

Sellado de suelos, fragmentación y conectividad ecológica en la conurbación de Madrid (España)

Soil sealing, fragmentation and ecological connectivity
in the conurbation of Madrid (Spain)

José María García Alvarado 

josemaga@ucm.es

María Eugenia Pérez González 

meperez@ucm.es

María Pilar García Rodríguez 

mpgarcia@ucm.es

Departamento de Geografía

Universidad Complutense de Madrid (España)

Resumen

La rápida expansión de la ocupación urbana en las últimas décadas está provocando un crecimiento de la impermeabilización del suelo no justificable por el valor del crecimiento de la población, con injustificables agresiones medioambientales. Por ello, se debería optar por una mayor integración de los espacios urbanos con su entorno naturalizado, generando menor huella ecológica, y el mayor valor de resiliencia frente a los fenómenos naturales catastróficos, que se incrementarán según se presentan en los diferentes escenarios de cambio climático. El objetivo del estudio es valorar la intensidad del sellado de suelo como medida de la fragmentación

ecológica, y con la finalidad de aportar algunas medidas que pudieran mejorar la conectividad ecológica a diferentes escalas en Madrid (España). Se utiliza una metodología fácilmente actualizable y gratuita, mediante el libre acceso a las imágenes satelitales Sentinel y a diversas fuentes cartográficas. En 2018, la conurbación de Madrid ya consumió de media el 18,5 % del suelo, con grandes variaciones espaciales (13,33 % al N y 41,41 % al S), por lo que las propuestas de mitigación deberán ser también dispares.

Palabras clave: sellado de suelos; fragmentación ecológica; conectividad ecológica; Madrid; Sentinel2.

Abstract

The fast urban sprawl in recent decades is causing significant environmental aggressions, inherent to development, which causes considerable personal and socioeconomic damages. Therefore, a greater integration of urban spaces with their naturalized environment should be planned, generating less ecological footprint and greater resilience to catastrophic natural phenomena, which will increase according to the different climate change scenarios. The objective of the study is to analyze the ecological fragmentation in Madrid (Spain), and to expose the connectivity measures at different scales. The methodology used is easily updatable, thanks to free access to the Sentinel satellite images and the cartographic sources. In 2018, the conurbation of Madrid already consumed on average 18.5 % of their soils, with large spatial variations (13.33 % to the N and 41.41 % to the S), for which the mitigation measures proposed should also be different.

Key words: soil sealing; ecological fragmentation; ecological connectivity; Madrid; Sentinel 2.

1 Introducción

Los impactos del espacio urbano en la calidad ambiental es un tema de largo recorrido, que empieza décadas atrás con estudios sobre el clima urbano, local y regional (Lowry, 1977; Landsberg, 1981; Bowler et al., 2010), continua por los de sellado de suelos (Blum, 1998; Añó Vidal et al., 2005; Ojeda & Villa, 2006; García Rodríguez & Pérez González, 2007, 2016; AEMA, 2012; García Alvarado et al., 2014; Romero Díaz et al., 2011, 2017; Munafo & Tombolini, 2014; Caballero Pedraza, 2017), hasta extenderse a los múltiples problemas ambientales de la ecología urbana, con efectos también globales (Grimm et al., 2008; Ramalho & Hobbs, 2012, entre otros). En Europa, desde que en 1994 se celebrara la primera cumbre

europea de ciudades y pueblos sostenibles (en la ciudad de Aalborg), se reconoce a las ciudades mismas como portadoras de un modo de vida causante de una gran cantidad de problemas ambientales (Carta de Aalborg), y se insta a los gobiernos locales a desarrollar programas a largo plazo, para avanzar hacia un desarrollo sostenible, dándole un marco de actuación a través de la Agenda 21. Estos planteamientos y objetivos han sido revalidados y ampliados en la reciente agenda 2030.

Entre los principales problemas de la expansión urbana destaca el sellado antropogénico del suelo, entendido como “el proceso de sustitución de la cobertera natural de forma permanente por material impermeable artificial, como cemento o asfalto” (AEMA, 2012). El sellado del suelo tiene como efectos negativos irreversibles la impermeabilización del terreno y la modificación de los ecosistemas naturales, alterando las funciones ecológicas del suelo y los flujos de materia y energía (García Alvarado et al., 2014). También es significativo el papel de la ciudad en cuestiones de incremento del efecto invernadero y cambio climático. De modo que, a partir del acuerdo de París sobre este tema, firmado en abril de 2015 (COP 21, 2015), hay una apuesta clara por una urbanización sostenible, como modo de paliar los efectos nocivos al clima. Así, queda de manifiesto la importancia de la urbanización, bien en modo de adaptación, o bien formando parte de las acciones mitigadoras del cambio climático.

Cada vez con más fuerza mediática y mayor presencia política, académica o científica, la ocupación urbana es señalada como el origen de las mayores agresiones medioambientales (Rullán Salamanca, 2012). Efectivamente, desde el complejo mundo político, ideológico, técnico, científico, e incluso artístico, que puede etiquetarse como de “conservación de la naturaleza”, algo ha empezado a cambiar en esta descalificación genérica de lo urbano por contranatural, en el pensamiento de sinonimia entre insostenibilidad ambiental y ocupación urbana. En la propia planificación, gestión y gobernanza urbanas, ya tienen presencia activa los criterios ambientales. El nuevo marco de ciudades inteligentes o Smart Cities (Caragliu et al., 2011), se puede presentar como una oportunidad para hacer espacios urbanos de mayor calidad ambiental en sí mismos, generadores de la menor huella ecológica posible, y un valor más elevado de resiliencia, frente a fenómenos naturales catastróficos o simplemente adversos. En definitiva, se perfila un enfoque alternativo de ecología urbana a través de la arquitectura del paisaje y la planificación (Pickett et al., 2001, AEMA, 2015).

Por otro lado, después de más de veinte años de experiencias, hallazgos, innovaciones técnicas arquitectónicas y urbanísticas de la llamada ciudad bioclimática, las grandes aglomeraciones no

han conseguido renaturalizar la ciudad hasta el punto que permita una permeabilidad ecológica con su entorno no urbano, y mucho menos con sus espacios naturales protegidos. Los casos contrarios sólo son puntuales en algunos barrios residenciales, en rehabilitación urbana o en pequeños núcleos. Estudios profesionales y empresas de arquitectura e ingeniería ofertan cada vez más este “modo” de edificación y urbanización, ya no tan nuevo, pero de implantación poco generalizada en nuestro crecimiento y reformas urbanas.

Al abordar la sostenibilidad de los espacios urbanos se parte de múltiples contextos, con tantas casuísticas como ciudades y tipos de entornos puedan definirse. En general, a los espacios fuertemente urbanizados, con alta “artificialización” del espacio geográfico, se oponen los Espacios Naturales Protegidos, con baja densidad de población y, por ende, de escaso sellado de suelos. También en su ubicación están los dos extremos: Parques Naturales en áreas muy despobladas, y otros contiguos a grandes metrópolis mundiales. Unido a este hecho está el reto actual de la apuesta por la conexión ecológica entre estos espacios, o entre las ciudades y su entorno no sellado, en el que la permeabilidad ecológica sea posible, aunque no óptima (tierras de cultivo, campos abandonados, etc.).

Los espacios naturales protegidos (EENP) y su conectividad ecológica, puede ser uno de los retos más importantes para la transformación de su funcionalidad y sentido como “naturaleza museos”, espectaculares y exóticas, como admirable marco para un turismo receptor del “urbanita público”, en una auténtica red conectada de espacios de gran valor, ambiental, ecológico, y garante del mantenimiento de la geo-biodiversidad, y del patrimonio cultural, del que forma parte el natural. No obstante, cabe plantearse si el aislamiento de un espacio natural, sin conexión con su entorno y otros espacios naturales, realmente puede sobrevivir, y conservarse como tal.

Son relativamente recientes los conceptos de redes y corredores ecológicos como conexiones de espacios naturales protegidos o dignos de protección especial, y necesitados de un régimen jurídico protector adecuado (López Ramón, 2017). Lo que sí parece haber tenido lugar, es una irrupción de estos en la planificación territorial tradicional (Boyd, 2004), apareciendo una demanda tanto local como internacional. Así, ante la inevitable fragmentación de hábitats naturales por la ocupación urbana, por grandes infraestructuras energéticas, de transportes e hidráulicas, también deberán tener cabida estos corredores ecológicos.

Un primer avance a pequeña escala se plasma en el Informe de la WWF “Autopistas Salvajes” para la Península Ibérica (2018), en el que se propone una red estratégica de corredores

ecológicos, y se definen, en oposición, las áreas críticas de conectividad. Entre los primeros, se establecen hasta doce grandes rutas, diseñadas a través de los principales ejes montañosos y fluviales, con los que se pondrían en contacto la mayor parte de los Espacios Protegidos de la Red Natura 2000 del territorio peninsular español. Entre los segundos, son las áreas metropolitanas altamente selladas, las que, en toda lógica, aparecen como las de mayor resistencia, seguidas de las áreas agrícolas, en tanto que los valles fluviales y las agrarias forestales o montañosas son más permeables y constituyen la mayor continuidad de hábitat para las especies seleccionadas. Así, la ocupación urbana y la extensión de áreas suburbanas de las ciudades región, no sólo son consumidoras de patrimonio natural, sino que contribuyen a aumentar considerablemente la fragmentación y el espacio quebrantado.

El otro conjunto de elementos que contribuye a la fragmentación ecológica por sellado de suelos son los elementos lineales: las grandes infraestructuras de transporte, generación y transporte de energía, y todos los “ductos” con edificación en superficie. De este modo, son igualmente abundantes los trabajos y métodos en la lucha contra la segmentación ecológica por causa de infraestructuras lineales y otras formas de ocupación del suelo (Ministerio del Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2010; Gurrutxaga, 2011; Herrera Calvo & Díaz Varela, 2013; Mulero Mendigorri, 2018).

De la variedad de posibilidades metodológicas para abordar el problema del sellado y la fragmentación ecológica, resulta especialmente atractiva la aplicada por Gurrutxaga (2004), por su vinculación a la dinámica y a los patrones de los paisajes geográficos. Si bien en este caso se aborda esa misma aproximación a un espacio de fuerte componente urbano.

Desde comienzos de la segunda década del siglo XXI se introduce un nuevo concepto en el campo de la conectividad ecológica con la incorporación a la planificación metropolitana del concepto infraestructura verde (Herrera Calvo & Díaz Varela, 2013). En España llegó a la redacción de la estrategia estatal de infraestructura verde y de la conectividad natural, que cabría esperar paliara alguno de los impactos provocados por la fragmentación ecológica y el sellado de suelos. Al amparo de esta estrategia se elaboró el documento “Bases científico-técnicas para la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y restauración ecológicas (Ministerio de Agricultura Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, 2017). El resultado de los 16 grupos de trabajo de dicho documento supone un auténtico “vademécum” científico – en lo que de conceptual tiene; y metodológico, por la incorporación de métodos aplicados desde

diferentes disciplinas del territorio; y, por último, varios documentos de directrices para la planificación.

Al grado de conectividad natural le enriquece la nueva actitud de “infraestructura verde”, definida como “red estratégicamente planeada de zonas naturales y seminaturales de alta calidad” (AEMA, 2011). Esta estrategia tiene gran valor por su “escalado” (local, nacional, regional e internacional) de forma que una infraestructura verde va desde un “seto” a otros espacios paneuropeos, en palabras de la propia Comisión (Cinturón verde europeo, Corredor Alpes Cárpatos). Gracias a las posibilidades financieras de esta iniciativa se han hecho muchos avances tanto en temas críticos ambientales crónicos, como en planificación, y en el desarrollo de herramientas para el análisis y la gestión de la infraestructura verde y, especialmente, en el marco legislativo normativo (Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológica, BOE» núm. 227, de 22 de septiembre de 2015).

Entre las diferentes modalidades de fragmentación del espacio, de rupturas de continuidades de hábitats, y teniendo en cuenta el concepto de “infraestructura verde”, se ha elegido la ocupación urbana como forma de uso a la que concedemos a priori una alta capacidad de modificación de valores ambientales, por lo que tiene de interrupción y alteración de una natural sucesión de paisaje y ecosistemas. Además, supone un elemento que transforma las variables naturales, que conforman la dinámica y fenomenología de los paisajes naturales.

Por tanto, las acciones de la estrategia estatal sobre infraestructura verde, vienen a completar el trabajo de identificación y planificación de corredores ecológicos que elaboran todas las comunidades autónomas, al amparo de una abundante normativa reguladora, y estrategias nacionales (MITECO, 2008). Sin embargo, se desconoce su incidencia y traslado a la ordenación efectiva del territorio; a la planificación urbana real; y a la ejecución de proyectos en nuevos desarrollos urbanos. Son mayoría los posicionamientos que ven en los corredores biológicos un gran conjunto de efectos ambientales positivos que ayudan a la conservación de estos espacios naturales (García Quiroga & Abad Soria, 2014). Con todo, no faltan quienes se formulen la pregunta de si los corredores ecológicos son realmente beneficiosos, o tienen consecuencias negativas y hasta perniciosas de cara a la conservación de los espacios (en su virtualidad de “naturales”), tales como facilitar especies invasoras o predadores que antes no accedían, sobreexposición de especies protegidas a estos predadores, propagación de plagas, etc. Y quizás también se plantea si el coste económico de su mantenimiento es acorde con unos

beneficios, que algunos defienden no están contrastados científicamente (Min. Medio Ambiente, Rural y Marino, 2010).

2 Área de estudio y objetivos

Al abordar el área de estudio se precisa contextualizar el proceso de sellado antropogénico y sus consecuencias en la fragmentación natural en el contexto nacional.

España, dada su orografía y extensión, no tiene en términos absolutos, ni una elevada densidad de población, ni una ocupación urbana expandida por igual en todo el territorio, por lo que se sitúa entre los países europeos con menor superficie de suelo sellado (3,4 %, ISPRA, 2018). Este valor aislado positivo oculta otra realidad, pues existen unas cuantas regiones de gran concentración urbana, que en las pasadas décadas han tenido una expansión urbanizadora, no siempre explicable con su dinámica demográfica. Se da la paradoja de crecimientos urbanos con decrecimientos o estancamientos demográficos, hecho que fue suficientemente denunciado en el Manifiesto por una “Una Nueva Cultura del Desarrollo” (AGE & Colegio de Geógrafos, 2006). Estas y otras dinámicas expansivas urbanas se han dado en numerosas regiones españolas, de modo que la impermeabilización del suelo fragmenta los numerosos espacios naturales protegidos de su territorio, (Figura 1). No obstante, en esta representación espacial, los municipios que aglutinan las diferentes conurbaciones son muy dispares, pudiendo enmascarar el suelo real consumido, como es el caso del sur y sudeste peninsular español. Una incorrecta interpretación de esta figura y de su fuente, daría a entender que la segunda mayor conurbación del país se sitúa en los municipios de Sevilla-Utrera-Carmona, (Tabla 1). La relación de las posiciones de extensión, población y densidad sugieren interesantes peticiones de causa, si bien no es el lugar para ello, tan sólo mostrar la importancia que puede tener la modalidad del tipo de urbanización en el tema de la fragmentación ecológica *urbs causa*.

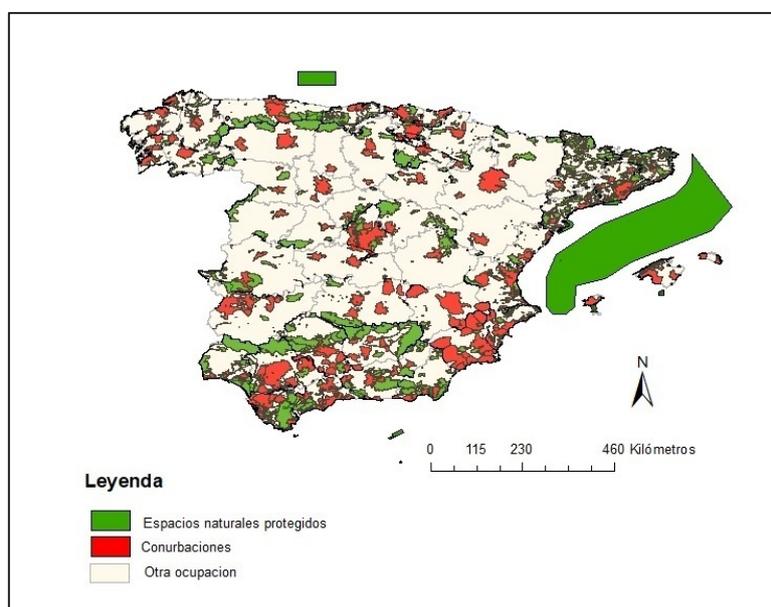
Aquí se ha optado por analizar la región urbana de Madrid, pues además de figurar en la citada tabla como la primera en población y extensión, su centralidad y el modelo de desarrollo radial dan lugar a una gran ocupación similar a la de los países europeos de mayor consumo de suelo, como son Holanda (12,1 %), Bélgica (11,4 %), Luxemburgo (9,8 %) o Alemania (7,4 %), (ISPRA, 2018). Países que, quizás por ello se han adelantado en tomar medidas mitigadoras de estos efectos, como soterramientos de vías rápidas, ecotúneles, corredores ecológicos, pasos elevados de fauna etc., entre otras acciones más amplias de integración ambiental de nuevos proyectos.

Tabla 1. Datos de las primeras conurbaciones españolas según extensión

CONURBACIÓN	Nº MUNICIPIO	POBLACIÓN	km ²	DENSIDAD
Madrid	94	6 395 859	4945,2	1293,4
Sevilla-Carmona	30	1 381 642	3274,1	422,0
Zaragoza	18	747 377	2289,6	326,4
Albacete	4	178 367	1993,8	89,5
Cáceres	5	106 328	1966,8	54,1
Barcelona	95	4 640 034	1752,4	2647,7
Lorca	1	91 906	1675,2	54,9
Valencia-Sagunto	56	1 755 349	1529,8	1147,5
Badajoz	3	152 338	1525,4	99,9
Córdoba	2	330 300	1470,0	224,7

Fuente: elaboración propia a partir de AUDES (2011)

Figura 1. Conurbaciones y espacios protegidos en la España peninsular y Baleares



Fuente: elaboración propia a partir del Mapa de Espacios Naturales Protegidos MITECO (2018) y AUDES (2011)

En la Comunidad de Madrid contamos con el precedente de la obra técnica sobre Planificación de la red de corredores ecológicos (2010), trabajo en el cual el área urbana de Madrid se

muestra más como obstrucción que como posibilidad de conexión ecológica. La megalópolis de Madrid ha constituido una primera parte de esta línea de trabajo, iniciada con la medida del sellado del suelo (García Rodríguez & Pérez González, 2016; García-Alvarado et al., 2014, 2018). Este sellado fragmenta los espacios naturales o naturalizados de la Comunidad de Madrid, que circundan a la urbe, y que en algunos sectores se introduce en ella, en forma de patrimonio cultural-natural. Madrid es un ejemplo muy ilustrativo de la complejidad de relaciones entre los extremos que se vienen planteando, medio antropizado, medio natural. La elección de Madrid obedece a que es el espacio urbano más poblado y dilatado de España, inserto en una región central que pierde peso demográfico de manera general, pero que lo gana de forma lineal a través de municipios englobados en su proceso de ampliación metropolitana.

El objetivo de este trabajo es analizar la relación entre el suelo sellado y el espacio natural de la conurbación de Madrid, por ser la de mayor entidad del territorio peninsular español, y por tratarse de un espacio urbano con un posicionamiento central rodeado de y conteniendo, numerosos espacios protegidos, no solo ya desde el punto de vista natural, si no como parte de un patrimonio mixto cultural-natural merecedor de las medidas de protección disponibles en nuestro ordenamiento. Este trabajo es acorde con los niveles de protección de los espacios naturales con alto valor geológico, ambiental, e interés arqueológico y paleontológico, contemplado en el Catálogo del Plan General de Ordenación Urbana de Madrid, del Ayuntamiento de Madrid (revisión de 2013).

El municipio de Madrid dice tener un “Patrimonio Verde” de más de 6 000 ha, de parques histórico-artísticos, parques forestales, y zonas verdes de menores dimensiones. Es importante ahora, ver cómo pueden aprovecharse estos espacios para favorecer la permeabilidad ecológica ambiental de Madrid con su entorno, y de Madrid en su interior urbano. El indicador de m² verdes/habitantes, que Madrid dice estar en 18, con ser apreciable, requiere de metodologías de detección y análisis espacial, que realmente estudie como se imbrica ese valor con el área sellada. No cabe duda, aunque lo parezca, que no son sinónimos patrimonio natural e infraestructura verde, pues puede concebirse en una planificación una infraestructura verde, que no necesariamente sea patrimonio natural.

En esta línea incorporamos como objetivo la propuesta de intentar reconfigurar y aprovechar ese “infraestructura verde” para mejorar la permeabilidad ecológica mediante la potenciación de pasillos verdes que permitan corredores biológicos del mayor y más amplio espectro posible. No como infraestructura verde, novedosa y de costoso mantenimiento, con poca o ninguna

vinculación con nuestro medio natural, para salvar la mala prensa ambiental del hecho urbano como producción especulativa, sino como una adaptación necesaria del espacio artificial con las características bioclimáticas de medio geográfico. Volver a esa vinculación perdida por el desarrollismo sería posible ahora con los instrumentos y medios de la Europa que quiere valorar, mejorar, y reconstruir su patrimonio verde.

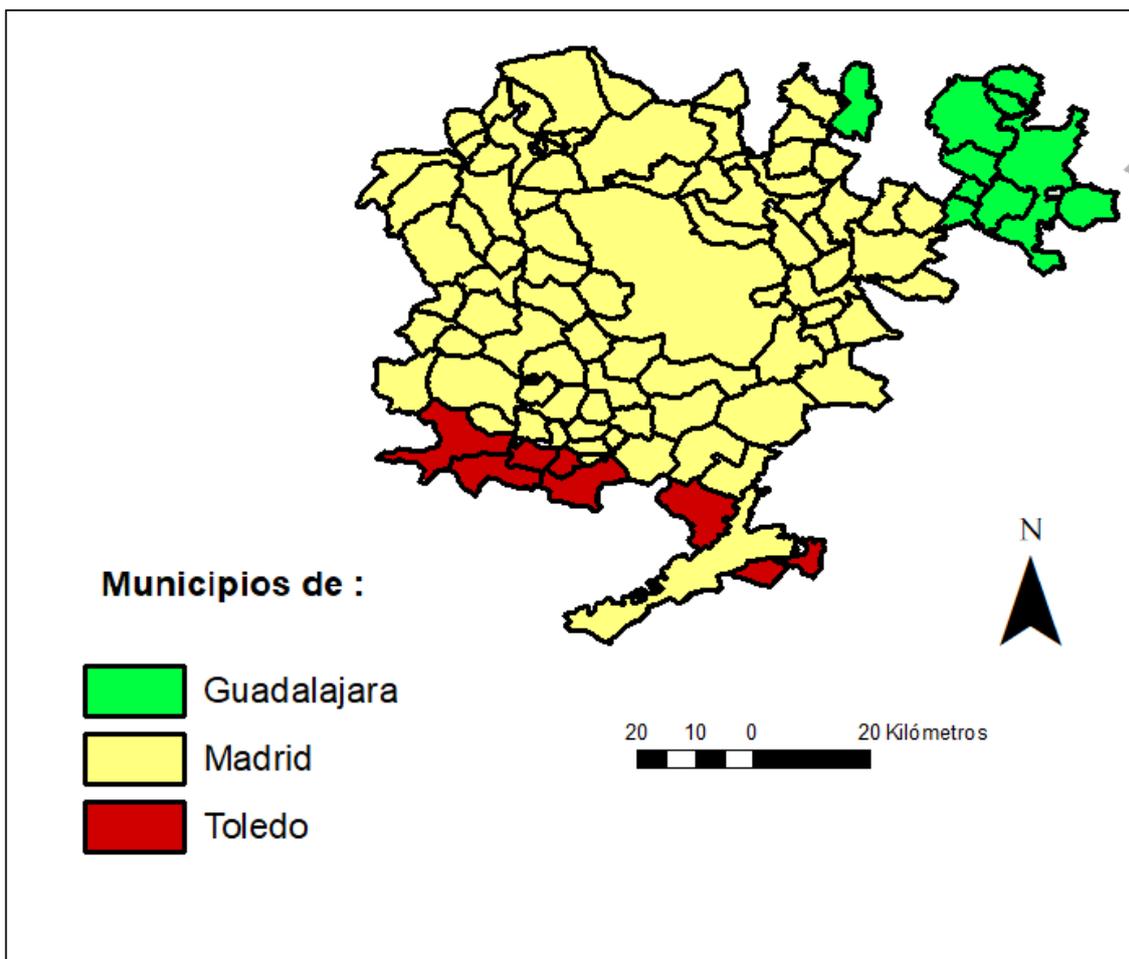
No cabe duda que hay una intencionalidad de “verdiurbanizar” para contrarrestar el daño ecológico asociado al urbanismo, en una clara apuesta donde el suelo no impermeabilizado tenga más ponderación que otras disposiciones edificatorias buscadoras de lucro inmediato. Estos criterios deberían ser tenidos en cuenta tanto para nuevos desarrollos urbanos como para regeneración de espacios urbanos obsoletos. Reconversiones de uso aprovechables para las mejoras en sentido ambiental.

3 Metodología

La primera fase del trabajo ha consistido en delimitar el actual espacio urbano de Madrid. Aquí, a efectos de no entrar en disquisiciones metodológicas sobre hasta dónde llega o no llega el área urbana, hemos adoptado el espacio delimitado en Madrid en la categoría de “Conurbación” por el Proyecto AUDES (2011), con algún retoque puntual de cara a su actualización y coherencia territorial, como incorporar zonas aisladas dentro del conjunto que aparecían excluidas, o zonas no contiguas, como enclaves administrativos extraterritoriales.

Con este criterio, la conurbación de Madrid queda definida por 109 municipios madrileños, 11 de Guadalajara y 8 toledanos (Figura 2).

Figura 2. Municipios integrados en la conurbación de Madrid



Fuente: elaboración propia a partir de AUDES (2011) e IGN (2018)

La segunda fase, cartográfica y analítica, se ha elaborado a partir de información raster y vectorial, disponibles en abierto y gratuita. Entre la primera, se han escogido imágenes del satélite europeo Sentinel 2-A/ B (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), que con una revisita de 5 días, facilitará actualizaciones posteriores y garantiza la selección de imágenes sin nubes. Además, las 13 bandas de los canales visibles e infrarrojos resultan básicas para discriminar las diferentes coberturas del suelo, tanto las propias del hábitat urbano, como los espacios naturales, naturalizados y/o degradados, pero no sellados.

Con el objetivo de poder cartografiar todo el espacio urbano y evaluar la fragmentación del territorio se procede al tratamiento básico de las imágenes Sentinel, que consiste:

- Delimitación de la conurbación madrileña a los límites del trabajo (Audes, 2011; IGN 2018).
- Selección y mosaico de imágenes Sentinel con una nubosidad < 5 %, correspondientes al 18 y 29 de enero de 2018, de las escenas T30UK, T30VK y T30VL (archivos: .JPG2000 y .img).
La selección de esta fecha viene condicionada por un doble objetivo: su actualidad, para que

registre toda obra urbana, y que espectralmente se discrimine con claridad el espacio construido del suelo natural o no sellado.

- Corrección atmosférica mediante el módulo SenCor de la toolbox libre SNAP (SentinelApplicationPlatform) desarrollado por la ESA.
- Mejoras espectrales y radiométricas que faciliten diferenciar las categorías del uso y ocupación del suelo. Entre estas se escogieron finalmente la ecualización del histograma, los componentes principales, transformación de RGB a IHS y a color natural.
- Clasificación supervisada con 10 clases informacionales (agua, forestal, arbustivo-pastizal, erial, barbecho, cultivos, suelo desnudo, infraestructuras viarias, urbano e industrial), realizada mediante la regla paramétrica de máxima probabilidad.
- Mejora de la clasificación mediante suavizado de clases mediante filtro de vecindario 5x5 y reclasificación de errores puntuales.

Las mejoras y clasificación de las imágenes de satélite se han realizado con el software Erdas Imagine 2016.

La información vectorial se ha obtenido del Centro de descargas del Instituto Geográfico Nacional, correspondiente al límite del espacio urbano, los municipios y entidades de población. Finalmente, todo el conjunto de información y salidas cartográficas se han realizado con herramientas de SIG, que permiten unificar y combinar información de diferentes fuentes y escalas.

4 Resultados y discusión

4.1 Sellado y fragmentación del medio natural en Madrid

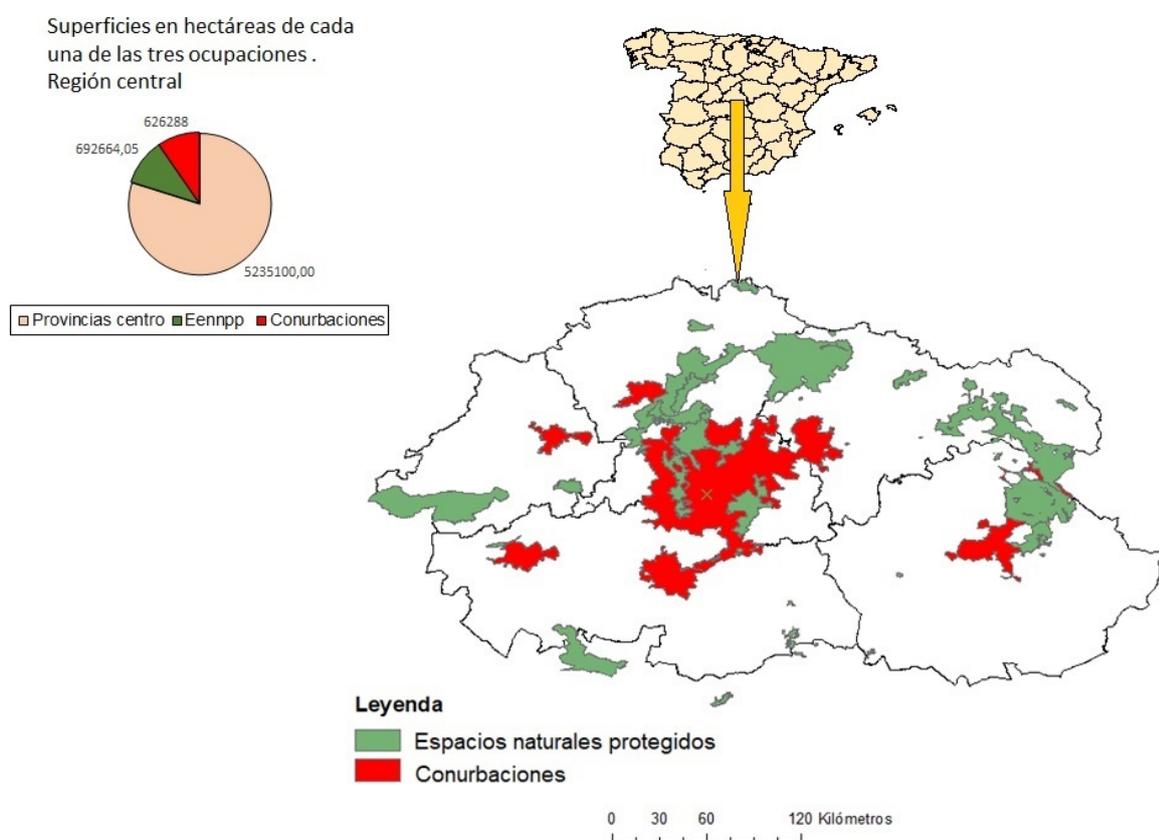
La variedad natural que presenta la conurbación de Madrid, y que se traduce en una cierta importancia de su geodiversidad, con diferentes ecosistemas o paisajes, desde las cumbres de Peñalara a las vegas del SE (de 2428 a 495 msnm respectivamente), o desde las arenas del W a los yesos del E, tendría sus transiciones, a no ser por la ocupación urbana, y el consiguiente sellado de suelo. Hay significativos ejemplos de que la conexión ecológica no se rinde por los asfaltos o edificios, pero aun así, otro elemento más irrumpe con las especies alóctonas introducidas por jardinería, plagas de variadas especies, tanto vegetales como animales, o crecimientos desproporcionados.

En este caso, Madrid, es la mayor área metropolitana de España, y con 4945 km² de conurbación está formada por un tejido urbano muy heterogéneo y rodeado de espacios menos transformados, con diferentes figuras de protección. Solamente la conurbación Sevilla—Utrera—

Carmona, y la de Zaragoza, se le aproxima en extensión (Tabla 1). Sin embargo, Madrid y Barcelona, serían los espacios urbanos donde mayor solapamiento parece producirse entre ciudad y espacio natural protegido.

La región central representada aquí por las provincias de Madrid y las cinco colindantes, ofrece un mosaico de una gran área central, formado por Madrid-Guadalajara, y cinco pequeñas conurbaciones de Segovia, Ávila, Talavera, Toledo y Cuenca (Figura 3).

Figura 3. Extensión de la conurbación de Madrid y de los espacios naturales protegidos próximos



Fuente: elaboración propia a partir de Mapa de Espacios Naturales Protegidos 2018 (MITECO, 2018) y AUDES (2011)

Dos son los extremos que hacen idónea la región central en general y Madrid en particular, pues otras conurbaciones españolas tienen un patrón espacial diferente, bien están cortadas por el mar (Barcelona, Valencia o Málaga), se alinean a lo largo de un gran eje fluvial (Sevilla-Córdoba, bajo Guadalquivir), o por una gran depresión tectónica (Tuy-Santiago de Compostela). En el caso de Madrid, hay un gran centro urbano denso, antiguo y consolidado, y otros cinco, con

sus respectivas ciudades históricas también consolidadas (Segovia, Cuenca, Toledo; Talavera y Ávila). En todas ellas hay crecimiento en la forma de periurbanización, pero es en Madrid, donde este es más intenso y puede ofrecernos un buen muestrario de conflicto. Esto nos lleva a entroncar este trabajo con los proyectos de la Agencia del Medio Ambiente relativo a la evolución de los usos del suelo y las áreas periurbanas (PLUREL, 2017 & PURPLE, 2019).

El modelo de ocupación es similar al de otros espacios peninsulares, donde se combinan áreas ocupadas por la urbanización, espacios protegidos y un resto que podemos hablar de otros tipos de ocupaciones. Este esquema es muy similar al que señalan otros autores (Rodríguez & Martínez, 2019), si bien en este caso atiende a “áreas artificiales, áreas artificiales en expansión, y áreas protegidas”.

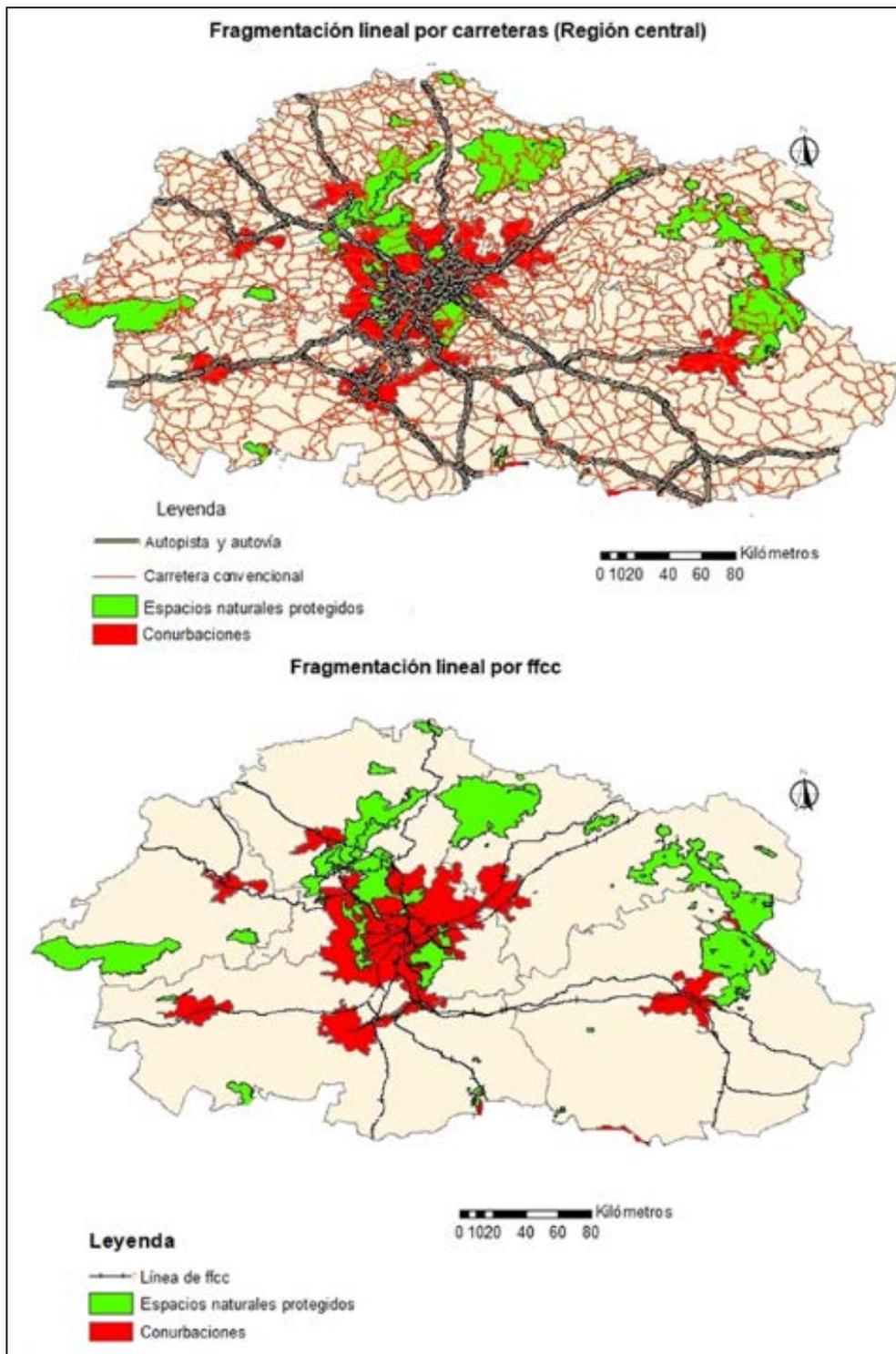
Con todo, insistimos, la fragmentación ambiental o ecológica no es solo un problema, por muy importante que sea, para las áreas protegidas, sino que se considera la necesidad del estudio de la fragmentación ambiental en cualquier territorio, con propuestas mitigadoras, independientemente de la forma del bloqueo natural.

De ahí que el elemento primario que produce esas barreras son las infraestructuras lineales; formadas por autopistas, autovías, carreteras convencionales y vías ferroviarias (Figura 4).

Como puede apreciarse la red viaria de carreteras convencionales con su denso tejido sería el primer elemento sobre el que establecer acciones que las “permeabilicen” (Gill et al., 2007). La mayoría de los espacios naturales protegidos de esta región centro cuentan con estas vías en su interior, a excepción de aquellas muy pequeñas, como por ejemplo el Valle de Iruelas (Ávila) o el Barranco de Río Dulce (Guadalajara). Un estudio de adaptación de las vías convencionales a mayores valores de permeabilidad sería una de las primeras grandes actuaciones. Quizás no sean las mayores barreras a la conexión ambiental, pero sí son importantes por su necesidad como viales y, sobre todo, por lo numeroso de su kilometraje.

En la conurbación de Madrid son ejemplos conocidos los túneles de El Pardo, construidos para solucionar el cierre de circunvalación noroeste, M-40, preservando la integridad de dicho Monte; los falsos túneles de Boadilla y Valdepastores; y las obras de permeabilización de la M.501. Caso excepcional, de magna obra pública ha sido el soterramiento de una parte importante de la M-30, si bien esta obra no ha tenido como objetivo primordial el incremento de conectividad ambiental. Mención especial hay que hacer al Parque Lineal del Manzanares, que se vino arrastrando desde el Plan General de 1985, y hoy, su unión con Madrid Río puede dar la oportunidad a un espacio verde, lineal e intraurbano, para propiciar un corredor ambiental.

Figura 4. Fragmentación lineal por red viaria de carreteras y ferrocarril

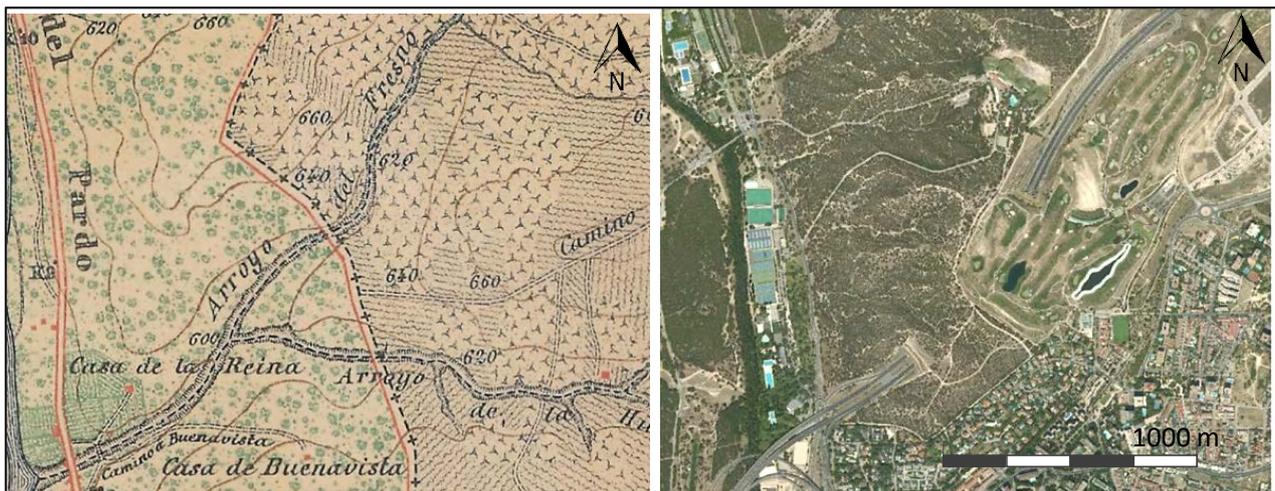


Fuente: elaboración propia a partir del Mapa de Espacios Naturales (MITECO, 2018) y del Mapa Redes de Transportes Por Modos (IGN, 2018)

En el primer ejemplo, la presión ciudadana, tanto para la preservación de dicho monte, como para solucionar el tráfico de la zona, dio como resultado un soterramiento parcial de la M-40, a fin de que no seccionase un espacio natural de gran valor ambiental, patrimonial, e histórico. No

obstante, si se observa la imagen (Figura 5), la barrera supone casi un km de autopista, del cual sólo poco más de trescientos metros están soterrados, que son los que realmente se han salvado de la ocupación. Mayor barrera ambiental supone para los encinares y bosques de la Zarzuela, donde la autovía urbana, M-40 tan solo se soterra para salvar el Hipódromo del mismo nombre.

Figura 5. Detalle de la Hoja 559 del MTN, Ed. 1875 (izq.)
y respuesta de "conectividad al NW de Madrid (dch.)



Fuente: IGN, MTNE. 1:50 000 (1875) y Mosaico PNOA hoja 559 (2018)

Otra solución similar, con matices diferentes y en tiempo distinto, se utilizó en el cierre Oeste de la ciudad en la M-50 con los túneles (o falsos túneles) de Boadilla y de Valdepastores. Otro caso más, y también con cierta polémica, fue el de la M 501, carretera convencional conocida como "carretera de los pantanos", que se transforma en autovía en medio de una gran polémica por su trazado y una gran oposición a esta conversión. Quizá por esta razón, entre otras, se levantaron dos pasos elevados de fauna y 43 pasos inferiores. La mejora de la permeabilización y la de la integración ambiental, se encontraron en los planes de seguimiento ambiental de la explotación de esta vía, así como en su plan inicial y sucesivos planes de vigilancia ambiental de la explotación de esta vía (Comunidad de Madrid, 2015).

Las vías rápidas, como autopistas y autovías, tienen por su efecto de pantalla o barrera un reto mucho más exigente, por lo que habría que plantearse un plan general para el establecimiento de ecoductos, pasos de fauna, ecotúneles, o soterramientos parciales en lugares estratégicos, que minimice esta fragmentación lineal, como ya están integrados en otros países.

4.2 Uso de imágenes de satélite en la identificación y medida del sellado y la fragmentación natural

Para la actualización rápida del espacio natural y construido, hoy en día se dispone de una amplia variedad de imágenes de satélite, que facilitan no sólo la visualización completa del territorio, sino que, gracias a la información espectral permite medir diferentes componentes del terreno, no siempre visibles en las fotografías convencionales (Shen et al., 2017). Aquí se muestra el espacio urbano de Madrid (infraestructuras, edificaciones y otras superficies selladas) en la combinación de canales infrarrojos y rojo (B12-B11-B4) de la imagen del satélite Sentinel 2, que representa en tonos amarillos el suelo sellado, tanto de la gran ciudad como de los núcleos circundantes (Figura 6). Todos los cascos históricos, con predominio de cubiertas de teja, tanto de Madrid, como de otros municipios menores, se registran en esta combinación en tonos rosados, aunque su emplazamiento y patrón espacial los discrimina bien de los suelos del mismo tono y diferentes coberturas (parcelas en barbecho o eriales).

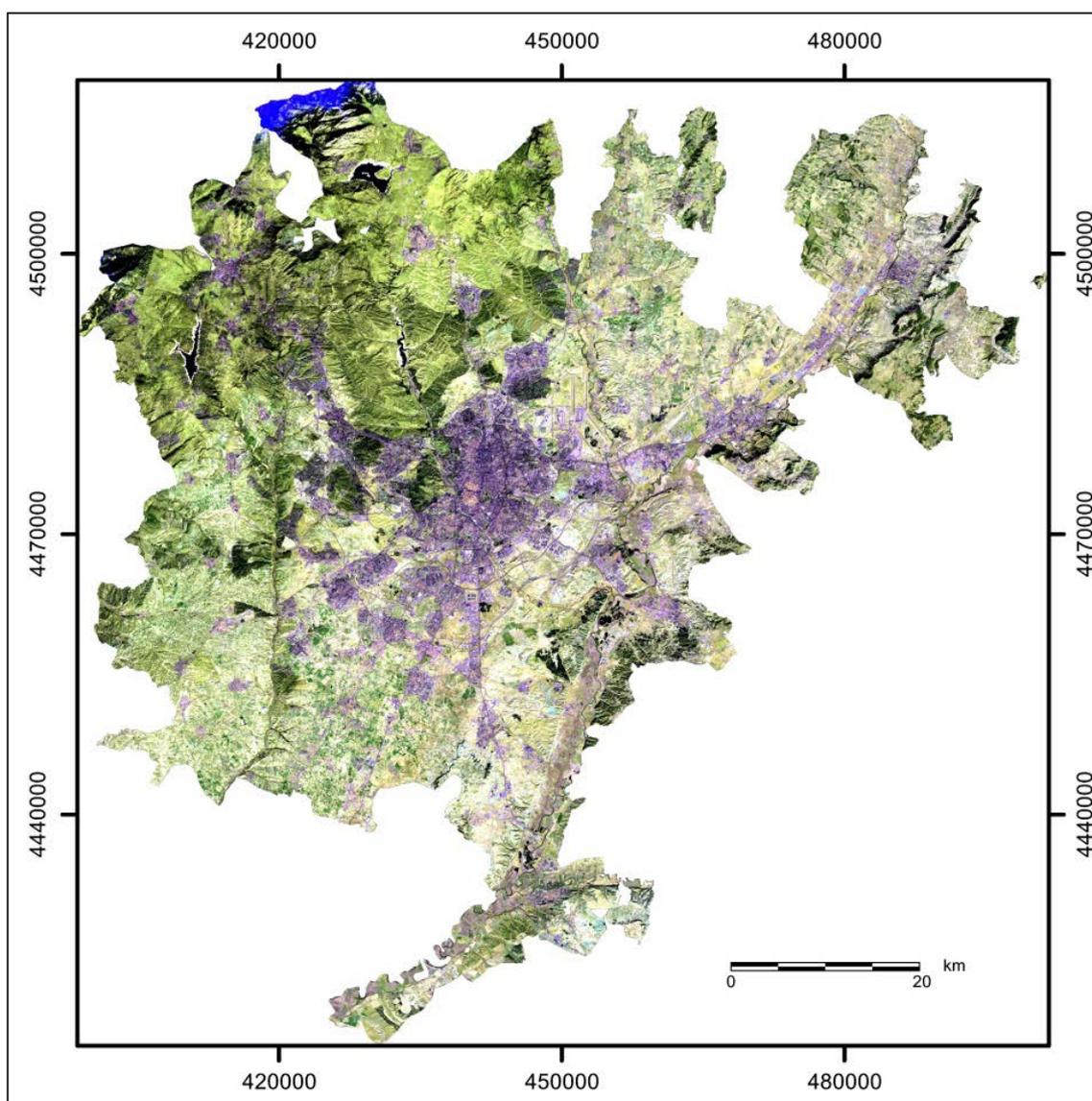
En esta primera aproximación se advierte la gran fragmentación del tejido urbano y viario de la conurbación de Madrid, entre el sector NW, de sierra y campiña, que disfruta de una gran extensión de espacios protegidos (Parque Natural de la Cuenca Alta del Manzanares y Monte de El Pardo), y el centro y SE, de transición entre la campiña y las vegas de los ríos Henares, Jarama y Tajo, en el que la orografía más llana ha facilitado, entre otros factores, la expansión de la mayor parte de suelo industrial y urbano de la región, (Figura 6).

A grandes rasgos la separación de espacios “naturales” (no sellados) se establece de forma bastante compacta por la gran urbe, y a modo lineal, radial y concéntrico, a través de los principales ejes viarios. Sólo las urbanizaciones abiertas tienen menor impacto ambiental, pero son las menos frecuentes, dado su mayor valor relativo de suelo. A cada tipo de ruptura habremos de plantear posibles medidas minimizadoras, que reviertan al ecosistema parte de la transición natural perdida. De este modo, conocer la distribución espacial del uso del suelo a establecer los posibles conectores que minimicen los daños inherentes al desarrollo urbano.

Para evaluar la distribución y superficie ocupada del suelo sellado, que fragmenta el espacio más natural, se ha realizado una clasificación supervisada mediante la regla paramétrica de la máxima probabilidad. En primer lugar, se obtuvo esta clasificación a partir de la imagen Sentinel 2 de enero de 2018, fecha en la que las superficies artificiales se detectan mejor, visual y espectralmente. En una segunda fase, el norte de la imagen, correspondiente a la Sierra de

Guadarrama, se fusionó con otra imagen de verano para evitar la clase “nieve”, que enmascara a otras superficies de interés.

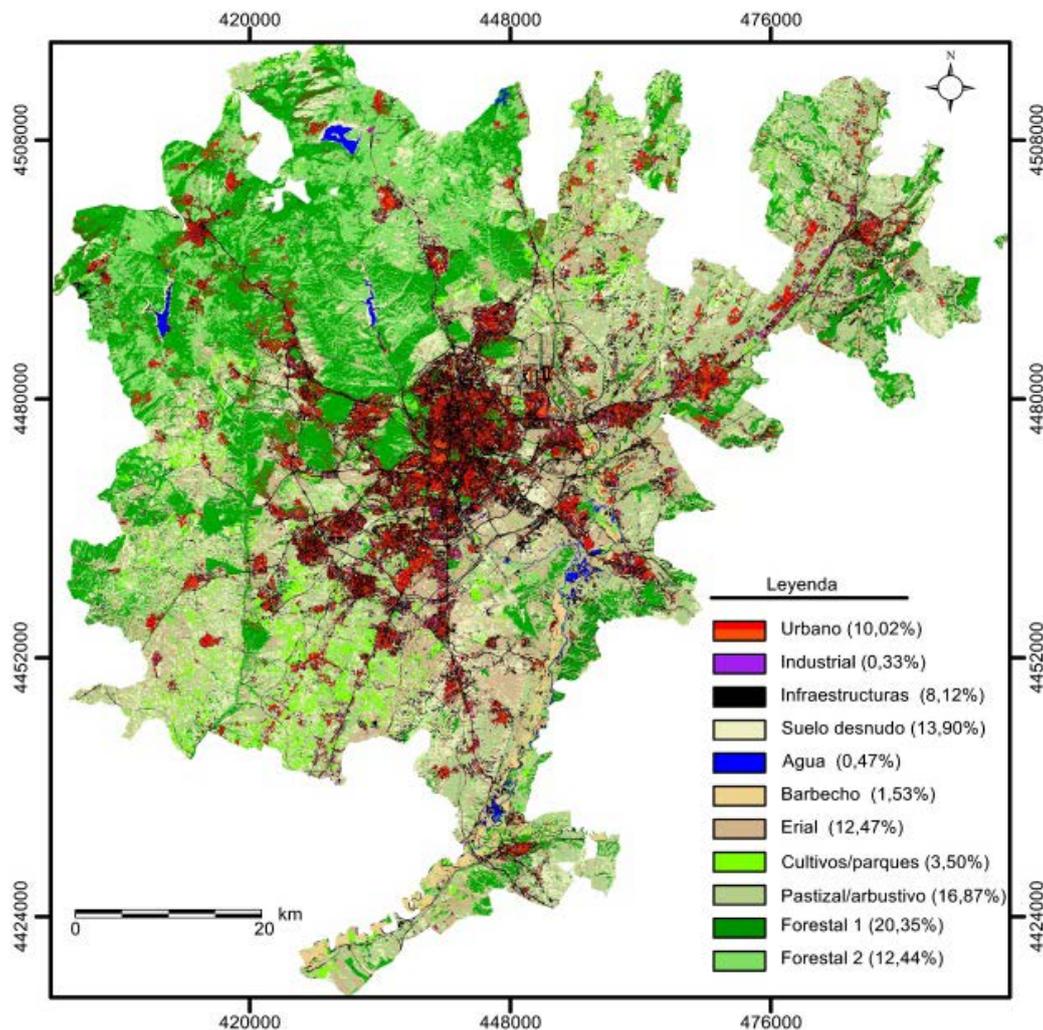
Figura 6. Mosaico de imágenes Sentinel 2b fusionadas del espacio urbano de Madrid en 2018, combinación de bandas 12-11-4 (R-V-A)



Fuente: elaboración propia a partir de las imágenes Sentinel-2 libres del United States Geological Survey (USGS) & EarthExplorer, (2018)

En la clasificación final, se han obtenido 11 categorías de coberturas del suelo, en las que se hace hincapié en representar con precisión las clases artificiales, invariables estacionalmente (urbano, industrial e infraestructuras). Estas tres categorías suponen en la conurbación el 18,5 % del suelo disponible en 2018, con un peso principal en el suelo urbano, 10,2 %, seguido de un 8,3 % de infraestructuras (Figura 7).

Figura 7. Clasificación supervisada de la conurbación de Madrid en 2018



Fuente: elaboración propia a partir de las imágenes Sentinel 2 libres del USGS, EarthExplorer (2018)

Cabe destacar que la clasificación supervisada de las numerosas redes de transporte permite, frente a otras medidas lineales, estimar la pérdida de suelo por viarios, cifras que suelen pasar desapercibidas con otras técnicas. En su conjunto, la impermeabilización y consumo de suelo representa valores bastante elevados, que contribuyen a una pérdida irreversible de hectáreas, como daño inherente al nivel de desarrollo de cada país. El 18,5 % de sellado en Madrid está en consonancia con otras regiones europeas, como son los casos de Barcelona (Salvati & Carlucci, 2016), y las megalópolis del Véneto o Lombardía en Italia, que alcanzaron entre el 15-30 % en 2017 (ISPRA, 2018). No obstante, en este país dichas cifras fueron superadas por las conurbaciones de Milán y Nápoles (>30 %, en 2017), al igual que sucede en otras urbes centro europeas y municipios de la costa mediterránea, como es el caso de Los Alcáceres y San Javier,

junto al Mar Menor, con un 40 y 30 % respectivamente de suelo sellado en 2016 (Caballero Pedraza, 2017; Romero Díaz et al., 2017).

Frente a estas clases, las categorías correspondientes a espacios naturales o naturalizados y los campos de cultivo, lógicamente muestran una gran variabilidad intranual, conforme a los diferentes ciclos fenológicos y actividades agrícolas realizadas, por lo que interesa especialmente su extensión en conjunto y relación con el espacio construido, más que el estado actual de cada cobertura. Para su real valoración ecológica es necesario descender a menor escala e incluir otras fuentes más precisas.

En la conurbación madrileña las clases de mayor valor ecológico, las correspondientes a espacios forestales y pastizal-arbustivo, suponen casi el 50 % del espacio, y se localizan en la mitad noroccidental (sierra y campiña) y algunos enclaves de monte mediterráneo junto a los valles de los ríos (Guadarrama, Henares, Jarama y Tajo). Casi un 18 % del suelo está dedicado al sector primario, si bien muchas parcelas tienen alta estacionalidad (cultivos en secano) o están abandonadas. Por último, los suelos desnudos, ocupan casi el 14 % de la conurbación, y se corresponde básicamente al que está pendiente de urbanización (suelo removido) y, en otros sectores, al más degradado (frentes de cuevas, sedimentos gipsícolas y arenosos del sudeste y sur).

4.3 Patrones de usos del suelo y fragmentación ecológica

De la interpretación visual y digital de la imagen se obtiene una primera idea de la forma en la que se rompe la continuidad de los mencionados ecosistemas seminaturales. Con el objetivo de descender a mayor detalle, en la búsqueda de propuestas minimizadoras del impacto urbano, se han seleccionado seis ejemplos de patrones de fragmentación ecológica, muy comunes en cualquier espacio construido, que son (Figura 8):

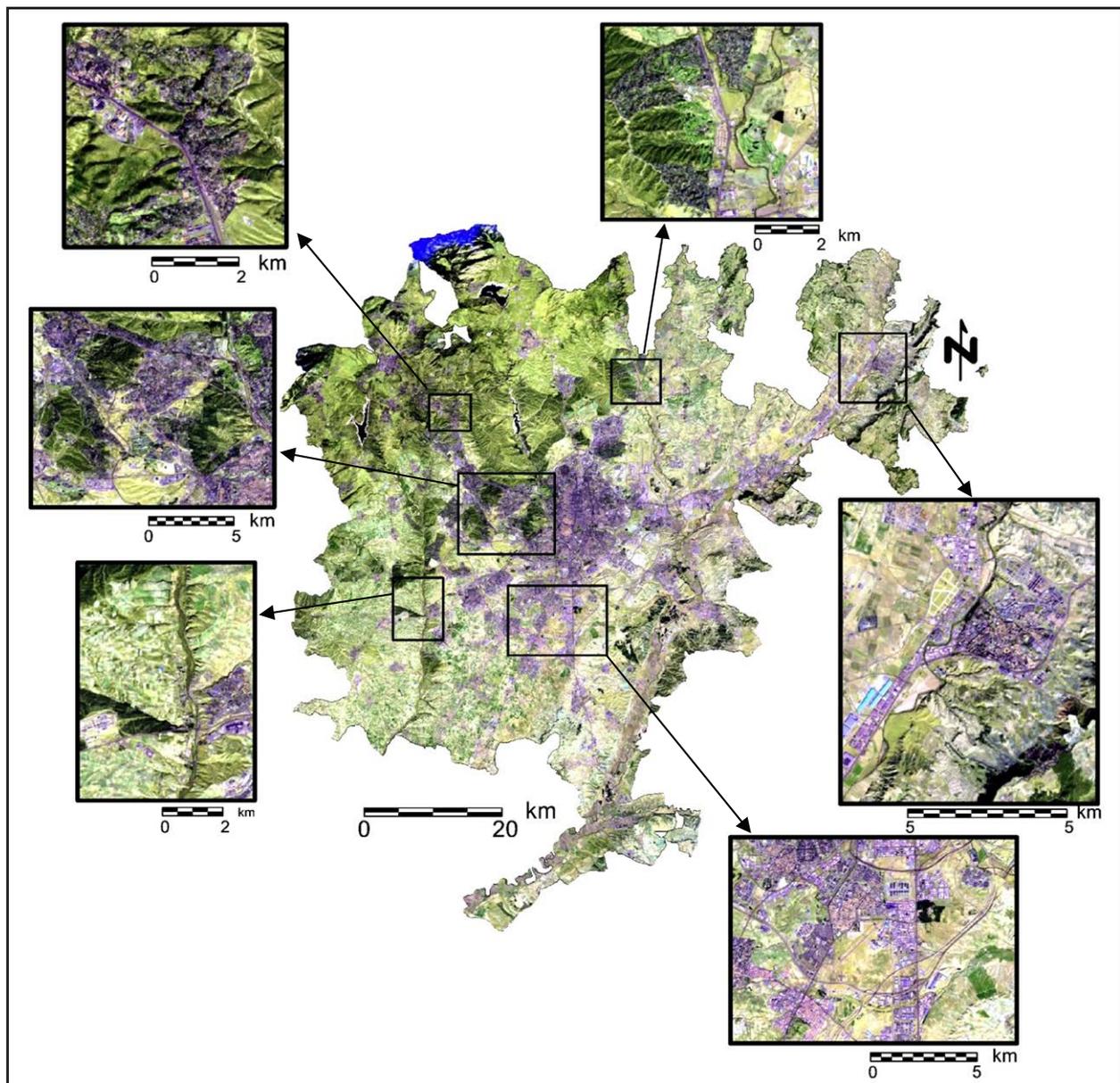
1. Urbanizaciones de parcelarios grande y medio, como los situados a una veintena de kilómetros al norte del centro, que junto al trazado de la Autovía (A1), rompe la transición monte-cultivos. El atractivo, en este caso, a la ocupación urbana es la idea de una mayor calidad ambiental y buenas comunicaciones con la gran ciudad.
2. Bloqueo urbano y corredor industrial, como el desarrollado a lo largo de la A2, en su recorrido Madrid-Guadalajara en unos 53 km, entre la campiña, el río Henares y el frente del páramo. El Corredor del Henares es uno de los ejes urbano industrial pioneros de la expansión de Madrid, en detrimento de suelos de gran capacidad agronómica de la Comunidad, (García Rodríguez & Pérez González, 2011).

3. Desarrollo urbano radial y en anillos concéntricos que segmentan y degradan los espacios no construidos, como al sur de la ciudad de Madrid, entre los km 9-17. El menor precio del suelo se convierte en un incentivo de ocupación de valles, colinas areno-arcillosas y yesíferas, haciendo retroceder el tradicional paisaje de secanos y barbechos periurbanos.
4. Sellado en riberas, como el caso del río Guadarrama, a unos 22-25 km al suroeste del centro urbano, en áreas con riesgo alto de inundación. Además, se advierte un claro retroceso de los últimos enclaves de monte mediterráneo próximos a la ciudad debido al crecimiento de antiguos pueblos dormitorio, hoy convertidos en nuevos centros periurbanos.
5. Segmentación de un gran espacio verde periurbano, por expansión de la ciudad de Madrid (entre 2 y 17 km al oeste del centro), con el confinamiento de un parque urbano (Casa de Campo), fragmentado de otros espacios de similar naturaleza ecológica, que están degradándose a parque urbano (Majadahonda y Boadilla).
6. Núcleos urbanos y urbanizaciones junto a la autovía, como es el caso de la A6, a unos 27 km al noroeste del centro, que segmentan el espacio natural, además de la barrera lineal que supone una autovía de alta capacidad e intensidad de tráfico. La dinámica natural afectada en este caso es la propia de la región fisiográfica del piedemonte y rampa silicia, con un bosque de encinar y matorral mediterráneo en diferentes estados de conservación.

A la hora de evaluar cada caso, no es fácil asignar unívocamente el valor de fragmentación ambiental a las distintas categorías de coberturas del suelo. Sería necesario utilizar métodos de gran capacidad de cálculo y escalas de gran resolución, que permitan un mayor nivel de detalle y un importante número de mallas de factores físicos, sobreimpuestas a otras artificiales. Con todo ello solo obtendríamos la dimensión superficial de la conectividad ambiental. Estos y otros métodos son ya referidos y aplicados en Díaz-Pineda & Schmitz (2011), por lo que afecta a las “interferencias entre la red de infraestructuras urbanas y el tejido ecológico territorial”. No obstante, como aproximación y propuesta teórica, se han categorizado en diez valores, en función de su mayor o menor ruptura ecológica. Se otorga los valores más bajos a las tres clases de suelo sellado (1 a 3), y el máximo de conectividad ecológica a los espacios forestales (9 y 10). No se oculta que para avanzar en este camino se debería desarrollar una metodología homogénea y normalizada de las consecuencias ambientales de cada tipo de uso, como existe ya en otras figuras como la Evaluación de Impacto Ambiental específicas. En una comparativa entre los seis tipos de fragmentación seleccionados, recogida en el Tabla 2, puede deducirse que el consumo de suelo es máximo al sur (41 %, tipo 3), en el que se conjuga la expansión de

varios núcleos urbanos, con numerosas infraestructuras viarias, lineales y concéntricas. Le sigue en pérdida de suelo el llamado corredor del Henares (31,5 %, tipo 2), eje industrial y de servicios entre Madrid y Guadalajara. Por el contrario, los que disfrutan de mayor espacio “natural” se producen al SW, junto a las vegas del río Guadarrama (tipo 4) y al Norte (tipo 1), con un 87 % de suelo no sellado, además de un tipo de urbanismo más abierto.

Figura 8. Tipos de fragmentación ecológica producida por sellado en Madrid



Fuente: elaboración propia a partir de las imágenes Sentinel 2 libres del USGS, EarthExplorer (2018)

Tabla 2. Categorías de fragmentación y coberturas del suelo (%)
en los seis casos seleccionados

CLASES	ÁREAS	1.N	2.NE	3.S	4.SW	5.W	6.NW
1	Urbano	4,9	11,7	13,5	4,4	14,6	13,8
2	Industrial	0,2	0,9	1,9	0,1	0,2	0,02
3	Infraestructuras	8,2	18,9	26,0	7,7	20,8	8,8
SELLADO		13,3	31,5	41,4	12,2	35,7	22,6
4	Suelo desnudo	8,9	9,8	13,7	16,8	7,1	4,2
5	Agua	0,6	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2
6	Barbecho	1,8	1,1	2,2	0,1	0,1	0,1
7	Cultivos/parques	7,0	14,8	1,0	5,5	1,8	0,7
8	Erial	11,8	7,0	22,7	19,8	4,6	3,5
9	Pastizal/arbustivo	10,0	23,0	10,9	16,5	6,8	0,9
10	Forestal 1/2	46,7	12,6	7,9	29,1	43,8	67,8
NO SELLADO		86,7	68,5	58,6	87,8	64,3	77,4
TOTAL		100	100	100	100	100	100

Fuente: elaboración propia a partir de la clasificación supervisada
de las imágenes Sentinel 2 de 2018

4.4 Clases de permeabilidad y propuesta de conectividad ecológica

La Comunidad de Madrid (2010), ha realizado ya estudios previos y algunos proyectos generales para su territorio, que definen los principales corredores urbanos, vías verdes y enlaces secundarios. Como solución se opta por delimitar corredores verdes, que en campo urbano suelen denominarse pasillos verdes urbanos. Estos se muestran como una salida a la mitigación de la huella ecológica de la ocupación urbana (Wolch et al., 2014; Shishegar, 2014), en tanto ésta es una forma intensiva de usos de suelo. La lejanía conceptual de lo que es un pasillo verde urbano a lo que pudiera ser un corredor ecológico es grande. En consecuencia, la pretensión de transformar un pasillo verde urbano en un corredor ecológico es un paso de gigante.

En esta transformación tienen parte numerosos intereses, actores y expertos, por lo que es difícil el consenso entre todos ellos. Por otro lado, se desconoce cuáles son los parámetros mínimos para que una estructura lineal, en territorio abierto o en ámbito urbano, pueda ser considerada corredor ecológico, más allá de las especificaciones del Art. 10 de la Red Natura 2000, o de las consideraciones la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. No obstante, al descender en detalle, se advierten numerosos problemas no apreciados en dichos trabajos. Entre ellos, la valoración de la conectividad ecológica en función de la cobertura del suelo, y de la permeabilización de las barreras existentes.

Aquí, para el ensayo de los patrones anteriores, se ha elegido un área muestral (área 6), donde testar la validez del método con el cálculo de los grados de conectividad ecológica que el patrón de usos y las infraestructuras lineales exhibe. El caso elegido alberga sólo dos ecosistemas de los trece que cartografía la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid (2007), que son: encinar y casco urbano. A pesar de este reduccionismo, la variedad interna es importante, sobre todo, por los diferentes estados de avance y retroceso del encinar y sus asociaciones.

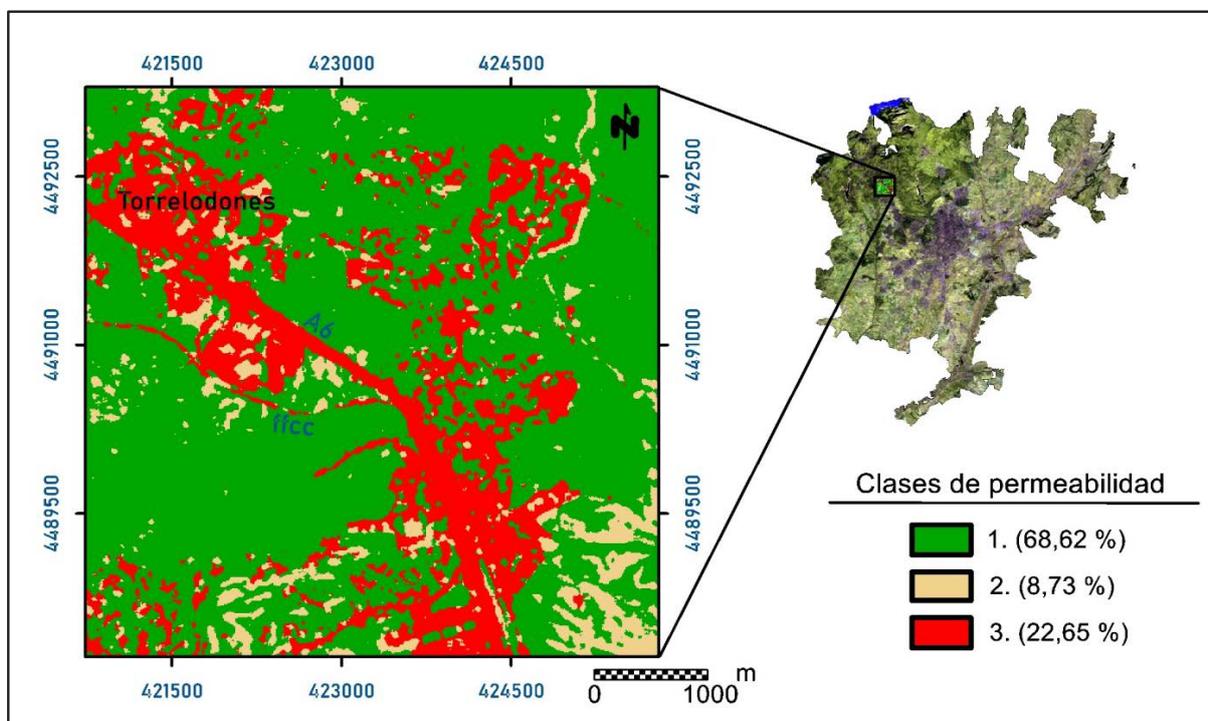
El área 6 es un espacio de 2574 ha en la periferia inmediata de Madrid, repartida entre cuatro municipios, desde el mismo Madrid, a Hoyo de Manzanares, Torreloz y Las Rozas de Madrid. Cerca del 67 % es espacio natural protegido bajo la figura de parques regionales, con 1299 ha del Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares (Ley 1/1985 de 23 de enero) y 414 ha del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno (Ley 20/1999 de 3 de Mayo). Se tiene por uno de los sectores periurbanos de la conurbación de Madrid, de mayor calidad ambiental y una calidad paisajística de alta y media (C.M., 2007). En ella, se pueden definir los dos principales elementos fragmentadores de este hábitat, y que están evitando la conexión entre los dos parques regionales mencionados. Se trata de la Autopista A6 y del trazado del FFCC, como dos grandes barreras lineales. En la zona delimitada la permeabilidad entre ambas áreas protegidas parece muy escasa, hecho que prolonga a lo largo de unos 15 kilómetros, hasta los túneles de Guadarrama. Otro elemento que suele tener alta capacidad de fragmentación es la red viaria urbana, si bien en el caso del urbanismo unifamiliar se rebaja el carácter de ruptura (menor densidad de población y de tráfico rodado).

Es preciso añadir también, que la observación espacial ofrece una falsa imagen de naturalización, con un predominio de cubiertas verdes determinado por el ajardinamiento del

parcelario. Este hecho, sin duda positivo, tiene el hándicap de la fragmentación ecológica por la existencia de vallados de obra de fábrica.

Un siguiente paso ha sido reagrupar las coberturas del suelo en tres categorías de permeabilidad ecológica: alta (equivalente a las clases forestal y pastizal-arbustivo), media (suelo desnudo, agua, barbecho, erial y cultivos/parques) y baja (urbano, Infraestructuras e industrial) (Figura 9). A nivel general es un espacio altamente naturalizado a pesar de su ocupación residencial y terciaria. De hecho, este es uno de los atractivos y reclamos a dicha ocupación, que desde principios del siglo XX atrajo a población de niveles altos de renta y, en sucesivas etapas expansivas de la ciudad, a población de niveles medios y altos.

Figura 9. Clases de permeabilidad ecológica al NW de Madrid (2018)



Fuente: elaboración propia a partir de la clasificación supervisada de las imágenes Sentinel 2 de 2018; USGS, EarthExplorer (2018)

La clase considerada de mayor permeabilidad ecológica domina en el territorio con casi el 70 %. La condición de parques regionales explica la existencia y mantenimiento de este dominio. No obstante, esto no evita la fragmentación, y que las medidas minimizadoras sean más complejas de implantar a posteriori. Toda el área está seccionada diagonalmente por el trazado la autopista A6, a lo largo de la cual se expande el urbanismo periurbano. Además de esta primera división, aparece un mosaico de piezas separadas que responden a urbanizaciones de distintas épocas de crecimiento de la región urbana de Madrid.

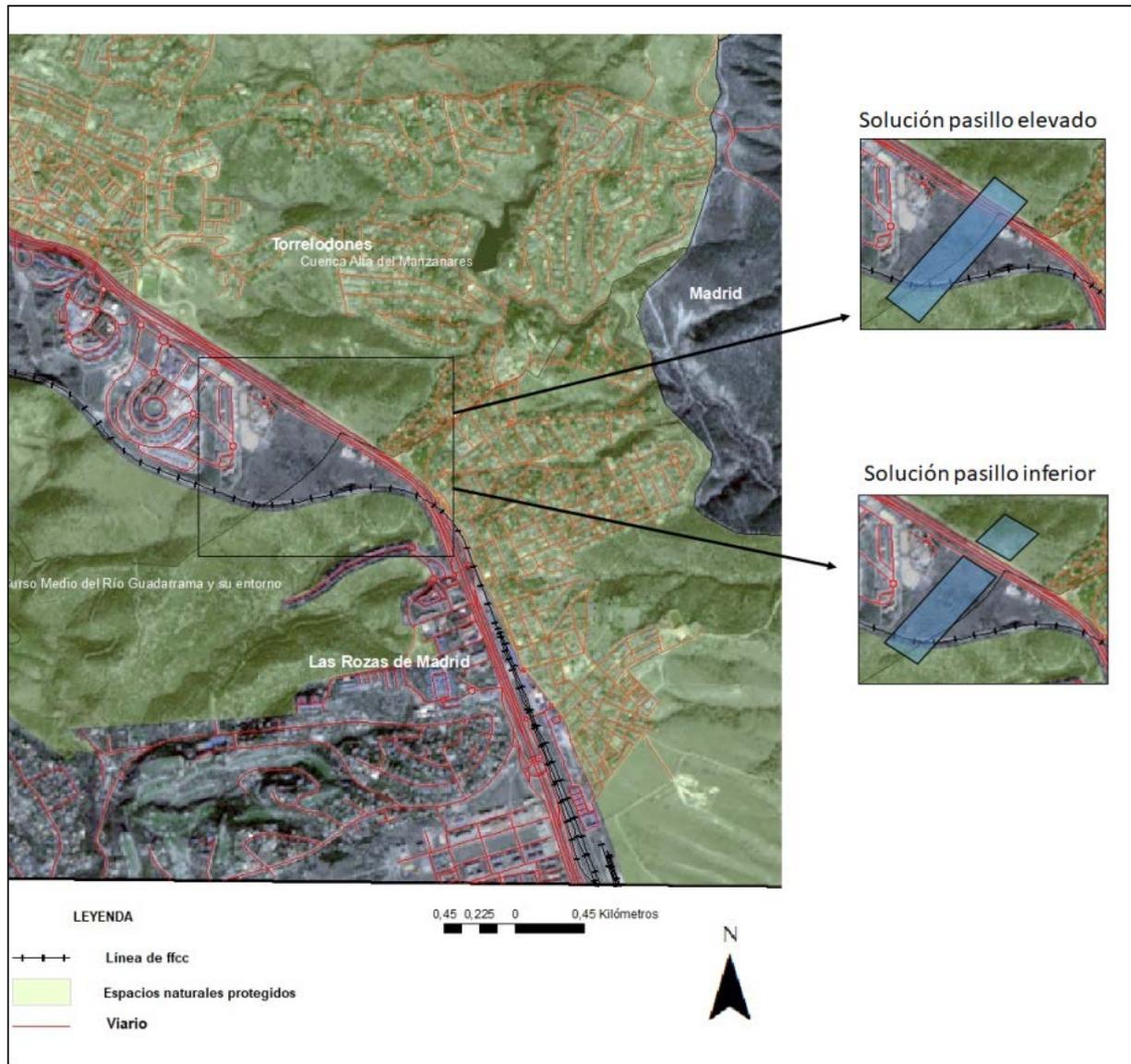
Esta simplificación de clases permite un análisis en tres sencillas categorías de permeabilidad ecológica derivadas del tipo de uso y ocupación, y plantea el siguiente diagnóstico: la primera, más permeable, en estado de relativa conservación. Su principal problema es la fragmentación lineal en dos grandes áreas, que requeriría la construcción de pasos de fauna (túneles, viaductos o puentes).

La segunda clase está formada básicamente por suelo desnudo o roquedo y erial, dado que en la zona las actividades agropecuarias, si bien existen en la región, no están muy representadas. No obstante, en ellas parte del suelo desnudo se corresponden con los más degradados y sin apenas cobertura vegetal, en los que las actuaciones de restauración del bosque mediterráneo autóctono serían una buena opción.

La tercera categoría necesitaría un tratamiento diferenciado, según se tratará de grandes infraestructuras o de urbanizaciones residenciales. En las primeras las acciones mitigadoras debieran ser acordes con la tipología de la infraestructura y, por otro lado, la urbanización demandaría soluciones que vinculen más las urbanizaciones a su entorno natural, tales como posibilidades de ajardinamientos del viario extraparcilario, que transformen vías locales fragmentadoras, en vías de conectividad y continuidad ecológica, siempre y cuando, los ajardinamientos respetaran las composiciones naturales del ecosistema en las que se insertan estas urbanizaciones.

Entre las posibles acciones de mejora que se deberían contemplar en este sector serían: i) la supeditación efectiva de la gestión municipal a las especificaciones de usos de ambos parques; ii) el aprovechamiento de las áreas libres de ocupación y no integrantes de dichos parques para la conexión de los espacios protegidos; iii) el diseño y estudio de las posibles ubicaciones de puentes ecológicos y/o ecotúneles que salven la ruptura producida por las grandes infraestructuras lineales. A partir del estudio del estado actual de la ocupación urbana y del suelo libre, parece que la mejor alternativa sería la situada entre kilómetros 27-28 de la A6 y del fcc en el mismo segmento (Figura 10).

Figura 10. Localización y propuesta de conexión ecológica al NW de Madrid



Fuente: elaboración propia a partir del IGN

5 Reflexiones finales y conclusiones

La ocupación urbana y su rápida expansión en las últimas décadas están provocando notables agresiones medioambientales, que ocasionan cuantiosos daños personales y socioeconómicos. Transcurrida ya la segunda década del siglo XXI, la planificación y ordenamiento territorial debiera apostar por integrar los espacios urbanos con el entorno naturalizado que le rodea, en los que se genere la menor huella ecológica posible, y el mayor valor de resiliencia frente a los fenómenos naturales catastróficos, o simplemente adversos, que presumiblemente se incrementarán ante los diferentes escenarios de cambio climático.

Aunque pueda parecer un contrasentido las ciudades inteligentes deberán también ser sostenibles, y el único camino para ello es perseguir una mayor naturalización de sus componentes (arquitectura, urbanización y redes urbanas). Solo de esta manera las fronteras y conflictos campo y ciudad se desdibujarán a favor de un mejor tramado de las cubiertas del *ager, saltus, y civitas*.

Sin ánimo de obviar y apreciando las taxonomías y metodologías consolidadas en el estudio de la fragmentación ecológica y usos de suelo, especialmente en el urbano y áreas periurbanas en función de la escala utilizada, sólo hemos incorporado, desde nuestra óptica, un método en el que la relación “sellado de suelo / tipología de uso” pueda ser utilizado como indicador de fragmentación natural. Por la sencillez de su medida, gratuidad y disponibilidad de las imágenes, y la ajustada percepción de la realidad geográfica consideramos que este método puede ser efectivo en el análisis del problema de la fragmentación, de cara a la generación de alternativas de actuación.

Nuestro pequeño aporte teórico a esa idea es conocer hasta donde el sellado del suelo afecta a la fragmentación ecológica, hecho que conlleva a medio y largo plazo efectos medioambientales negativos. Los corredores ecológicos (riberas fluviales, cadenas alineaciones montañosas, vías pecuarias, etc.) aparecen como cortafuegos de este problema, pero no lo pueden resolver todo. Se hace necesario un conocimiento más detallado de la fragmentación ecológica originada por la impermeabilización del suelo, y un mayor empuje a la ciudad bioclimática, sostenible, ecológica, o cualesquiera de las muchas conceptualizaciones habidas en esta línea.

El aporte práctico del presente trabajo, una vez hecho el encaje teórico, es descender a la praxis del estudio de la fragmentación en un lugar amplio, Madrid, y una aproximación de detalle a un caso muestral. Además, la propuesta metodológica que aquí se expone evalúa el estado actual de la fragmentación artificial producida por el sellado antrópico del suelo en una gran conurbación (Madrid), con técnicas que son fácilmente actualizables, como las aportadas a partir de las imágenes del satélite Sentinel 2. En 2018, ya el 18,5 % del suelo de la conurbación central estaba sellado, cifra acorde a otras megalópolis europeas, como las del Véneto o Lombardía en Italia. No obstante, si notable es la cuantía, importa tanto o más la distribución espacial, pues según sea esta las propuestas de mejora son más o menos factibles.

Si a escala regional la agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid ha generado algunos estudios previos y proyectos generales, definiendo los principales corredores urbanos, vías verdes y enlaces secundarios, a escala local, son múltiples las rupturas y ejemplos de

fragmentación ecológica que precisan de soluciones puntuales, que faciliten la permeabilidad entre espacios naturales. Además de ir incorporando buenas prácticas allí donde el crecimiento urbano sea realmente necesario a futuro.

Como conclusión puede también señalarse el abanico de trabajo que se abre en cuanto a la detección de las dinámicas urbanas previsibles en un futuro, y la compatibilización de la acción regional con la local.

En un primer acercamiento regional, se ha constatado un modelo de concentración en Madrid y unas conurbaciones de geometría orbital. Los núcleos que circundan las inmediaciones de Madrid tienen crecimientos recientes muy elevados. Entre los núcleos urbanos se extiende un espacio de otros usos, fragmentado por viario y otras infraestructuras. De momento ese espacio sigue siendo reserva de la naturaleza, por alterado que pueda estar el ecosistema original. Desde aquí, una medida que se propone es la adopción de actuaciones comunes encaminadas a la naturalización urbana (o reverdecimiento) que sean adoptadas por las distintas administraciones territoriales competentes.

Con respecto a Madrid los “tejidos” de muestra recortados son casi todos periféricos de forma intencionada, por considerar que es la zona donde quedan oportunidades para mejorar las prácticas de cara a reducir la huella ecológica. No se oculta que estas propuestas pueden considerarse antieconómicas y de una viabilidad dudosa por los muchos actores y agentes implicados. No obstante, sacar rentabilidad de la calidad ambiental y de la mejora ecológica de nuestros espacios “artificiales” bien podría como objetivo conciliar planificación económica y planificación ecológica.

Solo se ha realizado una propuesta puntual, que puede ser importante en una de las zonas seleccionadas y para el conjunto del noroeste de Madrid. Esta intervención, una vez superara los criterios de viabilidad técnica, económica y social, sería un aporte más a la naturalización de un espacio periurbano. Esta propuesta de detalle no sería la primera, pues son muy numerosos los ejemplos europeos, y algunos en la misma región de Madrid, que han sido mayoritariamente cofinanciados por fondos europeos.

Por último, puede extrañar que se propongan actuaciones urbanísticas gravosas en inversiones en la naturaleza en un país con tanto capital territorial natural o seminatural en trance de despoblación. En este caso la propuesta en naturaleza para la ciudad pretende mejorar la transición y condiciones de vida entre ambos ámbitos. Esta es la razón de la localización periférica de las zonas seleccionadas, detectar estas características en los espacios periurbanos a

camino entre la ciudad continua y las áreas despobladas, estas últimas, donde la defragmentación y re-naturalización quizá lleguen por sí solas, si es que otros problemas globales no lo impiden. Queda apuntada la posibilidad de extrapolación, profundización y ajustes de esta metodología a nuevas dimensiones y a otras ciudades.

Agradecimientos: Este trabajo se ha realizado dentro de los grupos de investigación de la UCM: Teledetección y Cambio Global, y Desarrollo y Gestión Ambiental del Territorio.

Declaración responsable: Las/os autoras/es declaran que no existe ningún conflicto de interés con relación a la publicación de este artículo. El planteamiento del estudio, el área de aplicación y objeto de estudio, la metodología, parte de los resultados y discusión (epígrafes 4.3 y 4.4), y las conclusiones del artículo son fruto del trabajo conjunto de los tres autores. Además de este trabajo colectivo, cada uno de los autores ha desarrollado con mayor profundidad alguna de las partes del trabajo. Específicamente, José M^a García ha analizado el epígrafe 4.1 Sellado y fragmentación del medio natural en Madrid; M^a Eugenia Pérez se ha centrado en el epígrafe 4.2 Uso de imágenes de satélite en la identificación y medida del sellado y la fragmentación natural; y M^a Pilar García ha contribuido en el tratamiento e interpretación de las imágenes de satélite, aplicadas tanto al sellado como a la fragmentación.

Bibliografía

AEMA, CE. (2011). Green infrastructure and territorial cohesion. The concept of green infrastructure and its integration into policies using monitoring systems (EEA Technical report No 18/2011). Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/publications/green-infrastructure-and-territorial-cohesion>

AEMA, CE. (2012). Documento de trabajo de los servicios de la Comisión. Directrices sobre mejores prácticas para limitar, mitigar o compensar el sellado del suelo (Brussels, 15.5.2012, SWD (2012) 101 final/ 2). Retrieved from https://ec.europa.eu/environment/soil/pdf/guidelines/pub/soil_es.pdf

AEMA, CE. (2015). Exploring nature-based solutions. The role of green infrastructure in mitigating the impacts of weather- and climate change-related natural hazards (EEA Technicalreport. No 12/2015). Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/publications/exploring-nature-based-solutions-2014>

AGE & Colegio de Geógrafos. (2006). *Manifiesto por una "Una Nueva Cultura del Territorio*. Retrieved from <https://www.geografos.org/manifiesto-por-una-nueva-cultura-del-territorio/>

Añó Vidal, C., Pascual Aguilar, J.A., & Sánchez Díaz, J. (2005). Capacidad de uso agrícola y sellado antropogénico del suelo en la franja litoral de la provincia de Castellón. *Investigaciones Geográficas*, 38, 65–77.

AUDES (2011). *Áreas Urbanas de España*. Retrieved from <http://alarcos.esi.uclm.es/per/fruiz/audes/>

Ayuntamiento de Madrid (2013). *Catálogo de Elementos Protegidos*. Retrieved from http://www-2.munimadrid.es/urbanismo_inter/visualizador/index_inter.jsp

BOE, Ley 33/2015, de 21 de septiembre, por la que se modifica la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Retrieved from https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-10142

Blum, W.E.H. (1998). Soil degradation caused by urbanization and industrial. In H.P. Blume, H. Eger, E. Fleischhaver, A. Hebel & C. Reij & K. G.Steinen (Coords.), *Towards Sustainable land use: furthering cooperation between people and institution* (pp. 755–766). Catena Verlag: Serie, Advances in Geocology, 31.

Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., M. Knight, T., & Pullin, A.S. (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97(3), 147–155.

Boyd, CH. (2004). *Protected landscapes, corridors, connectivity and ecological networks. Key biodiversity issues for protected areas*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, (SCBD). Montreal.

Caballero Pedraza, A. (2017). *Sellado de suelos en la comarca del Mar Menor (Murcia). Consecuencias ambientales* (Doctoral dissertation, Universidad de Murcia, Spain). Retrieved from <https://digitum.um.es/digitum/handle/10201/53752>

Caragliu, A., Bo Ch. del, & Nijkamp P. (2011). Smart Cities in Europe, *Journal of Urban Technology*, 18(2), 65–82. <https://doi.org/10.1080/10630732.2011.601117>

Comunidad de Madrid (2007). *Cartografía medioambiental de la Comunidad de Madrid*. Madrid: Secretaría General Técnica de la Comunidad de Madrid. Retrieved from <https://www.comunidad.madrid/servicios/urbanismo-medio-ambiente/cartografia-ambiental>

Comunidad de Madrid (2010). *Planificación de los corredores ecológicos de la Comunidad de Madrid*. Madrid: Consejería de Medio Ambiente, Vivienda y Ordenación del Territorio. Retrieved from <http://www.madrid.org/cartografia/planea/planeamiento/html/web/corredores.htm>

Comunidad de Madrid (2015). *Plan de mejora de la permeabilidad de la fauna en la carretera M-501. Tramo Quijorna a Navas del Rey*. Madrid: Consejería de Transportes Infraestructuras y vivienda. Retrieved from <http://www.madrid.org/media/consejeria-transportes/a-obr-039781-2015-proyecto.pdf>

COP 21/CMP11 (2015). XXI Conferencia de Naciones Unidas sobre Cambio Climático, Acuerdo de París, París. Retrieved from <https://www.miteco.gob.es/es/cambio-climatico/temas/cumbre-cambio-climatico-cop21/resultados-cop-21-paris/default.aspx>

Díaz-Pineda, F., & Schmitz, M^a F. (Coord) (2011). *Conectividad ecológica territorial*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.

García-Alvarado, J.M., Pérez González, M^a E., & García Rodríguez, P. (2014). Revisión del concepto de sellado de suelos y propuesta de tipología urbana. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 34, 87–103.

- García-Alvarado, J.M., García Rodríguez, P., & Pérez González, M^a E. (2018). Evaluación y medida del sellado de suelos en el Norte de Madrid (España). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 76, 1–19.
- García Quiroga, F., & Abad Soria, J. (2014). Los corredores ecológicos y su importancia ambiental: Propuestas de actuación para fomentar la permeabilidad y conectividad aplicadas al entorno del río Cardeña (Ávila y Segovia), *Observatorio Medioambiental*, 17, 253–298. <https://doi.org/10.21138/bage.2513>
- García Rodríguez, M^a P., & Pérez González, M^a E. (2007). Changes in soil sealing in Guadalajara: cartography with Landsat images. *Science of the Total Environment*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.048>.
- García Rodríguez, M^a P., & Pérez González, M^a E. (2011). Sellado de fluvisoles en la Comunidad de Madrid análisis a partir de imágenes Landsat. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 31,125–137.
- García Rodríguez, M^a P., Pérez González, M^a E., & Guerra Zaballos, A. (2014). Using TM images to detect soil sealing change in Madrid (Spain). *Geoderma*, 214–215, 135–140.
- García Rodríguez, M^a P., & Pérez González, M^aE. (2016). Mapping of soil sealing by vegetation indexes and built-up index: A case study in Madrid (Spain). *Geoderma*, 268, 100–107.
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, A.R., & Pauleit, S. (2007). Adapting cities for climate change: the role of green infrastructure. *Built Environment*, 33, 115–133.
- Grimm, N., Faeth, S., Golubiewski, N., Redman, Ch., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. (2008). Global Change ant the Ecology of cities. *Science*, 319, 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Gurrutxaga, M. (2004). *Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad. Nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial* (Technical Report N° 103). Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, Departamento de Agricultura y Pesca.
- Gurrutxaga, M. (2011). La gestión de la conectividad ecológica en España: iniciativas y retos. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 56, 225–244. Retrieved from <https://bage.age-geografia.es/ojs/index.php/bage/article/view/1351>
- Herrera Calvo, P., & Díaz Varela, E. (2013). Ecología del paisaje, Conectividad ecológica y territorio. *DOSSIER ciudad_{es}*, 1, 43–70.

IGN (n.d.). Centro Nacional de Información Geográfica: Redes de Transportes en España Por Modos. Mapa Topográfico Nacional de España hoja 559. Ed 1875. Archivo MTN50-1875-NNN-MADRID.ZIP Mosaico PNOA, hoja 559 Retrieved from <http://centrodedescargas.cnig.es>

ISPRA (2018). *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Rapporti, 288, Rome.

Landsberg, H.E. (1981). *The Urban Climate*. New York: Academic Press.

López Ramón, F. (2017). Régimen Jurídico de los corredores ecológicos. *Ambienta*, 19, 52–65.

Lowry, W.P. (1977). Empirical estimation of urban effects on climate: a problem analysis. *Journal of Applied Meteorology*, 16, 129–135.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2010). Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats causada por infraestructuras de transporte, 3. O.A. Parques Nacionales, Madrid. Retrieved from

https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/planificacion_trazado_tcm30-195794.pdf.

Ministerio Agricultura, Pesca Alimentación y Medio Ambiente (2017). *Bases científico-técnicas para la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y restauración ecológicas*. Madrid. Retrieved from https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/basescientifico-tecnicaseeivcre_tcm30-479558.pdf.

MITECO (2008). *Ecosistemas y conectividad. Conectividad y fragmentación de hábitats y restauración*. Retrieved from <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/ecosistemas-y-conectividad/conectividad-fragmentacion-de-habitats-y-restauracion/default.aspx>

MITECO (2018). *Mapa de Espacios Naturales Protegidos* (Mapama). <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/espacios-naturales-protegidos/default.aspx>

Mulero Mendigorri, A. (2018). Fronteras y territorios: la gestión de las áreas protegidas en cuestión. *Cuadernos Geográficos*, 57(1). <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v57i1.5601>

Munafo, M., & Tombolini, I. (2014). *Il consumo di suolo in Italia*. Italia: ISPRA.

Ojeda Zújar, J., & Villar Lama, A. (2006). Evolución del suelo urbano/alterado en el litoral de Andalucía (España): 1998–2002, *Geofocus*, 7, 73–99.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., & Costanza, R. (2001). Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review Ecological System*, 32, 127–57.

PURPLE (n.d.). *Peri urbans regions platform Europe*. Retrieved from <http://www.purple-eu.org>.

PLUREL (2017). *Peri-urban Land Use Relationships - Strategies and Sustainability Assessment Tools for Urban-Rural Linkages*. Retrieved from <http://www.eugris.info/>

Ramalho, C.E., & Hobbs, R.J. (2012). Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 27(3), 179–188.

Romero Díaz, A., Belmonte Serrato, F., Docampo Calvo, A.M., & Ruiz Sinoga, J. D. (2011). Consecuencias del sellado de los suelos en el Campo de Cartagena (Murcia). In V. Gozávez Pérez & J. A. Marco Molina (Coord.), *Geografía y desafíos territoriales en el siglo XXI(2)* (pp. 605–616).

Romero Díaz, A., Caballero Pedraza, A., & Pérez Morales, A. (2017). Expansión urbana y turismo en la Comarca del Campo de Cartagena-Mar Menor (Murcia). Impacto en el sellado del suelo. *Cuadernos de Turismo*, 39, 521–546. <https://doi.org/10.6018/turismo.39.290691>

Rodríguez Rodríguez, D., & Martínez Vega, J. (2019). Analysing subtle threats to conservation: A nineteen year assessment of fragmentation and isolation of Spanish protected areas. *Landscape and Urban Planning*, 185, 107–116.

Rullán Salamanca, O. (2012). Urbanismo expansivo en el Estado español: de la utopía a la realidad. In V. Gozávez & J. A. Marco, *Geografía retos ambientales y territoriales. XXII Congreso de Geógrafos Españoles* (pp. 165–201).

Salvati, L., & Carlucci, M. (2016). The way towards land consumption: soil sealing and polycentric development in Barcelona. *Urban Studies*, 53(2), 418–440.

Shen, G., Abdoul, N.I., Zhu, Y., Wang, Z., & Gong, J. (2017). Remote sensing of urban growth and landscape pattern changes in response to the expansion of Chongming Island in Shanghai, China. *Geocarto International*, 32(5), 488–502.

Shishegar N. (2014). The Impact of Green Areas on Mitigating Urban Heat Island Effect: A Review. *The International Journal of Environmental Sustainability*, 9(1), 119–130.

USGS (n.d.). Retrieved from <https://earthexplorer.usgs.gov/>

Wolch, J.R., Byrne, J.J., & Newell P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244.

WWF (n.d.). Informe Autopistas Salvajes para la Península Ibérica. Retrieved from http://awsassets.wwf.es/downloads/AutopistasSalvajesInforme.pdf?_ga=2.72722192.280261329.1584614295-1181095930.1584614295