CONAMA 2026

Cartografiar la conectividad ecológica urbana con datos abiertos: resultados en seis ciudades francesas



Edita: Fundación Conama

Año: 2026

Este documento está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial 4.0 Internacional.

Personas autoras de la presente comunicación técnica

Autor principal de la comunicación: Nicolas Renia. Country Manager España. Murmuration.

Otros autores: Marion Billy. Ingeniera de investigación y desarrollo. Murmuration.

Índice

Resumen **2**

1 Introducción **2**

2 Datos **4**

3 Método **5**

4 Resultados **9**

5 Límites y perspectivas **13**

6 Conclusiones **14**

Bibliografía **14**

Resumen

La fragmentación de los hábitats por la urbanización es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Responder a ella exige preservar la conectividad ecológica hasta el corazón de las ciudades, donde el hábitat está fragmentado y el tejido urbano dificulta el desplazamiento de las especies. Los métodos de modelización de la conectividad existen, pero siguen siendo herramientas de expertos, calibradas localmente y difíciles de trasladar de una ciudad a otra. Murmuration ha desarrollado una cadena de cálculo automática y reproducible que identifica las continuidades ecológicas urbanas potenciales a partir de una cartografía propia de la cobertura del suelo a 5 m, obtenida de imágenes Sentinel-2 y completada con OpenStreetMap; también puede partir de la carta abierta ESA WorldCover a 10 m. La fauna se representa con cuatro perfiles ecológicos: pequeños mamíferos generalistas, pequeños mamíferos arborícolas, aves de borde forestal y reptiles de medios abiertos. Para cada perfil, la cadena identifica los núcleos de biodiversidad y los espacios relevo, traza los caminos de menor coste entre manchas vecinas y declara cortado un enlace cuando incluso el mejor camino supera la capacidad de dispersión del perfil. Aplicada con los mismos parámetros a seis ciudades de contextos contrastados, proporciona indicadores comparables. La parte del hábitat conectado va del 8 % al 49 % según la ciudad y el perfil, ningún perfil forma una red única en ninguna ciudad y casi la mitad de los enlaces cortados separa dos subredes. La fragmentación resulta propia de cada perfil, determinada tanto por la ecología de las especies como por la forma urbana. En cada ciudad, la cadena localiza los enlaces cortados y permite medir el efecto de un proyecto de renaturalización antes de realizarlo. Su aportación es operativa: métodos reconocidos reunidos en una cadena única y transferible, que produce un prediagnóstico legible para los urbanistas.

Palabras clave: conectividad ecológica; infraestructura verde urbana; corredores ecológicos; observación de la Tierra; cobertura del suelo; planificación urbana.

1. Introducción

1.1. Fragmentación del hábitat y conectividad en medio urbano

La supervivencia de las especies depende de su capacidad para desplazarse entre los hábitats donde se alimentan y se reproducen. La urbanización interrumpe esos desplazamientos: divide los medios continuos en manchas más pequeñas y más aisladas, y la fragmentación figura entre las principales causas de pérdida de biodiversidad (Fahrig, 2003). La ciudad conserva sin embargo una parte importante de la fauna y la flora autóctonas, y en medio urbano dos factores explican la mayor parte de las diferencias de biodiversidad entre lugares: la superficie de los espacios de hábitat y la presencia de corredores que los unen (Beninde et al., 2015). Esta comunicación trata del segundo factor, la conectividad.

La conectividad ecológica designa el grado en que el paisaje facilita o dificulta los desplazamientos entre las manchas de recursos (Taylor et al., 1993). No se deduce directamente de la cantidad de vegetación: un barrio con abundante vegetación puede ofrecer un hábitat disperso y poco conectado, y dos parques próximos pueden quedar separados por una vía de tráfico intenso que actúa como barrera para la fauna terrestre. Su evaluación requiere analizar la red de hábitats por la que las especies pueden desplazarse.

1.2. Marco normativo y necesidades de los municipios

La meta 12 del Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2022) pide aumentar la superficie, la calidad y la conectividad de los espacios verdes y azules en las zonas urbanas. En Europa, la Estrategia de la UE sobre Biodiversidad para 2030 (Comisión Europea, 2020) fija objetivos de restauración que alcanzan a las ciudades. En España, la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, modificada por la Ley 33/2015, prevé la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas, aprobada en 2021 (Orden PCM/735/2021), que las comunidades autónomas desarrollan en sus propias estrategias. En Francia, la *Trame verte et bleue*, creada por las leyes Grenelle de 2009 y 2010, obliga a tener en cuenta las continuidades ecológicas en la planificación, desde los esquemas regionales hasta los planes urbanísticos locales.

Esta exigencia pierde precisión a escala local, donde se deciden las obras. En los documentos de urbanismo, las continuidades deben tenerse en cuenta, pero no se exige un resultado medible, y con presupuestos ajustados los municipios dan prioridad a sus competencias obligatorias.

Los talleres celebrados con las ciudades piloto del proyecto UrbiVerde, financiado por la Agencia Espacial Europea, permitieron precisar las necesidades de los servicios municipales. Estos disponen, en el mejor de los casos, de una cartografía de la infraestructura verde derivada del esquema regional, demasiado general para evaluar un proyecto, y ocasionalmente de un estudio ecológico limitado a un sector. Los servicios expresaron la necesidad de una herramienta intermedia que permita situar un proyecto en la red ecológica municipal, simular una intervención antes de su ejecución y obtener resultados comprensibles para los cargos electos y los servicios técnicos. Señalaron también sus limitaciones: escasa competencia en ecología en los equipos y poco tiempo disponible para una herramienta de diagnóstico. Varios interlocutores indicaron que un mapa de continuidades, aun aproximado, les serviría ante todo para dar visibilidad al tema ante los cargos electos.

1.3. Métodos de modelización de la conectividad

Los métodos para modelizar la conectividad están establecidos: análisis morfológico del hábitat (Vogt et al., 2007), superficies de resistencia al desplazamiento (Adriaensen et al., 2003; Zeller et al., 2012), caminos de menor coste, teoría de circuitos (McRae et al., 2008) y grafos paisajísticos con sus índices de conectividad (Saura y Pascual-Hortal, 2007; Urban y Keitt, 2001). Los programas que los aplican, como Conefor, desarrollado en la Universidad Politécnica de Madrid (Saura y Torné, 2009), o Graphab (Foltête et al., 2012), exigen sin embargo experiencia en sistemas de información geográfica, una preparación manual de las capas y datos locales detallados. Se aplican caso por caso y sus resultados rara vez llegan a un gestor no especialista. Los trabajos que cubren varias ciudades son escasos, y casi ninguno contrasta sus resultados con desplazamientos reales (Habrich y Fahrig, 2025).

1.4. Objetivo

El objetivo es ofrecer a las ciudades un prediagnóstico de sus continuidades ecológicas potenciales que sea reproducible, de bajo coste y legible sin formación en ecología. Para ello, el trabajo construye una cadena de cálculo automática que va de la observación de la Tierra a las continuidades ecológicas, diferencia el diagnóstico según las necesidades de varios grupos de especies sin ajuste local, la aplica a ciudades de contextos contrastados y presenta los resultados en un panel interactivo que permite evaluar un proyecto de renaturalización antes de realizarlo.

El resultado es un prediagnóstico. No sustituye a un estudio ecológico local, al trabajo de un ecólogo ni a la identificación reglamentaria de una infraestructura verde, que exige concertación y verificación de campo. Interviene antes: para sensibilizar, comparar territorios y perfiles, priorizar los sectores donde se justifica un estudio fino y estimar el efecto de un proyecto.

2. Datos

2.1. Ciudades estudiadas

La cadena se ha aplicado con los mismos parámetros a seis ciudades francesas de contextos climáticos y urbanos distintos (Cuadro 1). Perpignan, Nancy y La Roche-sur-Yon son ciudades piloto del proyecto UrbiVerde. Toulouse se añadió como caso de control, por el buen conocimiento del terreno por parte del equipo. La Rochelle se añadió porque es el territorio de la metodología de Cerema Dter Sud-Ouest (2025) en la que se apoya la calibración. Tours completa el conjunto.

Para cada ciudad, la zona de estudio parte de sus límites administrativos, municipio o intermunicipalidad, porque es el perímetro del que la administración local es responsable. Esa zona se amplía con una banda de 6 km, el doble de la mayor distancia de dispersión considerada. La banda corrige el efecto de borde: un límite de mapa artificial se comporta como una barrera y subestima la conectividad de las manchas periféricas. Las manchas de la banda sirven de relevo en el cálculo, pero solo se cuentan en los resultados los elementos situados dentro de la zona de estudio.

Cuadro 1. Ciudades estudiadas.

Ciudad	Papel en el estudio	Contexto climático	Zona de estudio (km²)
Perpignan	ciudad piloto	mediterráneo	68
Nancy	ciudad piloto	continental	143
La Roche-sur-Yon	ciudad piloto	atlántico	502
Toulouse	caso de control	oceánico con influencia mediterránea	461
La Rochelle	territorio de la metodología del Cerema	atlántico	333
Tours	ciudad complementaria	oceánico de transición	33

Fuente: elaboración propia. Zona de estudio sin la banda de 6 km.

2.2. Cobertura del suelo

La cadena parte de una capa de cobertura del suelo, de la que se derivan el hábitat de cada perfil y la resistencia del resto del paisaje al desplazamiento. Utiliza la cartografía de la cobertura del suelo de Murmuration, MUR-LC, en su nivel 1 y su edición 2025, con una resolución de 5 m. La carta se elabora a partir de las imágenes Sentinel-2 de 2025, llevadas de 10 m a 5 m por superresolución, de pasadas mensuales y de percentiles a lo largo del año y de un modelo digital del terreno Copernicus. Un modelo de clasificación XGBoost asigna a cada píxel una de las clases del nivel 1, cuyos códigos y significados coinciden con los de ESA WorldCover (cubierta arbórea, matorral, pradera, cultivos, superficie artificial, suelo desnudo, agua permanente, humedal herbáceo).

La carta cubre cada ciudad y la banda de 6 km a su alrededor, producida con la misma cadena y el mismo modelo, de modo que toda la zona de cálculo procede de la misma fuente.

La resolución de 5 m se eligió porque los elementos finos de la red ecológica urbana, como setos, alineaciones de árboles o pequeñas manchas verdes, son más estrechos que un píxel de 10 m y se pierden en los productos mundiales a esa resolución (Pundsack et al., 2025; Radoux et al., 2016). Uno de ellos, ESA WorldCover (Zanaga et al., 2022), de acceso abierto, de cobertura mundial y con las mismas clases, puede utilizarse como entrada de la cadena cuando no se dispone de una cartografía a 5 m: permite aplicarla a cualquier ciudad únicamente con datos abiertos, con esa pérdida de detalle. Los resultados de esta comunicación se han obtenido con la cartografía a 5 m.

2.3. Infraestructuras lineales y edificios

Una carta de cobertura del suelo clasifica cada píxel según su cubierta dominante y no reconoce una carretera como un objeto continuo. Las infraestructuras que fragmentan el paisaje se añaden por eso desde OpenStreetMap, cuya completitud es mejor en las ciudades densas (Barrington-Leigh y Millard-Ball, 2017): edificios, autopistas y vías principales, vías secundarias, caminos y vías férreas. Cada vía se representa con una anchura fijada según su categoría, adaptada a la cuadrícula de 5 m (30 m para una autopista, de 20 a 10 m para las demás vías y 5 m como mínimo para caminos, tranvías y vías de servicio), y se superpone a la cobertura del suelo según un orden de prioridad. El mismo procedimiento se ha aplicado en otros estudios de conectividad urbana (Gelmi-Candusso et al., 2024).

3. Método

La Figura 1 resume la cadena, y la Figura 2 muestra sus etapas en un sector de Toulouse. Para cada ciudad y cada perfil ecológico, produce el mismo conjunto de capas y de indicadores.



Figura 1. Cadena de cálculo, de los datos de entrada a las capas producidas.
Fuente: elaboración propia.

3.1. Perfiles ecológicos

Modelizar la conectividad especie por especie exigiría datos de distribución y de movimiento que en la ciudad casi nunca existen. La fauna se representa por eso con perfiles ecológicos: grupos de especies que comparten medios de vida, sensibilidad a los obstáculos y capacidad de desplazamiento, un enfoque formalizado para la planificación participativa por Opdam et al. (2008). Cada perfil lleva el nombre de

una especie de referencia para facilitar su lectura, pero representa un conjunto de especies de exigencias parecidas (Cuadro 2).

Cuadro 2. Perfiles ecológicos.

Perfil	Especie de referencia	d_0	Hábitat	Obstáculos infranqueables
Pequeños mamíferos generalistas	erizo común (*Erinaceus europaeus*)	3 000 m	árboles, matorral, pradera	edificios, grandes ríos
Pequeños mamíferos arborícolas	ardilla roja (*Sciurus vulgaris*)	2 000 m	árboles	edificios
Aves de borde forestal	curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*)	1 500 m	árboles, matorral	ninguno
Reptiles de medios abiertos	lagartija roquera (*Podarcis muralis*)	750 m	pradera, matorral, suelo desnudo	edificios, grandes ríos

Fuente: elaboración propia, a partir de Cerema Dter Sud-Ouest (2025). d_0: distancia de dispersión.

Los coeficientes de fricción y las distancias de dispersión proceden de la metodología del Cerema sobre las continuidades ecológicas urbanas de la aglomeración de La Rochelle (Cerema Dter Sud-Ouest, 2025), elegida porque trata del medio urbano, está documentada clase por clase y la aplica un organismo público francés. Cada clase de cobertura recibe una fricción entre 1 (medio óptimo) y 100 (obstáculo), y una clase es hábitat del perfil cuando su fricción es igual o inferior a 3. Los medios realmente impenetrables para un perfil reciben una resistencia infinita.

3.2. Núcleos de biodiversidad y espacios relevo

Para cada perfil, la cobertura del suelo se convierte en una capa binaria de hábitat, que se segmenta mediante análisis morfológico (Vogt et al., 2007): se retira una banda de borde de 10 m alrededor de cada mancha para aislar su interior. Una mancha es un núcleo de biodiversidad cuando su mayor interior alcanza una hectárea; la geometría conservada es la de la mancha entera, borde incluido. Una mancha más pequeña que conserva un interior y alcanza 0,1 ha es un espacio relevo, un punto de apoyo para el desplazamiento sin población permanente (Saura et al., 2014). Las manchas más pequeñas, o sin interior, se descartan.

3.3. Grafo paisajístico

Las manchas se convierten en los nodos de un grafo paisajístico. Dos manchas se unen según el criterio de Gabriel (Gabriel y Sokal, 1969), es decir, cuando ninguna otra mancha se interpone entre ellas, dentro de una distancia de búsqueda igual al doble de la distancia de dispersión del perfil. Este grafo conserva caminos alternativos sin unir dos manchas que una tercera separa. A cada enlace se asocia una probabilidad de desplazamiento que decrece exponencialmente con la distancia, al ritmo fijado por la distancia de dispersión d_0 (Urban y Keitt, 2001).

3.4. Resistencia del paisaje y caminos de menor coste

Cada enlace se traza como un camino de menor coste sobre la superficie de fricción del perfil (Adriaensen et al., 2003), un método validado experimentalmente en medio urbano (Balbi et al., 2019). El coste acumulado del camino se compara con un presupuesto de desplazamiento igual a tres veces la distan-

cia de dispersión multiplicada por la fricción media del hábitat (Cerema Dter Sud-Ouest, 2025). Por debajo del presupuesto, el enlace es funcional. Por encima, el enlace se declara cortado.

Cuando el mejor camino cruza una barrera, la cadena busca un rodeo que no la cruce. Si el rodeo existe y cabe en el presupuesto, el enlace sigue siendo funcional por ese rodeo. Si no existe o es demasiado costoso, el enlace queda cortado por la barrera. El camino trazado indica dónde un paso es más probable, no la superficie de un corredor que haya que acondicionar (Pinto y Keitt, 2009).

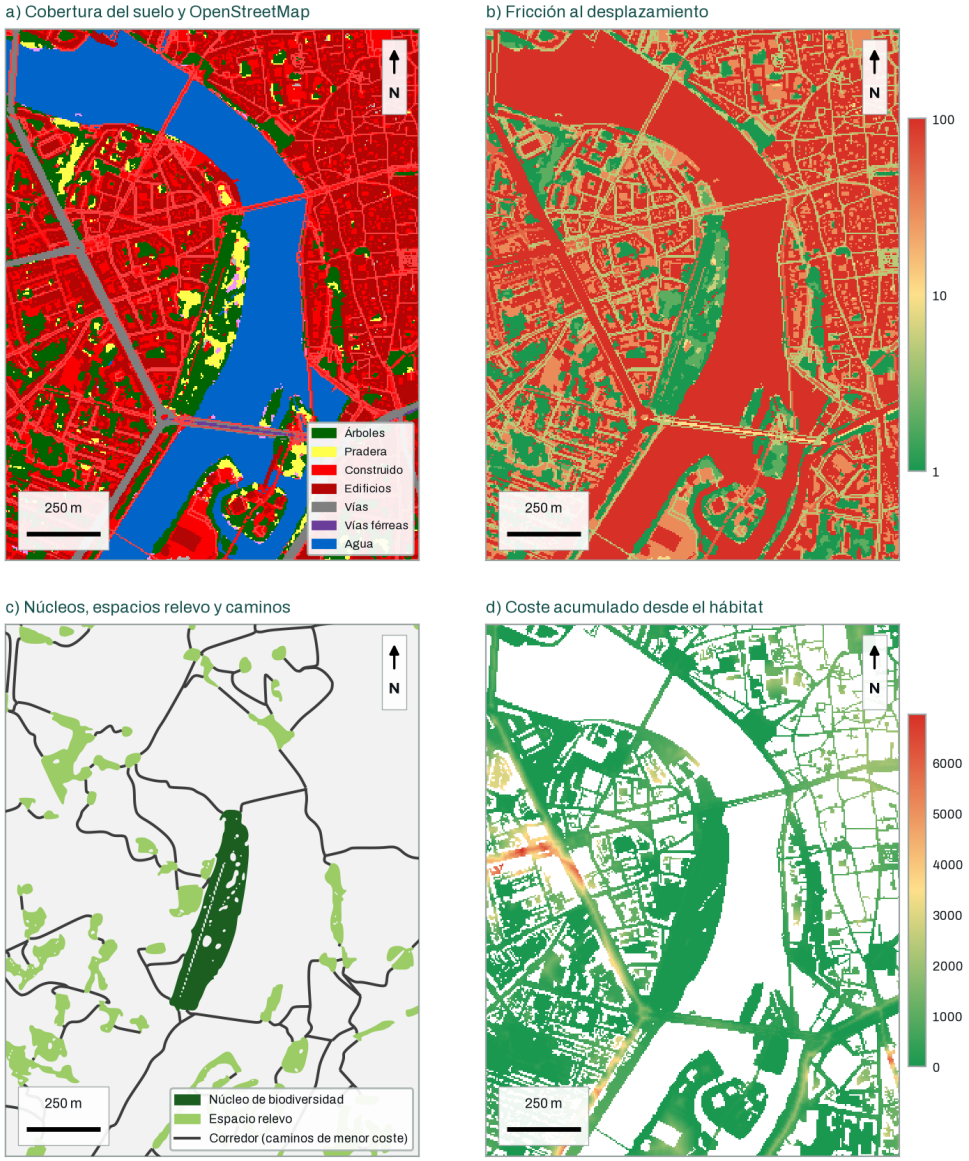


Figura 2. Etapas de la cadena para los mamíferos generalistas en el sector de la Prairie des Filtres, en Toulouse: (a) cobertura del suelo completada con OpenStreetMap, (b) fricción al desplazamiento, (c) núcleos de biodiversidad, espacios relevo y caminos de menor coste, (d) coste acumulado de desplazamiento desde las manchas de hábitat; en blanco, los obstáculos infranqueables y las zonas fuera del presupuesto de desplazamiento.

Fuente: elaboración propia (cobertura del suelo MUR-LC 2025 a 5 m, Murmuration; infraestructuras © colaboradores de OpenStreetMap, ODbL).

3.5. Indicadores y clasificación de los enlaces cortados

Sobre el grafo de enlaces trazados se calcula la probabilidad de conectividad (Saura y Pascual-Hortal, 2007), que se traduce en área conectada equivalente: la superficie de un único bloque de hábitat perfectamente conectado que tendría la misma conectividad que la red real (Saura et al., 2011). La parte del hábitat conectado es la razón entre esa superficie y la superficie total de hábitat de la zona, en porcentaje, comparable entre ciudades de tamaños distintos. El número de subredes cuenta los conjuntos de manchas unidas entre sí por enlaces funcionales.

Los enlaces cortados se clasifican según su efecto. Un enlace es redundante cuando sus dos manchas siguen unidas por otro camino; aísla una mancha cuando era su única unión; une dos subredes cuando su restablecimiento las reconectaría.

3.6. Implementación y reproducibilidad

La cadena está escrita íntegramente en Python, sin programa de SIG externo, y se ejecuta con una sola orden por ciudad. No incluye ningún sorteo aleatorio: con los mismos datos de entrada produce los mismos resultados. Los datos de OpenStreetMap se archivan con cada ejecución, porque la base cambia a diario. Un control automático verifica al final de cada ejecución que todas las capas existen, no están vacías, tienen la proyección de la ciudad y valores dentro de sus límites admisibles.

3.7. Panel interactivo

Los resultados se presentan en un panel web para cada ciudad y cada perfil: núcleos de biodiversidad, espacios relevo, caminos de menor coste, superficies de dispersión e indicadores. El usuario cambia de perfil, superpone las capas y dibuja un proyecto de renaturalización en el mapa. El proyecto se integra en la cobertura del suelo como una modificación local, la cadena se vuelve a ejecutar sobre el estado modificado y sus indicadores se comparan con los del estado actual. El diseño siguió los talleres con las ciudades piloto: una entrada por territorio y por perfil, un vocabulario accesible y la retirada de las capas que podían inducir a error. El panel es hoy un prototipo; su puesta a disposición de las ciudades está en preparación.

4. Resultados

Los resultados proceden de la ejecución de la cadena a 5 m sobre la cobertura del suelo MUR-LC 2025, con los mismos parámetros en las seis ciudades. La Figura 3 muestra, para una ciudad y un perfil, las capas que produce la cadena y que presenta el panel: núcleos de biodiversidad, espacios relevo y corredores funcionales.

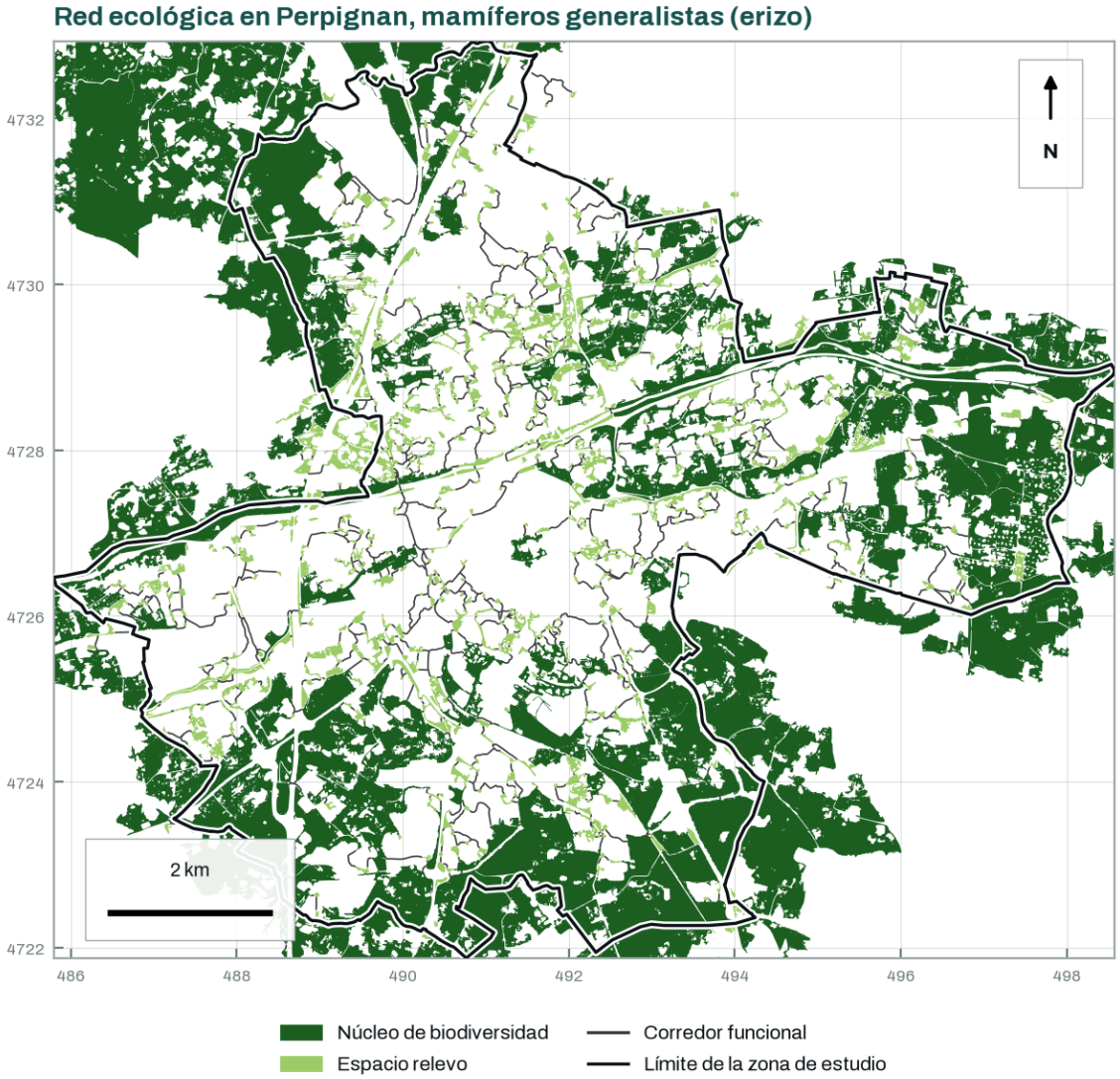


Figura 3. Núcleos de biodiversidad, espacios relevo y corredores funcionales en Perpignan, mamíferos generalistas.

Fuente: elaboración propia (cobertura del suelo MUR-LC 2025 a 5 m, Murmuration; infraestructuras © colaboradores de OpenStreetMap, ODbL). Coordenadas UTM 31N, en km.

4.1. Conectividad por perfil

La parte del hábitat conectado varía más entre perfiles que entre ciudades (Cuadro 3). Los pequeños mamíferos generalistas, con la mayor distancia de dispersión y el hábitat más amplio, tienen la red mejor conectada: una mediana del 39,2 % del hábitat conectado (de 22,6 % a 48,8 % según la ciudad). Las aves de borde forestal (mediana del 24,6 %, de 12,0 % a 37,9 %), los reptiles (23,8 %, de 8,0 % a 39,8 %) y los mamíferos arborícolas (21,2 %, de 13,2 % a 36,5 %) quedan muy por debajo. Ningún perfil forma una red única en ninguna ciudad: el número de subredes va de 7 a 97.

Cuadro 3. Parte del hábitat conectado (%) y número de subredes, por ciudad y perfil.

Ciudad	Mamíferos generalistas	Mamíferos arborícolas	Aves de borde forestal	Reptiles
Perpignan	36,7 (15)	22,7 (24)	27,4 (25)	23,1 (28)
Nancy	46,2 (13)	36,5 (14)	37,9 (14)	24,2 (29)
La Roche-sur-Yon	48,8 (11)	19,6 (10)	17,6 (12)	23,5 (15)
Toulouse	22,6 (28)	19,2 (27)	21,9 (25)	8,0 (97)
La Rochelle	37,2 (7)	13,2 (24)	12,0 (32)	39,8 (49)
Tours	41,2 (13)	30,9 (13)	29,6 (14)	31,5 (14)

Fuente: elaboración propia, cálculo a 5 m sobre MUR-LC 2025. Entre paréntesis, el número de subredes.

Un mismo territorio no forma una sola red ecológica, sino una por perfil. En Nancy, el hábitat de los mamíferos generalistas se reparte en 13 subredes, y las tres mayores reúnen el 96 % de la superficie de sus manchas; el 46,2 % del hábitat está conectado. Para los reptiles, el mismo territorio se divide en 29 subredes, las tres mayores reúnen solo el 56 % de la superficie y el 24,2 % del hábitat está conectado (Figura 4).

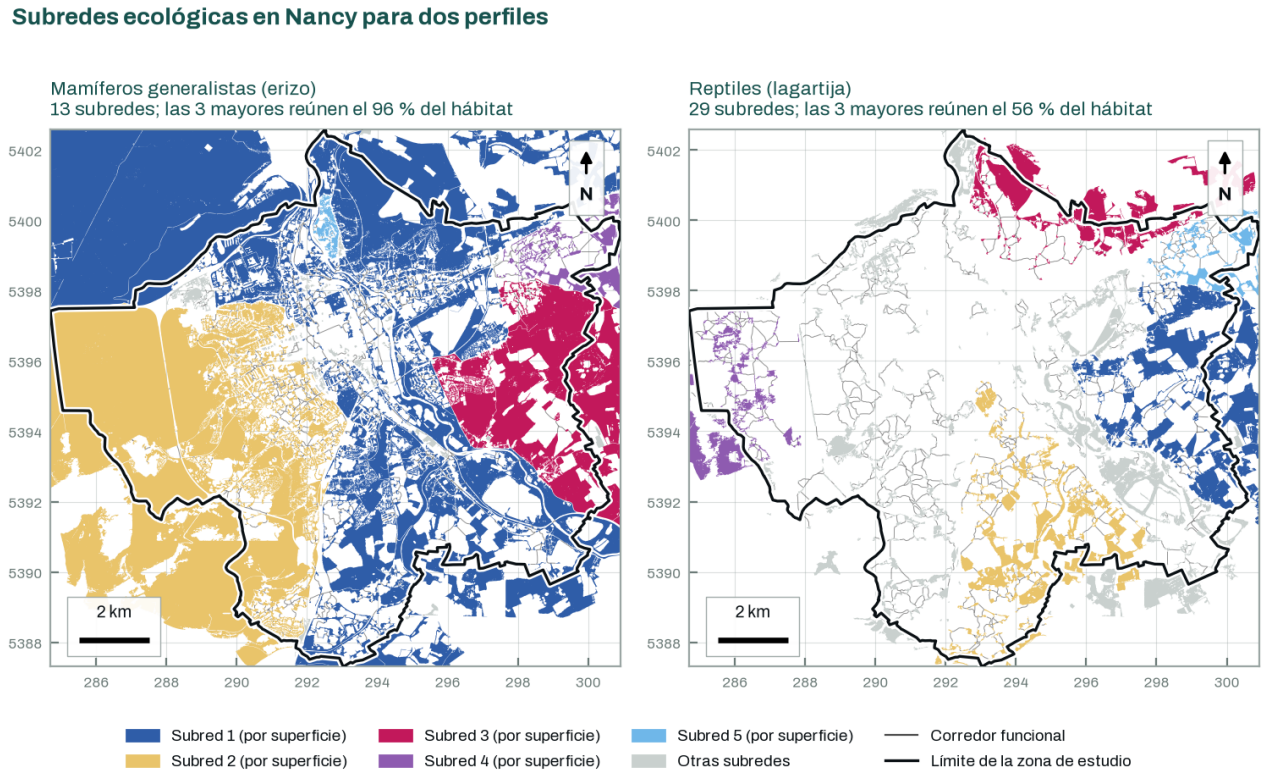


Figura 4. Subredes ecológicas en Nancy para los mamíferos generalistas y los reptiles.
Fuente: elaboración propia (cobertura del suelo MUR-LC 2025 a 5 m, Murmuration; infraestructuras © colaboradores de OpenStreetMap, ODbL). Coordenadas UTM 32N, en km.

4.2. Comparación entre ciudades

Como la cadena se aplica con los mismos parámetros en todas las ciudades, las diferencias entre ellas proceden del paisaje y no del ajuste. Para las aves de borde forestal y los mamíferos arborícolas, la ciudad con más hábitat es también la mejor conectada: la correlación de rangos entre la parte de hábitat de la zona y la parte del hábitat conectado es de 0,83 y 0,66 sobre las seis ciudades. Para los mamíferos generalistas es más débil (0,43) y para los reptiles desaparece (−0,26). Con seis ciudades,

estas correlaciones son indicativas. La Figura 5 compara la parte del hábitat conectado de los cuatro perfiles en cada ciudad.

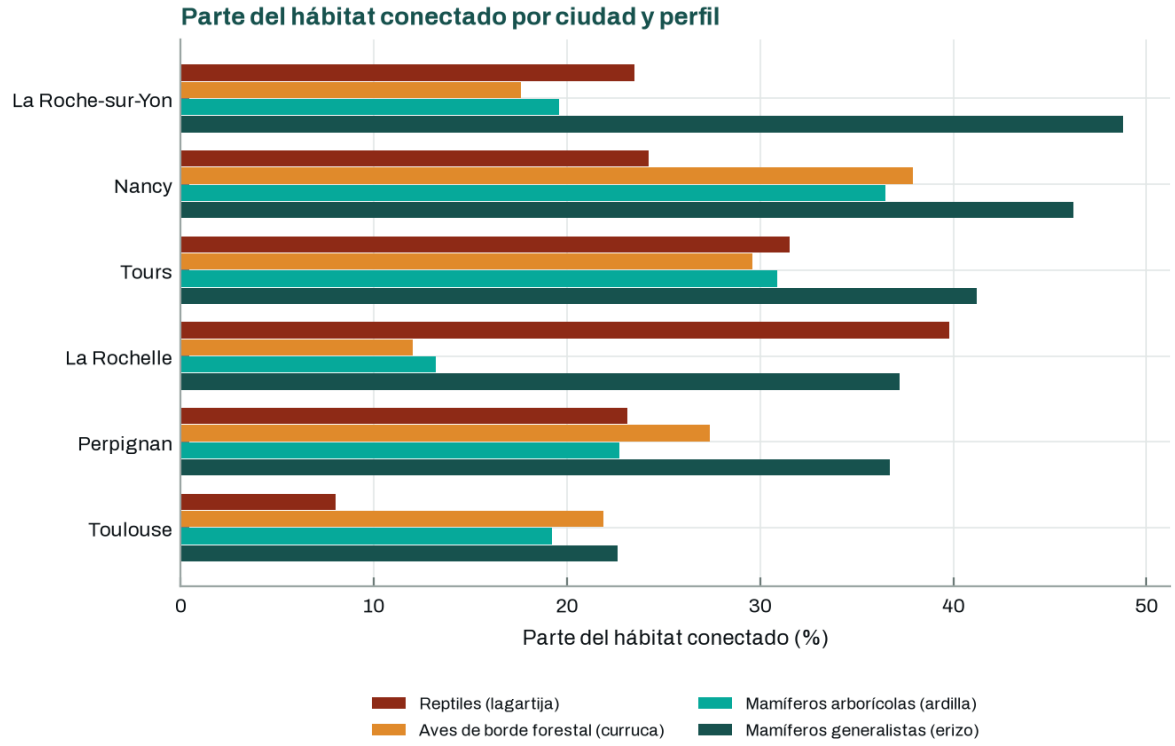


Figura 5. Parte del hábitat conectado por ciudad y perfil.
Fuente: elaboración propia, cálculo a 5 m sobre MUR-LC 2025.

La cantidad de hábitat no basta para predecir su conectividad. En Toulouse, el hábitat de los mamíferos generalistas cubre el 37,6 % de la zona, pero solo el 22,6 % está conectado, el valor más bajo de las seis ciudades para este perfil: la vegetación existe, pero está dispersa en manchas separadas por el tejido urbano. En Nancy, con el 55,9 % de la zona en hábitat, el 46,2 % está conectado. A la inversa, en La Rochelle el hábitat de los reptiles cubre solo el 17,8 % de la zona, pero el 39,8 % está conectado, mientras que el de las aves de borde forestal, en el mismo territorio, solo lo está en un 12,0 %.

4.3. Enlaces cortados

En el conjunto de las seis ciudades y los cuatro perfiles, 15 272 de los 102 571 enlaces del grafo (14,9 %) están cortados. El 41 % de ellos es redundante, el 15 % aísla una mancha y el 44 % une dos subredes: casi la mitad de los enlaces cortados separa partes de la red que de otro modo quedarían unidas. La parte de enlaces cortados va del 7,7 % (La Rochelle, mamíferos generalistas) al 46,2 % (Tours, reptiles), y en cinco de las seis ciudades los reptiles son el perfil con la mayor parte de enlaces cortados.

En Perpignan, para los mamíferos generalistas, 325 enlaces están cortados: 77 son redundantes, 81 aíslan una mancha y 167 unen dos subredes. Los enlaces que unen subredes se concentran en el tejido urbano central, donde las manchas de hábitat son pequeñas y están separadas por edificios y vías (Figura 6). Son los que indican dónde un paso de fauna o una nueva mancha de vegetación tendrían más efecto sobre la red.

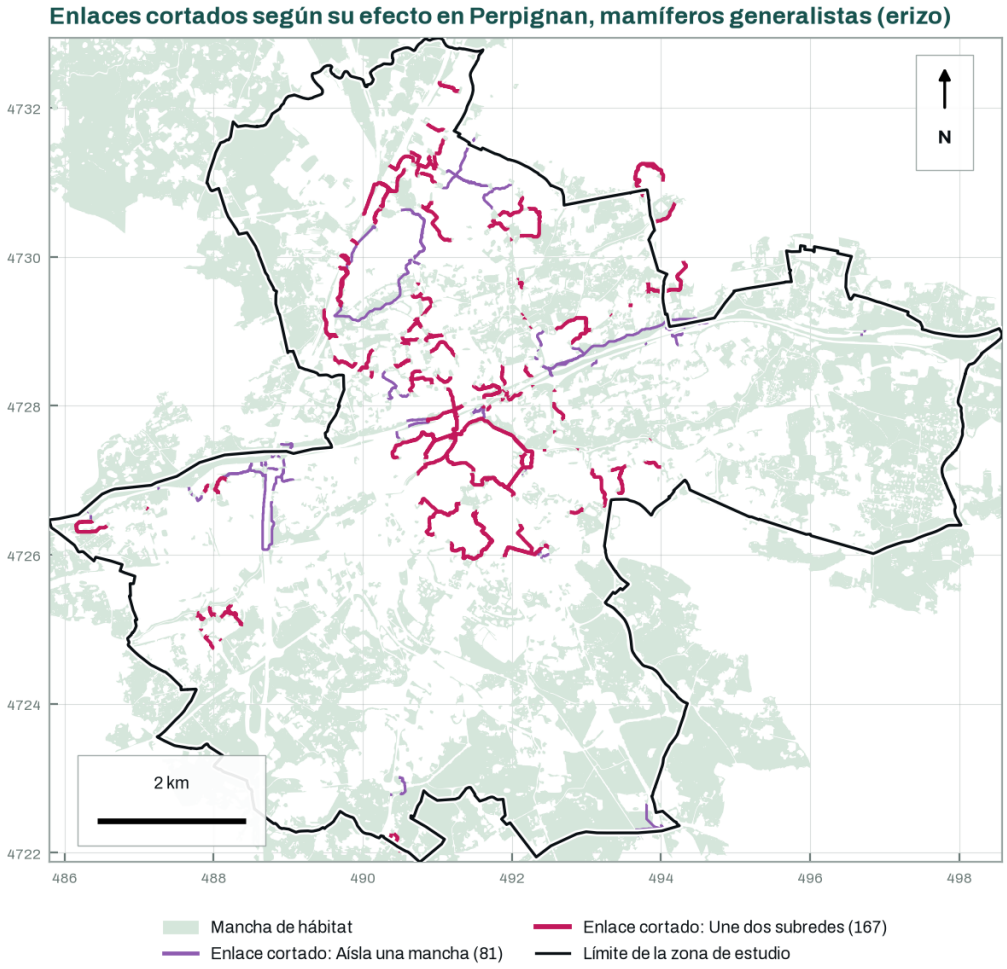


Figura 6. Enlaces cortados según su efecto en Perpignan, mamíferos generalistas. Los 77 enlaces redundantes no se representan.

Fuente: elaboración propia (cobertura del suelo MUR-LC 2025 a 5 m, Murmuration; infraestructuras © colaboradores de OpenStreetMap, ODbL). Coordenadas UTM 31N, en km.

5. Límites y perspectivas

Los datos imponen varios límites. Una carta de cobertura del suelo da una sola clase por píxel. Una copa de árbol sobre una superficie impermeable se lee como hábitat en el suelo, y la conectividad medida en dos dimensiones sobrestima la del verde urbano (Casalegno et al., 2017). Los jardines privados, esenciales para el erizo (App et al., 2022), solo se ven en parte a 5 m. Las vallas, los muros y las barreras de seguridad no figuran en ningún dato abierto y cortan de verdad los desplazamientos en el suelo. El tráfico no se modeliza, ni la contaminación lumínica (Gaston et al., 2013) ni el ruido (Francis y Barber, 2013), que actúan como barreras para muchas especies. La precisión de la cobertura del suelo no se ha medido en las ciudades del estudio.

En cuanto al modelo, los perfiles son genéricos y su precisión ecológica es limitada. Los parámetros de resistencia proceden de tablas de expertos y no de medidas locales (Zeller et al., 2012). Cada enlace se traza como un único camino, como si el animal conociera de antemano el trayecto óptimo. La red hidrográfica queda fuera del estudio, y con ella los anfibios.

En cuanto a la validación, ningún resultado se ha contrastado con desplazamientos observados: los caminos son hipótesis de paso. Es la situación habitual de los estudios de conectividad urbana (Habrich y Fahrig, 2025). Un protocolo de muestreo de campo, con fototrampeo o seguimiento de individuos, permitiría pasar de una conectividad potencial a una conectividad verificada.

Las perspectivas de trabajo son un perfil de anfibios con el tratamiento de la red hidrográfica, la integración de la luz nocturna y del ruido como resistencias adicionales, el seguimiento a lo largo de los años, ya que la cadena puede volver a ejecutarse con cada nueva edición de la cobertura del suelo, y la puesta a disposición del panel en las ciudades piloto. Como se basa en imágenes Sentinel-2 y en OpenStreetMap, de cobertura mundial, la cadena puede aplicarse a cualquier ciudad, incluidas las españolas, directamente con ESA WorldCover a 10 m o, con más detalle, con una cartografía a 5 m producida para la ciudad.

6. Conclusiones

La cadena lleva de la observación de la Tierra a las continuidades ecológicas potenciales de una ciudad: núcleos de biodiversidad, espacios relevo, enlaces funcionales, enlaces cortados e indicadores comparables. Se ha aplicado con los mismos parámetros a seis ciudades de contextos contrastados y produce en cada una el mismo conjunto de resultados, con cuatro redes distintas en lugar de una infraestructura verde indiferenciada. La parte del hábitat conectado va del 8 % al 49 %, depende más del perfil que de la ciudad y no se deduce de la sola cantidad de vegetación.

Su aportación es operativa más que teórica. No propone un método nuevo: reúne métodos reconocidos en una cadena única, automática, apoyada en una cobertura del suelo a 5 m y prolongada hasta un panel legible y la prueba de escenarios. Sus resultados tienen el alcance de un prediagnóstico rápido, que debe confirmarse sobre el terreno antes de cualquier decisión.

Bibliografía

Adriaensen, F., Chardon, J. P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H. y Matthysen, E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, *64*(4), 233–247. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6

App, M., Strohbach, M. W., Schneider, A.-K. y Schröder, B. (2022). Making the case for gardens: Estimating the contribution of urban gardens to habitat provision and connectivity based on hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Landscape and Urban Planning*, *220*, 104347. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104347

Balbi, M., Petit, E. J., Croci, S., Nabucet, J., Georges, R., Madec, L. y Ernoult, A. (2019). Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. *Journal of Environmental Management*, *244*, 61–68. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.124

Barrington-Leigh, C. y Millard-Ball, A. (2017). The world's user-generated road map is more than 80% complete. *PLOS ONE*, *12*(8), e0180698. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180698

Beninde, J., Veith, M. y Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, *18*(6), 581–592. https://doi.org/10.1111/ele.12427

Casalegno, S., Anderson, K., Cox, D. T. C., Hancock, S. y Gaston, K. J. (2017). Ecological connectivity in the three-dimensional urban green volume using waveform airborne lidar. *Scientific Reports*, *7*, 45571. https://doi.org/10.1038/srep45571

Cerema Dter Sud-Ouest. (2025). *Identification des continuités écologiques urbaines, Communauté d'agglomération de La Rochelle.*

Comisión Europea. (2020). *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad de aquí a 2030* (COM(2020) 380 final). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX:52020DC0380

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *34*, 487–515. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Foltête, J.-C., Clauzel, C. y Vuidel, G. (2012). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software*, *38*, 316–327. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002

Francis, C. D. y Barber, J. R. (2013). A framework for understanding noise impacts on wildlife: An urgent conservation priority. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *11*(6), 305–313. https://doi.org/10.1890/120183

Gabriel, K. R. y Sokal, R. R. (1969). A new statistical approach to geographic variation analysis. *Systematic Zoology*, *18*(3), 259–278. https://doi.org/10.2307/2412323

Gaston, K. J., Bennie, J., Davies, T. W. y Hopkins, J. (2013). The ecological impacts of nighttime light pollution: A mechanistic appraisal. *Biological Reviews*, *88*(4), 912–927. https://doi.org/10.1111/brv.12036

Gelmi-Candusso, T. A., Rodriguez, P., Fidino, M., Rivera, K., Lehrer, E. W., Magle, S. y Fortin, M.-J. (2024). Leveraging open-source geographic databases to enhance the representation of landscape heterogeneity in ecological models. *Ecology and Evolution*, *14*(10), e70402. https://doi.org/10.1002/ece3.70402

Habrich, A. K. y Fahrig, L. (2025). Systematic map of urban connectivity research reveals a dearth of validation of connectivity estimates. *Current Landscape Ecology Reports*, *10*, 5. https://doi.org/10.1007/s40823-025-00106-y

McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H. y Shah, V. B. (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, *89*(10), 2712–2724. https://doi.org/10.1890/07-1861.1

Opdam, P., Pouwels, R., van Rooij, S., Steingröver, E. y Vos, C. C. (2008). Setting biodiversity targets in participatory regional planning: Introducing ecoprofiles. *Ecology and Society*, *13*(1), 20. https://doi.org/10.5751/ES-02438-130120

Orden PCM/735/2021, de 9 de julio, por la que se aprueba la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas. *Boletín Oficial del Estado*, 13 de julio de 2021 (BOE-A-2021-11614). https://www.boe.es/boe/dias/2021/07/13/pdfs/BOE-A-2021-11614.pdf

Pinto, N. y Keitt, T. H. (2009). Beyond the least-cost path: Evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. *Landscape Ecology*, *24*(2), 253–266. https://doi.org/10.1007/s10980-008-9303-y

Pundsack, M., Merkens, L., Weisser, W. W. y Mimet, A. (2025). A Copernicus pipeline to create a highly resolved land cover map for modelling urban biodiversity in European cities. *MethodsX*, *15*, 103415. https://doi.org/10.1016/j.mex.2025.103415

Radoux, J., Chomé, G., Jacques, D. C., Waldner, F., Bellemans, N., Matton, N., Lamarche, C., d'Andrimont, R. y Defourny, P. (2016). Sentinel-2's potential for sub-pixel landscape feature detection. *Remote Sensing*, *8*(6), 488. https://doi.org/10.3390/rs8060488

Saura, S., Bodin, Ö. y Fortin, M.-J. (2014). Stepping stones are crucial for species' long-distance dispersal and range expansion through habitat networks. *Journal of Applied Ecology*, *51*(1), 171–182. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12179

Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C. y Rodríguez-Freire, M. (2011). Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, *11*(2), 407–416. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011

Saura, S. y 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*(2–3), 91–103. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005

Saura, S. y Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, *24*(1), 135–139. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.05.005

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2022). *Marco Mundial de Biodiversidad de Kunming-Montreal* (Decisión 15/4). https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-es.pdf

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. y Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, *68*(3), 571–573. https://doi.org/10.2307/3544927

Urban, D. y Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: A graph-theoretic perspective. *Ecology*, *82*(5), 1205–1218. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2

Vogt, P., Riitters, K. H., Estreguil, C., Kozak, J., Wade, T. G. y Wickham, J. D. (2007). Mapping spatial patterns with morphological image processing. *Landscape Ecology*, *22*(2), 171–177. https://doi.org/10.1007/s10980-006-9013-2

Zanaga, D., Van De Kerchove, R., Daems, D., De Keersmaecker, W., Brockmann, C., Kirches, G., Wevers, J., Cartus, O., Santoro, M., Fritz, S., Lesiv, M., Herold, M., Tsendbazar, N.-E., Xu, P., Ramoino, F. y Arino, O. (2022). *ESA WorldCover 10 m 2021 v200* [Conjunto de datos]. Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.7254221

Zeller, K. A., McGarigal, K. y Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: A review. *Landscape Ecology*, *27*, 777–797. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9737-0

CONAMA 2026