pueden incorporarse estos elementos longitudinales (y, con más esfuerzo, también las estructuras transversales), asignando distancias de coste distintas a cada infraestructura en función de su permeabilidad.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee obtener un índice de conectividad biológica (índice inverso de fragmentación) pero no se disponga de información sobre los patrones de movimiento de la especie o especies consideradas.

Al utilizar unos valores determinados de las distancias de coste, el indicador está considerando de manera subyacente una especie determinada, o un grupo de especies afines en cuanto a sus patrones de movilidad. La conectividad puede ser muy distinta para otras especies que se muevan preferentemente por hábitats distintos. Dos casos extremos serían las especies estrictamente forestales y las especies estrictamente de espacios abiertos. En el marco de este indicador pueden considerarse, por separado, ambos grupos dando valores contrastados a las respectivas distancias de coste. Es obvio que no toda la pérdida de conectividad en el ámbito geográfico considerado será debida a la presencia de infraestructuras. El indicador recoge por lo tanto los efectos no sólo de éstas sino de cualquier otro factor natural o antrópico que fragmente los hábitats. Si se desea valorar el efecto de una o diversas infraestructuras sobre la conectividad, debe calcularse este indicador con y sin las infraestructuras consideradas. Ello puede hacerse eliminando tales infraestructuras de la cobertura digital respectiva o anulando en el vector de resistencias el efecto barrera asociado.

Referencias

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 3. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.

Marull, J. & Mallarach, J.M. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. *Ecosistemas*, 11 (2). Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net/>.

Marull, J. & Mallarach, J.M. 2005. A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape and Urban Planning*, 71: 243-262.

Sastre, P., de Lucio, J.V. & Martínez, C. 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas*, 11 (2). Disponible en:

<http://www.revistaecosistemas.net/>.



Descripción

Índices de conectividad biológica para una especie individual, basados en la teoría de grafos. Miden la conectividad potencial de una red de teselas del hábitat de la especie seleccionada y pueden también priorizar cada tesela en función de su contribución a la conectividad del conjunto de teselas.

Justificación

El aislamiento de los hábitats, con la consiguiente disminución de su conectividad ecológica, es uno de los efectos más importantes de la fragmentación por infraestructuras. El indicador anterior (conectividad entre áreas focales) aborda este problema a nivel genérico (de uno o más tipos de hábitat), pero en realidad la conectividad biológica no es una propiedad general del paisaje sino que la conectividad de un paisaje puede ser diferente para cada especie de organismo. La conectividad es función no sólo de la distancia entre los fragmentos de hábitat, sino de la capacidad de dichos organismos para moverse de unos a otros, atravesando la matriz ecológica que los envuelve.

Este indicador está pensado especialmente para el análisis de la conectividad potencial para especies concretas (focales). Por ello, su cálculo precisará de la búsqueda de información sobre qué constituye hábitat adecuado para la especie y cuál es su capacidad de dispersión.

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☒ Estado ☒ Impacto

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☐ Efectos de borde
- ☐ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☐ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

Territorios relativamente extensos

Aplicable a

- ☒ Región extensa
- ☐ Paisaje
- ☐ Tipo de hábitat

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☒ Sí ☐ No

Datos necesarios

Se propone utilizar dos índices desarrollados por Pascual-Hortal & Saura (2006) y Saura & Pascual-Hortal (2007) basados en la teoría de grafos. Esta teoría permite representar el patrón del paisaje de forma simplificada mediante un conjunto de nodos (o vértices) y de enlaces entre ellos (*links* o *edges*). Ambos índices parten de un mapa de las teselas de hábitat de la especie considerada, clasificadas de modo binario (adecuada o no adecuada para la especie) o de modo continuo mediante algún atributo relevante (calidad de hábitat, probabilidad de presencia de la especie, capacidad de carga, etc.). Dependiendo de la información existente sobre la dispersión de los organismos y el modelo que se desee emplear para caracterizarla, se puede utilizar uno u otro de los índices siguientes:

- Índice Integral de Conectividad (IIC): este índice considera la conectividad entre pares de teselas de modo dicotómico: dos teselas están conectadas o no lo están, sin situaciones intermedias. Es decir, a diferencia del índice siguiente, no se considera la probabilidad o intensidad de uso de las conexiones.
- Índice de Probabilidad de Conectividad (PC): este índice se define como la probabilidad de que dos animales situados al azar queden en zonas de hábitat interconectadas entre sí. A diferencia del índice anterior, las conexiones entre cada par de teselas *i* y *j* están caracterizadas por una determinada probabilidad de que se produzca el movimiento a través de las mismas (p_{ij}).

En ambos índices se necesita contar con alguna estimación de la distancia de dispersión de la especie en el paisaje considerado, ya sea una distancia de dispersión media o máxima. En el caso del IIC, el umbral de distancia seleccionado determina qué enlaces existen entre las teselas estudiadas: sólo habrá enlaces entre aquellas teselas separadas por una distancia inferior a dicho umbral. En el índice PC, la estimación de

distancia de dispersión se utiliza para ajustar una función (generalmente una exponencial negativa) en la que p_{ij} decrece con la distancia entre las teselas, siendo suficiente con especificar la probabilidad de que los individuos se dispersen a una distancia determinada (habitualmente una distancia mediana de dispersión correspondiente a $p_{ij}=0,5$).

Método de cálculo

1. Índice Integral de Conectividad (IIC):

$$IIC = (1/A_L^2) \times \sum \sum (A_i \times A_j) / (1 + n_{ij})$$

donde A_i y A_j son los valores, para las teselas *i* y *j*, del atributo de interés utilizado para caracterizar las teselas de hábitat (área de hábitat, calidad de hábitat, área ponderada por la calidad, capacidad de carga, etc.), n_{ij} es el número de enlaces o conexiones que es necesario recorrer en el camino más corto entre ellas, y A_L es el área total de la zona estudiada.

2. Índice de probabilidad de conectividad (PC):

$$PC = (1/A_{2L}) \times (A_i \times A_j \times p_{ij}^*)$$

donde A_i , A_j y A_L tienen el mismo significado que en el índice IIC. La probabilidad de una ruta (una ruta es un conjunto de pasos en el que ninguna tesela es visitada más de una vez) es el producto de todas las p_{ij} correspondientes a cada uno de los pasos (enlaces) de esa ruta. p_{ij}^* es la mayor de las probabilidades de todas las rutas posibles entre las teselas i y j (Saura & Pascual-Horta 2007).

Ambos índices valoran la conectividad potencial del conjunto de teselas para la especie considerada. Si lo que se desea es valorar la contribución de cada tesela a dicha conectividad (y, por lo tanto, poder priorizar las teselas cuando se consideran alternativas de trazado o proyectos de desfragmentación) se puede utilizar la disminución porcentual en la conectividad del conjunto de teselas cuando se elimina la tesela en cuestión. Este índice de disminución o importancia de cada tesela (dl) es:

$$dl = 100 \times (I - I_i) / I$$

donde I es el valor del índice de conectividad (IIC o PC) para el conjunto de teselas e I_i es el valor del mismo índice para el conjunto sin la tesela i .

Todos estos índices (IIC, PC, y los dl correspondientes) pueden calcularse con la aplicación CONEFOR Sensinode, puesta a punto por el equipo de S. Saura y de libre acceso en Internet (www.conefor.org).

Ejemplo

Se ilustra el cálculo de las disminuciones porcentuales de conectividad (dIIC y dPC) que ocasionaría la pérdida de cada tesela. El caso de estudio corresponde a un conjunto de 9 teselas de pinar en las provincias de Segovia y Ávila, situadas en el límite de la meseta castellana con el Sistema Central

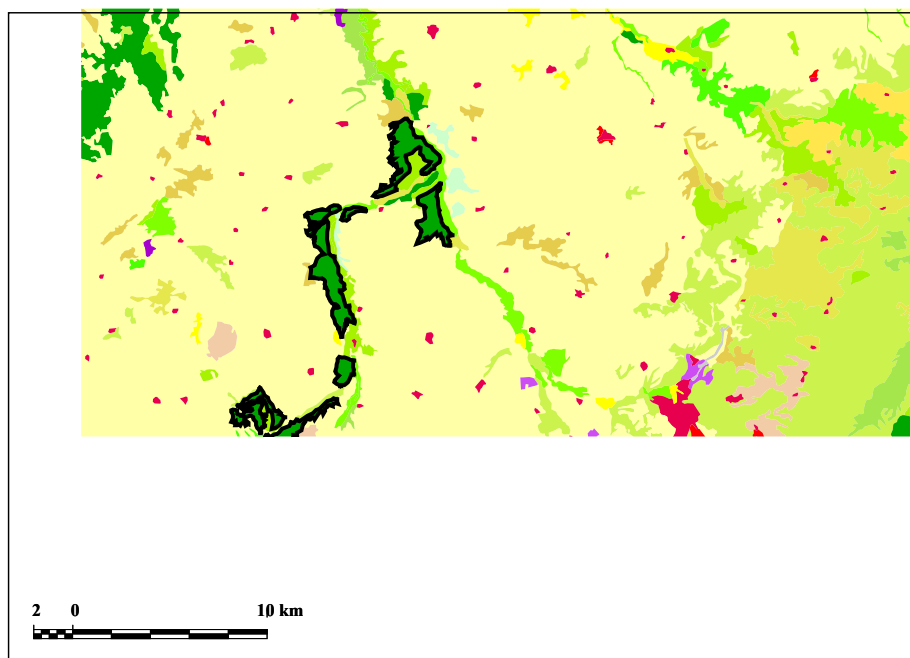


Figura 4.6. Zona de estudio, con los pinares de estudio marcados con un reborde negro. Fuente: CORINE Land cover Map, 2000.

(Figura 4.6). En el ejemplo, se mide la distancia entre cada par de teselas a partir de la distancia entre los centroides respectivos. Si se prefiere medir dicha distancia a partir de los puntos más próximos de los perímetros respectivos, puede hacerse mediante herramientas SIG, como la extensión *Conefor Inputs* para ArcGIS incluida en el propio CONEFOR.

El procedimiento consta de los siguientes pasos:

1. Obtención de los centroides de las teselas de estudio que se utilizarán para el cálculo de los índices. Estos centroides serán los nodos de la red de teselas considerada, Siguiendo las indicaciones del programa CONEFOR se ha construido el fichero de nodos: un fichero de texto que contiene un identificador numérico de cada nodo y el área de su tesela correspondiente (ver Tabla 4.3).
2. Cálculo de las distancias euclídeas entre los centroides de las teselas, mediante cualquier programa de estadística. Con estas distancias se construye un nuevo fichero de texto, el fichero de conexiones (ver Tabla 4.4). En general, la extensión *Conefor Inputs* para ArcGIS incluida en el propio CONEFOR permite generar de manera automática tanto el fichero de nodos como el de conexiones directamente en el formato requerido por este programa a partir de cualquier capa vectorial, siempre que se desee trabajar con la distancia entre los puntos más próximos de los perímetros de cada par de teselas, que es la que calcula automáticamente dicha extensión.
3. Ejecución del programa CONEFOR para el cálculo del índice binario de conectividad (IIC). Éste precisa especificar una distancia umbral de conectividad, que se ha fijado en este caso en 5.000 m, por encima de la cual dos teselas dejan de estar conectadas.
4. Ejecución del programa CONEFOR para el cálculo del índice probabilístico de conectividad (PC). En este caso debe darse un valor de distancia con su consiguiente probabilidad de conexión, y a partir de estos valores se obtiene una función exponencial negativa que describe la relación entre distancia y conectividad potencial. En el ejemplo, se ha especificado una probabilidad de 0,5 para la distancia de 5.000 m.
5. Representación en SIG de los resultados del programa (ver Figura 4.7).

Tabla 4.3. Fichero de nodos: listado de los identificadores de los nodos y del área de las teselas correspondientes.

Nodos	Área (ha)
0	428,19
1	269.409,00
2	35.849,00
3	106,89
4	222,10
5	464,28
6	41,43
7	93,38
8	448,66

Tabla 4.4. Fichero de conexiones: distancia entre cada par de nodos.

Nodo_origen	Nodo_fin	Distancia (m)	Nodo_origen	Nodo_fin	Distancia (m)
1	0	3457,26	4	3	4970,13
2	0	3889,72	5	3	5105,86
3	0	11427,37	6	3	5525,65
4	0	14991,41	7	3	7964,73
5	0	16173,69	8	3	4914,74
6	0	16933,03	5	4	2301,45
7	0	5305,94	6	4	5130,84
8	0	7193,28	7	4	10317,12
2	1	4360,19	8	4	7798,92
3	1	9309,19	6	5	2947,47
4	1	13608,30	7	5	11895,06
5	1	14357,39	8	5	9101,98
6	1	14599,18	7	6	13322,73
7	1	5979,73	8	6	10318,20
8	1	6280,33	8	7	3051,28
3	2	8178,64			
4	2	11222,24			
5	2	12577,31			
6	2	13681,31			
7	2	1648,51			
8	2	3475,68			

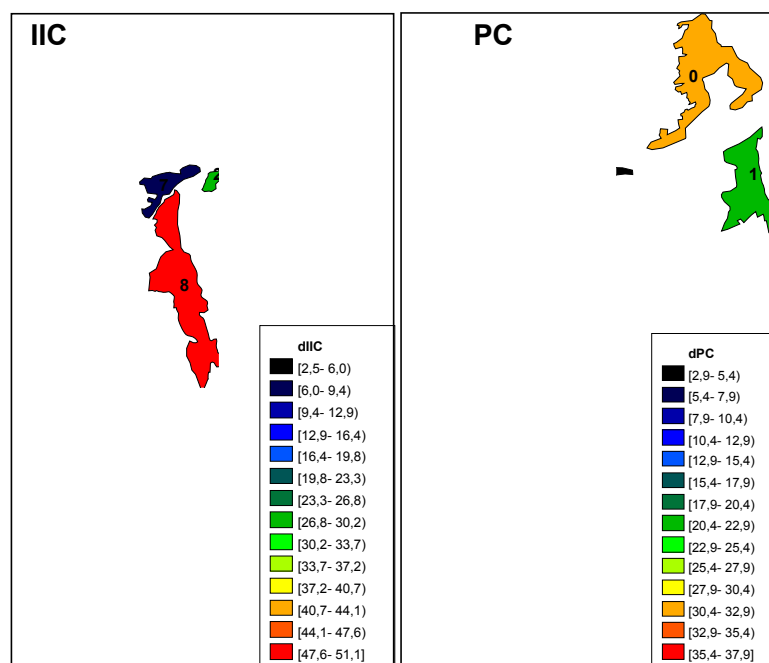


Figura 4.7. Resultados de la aplicación del IIC (izquierda) y el PC (derecha) sobre el conjunto de teselas de estudio. La figura informa del porcentaje de reducción que experimentarían la conectividad y disponibilidad de hábitat en la red de teselas considerada si se eliminase cada una de las teselas; permite, por lo tanto, priorizar las teselas desde el punto de vista de su contribución a la conectividad. Los números dentro de las teselas son el identificador de su nodo.

Limitaciones

Los estudios de dispersión de especies son complejos. Escasean por ello los datos de calidad sobre las distancias de dispersión y las funciones de dispersión que se requieren para calcular estos índices. Si esta información no está disponible para una especie concreta, o si son múltiples las especies afectadas por un determinado problema de fragmentación de los hábitats, se pueden centrar los análisis en aquellos rangos de distancias de dispersión en los que existe una mayor dependencia de los elementos conectores y permeabilidad de la matriz del paisaje, tal y como se describe en Saura & Rubio (2010). Los flujos ecológicos asociados a estas distancias de dispersión son los que eventualmente se verían afectados en mayor medida por el trazado de las infraestructuras viarias y en su caso más beneficiados por una mejor definición de su trazado y la eventual aplicación de medidas correctoras.

Estos índices no se desarrollaron específicamente para evaluar la fragmentación de los hábitats por infraestructuras, aunque pueden utilizarse para ello (Fu et al. 2010). La forma más sencilla de hacerlo sería considerar que una infraestructura desconecta todas las teselas que quedan en lados opuestos de la infraestructura: es decir, eliminando los enlaces afectados por dicha infraestructura en el índice integral de conectividad y asignando el valor 0 a todas las probabilidades de conectividad (p_{ij}) entre pares de teselas separadas por la infraestructura en el Índice de Probabilidad de Conectividad.

El proceder anterior es muy drástico ya que equivale a suponer que la infraestructura es absolutamente infranqueable para la especie. Una alternativa más recomendable, en el caso del índice de probabilidad de conectividad, es disminuir las probabilidades de conexión (p_{ij}) entre pares de teselas, en función de las características de la vía y de la capacidad de la especie para atravesarla, lo que requiere datos o suposiciones razonadas sobre cómo afecta la infraestructura a la dispersión de la especie. Pueden aplicarse entonces modelos de fricción o resistencia al movimiento, en los que a las diferentes infraestructuras viarias se les asigna, al igual que al resto de elementos de la matriz del paisaje, un determinado valor de resistencia dependiendo de las características de la vía. A partir de esta información se caracterizan las conexiones entre las diferentes teselas (p_{ij}) mediante el coste acumulado para el movimiento a través del camino de menor coste entre ellas, utilizando herramientas SIG (p. ej. cost distance tools del ArcGIS). El índice PC permite entonces evaluar el impacto sobre la conectividad de diferentes infraestructuras y de alternativas de trazado (Fu et al. 2010).

Como cualquier otro indicador de fragmentación basado en teselas que se refiera a una especie concreta, es crítico que el mapa de teselas y la tipificación de las mismas según su adecuación como hábitat para la especie sean aproximaciones razonables a la ecología de la especie en el territorio considerado.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando sea conveniente estimar la conectividad biológica para una especie concreta (o grupo de especies similares), y se conozcan o puedan razonablemente suponerse sus características básicas de dispersión.

Referencias

Fu, W., Liu, S., Degloria, S.D., Dong, S. & Beazley, R. 2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, 95: 122-129.

Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21: 959-967.

Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83: 91-103.

Saura, S. & Rubio, L. (en prensa). A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*.

Saura, S. & Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24: 135-139.



Descripción

Número de animales muertos por atropello por km de infraestructura y por período de tiempo. Puede calcularse separadamente para cada especie (en particular las de mayor interés de conservación) o de forma agregada para determinados taxones o grupos de especies (p. ej. ungulados silvestres, carnívoros, etc.). El término atropello se utiliza aquí en sentido amplio, incluyendo también las colisiones con vehículos que tienen como consecuencia la muerte del animal.

Justificación

Las infraestructuras de transporte ocasionan a menudo numerosas muertes por atropello entre la fauna salvaje, aumentando así la mortalidad existente en las poblaciones respectivas. Este fenómeno afecta a invertebrados, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. La mortalidad por atropello tiene un doble efecto ecológico: por una parte intensifica el efecto barrera de la infraestructura al disminuir el flujo de individuos que logran atravesarla con vida; por otra, si la mortalidad por atropello es apreciable respecto a otros factores de mortalidad, puede disminuir el tamaño de las poblaciones afectadas, llegando a comprometer su viabilidad. Además, en el caso de mamíferos de tamaño medio o grande, los atropellos representan un riesgo grave para los ocupantes del vehículo y, por lo tanto, constituyen en algunas zonas un problema de seguridad vial. El indicador propuesto es muy sencillo y se utiliza internacionalmente.

DPSIR: Indicador de

☐ Presión ☐ Estado ☒ Impacto

Nota: Este indicador se considera aquí de impacto siguiendo la definición dada en el apartado 4.1.3: un indicador que mide efectos de las infraestructuras sobre los organismos. En un marco más amplio de DPSIR se consideraría un indicador de estado porque mide uno de los componentes de la mortalidad, una tasa demográfica básica de cualquier población. Véase también el apartado "Limitaciones".

Aspectos de la fragmentación con los que está relacionado

- ☐ Destrucción de los hábitats
- ☐ Disminución del tamaño de los hábitats
- ☐ Efectos de borde
- ☒ Procesos del margen de las infraestructuras
- ☒ Efectos de filtro o barrera
- ☒ Mortalidad por atropello

Ámbito geográfico de aplicación

1. Como indicador de la mortalidad de fauna ocasionada por las infraestructuras de transporte de una región: todo el territorio considerado.

2. Generalmente, el indicador es de aplicación a un segmento o conjunto de segmentos de una o más infraestructuras de transporte.

Aplicable a

☒ Región extensa (p. ej. una comarca o ámbitos más extensos)

☒ Paisaje

☒ Tipo de hábitat

Nota: como se indica en el párrafo anterior, el ámbito de aplicación más habitual de este indicador es el de uno o más segmentos lineales de infraestructura. Si es conveniente, puede referirse el resultado a los tipos de paisaje o tipos de hábitat cruzados por tales segmentos.

Prioriza especies o hábitats por su grado de interés o valor ecológico

☐ Sí ☒ No

Datos necesarios

Datos del número de animales muertos por atropello en el segmento o segmentos de infraestructura considerados, identificados siempre que sea posible a nivel de especie. Para animales pequeños, a menudo se dispondrá solo de la identificación a niveles taxonómicos menos detallados (género, familia, orden).

Los datos anteriores pueden obtenerse por muestreo de campo, siguiendo el procedimiento descrito en las fichas 15 y 16 del Documento 2, o a partir de datos existentes (véase, para el caso de los grandes mamíferos, la ficha 17 del Documento 2).

Si los lugares donde se producen atropellos están georeferenciados, pueden detectarse puntos negros donde se concentran muchos atropellos y pueden analizarse las relaciones con el tipo de hábitat y la topografía adyacentes (véase también ficha 18 del Documento 2).

Método de cálculo

Expresar los resultados, para cada especie o grupo de especies, en número medio de animales muertos por atropello por km lineal de infraestructura por año o por mes (u otro período de tiempo especificado, cuando sea relevante). Véanse las fichas 15 a 18 del Documento 2 para más detalles.

Los resultados pueden expresarse también ponderando el efecto de las distintas especies afectadas según su estado de conservación.

Limitaciones

La disponibilidad de los datos puede ser limitante. También puede serlo la calidad de los mismos porque no es fácil identificar un cadáver de animal a nivel de especie, particularmente o si el animal era pequeño.

Los datos obtenidos suelen subestimar el número de animales atropellados, porque carroñeros o depredadores oportunistas pueden retirar cadáveres antes de que sean contabilizados.

El indicador por sí mismo no es una buena medida del impacto que tienen las muertes por atropello sobre la demografía de una población porque dicho impacto depende no solo del número de animales atropellados, sino del tamaño de la población y de la mortalidad por otras causas; sin un estudio específico, generalmente se desconocen ambos datos.

Cuándo es adecuado utilizar este indicador

Cuando se desee obtener un índice sencillo de cuántas muertes por atropello se producen entre la fauna silvestre local. Pese a las limitaciones señaladas, este indicador puede usarse tanto en el contexto de la seguridad vial como en el de los efectos ecológicos de las infraestructuras de transporte. En particular, el indicador puede ser útil para: (1) identificar puntos o tramos en los que se concentra una mortalidad elevada de fauna por esta causa; (2) optimizar la ubicación de las acciones correctoras para reducir el conflicto; (3) comparar la tasa de atropellos, para una misma especie o grupo de especies, antes y después de acciones para reducir los atropellos, o entre segmentos de infraestructuras de distintas características; y (4) contribuir a un análisis de viabilidad de una población, junto con otras muchas informaciones sobre densidad, fecundidad, otros factores de mortalidad, etc.

Referencias

Caletrio, J. Fernández, J.M., López, J. & Roviralta, F. 1996. Spanish national inventory on road mortality of vertebrates. *Global Biodiversity*, 5: 15-18.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008. *Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte*. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 2. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. [Fichas 15 a 18].

Sherwood, B., Cutler, D. & Burton, J.A. (Eds.) 2002. *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press, Londres.

Sillero, N. 2008. Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis. *Amphibia-Reptilia*, 29: 337-347.

1

Presentación

2

Conceptos
Generales

3

Indicadores de
fragmentación:
Antecedentes

4

Propuesta de
indicadores de
fragmentación
de hábitats causada
por infraestructuras
lineales de transporte

5

Anexos

ANEXO I. GLOSARIO

AEMA: Agencia Europea del Medio Ambiente.

Área focal: En el contexto del presente documento, extensión del territorio valiosa por su elevado número o densidad de especies o hábitats de interés para la conservación, o por el hecho de ser objeto de protección (p. ej. perteneciente a la Red Natura 2000). Además de los motivos de normativa legal, los criterios para definir este interés dependen del contexto biogeográfico y territorial en que se esté trabajando y deben ser especificados en cada caso.

Biodiversidad: La variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas (Convenio sobre la Diversidad Biológica, Artículo 2). En algunos contextos puede utilizarse en un sentido mucho más amplio, que incluye comunidades, ecosistemas y paisajes, e incluso los procesos ecológicos asociados a cada caso.

Conectividad: Propiedad del paisaje que hace posible el flujo de materia y organismos a través de los hábitats o entre sus fragmentos. No existe una definición única para la conectividad, ya que ésta depende de las características de los organismos (p. ej. capacidad de dispersión por el paisaje) y de los procesos ecológicos implicados. Frecuentemente se distingue entre la conectividad física o estructural (o conectancia) y la funcional: en paisajes fragmentados es posible mantener la conectividad funcional mediante corredores que conectan a los hábitats, pero también sin esta conexión física mediante una distribución suficientemente próxima de manchas de hábitats que sirven como refugios de paso o estriberones (*stepping stones*). También se distingue entre (i) conectividad ecológica o grado de conexión de los procesos ecológicos (flujos de organismos, materia y energía (perspectiva ecosistémica)), (ii) conectividad de los hábitats o grado de conexión de las teselas de hábitat para una determinada especie (perspectiva específica) y (iii) conectividad del paisaje o grado de conexión de las cubiertas de vegetación o usos del suelo definidos

en un determinado paisaje según una perspectiva antropocéntrica

Corredor de infraestructuras o de transporte: Área que debido a sus características topográficas concentra varias infraestructuras de transporte, actuales o en curso de implantación, dispuestas en paralelo y a poca distancia entre sí.

Corredor de trazado: Áreas del territorio de anchura variable en las que se ubica o se propone ubicar una o diversas infraestructuras de transporte.

Corredor: Elemento del paisaje según su concepción en unidades discretas, de forma y configuración variables aunque preferentemente alargado, con vocación de conexión de otros elementos (teselas) del paisaje. Podemos diferenciar dos grandes acepciones a este concepto. La de **corredor biológico**, que hace referencia a las áreas óptimas para el desplazamiento de organismos de una determinada especie entre teselas de hábitat; y la de **corredor ecológico**, que hace referencia a una porción del territorio, de extensión y configuración variables, que, debido a su disposición y a su estado de conservación, conecta funcionalmente espacios naturales de singular relevancia para la flora o la fauna silvestres separados entre sí permitiendo, entre otros procesos ecológicos, el intercambio genético entre poblaciones de especies silvestres o la migración de especímenes de esas especies (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

Desfragmentación: En el contexto del presente documento hace referencia al proceso consistente en la construcción de estructuras destinadas a facilitar el restablecimiento de la conexión entre los hábitats ubicados en ambos lados de vías en funcionamiento (mediante viaductos, ecoductos u otras soluciones) o a facilitar el paso de determinadas especies focales (mediante pasos de fauna). Estas actuaciones, que se aplican a infraestructuras viarias ya existentes, también requieren la restauración de los hábitats adyacentes para garantizar una adecuada integración de las estructuras de permeabilización en el entramado de hábitats de su entorno.

Distancia de coste: Distancia ponderada por la resistencia al desplazamiento de una especie de

referencia a través de un determinado paisaje. Las distancias de coste se utilizan en la construcción de mapas o modelos de conectividad y son específicos para cada tipo de organismo.

DPSIR: Acrónimo de *Driving Forces, Pressures, State, Impacts & Responses*, una estructura de relaciones causa-efecto entre tipos de indicadores socioambientales promovida por la AEMA y aplicada frecuentemente en el ámbito socio-ambiental.

EAE: Evaluación Ambiental Estratégica de planes y programas. Procedimiento de evaluación implantado por la Directiva Europea 2001/42/CE sobre la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente.

Ecosistema: Complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional (Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad).

Efecto barrera: Caso extremo del efecto de filtro. Aplicado a las infraestructuras de transporte, hace referencia a la imposibilidad de atravesar determinadas vías debido a las propiedades de la vía (anchura, intensidad de tráfico, permeabilidad) y a las características biológicas de los organismos (exigencias de hábitat, movilidad, capacidad de dispersión, etc.).

Efecto de borde: Interacción de los elementos del paisaje con el medio circundante a través de sus fronteras físicas o bordes. Esta interacción es uno de los principales fenómenos estudiados en la ecología del paisaje, ya que juega un papel decisivo en la determinación de la estructura y dinámica de las 'manchas' (unidades espaciales diferenciadas) ecológicas. El efecto borde aumenta con el incremento de la relación perímetro/área que se produce con el avance de la fragmentación del hábitat. Estos procesos afectan gravemente a la calidad del hábitat y provocan pérdida de especies.

Efecto de filtro: Efecto de selección de individuos o especies en su movimiento a través de determinados elementos del paisaje. En el presente documento se considera únicamente el efecto filtro causado por las infraestructuras de transporte, el cual es función de las propiedades de la vía (anchura, intensidad de tráfico, existencia de pasos) y de las características de los organismos (exigencias de hábitat, movilidad, capacidad de dispersión, etc.).

EIA: Evaluación de Impacto Ambiental.

ENP: Espacio Natural Protegido. Incluye las diversas figuras de protección contempladas a nivel interna-

cional, estatal y autonómico.

Especie de borde o de margen: Especie propia de la zona de relación de un hábitat determinado con los de su alrededor. En la mayoría de los casos se trata de especies generalistas o multihábitat.

Especie de interior: Especie propia del área de los hábitats más apartada de las influencias externas. En la mayoría de los casos se trata de especialistas del hábitat en cuestión.

Especie especialista: En el presente documento hace referencia a las especies que ocupan de manera preferente o exclusiva un determinado hábitat.

Especie focal: En el contexto del presente documento, especie considerada de interés para la conservación, incluyendo las que son más sensibles a la fragmentación de los hábitats. Además de los motivos de normativa legal, los criterios para definir este interés dependen del contexto biogeográfico y territorial en que se esté trabajando y deben ser especificados en cada caso.

Especie generalista: En el presente documento hace referencia a las especies que no presentan preferencias claras por un determinado hábitat o que explotan diversos hábitats para funciones biológicas distintas.

Explanación: Zona limitada por las aristas exteriores de la explanación y que incluye, por lo tanto, desmonte, terraplén y plataforma.

Extinción: Completa desaparición de una especie o taxón de un área geográfica determinada. Se pueden considerar desde extinciones locales a planetarias.

Fragmentación de hábitat: En su sentido más estricto, se trata de un proceso de división de hábitats continuos en fragmentos. A medida que se hacen más pequeños, estos fragmentos quedan más aislados entre sí y, en conjunto, ocupan sólo una fracción de la superficie original del hábitat (ver Anexo II).

Grafo: Representación vectorial simplificada del paisaje mediante un sistema de arcos (*links* o *edges*) y nodos (o vértices).

Hábitat: Entorno físico y biológico utilizado por un individuo, población o especie, o de forma más amplia, por un grupo de especies. Según la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, el hábitat de una especie es el medio definido por factores abióticos y bióticos específicos donde vive la especie en una de las fases de su ciclo biológico. Los hábitats naturales son

las zonas terrestres o acuáticas diferenciadas por sus características geográficas, abióticas y bióticas, tanto si son enteramente naturales como seminaturales. Con frecuencia en el lenguaje coloquial el término se utiliza para referirse al lugar donde vive un organismo determinado.

Hábitat focal: En el contexto del presente documento, hábitat considerado de interés para la conservación. Además de los motivos de normativa legal, los criterios para definir este interés dependen del contexto biogeográfico y territorial en que se esté trabajando y deben ser especificados en cada caso.

Iluminancia: Cantidad de flujo luminoso que incide sobre una superficie por unidad de área. Su unidad de medida en el Sistema Internacional es el lux: 1 lux = 1 Lumen/m²

IMD: Intensidad Media Diaria. Indicador estándar de intensidad de uso de carreteras, autovías y autopistas, expresada en número de vehículos que circula por la vía/día.

Indicador: Dato o medida que pretende reflejar el estado de una situación, o de algún aspecto particular, en un momento y un espacio determinados, sintetizando y simplificando la información de partida.

INPNB: Inventario Nacional del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

LIC: Lugar de Importancia Comunitaria designado según la Directiva Hábitats. Los LIC y las ZEPA forman la Red Natura 2000.

Matriz: Según la concepción del paisaje en mosaico o unidades discretas o teselas, correspondería al tipo de tesela de fondo del paisaje.

Metapoblación: Población de organismos que ocupa un hábitat fragmentado y que se halla dividida en subpoblaciones que ocupan determinados fragmentos del hábitat. La dinámica de extinciones y recolonizaciones en los fragmentos es vital para el mantenimiento a largo plazo de la metapoblación. Ésta depende del mantenimiento de los flujos de genes o de individuos entre subpoblaciones, que viene condicionada por la distancia entre ellas y de la capacidad de dispersión de los organismos.

Paisaje: Desde la perspectiva de la ecología del paisaje se define como el área de escala kilométrica compuesta por diferentes teselas de territorio que se encuentran interrelacionadas, constituyendo un mosaico de ecosistemas interdependientes los cuales pueden estar sujetos a actividades humanas que ocurren en el tiempo. El Convenio Europeo del Paisa-

je ofrece una definición más centrada en la percepción humana, entendiéndolo como cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea el resultado de la acción y la interacción de factores naturales o humanos. Esta definición es coincidente con la que efectúa la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Patrón: En ecología hace referencia a la pauta espacial de las unidades estudiadas. Incluye medidas de composición y de configuración espacial (tamaño, forma, disposición, etc.).

PEIT: Plan Estratégico de Infraestructuras de Transporte.

Perímetro normalizado: Coeficiente de forma comúnmente utilizado en la caracterización de las teselas del paisaje. Corresponde a la relación entre el perímetro de la tesela en cuestión respecto del que tendría una tesela circular de la misma área.

Permeabilidad: En ecología del paisaje es el concepto inverso de la resistencia de desplazamiento. Así, es una propiedad de los elementos del paisaje que hace referencia a la facilidad con que se mueven por ellos los organismos de referencia.

Píxel: Cada una de las celdas que forman la retícula regular que componen una capa ráster. La unidad más pequeña de representación de un mapa ráster.

Proceso: En ecología hace referencia a los diversos flujos de materia, energía u organismos entre las unidades de estudio.

Resistencia: en el contexto del presente documento, resistencia que ofrece cada punto del territorio al desplazamiento de los seres vivos. Retrata una propiedad del paisaje asociada a la composición y configuración espacial de sus elementos y que mide la dificultad que encuentra la fauna de referencia para su dispersión o desplazamiento a través de aquél. Dicha resistencia es específica para la especie o grupo biológico considerado y depende de las características de dicho punto (tales como vegetación, pendiente, usos del suelo, etc.).

Ruta: En teoría de grafos, corresponde a un conjunto de pasos en los cuales ninguna tesela es visitada más de una vez.

SEBI: Acrónimo de la iniciativa europea *Streamlining European Biological Indicators*. Sistema de indicadores destinados al seguimiento del estado de conservación de la biodiversidad en Europa.

SIG: Sistema de Información Geográfica.

Tamaño de malla: Medida comúnmente utilizada en la evaluación de la fragmentación por infraestructuras de transporte. Corresponde al tamaño medio de las áreas delimitadas por dichas infraestructuras.

Tamaño efectivo de malla: Medida de la fragmentación del territorio que mide la probabilidad de que dos puntos de un territorio escogidos al azar no queden en fragmentos o teselas de hábitat separados.

TERM: Acrónimo del proyecto europeo *Transport and Environment Reporting Mechanism* (TERM), de la Agencia Europea del Medio Ambiente. Desde 1998, en el marco del TERM se llevan a cabo seguimientos y actualizaciones periódicas de un sistema de indicadores relativos a diversos ámbitos ambientales relacionados con la construcción y la explotación de las infraestructuras de transporte en los diversos países de la UE.

Tesela: área relativamente homogénea no lineal que difiere del entorno que le rodea. Las teselas son las piezas básicas del modelo discreto o en mosaico del paisaje.

Tesela-corredor-matriz: Modelo del paisaje más utilizado en ecología del paisaje, propuesto por R.T.T. Forman (1995). Se basa en una división del paisaje en unidades discretas de tres tipos: teselas, corredores y la matriz del paisaje (ver definiciones en este mismo glosario).

ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves, designada basándose en la Directiva Aves de la UE. Los LIC y las ZEPA forman la Red Natura 2000.



Anexo II. Conceptos básicos sobre paisaje y fragmentación

Las diversas aproximaciones al paisaje y a sus propiedades

El estudio de la fragmentación de los hábitats se basa en el marco conceptual desarrollado por la ecología del paisaje. Éste es, sin embargo, un marco muy diverso, que tradicionalmente se ha caracterizado por la coexistencia de diversas perspectivas de estudio del paisaje que han determinado una cierta heterogeneidad en las propuestas de gestión y conservación. Seguidamente se resumen las diversas acepciones que coexisten para algunos conceptos clave.

La concepción del paisaje

Bajo el concepto de paisaje coexisten gran número de acepciones, derivadas de las múltiples disciplinas que lo han analizado. Desde la ecología del paisaje, éste se concibe como una entidad funcional de escala kilométrica que presenta una determinada estructura o patrón espacial, resultante de la combinación de diversos gradientes ambientales o bien de las propiedades (tipología, tamaño, forma, disposición) de los elementos que, eventualmente, se puedan reconocer en él. La ecología del paisaje se ha interesado desde sus inicios por desentrañar las interacciones recíprocas entre este *patrón* espacial y el conjunto de *procesos* o flujos de materia, energía, organismos, etc. que tienen lugar dentro y entre los diversos ecosistemas (Forman 1995, Turner 2005). Además, los paisajes no son estáticos y su estructura y funcionalidad cambian a lo largo del tiempo por causas antrópicas y naturales. Estos cambios constituyen la dinámica del paisaje, que también es objeto de estudio por parte de la ecología del paisaje.

Desde esta perspectiva funcional, la ecología del paisaje ha desarrollado aproximaciones muy diversas al paisaje que se pueden resumir en dos: las que lo tratan como un conjunto de unidades discretas y las que lo conciben como un continuo (Figura II.1). En el primer caso se encuentran los denominados modelos en mosaico o de fragmentación: Inspirados en la teoría de la biogeografía insular (Haila 2002), estos modelos reconocen un patrón que puede ser percibido de manera similar por organismos de requerimientos ecológicos parecidos, y que reconoce una serie de manchas o teselas de hábitats diversos en una matriz del paisaje que puede ser muy distinta de éstos. Se incluyen aquí el modelo tesela-corredor-matriz (Forman 1995), de amplia difusión en la actualidad, pero también el modelo “variegado” de McIntyre & Barret (1992).

En el segundo caso se encuentran los denominados modelos de paisaje en continuo, que se basan en la respuesta específica de cada organismo a los diversos procesos relacionados con sus necesidades de alimentación o de hábitat, a las condiciones ambientales y a las interacciones con otros organismos (relaciones de competencia interespecífica, depredación, mutualismo, etc.). Dichas aproximaciones no reconocen, por ello, un patrón de fragmentación explícito en el paisaje, sino más bien un gradiente continuo de condiciones y recursos que se traduce en una sustitución gradual de las especies en el paisaje. Es el caso del modelo del *continuum* de Fischer & Lindenmayer (2006), o del *continua-umwelt* de Manning et al. (2004), que constituyen en definitiva una transposición espacialmente explícita del concepto de nicho ecológico de G.E. Hutchinson y de la idea del *continuum* de R.H. Whittaker. Los modelos de paisaje en continuo no excluyen la posibilidad de que existan discontinuidades o transiciones abruptas, pero éstas son detectadas *a posteriori* como resultado de la respuesta de la especie de interés a los factores bióticos o bióticos del medio, y no impuestas *a priori* por una categorización antropocéntrica en teselas de distintos tipos.

Ambas aproximaciones al paisaje se complementan desde el punto de vista de la gestión del territorio y de la biodiversidad. Mientras los modelos de fragmentación harán especial hincapié en la importancia de las teselas de hábitat grandes y bien conectadas, las derivadas de los modelos de continuo se centrarán en la heterogeneidad del hábitat a múltiples escalas espaciales para aumentar el número de nichos disponibles para las diversas especies.

El concepto de fragmentación

La fragmentación es uno de los términos más polisémicos de la ecología del paisaje. Debido a la diversidad de efectos que engloba, la fragmentación se ha convertido en un término paraguas, usado a menudo para hacer referencia a cualquiera de los muchos patrones y procesos que acompañan al cambio de paisaje. Ello ha restado sentido al término general y ha dificultado el desarrollo de medidas para la mitigación de sus efectos negativos sobre los organismos y los ecosistemas (Fischer & Lindenmayer, 2007). No es objeto del presente trabajo hacer aportaciones a este debate, aunque sí creemos necesario puntualizar algunos aspectos del concepto de fragmentación. Una primera consideración es que la fragmentación puede ser vista como un *proceso*, que implica la transformación de un hábitat más o menos extenso en un conjunto de piezas cada vez más pequeñas; pero también como un *patrón*, es decir, como la resultante de una cierta cantidad de hábitat y una configuración espacial de sus piezas

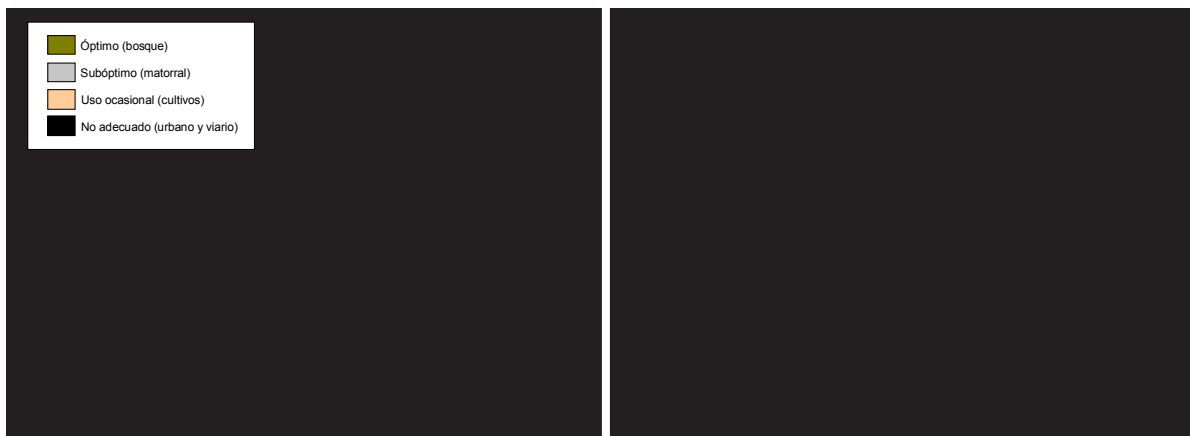


Figura II.1. Modelos de paisaje en mosaico (izquierda) y en continuo (derecha) aplicados al caso hipotético de una especie forestal. En el primero, se identifican una serie de hábitats discretos, más o menos adecuados para su uso por parte de esta especie. En el segundo, el grado de adecuación del hábitat se mide a partir de gradientes ambientales (verde, óptimo; rojo, no adecuado) que dan una pauta mucho más continua.

o teselas. Conviene aclarar que este patrón no tiene por qué ser resultante de un proceso de fragmentación (podría ser estable en el tiempo o resultar de la creación de nuevas teselas de hábitat), y por ello no siempre dichas teselas serán, estrictamente hablando, fragmentos de hábitat (Fahrig 2003).

Por otra parte, el proceso de fragmentación en sentido estricto consiste en la división de las teselas de hábitat en unidades más pequeñas (Forman, 1995). Como resultado, aumenta el grado de aislamiento de las teselas de hábitat y, generalmente, disminuye la cantidad total del hábitat considerado y aumentan los efectos de borde al ser las nuevas teselas más pequeñas. Sin embargo, existen otros procesos espaciales de transformación del hábitat, como la perforación (apertura de claros en el interior de las teselas de hábitat originales), la reducción (*shrinkage*) del tamaño de las teselas sin partición de las mismas y la desaparición de teselas preexistentes. Igual que la fragmentación en sentido estricto, todos estos procesos reducen la cantidad total de hábitat y aumentan su grado de aislamiento. Por ello, a menudo se utiliza la expresión “proceso de fragmentación” en sentido amplio incluyendo estos otros procesos de transformación espacial.

Los efectos de la fragmentación no dependen únicamente de la configuración topológica de las teselas de hábitat, sino también de las características de los diversos organismos afectados (tamaño, requerimientos de hábitat, capacidad de dispersión, etc.), de la calidad del hábitat en dichas manchas y de las características de la matriz del paisaje que las engloba (Ewers & Didham 2005, Fahrig 2003).

El concepto de conectividad

Una de las propiedades del paisaje directamente relacionadas con la fragmentación de los hábitats es la conectividad. Este concepto también admite diversas acepciones. Para algunos autores, la conectividad es un atributo del paisaje que resulta de la interacción de las cubiertas del suelo con los patrones de movimiento de los organismos. Otros proponen una perspectiva metapoblacional y sugieren que la conectividad es un atributo de las teselas individuales del paisaje. Además, los diversos expertos distinguen frecuentemente entre conectividad estructural (o conectancia) y funcional: la primera está relacionada con el patrón del paisaje (distancia entre teselas, densidad y complejidad de los corredores, etc.), mientras que la segunda depende además de la capacidad de los organismos para desplazarse a través del paisaje. Calabrese & Fagan (2004) proponen tres acepciones distintas al concepto de conectividad:

- Conectividad estructural: medida basada tan sólo en la topología del paisaje, como la distancia entre manchas, etc., sin tener en cuenta la capacidad de dispersión de los organismos. Es la más fácil de calcular. No se refiere a ninguna especie en particular.
- Conectividad potencial: medida basada en la topología del paisaje y en la capacidad de dispersión de cada especie. Es específica para cada especie o grupo de especies próximas. Se denomina potencial porque, a diferencia de la conectividad real, no se basa en mediciones del movimiento de individuos de la especie entre las teselas concretas que hay en el paisaje sino en predicciones de la existencia o probabilidad de tal movimiento dada

la distancia entre dos teselas y la capacidad de dispersión de la especie.

- Conectividad real (*actual connectivity*): medida de la conectividad basada en movimientos observados de individuos o de sus genes. Es específica para cada especie. Requiere datos de movimientos reales, basados en telemetría de individuos marcados, análisis genéticos u otras técnicas. Como estos datos suelen ser costosos de obtener, es poco frecuente poder calcular la conectividad real, excepto en el caso de especies de interés muy elevado (p. ej. el lince ibérico) o en el contexto de proyectos de investigación.

Desde el punto de vista de la gestión, las tres acepciones permiten aproximaciones complementarias al tratamiento de la conectividad. La perspectiva real sería la más adecuada para la gestión de especies concretas, aunque la falta de información comporta el uso frecuente de la perspectiva potencial. Por otra parte, la perspectiva estructural ofrece un marco de trabajo más general muy adecuado para la planificación y gestión territorial en su conjunto pero también para la evaluación ambiental de planes y proyectos concretos.

Además de estas acepciones, Lindenmayer & Fischer (2006) proponen el concepto de conectividad ecológica (*ecological connectivity*), que hace referencia al grado de conexión de los procesos ecológicos (p. ej. flujos de materia y energía) a múltiples escalas. Se trata de una perspectiva más centrada en los ecosistemas, cuya transposición a la gestión topa con los inconvenientes derivados de la tradicional falta de información sobre los patrones especiales que presentan los procesos ecológicos.

Referencias

- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2005. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81: 117-142.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2006. Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos*, 112: 473-480.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 216: 265-280.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12: 321-334.
- Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2006. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 127-132.
- Manning, A. D., Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. 2004. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos*, 104: 621-628.
- McIntyre, S. & Barrett, G.W. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology*, 6: 146-147.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 319-344.

Anexo III. Cartografía digital disponible de ámbito estatal

Tabla III.1. Fuentes de información cartográfica básica de ámbito estatal (diversas comunidades autónomas disponen de información cartográfica en su ámbito territorial que debe ser también consultada).

Fuente de Información	Objetivo	Escala	Actualización	Periodo de ejecución	Fecha última actualización
Mapa Forestal de España 1:200.000 (MFE200)	Principal capa de la representación de la vegetación natural del país. Contempla algo más de 5.500 especies entre arbóreas, arbustivas y herbáceas, introduciendo conceptos novedosos, como es el nivel de madurez.	1:200.000	0	1986-1997	1997
Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE50)	Base cartográfica del Inventario Forestal Nacional. Incluye información dasométrica y selvícola respecto al MFE200.	1:50.000	10 años	1996-2006	2007
Mapa Forestal de España 1:25.000 (MFE25)	Amplía las utilidades del Mapa Forestal de España. Se incluyen novedades en el modelo de datos; por una parte se enriquecen los parámetros ya estudiados en el MFE50, y por otra se incluyen otros parámetros como modelos de combustible y estudios de vegetación arbustiva.	1:25.000	10 años	2007-2017	
Segundo Inventario Forestal Nacional (IFN2)	Puntos con parcelas de muestreo con información sobre la situación, régimen de propiedad y protección, naturaleza, estado legal, probable evolución y capacidad productora de todo tipo de bienes de los montes de España	1:50.000	-	1986-1996	-
Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3)	Puntos con parcelas de muestreo con información sobre el estado y la evolución de los ecosistemas forestales españoles. Coincide espacialmente con el IFN2.	1:50.000	-	1997-2007	-
Cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN4)	Puntos con parcelas de muestreo con información sobre el estado y la evolución de los ecosistemas forestales españoles. Coincide espacialmente con el IFN2 e IFN3. En realización. Disponible para Galicia y Navarra	1:50.000		2009	
Hábitats (Directiva 92/43/CEE)	Inventario Nacional, de carácter exhaustivo, sobre los tipos de Hábitat del Anexo I de la Directiva.	1:50.000			1997
Sistema de Información sobre la Ocupación del Suelo en España (SIOSE)	Definición de la cobertura y los usos del suelo del territorio español en el año 2005 (en curso).	1:25.000	5 años	2005-2010	2005
Corine Land Cover (CLC)	Cartografía y seguimiento de los usos del suelo en Europa.	1:250.000	10 años		2000

Inventario Nacional de Biodiversidad (INB) 2007	Inventario nacional de las especies de fauna (aves, mamíferos, anfibios, reptiles e invertebrados) y flora amenazada de España.	UTM 10x10 km	Variable	Variable	Variable
Espacios protegidos de España (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)	Sistema de Información de la Red de Espacios Naturales Protegidos de España Variable (1:5000-1:50000)	Variable (1:5.000-1:50.000)	Continua		2009
Red Natura 2000	Cartografía y bases de datos	Variable (1:5.000-1:50.000)	Continua		2009
Áreas de Importancia para la Aves IBAS (SEO BirdLife)	Cartografía y bases de datos	Variable (1:5.000-1:50.000)			2008
Espacios protegidos por convenios internacionales MaB, Ramsar, ZEPIM y OSPAR (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)	Cartografía y bases de datos	Variable	Continua		2009
Inventario Nacional de Erosiones INES (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)	Cartografía y bases de datos	1:50.000	Continua		2009
Inventario Nacional de Zonas Húmedas (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino)	Cartografía y bases de datos	1:50.000			2010
Atlas Climático Digital de la Península Ibérica	Modelos de temperaturas, pluviosidad y radiación en formato ráster, obtenidos a partir de los datos de las estaciones del Servicio Nacional de Meteorología	Píxel de 200 m		2000-2005	2000
Imágenes Landsat de ámbito mundial (NASA)	Imágenes	Píxel de 30 m		1980-2005	2005
Cartografía de base de la (IDEE)	Servidor WMS sobre datos topográficos diversos, que incluyen límites administrativos, topografía, hidrología, red de infraestructuras, toponimia, etc.	1:50.000			

Anexo IV. Tablas

Tabla IV.1 Resumen de los indicadores detallados en el apartado 3.1.

Indicador	Ámbito de desarrollo ¹	Contexto geográfico de aplicación ²	Aplicación en España ³	Referencias
Superficie ocupada por las infraestructuras	PI	UE	COST 341	COST 341, TERM2002; Rosell <i>et al.</i> 2003
Densidad de infraestructuras	PI	UE	COST 341, Sistema Español de Indicadores Ambientales	Rosell <i>et al.</i> 2003, MIMAM 1996
Intensidad media de uso de las infraestructuras	PI		COST 341	Rosell <i>et al.</i> 2003
Proximidad de las infraestructuras	PI	UE	COST 341	COST 341, TERM2002, Rosell <i>et al.</i> 2003
Intersección con las infraestructuras	PI	UE	COST 341	COST 341, Rosell <i>et al.</i> 2003
Permeabilidad de las infraestructuras	PI	UE	COST 341	COST 341 Rosell <i>et al.</i> 2003
Tamaño medio de las teselas de hábitat	C	UE	PEIT	COST 341, Martín <i>et al.</i> 2008
Forma de las teselas de hábitat	C	UE	PEIT	COST 341, Martín <i>et al.</i> 2008
Tamaño de malla	PI	UE		COST 341, TERM2002
Tamaño efectivo de malla	C, PI	Varios países y regiones de la UE		Jaeger 2000, Jaeger <i>et al.</i> 2007, Moser <i>et al.</i> 2007
Hábitat accesible	C	Canadá		Eigenbrod <i>et al.</i> 2008
Análisis morfológico del patrón espacial	C, PI	Europa		Vogt <i>et al.</i> 2007
Distancias entre áreas focales	C		PEIT	Martín <i>et al.</i> 2008
Distancias de coste entre áreas focales	C		Madrid, Barcelona	Sastre <i>et al.</i> 2002, Marull & Mallarach 2002, 2005
Índice de resistencia a la dispersión de la fauna (IR)	PI		Provincia de Barcelona	Rosell <i>et al.</i> 2003b
Índice integral de conectividad de áreas focales	C		<i>Tetrao urogallus</i> en el Pirineo catalán	Pascual-Hortal & Saura 2008
Probabilidad de conexión de áreas focales	C		<i>Accipiter gentilis</i> en la Provincia de Barcelona	Saura & Pascual-Hortal 2007
Mortalidad por atropello	PI	Varios países y regiones de la UE	COST 341, Ungulados de Cataluña	Rosell <i>et al.</i> 2003, 2007

¹ PI Planificación y gestión; C Científico

² UE: conjunto de países (UE 25)

³ COST: cálculo de los indicadores dentro del proyecto Acción COST 341

Tabla IV. 2 : Resumen de indicadores de fragmentación utilizados en Europa. Fuente: Trocmé et al. 2003.

Tipo de indicador	País	Escala ¹	Destino	Frecuencia de seguimiento
Densidad de infraestructuras	F	n	Evaluación de la fragmentación de los bosques	Único
Densidad de infraestructuras	N, DK, CH, E, B, S, CZ, EE	r, n	Descripción de la fragmentación de los hábitats	Único
Tamaño de malla (tamaño medio de teselas) entre infraestructuras	NL, S	r, n	Descripción de la fragmentación de los hábitats	Único
Longitud de infraestructuras/área ocupada por ciervos	F	n	Expresar la fragmentación del hábitat de los ciervos	Único
Áreas libres de perturbación (basado en distancias a la instalación antrópica más próxima)	N	n	Seguimiento de la fragmentación de los hábitats	Anual
Número de intersecciones entre infraestructuras y biocorredores suprarregionales	CZ	n	Evaluación de la permeabilidad	Único
Porcentaje de corredores bioregionales interrumpidos	CH	n	Valorar el estado de los corredores suprarregionales	Único
Longitud de intersecciones entre infraestructuras y áreas naturales	UK	r	Valorar la pérdida de turberas	Único
Longitud de intersecciones entre infraestructuras y áreas naturales	NL	n	Evaluación de políticas	Anual
Longitud de intersecciones no permeabilizadas en relación al total	NL	n	Evaluación de políticas	Anual
Tamaño medio de las teselas de cubiertas del suelo o tamaño y número de las teselas con y sin infraestructuras	NL, S	n	Descripción de la fragmentación de los hábitats	Único
Tamaño medio de las teselas de cubiertas del suelo o tamaño y número de las teselas con y sin infraestructuras	H	n	Descripción de la fragmentación de los hábitats	Único
Tamaño medio de las teselas de cubiertas del suelo o tamaño y número de las teselas con y sin infraestructuras	EE	n	Determinar la presión del sector del transporte sobre la biodiversidad	Único
Tamaño medio de las teselas de cubiertas del suelo o tamaño y número de las teselas con y sin infraestructuras	EU	Eu	Evaluación de políticas	Regular
Área/perímetro de teselas de hábitat con y sin infraestructuras	H	n	Descripción de la fragmentación de los hábitats	Único
Área ocupada por infraestructuras respecto del la superficie total del país	E, S, DK, EE	n	Descripción de la fragmentación de los hábitats	Único
Área ocupada por infraestructuras respecto del total del país	EU	n	Evaluación de políticas	Regular
Número de áreas de especial protección para las aves (ZEPA) y humedales Ramsar con infraestructuras en un radio de 5 km de su centro.	EU	Eu	Evaluación de políticas	Regular

¹ Escala: n, nacional, r, regional, Eu, europea

Anexo V. Referencias bibliográficas citadas en el texto

- AEMA. 1998. *Europe's Environment: the Second Assessment*. Office for Official Publications of the European Communities. Elsevier Science.
- AEMA. 1999. *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Agencia Europea del Medio Ambiente, Copenhagen.
- AEMA. 2002a. *Señales medioambientales 2002. Referencias para el milenio*. Agencia Europea del Medio Ambiente, Copenhagen.
- AEMA. 2002b. *El camino hacia la ampliación de la UE - Indicadores de la integración del transporte y el medio ambiente - TERM 2002*. Agencia Europea del Medio Ambiente, Copenhagen.
- AEMA. 2003a. *TERM 2002 08 EU+AC Land take by transport infrastructure. Indicator fact sheet*. Disponible en: <http://ims.eionet.europa.eu/>
- AEMA. 2003b. *TERM 2002 07 EU+AC Proximity of transport infrastructure to designated areas. Indicator fact sheet*. Disponible en: <http://ims.eionet.europa.eu/>
- AEMA. 2003c. *TERM 2002 06 EU+AC Fragmentation of ecosystems and habitats by transport infrastructure. Indicator fact sheet*. Disponible en: <http://ims.eionet.europa.eu/>
- Andersson, E. & Bodin, O. 2009. *Practical tool for landscape planning? An empirical investigation of network based models of habitat fragmentation*. *Ecography*, 32: 123-132.
- Balkenhol, N. & Waits, L.P. 2009. *Molecular road ecology: exploring the potential of genetics for investigating transportation impacts on wildlife*. *Molecular Ecology*, 18: 4151-4164.
- Caletrio, J., Fernández, J.M., López, J. & Roviralta, F. 1996. *Spanish nacional inventory on road mortality of vertebrates*. *Global Biodiversity*, 5: 15-18.
- Collinge, S. K. 2009. *Ecology of Fragmented Landscapes*. The Johns Hopkins University Press.
- Dale, V.H. & Beyeler, S.C. 2001. *Challenges in the development and use of ecological indicators*. *Ecological indicators*, 1: 3-10.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. & Fahrig L. 2008. *Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations*. *Landscape Ecology*, 23: 159-168.
- Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. & Fahrig L. 2009. *Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada*. *Ecology and Society*, 14(1): 24. Disponible en: www.ecologyandsociety.org/
- Estreguil, C. & Mouton, C. 2009. *Measuring and reporting on forest landscape pattern, fragmentation and connectivity in Europe: methods and indicators*. Joint Research Centre of the European Commission, Internal publication Pubsy reference 51802.
- Ewers, R.M. & Didham, R.K. 2005. *Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation*. *Biological Reviews*, 81: 117-142.
- Fahrig, L. 2001. *How much habitat is enough?* *Biological Conservation*, 100: 65-74.
- Fahrig, L. 2003. *Effects of habitat fragmentation on biodiversity*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- Fahrig, L. & Rytwinski, T. 2009. *Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis*. *Ecology and Society*, 14: 21. Disponible en: www.ecologyandsociety.org/
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2006. *Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes*. *Oikos*, 112: 473-480.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. *Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis*. *Global Ecology and Biogeography*, 216: 265-280.
- Forman, R.T.T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T. 2008. *Urban Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Forman, R.T.T. & Deblinger, R.D. 2000. *The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway*. *Conservation Biology*, 14: 36-46.
- Forman, R. T. T., Sperling, D., Bissonette, J. A., Clevenger, A. P., Cutshall, C. D., Dale, V. H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C. R., Heanue, K., Jones, J. A., Swanson, F. J., Turrentine, T. & Winter, T. C. 2003. *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington, D.C.
- Fu, W., Liu, S., Degloria, S.D., Dong, S. & Beazley, R.

2010. Characterizing the "fragmentation-barrier" effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna, Southwest China. *Landscape and Urban Planning*, 95: 122-129.
- Gago, C., Serrano, M. & Antón, F.J. 2004. Repercusiones de las carreteras orbitales de la Comunidad de Madrid en los cambios de usos del suelo. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 24: 145-167.
- Girvetz, E.H., Thorne, J.H., Berry, A.M. & Jaeger, J.A.G. 2008. Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning*, 86: 205-218.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12: 321-334.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15: 115-130.
- Jaeger, J.A.G., Schwarz-von Raumer, H.-G., Es-swein, H., Müller, M. & Schmidt-Lüttmann, M. 2007. Time series of landscape fragmentation caused by transportation infrastructure and urban development: a case study from Baden-Württemberg, Germany. *Ecology and Society*, 12: 22. Disponible en: www.ecologyandsociety.org/.
- Jaeger, J.A.G., Bertiller, R., Schwick, C., Müller, K., Steinmeier, C., Ewald, K.C. & Ghazoul, J. 2008. Implementing landscape fragmentation as an indicator in the Swiss Monitoring System of Sustainable Development (MONET). *Journal of Environmental Management*, 88: 737-751.
- Jongman, R.H.G. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 32: 169-183.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M. & Stefan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 564-571.
- Lindenmayer, D.B. & Fischer, J. 2006. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution*, 22: 127-132.
- Llorente, G. 2005. Seguiment del paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al delta del Llobregat. Documento Inèdit, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
- Mader, H. J., Schell, C. & Kornacker, P. 1990. Linear barriers to arthropod movements in the landscape. *Biological Conservation*, 54: 209-222.
- Manning, A. D., Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. 2004. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos*, 104: 621-628.
- Martín, B., Ortega, E., Mancebo, S. & Otero, I. 2008. Fragmentación de los hábitats de la Red Natura 2000 afectados por el PEIT (Plan Estratégico de Infraestructuras y Transporte). *GeoFocus*, 8: 44-60.
- Marull, J. & Mallarach, J.M. 2002. La conectividad ecológica en el Área Metropolitana de Barcelona. *Ecosistemas*, 11 (2). Disponible en: www.revistae-cosistemas.net/.
- Marull, J. & Mallarach, J.M., 2005. A new GIS methodology for assessing and predicting landscape and ecological connectivity: Applications to the Metropolitan Area of Barcelona (Catalonia, Spain). *Landscape and Urban Planning*, 71: 243-262.
- Marull, J., Pino, J., Mallarach, J.M. & Cordobilla, M.J. 2007. A land suitability index for strategic environmental assessment in metropolitan areas. *Landscape and Urban Planning*, 81: 200-212.
- Marull, J., Pino, J., Tello, E. & Mallarach, J.M. 2008. El tratamiento del territorio como sistema: criterios ecológicos y metodologías paramétricas de análisis. *Ciudad y territorio: Estudios territoriales*, 157: 439-453.
- Marull, J., Pino, J., Tello, E. & Cordobilla, M.J. 2009 (en prensa). Social metabolism, landscape change and land-use planning in the Barcelona Metropolitan Region. *Land Use Policy*.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. & Ene, E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- McIntyre, S. & Barrett, G.W. 1992. Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology*, 6: 146-147

- 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* 108 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2008. *Prescripciones técnicas para el seguimiento y evaluación de la efectividad de las medidas correctoras del efecto barrera de las infraestructuras de transporte. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 2. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid*, 115 pp.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 2010. *Prescripciones técnicas para la reducción de la fragmentación de hábitats en las fases de planificación y trazado. Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, número 3. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid*, 145 pp.
- Moser, B., Jaeger, J.A.G., Tappeiner, U., Tasser, E. & Eiselt, B. 2007. Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*, 22 : 447-459.
- Müller, S. & Berthoud, G. 1997. *Fauna/Traffic Safety. École Polytechnique Fédérale de Lausanne (LA-VOC), Lausanne*.
- OCDE. 1993. *Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews. Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico. París*.
- OCDE. 2001. *Key Environmental Indicators. Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. París*.
- Outen, A. 2002. The ecological effects of road lighting. In: Sherwood, B.R., Cutler, D.F. & Burton, J.A. (Eds.). *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press, Londres, pp. 133-156.
- Oxley, D.J., Fenton, M.B. & Carmody, G.R. 1974. The effects of roads on small mammals. *Journal of Applied Ecology*, 11: 51-9.
- Pascual-Hortal, L. 2007. *Metodología para la integración de la conectividad ecológica en la planificación del paisaje mediante estructuras de grafos e índices de disponibilidad de hábitat. Aplicación a la conservación de la fauna forestal. Tesis Doctoral inédita, Universitat de Lleida*.
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology*, 21: 959-967.
- Pascual-Hortal, L. & Saura, S. 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research*, 127: 23-31.
- PMVC-CODA 1993. Millones de animales mueren atropellados cada año en las carreteras españolas. *Quercus*, 83: 12-19.
- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, R.E. & Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of Natural Academy of Sciences USA*, 105: 20770-20775.
- Puky, M. 2006. Amphibian road kills: a global perspective. In: Irwin CL, Garrett P & 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, NC*, pp. 325-338.
- Reijnen, R., Foppen, R., Braak, C. T. & Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III: Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology*, 32: 187-202.
- Reijnen, R., Foppen, R. & Veenbaas, G. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*, 6: 567-581.
- Reijnen, R., Foppen, R.P.B., Veenbaas, G. & Bus-sink, H. 2002. Disturbance by traffic as a threat to breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. In: Sherwood, B., Cutler, D. & Burton, J.A. *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press, Londres, pp. 249-267.
- Rich, C. & Longcore, T. (Eds.) 2006. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*. Island Press.
- Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J. & Sisk, T.D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual*

Review Of Ecology, Evolution and Systematics, 35: 491-522.

Rosell C., Álvarez, G., Cahill, S., Campeny, R., Rodríguez, A., & Séiler, A. 2003a. COST 341. *La fragmentación del hábitat en relación con las infraestructuras de transporte en España*. Organismo Autónomo. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Rosell, C., Planas, V. & Navàs, F. 2003b. *Location of fauna passages. How to find the optimal location? Proceedings Habitat Fragmentation due to transport infrastructures*. Bruselas, pp. 13-15

Rosell, C., Navàs, F., Carol Q., Fernàndez Bou, M. & Fontanillas, M. 2007. *Anàlisi de les col·lisions amb ungulats a les carreteres de Catalunya*. Informe inédito, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

Sastre, P., de Lucio, J.V. & Martínez, C. 2002. *Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid*. *Ecosistemas*, 11 (2). Disponible en: www.revistaecosistemas.net/.

Saura, S. & Pascual-Hortal, L. 2007. *A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study*. *Landscape and Urban Planning*, 83: 91-103.

Saura, S., Pascual-Hortal, L., Brotons, L. & Rubio, L. (en prensa). *Integración de la conectividad ecológica en la gestión del hábitat del urogallo: herramienta metodológica y ejemplo de aplicación*. In: Canut, J., García-Ferré, D. & Afonso, I. (Eds.). *Manual de conservación y manejo del hábitat del urogallo pirenaico*. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Madrid.

Saura, S. & Rubio, L. (en prensa). *A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape*. *Ecography*.

Saura, S. & Torné, J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24: 135-139.

Sawaya, M., Clevenger A., & Steven Kalinowski S. 2007. *Measuring gene flow across the trans-Canada highway and population-level benefits of road crossing structures for grizzly and black bear in Banff National Park, Alberta*. In: Irwin, C.L., Nelson, D. & McDermott, K.P. (Eds.). *Proceedings of*

the 2007 International Conference on Ecology and Transportation. Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University, pp. 625.

Schwartz, M. W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. *Annual Review of Ecology Evolution & Systematics*, 30: 83-108

Serrano, M., Sanz, L., Puig, J. & Pons, J. 2002. Landscape fragmentation caused by the transport network in Navarra (Spain): Two-scale analysis and landscape integration assessment. *Landscape and Urban Planning*, 58: 113-123.

Sherwood, B., Cutler, D. & Burton, J.A. (Eds.) 2002. *Wildlife and roads: the ecological impact*. Imperial College Press, Londres.

Sillero, N. 2008. Amphibian mortality levels on Spanish country roads: descriptive and spatial analysis. *Amphibia-Reptilia*, 29: 337-347.

Slabbekoorn, H. & Ripmeester, E.A.P. 2008. Bird-song and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology*, 17: 72-83.

Soille, P. & Vogt, P. 2009. *Morphological segmentation of binary patterns*. *Patterns Recognition Letters*

Stauffer, D. & Aharony, A. 1992. *Introduction to percolation theory*. Taylor & Francis, London.

Townsend, P.A., Lookingbill, T.R., Kingdon, C.C. & Gardner, R.H. 2009. Spatial pattern analysis for monitoring protected areas. *Remote Sensing of Environment*, 113 (Special issue, SI): 1410-1420.

Trocmé, M., Cahill, S., De Vries, J. G., Farall, H., Folkeson, L., Fry, G. L., Hicks, C. & Peymen, J. (Eds.) 2003. COST 341-Habitat fragmentation due to transportation infrastructure: The European review. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: what is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 319-344.

Vogt, P., Riitters, K.H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T.G. & Wickham, J.D. 2007. Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology*, 22: 171-177.

Vogt, P., Ferrari, J.R., Lookingbill, T.R., Gardner, R.H., Riitters, K.H. & Ostapowicz, K. 2009. *Mapping functional connectivity*. *Ecological Indicators*, 9: 64-71.

Otros documentos de la serie:

1. PRESCRIPCIONES TÉCNICAS PARA EL DISEÑO DE PASOS DE FAUNA Y VALLADOS PERIMETRALES.
2. PRESCRIPCIONES TÉCNICAS PARA EL SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE LA EFECTIVIDAD DE LAS MEDIDAS CORRECTORAS DEL EFECTO BARRERA DE INFRAESTRUCTURAS DE TRANSPORTE.
3. PRESCRIPCIONES TÉCNICAS PARA LA REDUCCIÓN DE LA FRAGMENTACIÓN DE HÁBITATS EN LAS FASES DE PLANIFICACIÓN Y TRAZADO.



