

UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA

INSTITUTO DE ESTUDIOS DE POSTGRADO



Evolución y cambios en la conectividad de las masas forestales arboladas y la contribución de los programas de reforestación de tierras agrarias en la provincia de León

Autor:

Fdo. *Javier Brazuelo Núñez*

Directores:

Fdo. *Rafael M. Navarro Cerrillo*

Fdo. *Carlos A. Rivas Cobo*

CÓRDOBA, 2022

Rafael M.^a Navarro Cerrillo, Dr. Ingeniero de Montes y Profesor del Departamento de Ingeniería Forestal de la Universidad de Córdoba y Carlos A. Rivas Cobo, Dr. Biociencias y ciencias agroalimentarias, informan que el Trabajo Final de Máster denominado **“Evolución y cambios en la conectividad de las masas forestales arboladas y la contribución de los programas de reforestación de tierras agrarias en la provincia de León”**, presentado por el alumno D. Javier Brazuelo Núñez, cumple las condiciones requeridas para su presentación y defensa pública ante el tribunal designado para su evaluación.

Córdoba, diciembre de 2022

Fdo: Javier Brazuelo Núñez

Fdo: Rafael M.^a Navarro Cerrillo

Fdo: Carlos Rivas Cobo

Agradecimientos

Este trabajo no habría sido posible sin la colaboración de la Junta de Castilla y León y la ayuda de mis directores Rafael M.^a Navarro Cerrillo y Carlos Rivas Cobo. A todos ellos, muchas gracias.

A mi familia, a mi padre y a mi madre, y a Beatriz, que siempre están ahí.

Índice de contenidos

1. Introducción	3
2. Material y métodos	6
2.1. Área de estudio	6
El medio físico	6
El medio forestal	7
2.2. Caracterización de la cobertura del suelo	8
2.2.1. Mapa Forestal de España.....	8
2.2.2. Programas de forestación de Castilla y León.....	9
2.2.3. Sistema de coberturas.....	9
2.2.4. Definición de los escenarios.....	10
2.3. Ecoperfil de referencia.....	11
2.4. Dinámica de cambios	12
2.5. Conectividad estructural	12
2.6. Contribución de los programas de reforestación.....	13
2.7. Conectividad funcional.....	14
2.7.1. Determinación de los enlaces (caminos de coste mínimo).....	14
2.7.2. Selección de métricas de conectividad	15
3. Resultados.....	17
3.1. Sistemas de coberturas y usos de suelo.....	17
3.2. Dimensión de los programas de reforestación	18
3.3. Dinámica y sucesión de usos y coberturas de suelo.....	19
3.4. Conectividad estructural. El estado de fragmentación de los escenarios	22
3.5. Situación y evolución de la conectividad funcional.....	23
3.6. Contribución a la conectividad de los programas de reforestación.....	25
3.6.1. Programas de reforestación 1993-2006.....	25
3.6.2. Programas de reforestación 2007-2020.....	28
3.6.3. Conjunto de programas de reforestación 1993-2020	31
3.6.4. Evolución comparada del Área Conexa Equivalente.....	34
4. Discusión.....	35
5. Conclusiones	41
6. Bibliografía.....	42

Índice de tablas

Tabla 1. Sistemas de coberturas agrupados en el área de estudio.	10
Tabla 2. Relación de clases agrupadas del RFI.	13
Tabla 3. Relación de las clases de coste para cada cobertura.	14
Tabla 4. Proporción respecto del área de estudio y variación en % de los usos de suelo principales.	17
Tabla 5. Proporción respecto del área de estudio y variación en % de las principales coberturas.	18
Tabla 6. Superficie y proporción de la composición específica de las reforestaciones.	18
Tabla 7. Proporciones de las coberturas objeto de reforestación en cada escenario.	19
Tabla 8. Proporción de territorio sujeto a cambios para cada periodo entre escenarios.	19
Tabla 9. Cambios de mayor magnitud en el primer periodo (escenarios 0-1).	19
Tabla 10. Cambios de mayor magnitud en el segundo periodo (escenarios 1-2).	20
Tabla 11. Proporción la fragmentación categorizada para cada escenario.	22
Tabla 12. Número, tamaño medio y superficie total de los parches de hábitat.	24
Tabla 13. Número, longitud media y superficie total de los parches de hábitat.	24
Tabla 14. Métricas de conectividad globales para el conjunto de escenarios.	25
Tabla 15. Comparación del número, tamaño medio y total de los parches de hábitat entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.	25
Tabla 16. Comparación del número, coste medio y total de los caminos de coste mínimo entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.	25
Tabla 17. Comparación de las métricas de conectividad global entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.	26
Tabla 18. Comparación del número, tamaño medio y total de los parches de hábitat entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.	29
Tabla 19. Comparación del número, coste medio y total de los caminos de coste mínimo entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.	29
Tabla 20. Comparación de las métricas de conectividad global entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.	29
Tabla 21. Comparación del número, tamaño medio y total de los parches de hábitat entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.	31
Tabla 22. Comparación del número, coste medio y total de los caminos de coste mínimo entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.	32
Tabla 23. Comparación de las métricas de conectividad global entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.	32

Índice de figuras

Figura 1. Representación y localización de la zona de estudio.	6
Figura 2. Representación de la dinámica temporal del estudio expresado por la sucesión de escenarios.	11
Figura 3. Comparación de los escenarios con los supuestos formulados.	13
Figura 4. Matriz de Sankey. Expresión de la dinámica y sucesión de cambios en el uso y coberturas del suelo en área de estudio entre los tres escenarios.	21
Figura 5. Representación del grado de fragmentación categorizada para cada escenario.	23
Figura 6. Red de conexiones para cada escenario.	24
Figura 7. Comparación gráfica de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.(*) corresponde a la media.....	26
Figura 8. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas..	27
Figura 9. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Current Flow entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas	28
Figura 10. Comparación gráfica de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.(*) Corresponde a la media.	29
Figura 11. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.	30
Figura 12. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Current Flow entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.	31
Figura 13. Comparación gráfica de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.(*) Corresponde a la media.	32
Figura 14. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.	33
Figura 15. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Current Flow entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.	33
Figura 16. Comparación de la evolución de la Probabilidad de Conectividad (ECA)...	34

Resumen

La conectividad de los ecosistemas forestales se presenta cada vez más como un factor determinante para valorar la sostenibilidad de la gestión forestal, con implicaciones importantes en la conservación de la biodiversidad. El presente estudio se ha centrado en el papel que han jugado en los últimos 30 años los programas de reforestación de tierras agrarias en la evolución de las masas forestales arboladas y su conectividad en la provincia de León. Para ello, se modelizó la situación de tres escenarios, integrando los inventarios forestales nacionales (IFN2; IFN3; IFN4) y los datos de los programas de reforestación cedidos por la Junta de Castilla y León, dividiendo el espacio temporal estudiado en dos periodos. Partiendo de una situación inicial sin reforestaciones, se formuló, para el escenario intermedio y final, el supuesto de que tales reforestaciones no hubiesen sucedido. La evolución de la conectividad «con» y «sin» reforestaciones se evaluó mediante el empleo de Graphab 2.6 y la aplicación de la teoría de grafos, utilizando el índice del Área Conexa Equivalente (ECA) para evaluar las diferencias entre escenarios y supuestos. El primer periodo estudiado, bajo la influencia de los dos primeros programas de reforestación, corresponde al final de un periodo de expansión, momento a partir del cual se experimenta un retroceso de la cubierta forestal arbolada. A pesar de ese retroceso, se produce un balance positivo del 20% expresado por la métrica ECA para todo el espacio temporal estudiado. Mientras que las reforestaciones en las áreas montañosas dieron un plus de continuidad a la cobertura arbolada, resultando un paisaje más homogéneo, las realizadas sobre terrenos de vocación agrícola aportaron heterogeneidad y dinamismo al paisaje, ampliando y diversificando la red de conexiones. Los programas de reforestación han demostrado un papel determinante en la configuración paisajística, la diversidad y la evolución del estado de la conectividad de los bosques. Su legislación, apoyada en criterios técnicos y ecológicos, debería posicionarse como una herramienta clave para afrontar los retos inmediatos en la gestión del territorio y la conservación de los valores naturales.

Palabras clave: Programas de reforestación; tierras agrícolas, ecología del paisaje, funcionalidad, ecosistemas forestales, Castilla y León

Abstract

The connectivity of forest ecosystems is emerging as a key factor to assess the sustainability of forest management, having important implications for biodiversity conservation. This study has focused on the role played by the land reforestation programs in the evolution of forests and their connectivity in Leon province (Spain) during the last 30 years. For this purpose, the situation was modelled in three scenarios and two temporal periods, integrating the national forest inventories (IFN2; IFN3; IFN4) and the data from the reforestation programs provided by the Junta de Castilla y León. Starting by an initial situation without reforestation, the intermediate and final scenarios were based on assuming that such reforestations would have not occurred. The evolution of connectivity "with" and "without" reforestation was evaluated by means of Graphab 2.6 and applying graph theory, using the Equivalent Connected Area index (ECA) to evaluate the differences between scenarios and hypothesis. The first period studied, under the influence of the first two reforestation programs, belongs to the end of an expansion period after which there is a decline in tree cover. Despite this reduction, there is a 20 % positive balance of ECA for all the study period. While reforestation in mountain areas gave more continuity to the tree cover, resulting in a more homogeneous environment and less diverse landscape, those carried out on agricultural land brought heterogeneity and dynamism to the landscape, extending and diversifying the network of connections. Reforestation programs have played a decisive role in the landscape configuration, diversity and evolution of forest connectivity status. Legislation, based on technical and ecological criteria, should be positioned as a key tool to face the immediate challenges of land management and the conservation of natural values.

Key words: Reforestation programs; agricultural uses, landscape ecology, functionality, forest ecosystems; Castilla y León.

1. Introducción

La crisis global de pérdida de biodiversidad que sufren la mayor parte de los ecosistemas del planeta, incluida la Península Ibérica, encuentra en el ser humano su principal causa o desencadenante. Nuestro crecimiento y expansión ha traído consigo una homogeneización biótica y una sobreexplotación de los recursos, aumentando la fragilidad del entorno a la agresión de agentes bióticos y abióticos, y amenazando la conservación de los espacios naturales en forma de destrucción de hábitats. Además, el cambio climático, el otro gran factor de transformación, está igualmente intervenido y catalizado por las consecuencias derivadas de esa expansión antrópica. Esto hace necesaria la incorporación de nuevos criterios técnicos y ecológicos a la gestión y planificación del territorio.

La destrucción del hábitat se sucede tanto por su propia pérdida, como por su degradación y fragmentación. Esta última, definida como el proceso a escala paisajística por el cual el hábitat se divide en fracciones más pequeñas que quedan aisladas entre sí por una matriz de hábitat diferente de la original (Fahrig, 2003), arrastra en los últimos años un amplio debate sobre su implicación en la pérdida de biodiversidad. Mientras que numerosos autores consideran a la fragmentación un proceso inseparable de la pérdida de hábitat, el efecto borde y el aislamiento, otros la consideran como un patrón que describe la configuración del hábitat en el paisaje, cuyas consecuencias se deben evaluar de forma independiente al efecto de la cantidad de hábitat (Arasa-Gisbert *et al.*, 2021). A pesar de esta consideración, la fragmentación de los hábitats más representativos de nuestras latitudes ha sido un proceso creciente ligado a nuestra expansión más reciente.

La agresión y perturbación directa del hábitat ha venido acompañada, en la mayoría de los casos, de un proceso de desconexión o pérdida de conectividad ecológica, definiéndose esta como la capacidad del territorio para permitir los desplazamientos de los organismos entre las teselas con recursos (Taylor *et al.*, 1993) o unidades de hábitat distantes en el espacio.

Las políticas de conservación de la naturaleza basadas en la designación y delimitación de espacios protegidos pueden resultar en muchos casos insuficientes (Hilty *et al.*, 2021, UICN 2021), y gestionar su conservación entendiéndolos como elementos individuales aislados es una constante lucha por controlar la velocidad con la que pierden biodiversidad esos ecosistemas. Estos deben entenderse como sistemas dinámicos, y eso implica asumir la necesidad de contar con un medio natural conectado, que permita el normal funcionamiento de sus relaciones. El contexto actual de cambio climático hace de esta una condición necesaria inmediata para el común de los espacios naturales del planeta y la Península Ibérica, y cuya perpetuación no necesita de la dedicación exclusiva a la conservación de grandes superficies incompatibles con nuestro desarrollo y crecimiento, sino más bien una coherencia en la gestión del territorio.

Los ecosistemas forestales engloban el 59% de la superficie española (Anuario de Estadística, 2021), lo que les convierte en imprescindibles a la hora de identificar aquellas piezas y engranajes cuya conservación y restauración resulte determinante para asegurar la viabilidad funcional de nuestros espacios naturales. Espacios que albergan una de las mayores tasas de biodiversidad dentro del contexto comunitario europeo (Galante, 2005).

Dentro de estos espacios forestales, tienen un papel protagonista los bosques, o las agrupaciones arboladas en espesura (CECF, 2005). La conectividad de los bosques, entendiéndola como aquella característica que facilita el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético y otros flujos ecológicos a través de las masas arboladas que existen en el territorio, es una propiedad clave para valorar la sostenibilidad de la gestión forestal y estudiar los cambios en los paisajes forestales (Saura *et al.*, 2011a).

A nivel autonómico, la Comunidad Autónoma de Castilla y León es la que presenta mayor superficie forestal y arbolada de toda España, y dentro de la cual toma un papel protagonista nuestra zona de estudio, la provincia de León (ISFE, 2017). Esta región, de más de 15.500 km², caracterizada por un relieve contrastado, entre la Meseta Central y la Cordillera Cantábrica, goza de una enorme riqueza natural y paisajística. En ella encontramos una gran variedad de formaciones arboladas, consecuencia de una gran diversidad mesológica y biológica, y de la intensa transformación a la que ha sido sometida por el hombre a lo largo de los siglos. A su vez, el territorio presenta grandes espacios abiertos, aun dedicados a la ganadería extensiva en zonas de montaña. La meseta leonesa, en el cuadrante suroriental, y otras zonas bajas en el occidente de la región, está dominada por sistemas agrícolas, en especial de cereal. El bosque de la provincia de León puede subdividirse, a grandes rasgos, entre los de origen natural o renaturalizados, con predominio de frondosas, y las repoblaciones jóvenes o muy consolidadas, de objetivo protector o productivo, protagonizadas por especies de coníferas.

En retroceso durante siglos, la dinámica demográfica de las últimas décadas, traducida en la despoblación del medio rural y el abandono de las actividades y usos tradicionales del medio forestal, han permitido la expansión de la cubierta forestal arbolada en buena parte de los territorios peninsulares, bien por regeneración natural o por medio de repoblaciones forestales. Estas últimas son un capítulo importante de la historia natural de los espacios forestales en la España peninsular, donde el esfuerzo repoblador de la llamada restauración hidrológica forestal reparaba la degradación histórica que los espacios forestales sufrían por la sobreexplotación relacionada con los usos tradicionales del monte. Este trabajo centra su atención en las reforestaciones de las tres últimas décadas, al amparo de diferentes normativas.

En 1994, la Junta de Castilla y León, a través de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, puso en marcha el Programa Regional de Forestación de Tierras Agrícolas de Castilla y León, en base al *Reglamento (CEE) 2080/92* y el *Real Decreto 378/93*, por el que se establecía un régimen de ayudas para incentivar las inversiones forestales en explotaciones agrarias y el desarrollo y aprovechamiento de los bosques en las zonas rurales. Este programa estableció el marco y las actuaciones necesarias para un primer periodo comprendido entre 1993 y 1999, y es, seguramente, el programa con mayor repercusión a nivel territorial y socioeconómico (Montiel y Galiana, 2004).

Una vez finalizó este primer periodo, el programa se amplió y adaptó a la nueva normativa que regulaba las ayudas para un segundo periodo de subvenciones (2000-2006). En base al *Reglamento 1257/99* y *Reales Decretos 6/2001* y *708/2002* se estableció un nuevo régimen de ayudas a cargo del Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agrarias (FEOGA), mediante el Programa de Desarrollo Rural para las medidas de acompañamiento de la PAC en España y las Órdenes anuales reguladoras de la ayuda en la Comunidad de Castilla y León.

Con arreglo al *Reglamento (CE) nº 1698/2005 del Consejo, de 20 de septiembre de 2005*, por el que se regulaba el régimen de ayudas del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), se iniciaba un tercer periodo de programación de medidas (2007-2013) que incluía la Forestación de Tierras Agrícolas. Tras la derogación y promulgación del *Reglamento (UE) 1305/2013, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de diciembre de 2013*, se dio paso al marco de ayudas comunitarias al desarrollo rural para el último periodo 2014-2020, a cargo del mismo Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER).

La Comunidad Autónoma de Castilla y León es la comunidad con mayor porcentaje de superficie reforestada en España, tanto en valores absolutos (Vadell *et al.* 2019), como respecto de los objetivos previstos a nivel nacional para las medidas de acompañamiento de la reforma de la PAC de 1992 (Montiel y Galiana, 2004). Dentro de esta Comunidad, la provincia de León es la que cuenta con mayor superficie reforestada en toda la segunda mitad del S.XX (PFCL, 2002). Por otro lado, Vadell *et al.* (2019), en su estudio sobre el balance de resultados del programa de reforestación de tierras agrarias, señala que los resultados obtenidos, muy heterogéneos entre las diferentes Comunidades Autónomas, están insuficientemente documentados y estudiados.

La fragmentación y la conectividad ecológica funcional son conceptos con una importancia incipiente, cada vez más presentes en la gestión y la planificación territorial, como demuestra la aprobación en 2020 de la Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas. El presente trabajo aborda, por tanto, la necesidad de ampliar el conocimiento de unas políticas, cuya importancia se conoce significativa en términos cuantitativos y socioeconómicos, pero de las que aún desconocemos muchas de sus consecuencias ecológicas.

El estudio de conectividad funcional se ha realizado mediante el empleo de la teoría de grafos, que se ha demostrado muy eficaz para caracterizar la conectividad del paisaje a diferentes escalas, modelizando la realidad satisfactoriamente con un requerimiento de datos disponible y manejable (Dilts *et al.*, 2016). Esta evaluación de la conectividad, extendida a un enfoque funcional, está subordinada a las especificaciones de una o varias especies referencia, en cuanto a su capacidad de movimiento y dispersión (Hortal y Saura, 2008). Así, el estudio se ha aplicado al grupo faunístico de mamíferos carnívoros forestales de mediano tamaño, por su idoneidad para modelizar y evaluar la conectividad ecológica de los bosques en nuestra área de estudio.

Objetivos

El objetivo general de este proyecto ha sido evaluar, de forma cualitativa y cuantitativa, la aportación de los programas de reforestación realizados por la Junta de Castilla y León a la conectividad ecológica funcional de los bosques en la provincia de León. Para ello, se han establecido otros objetivos específicos como: (1) Analizar la dinámica de cambios de los espacios forestales en el área de estudio, centrandó la atención en las masas arboladas, para el espacio temporal en el que quedan comprendidos las reforestaciones evaluadas. (2) Evaluar la progresión y evolución general del estado de fragmentación y la conectividad ecológica de esas masas arboladas, atendiendo a las diferencias físicas, ecológicas, culturales y demográficas de la zona de estudio.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

El estudio se ha realizado dentro de los límites administrativos de la provincia de León. Dicha provincia se sitúa en el noroeste de la Comunidad Autónoma de Castilla y León, y linda en sus vientos sur y este con las provincias de Zamora, Valladolid y Palencia, en el norte con comunidades de Cantabria y Asturias, y con Galicia en el Oeste (Figura 1). Se trata de un espacio de transición, comprendido en las regiones biogeográficas Mediterránea y Eurosiberiana, de elevada diversidad geológica y paisajística, con una vocación del territorio dividida y subordinada a su configuración orográfica.

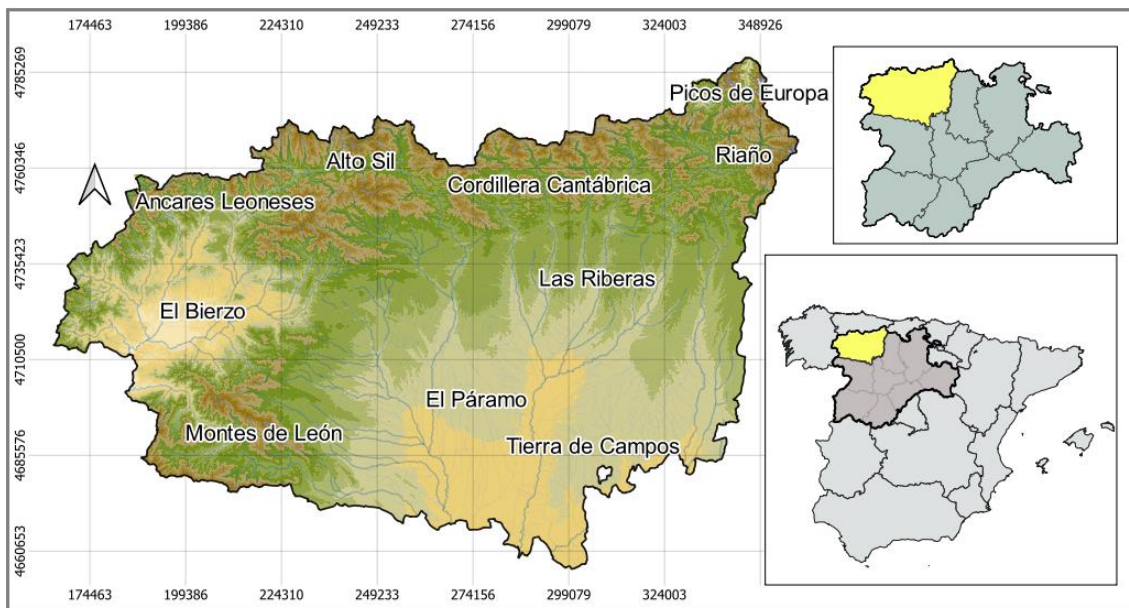


Figura 1. Representación y localización de la zona de estudio.

El medio físico

El área de estudio se caracteriza por un paisaje y un relieve contrastado, con zonas montañosas (media y alta montaña), páramos, sistemas de ribera y grandes superficies agrícolas. Tiene una pendiente media superior al 13% y una altitud media superior a los 1.000 metros sobre el nivel del mar.

La región presenta un clima de tipo mediterráneo de influencia continental, con zonas con una marcada influencia atlántica. Existen zonas de gran amplitud térmica, con inviernos fríos y muy largos, pero con temperaturas elevadas en verano y medias anuales de entre 11-13°C. Las zonas de montaña presentan temperaturas medias anuales siempre inferiores a 10°C, pudiendo alcanzar valores próximos a los 2°C en las zonas de alta montaña.

Las precipitaciones se distribuyen de forma irregular en el tiempo y el espacio, normalmente concentradas en los meses de otoño e invierno, con una franja norte y oeste mucho más húmeda, con precipitaciones medias anuales superiores a 1.600 mm, en forma de nieve en invierno. Las zonas de meseta presentan precipitaciones medias próximas a los 500 mm anuales, con fuertes estiajes en los meses de julio y agosto.

Estos factores condicionan su régimen hídrico. Los ríos nacidos en las zonas montañosas presentan un régimen pluvio-nival rápido y regular, con caudales máximos en primavera. En su curso medio se vuelven más lentos, y adquieren un régimen pluvio-mediterráneo irregular, con caudales máximos en primavera, otoño o invierno, y un estiaje muy marcado. Esta red hídrica se reparte en tres grandes cuencas hidrográficas, la cuenca del Duero, la cuenca del Miño-Sil y la cuenca del Cantábrico Occidental.

Esa variedad orográfica y bioclimática conforman un gran número de comunidades vegetales complejas, donde tienen un papel relevante las masas forestales arboladas.

El medio forestal

La estructura territorial y paisajística de la zona de estudio es, en gran medida, resultado de la evolución y desarrollo de la actividad antrópica, especialmente de las comunidades rurales, y condicionado por los factores bioclimáticos y biogeográficos.

La provincia de León es un espacio eminentemente forestal, donde aproximadamente el 65% del territorio presenta esta vocación. El 33% está destinado a la agricultura, y el 2% restante queda repartido entre asentamientos urbanos y las grandes masas de agua.

En las zonas más montañas del norte y oeste dominan los hayedos, robledales y rebollares. Los primeros, característicos de la Iberia más húmeda, forman bosques monoespecíficos muy umbrosos, donde el haya (*Fagus sylvatica*) domina sobre el resto de las especies arbóreas y de matorral, acompañada por acebos (*Ilex aquifolium*), tejos (*Taxus baccata*) y serbales (*Sorbus aucuparia*; *Sorbus aria*). Los robledales, formados normalmente por varios estratos, tienen como especie dominante al roble albar (*Quercus robur*), acompañado frecuentemente por otras especies de frondosas como el acebo, avellano (*Corylus avellana*), castaño (*Castanea sativa*), sauces (*Salix spp.*), o el haya, y con un estrato arbustivo dominado por el brezo (*Erica arborea*), zarzas y rosas (*Rubus Spp.*) y tojos (*Ulex spp.*). Por último, los rebollares (*Quercus pyrenaica*), que aparecen normalmente en una estructura de monte bajo, con una diversidad intermedia en cuanto a su composición, están frecuentemente acompañados por otras frondosas como avellanos o castaños, y un sotobosque de acebos, majuelos (*Crataegus spp.*), zarzas, brezos y tojos,

En las laderas de mucha pendiente, o a mayor altura, estas formaciones de frondosas pueden verse sustituidas por pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris*), normalmente de finalidades productivas y con escaso sotobosque. Con densidades moderadas, el pinar puede verse acompañado por otras especies arbóreas como robles o acebos, y matorrales como zarzas y tojos.

A medida que se asciende en altitud, estas masas arboladas dejan paso a enebrales de porte rastrero (*Juniperus communis*), acompañados de gayubas (*Arctostaphylos uva-ursi*) y arandaneras (*Vaccinium Spp.*) en las zonas atlánticas, y de piornales (*Cytisus oromediterraneus*) y aulagas (*Genista scorpius*) en las más mediterráneas. En última instancia, aparecen los ricos pastizales de los pisos alpino y subalpino, como cervunales. Junto a estos, majadales, fenalares, prados de siega y otras formaciones pascícolas, repartidas por la mitad norte y Suroeste de la región, constituyen la base territorial de la ganadería extensiva, y contribuyen a la diversidad vegetal y a la alternancia del paisaje forestal.

A medida que se desciende en latitud, y el paisaje se vuelve más suave, aparecen otras formaciones más mediterráneas, características de un clima más seco y continental, donde tuvo especial relevancia el encinar (*Quercus ilex*). Perjudicado por las roturaciones y la extensión de regadíos, ahora ocupa pequeñas cuencas sedimentarias y solanas de transición entre la meseta y la montaña, acompañadas también de alcornoques (*Quercus suber*), quejigos (*Quercus faginea*), enebros (*Juniperus spp.*) y almendros (*Prunus dulcis*).

En los fértiles suelos asociados a la red de cursos fluviales de la región, aparecen formaciones de ribera, de gran riqueza en especies. Chopos y álamos (*Populus spp.*), sauces (*Salix spp.*), alisos (*Alnus glutinosa*) y frenos (*Fraxinus spp.*), constituyen ecosistemas de gran diversidad, generalmente umbrosas, donde la vegetación arbustiva y de matorral encuentra dificultades para su asentamiento.

Repartidos por toda la región, aparecen matorrales seriales de distinta naturaleza, completando el paisaje como vegetación de transición, indicadores de un paisaje dinámico y oportunista, como brezales, aulagares, tomillares o jarales.

2.2. Caracterización de la cobertura del suelo

2.2.1. Mapa Forestal de España

La fuente de información cartográfica base utilizada para este proyecto ha sido la serie temporal del Mapa Forestal de España (MFE), en formato digital. Esta es la cartografía básica forestal nacional, proporcionando información vectorial particularizada y detallada a las clases forestales. Se describe, para cada tesela, el tipo de estructura, el grado de cobertura de las especies principales y su combinación, entre otros.

Así, para este trabajo se ha contado, como datos de partida, con:

- El Mapa Forestal de España Escala 1:200.000 (Ruiz de la Torre, Dir., 1986-1996). Base Cartográfica del IFN2 (primer Inventario Forestal Nacional con inclusión de los Sistemas de Información Geográfica), utilizando el Mapa de Cultivos y Aprovechamientos (1980). Digitalización a escala 1:50.000. Esta fuente no dispone de datos sobre la cobertura urbana u otra de consideración artificial. Esta información, considerada relevante para el trabajo, se ha incorporado con datos del CORINE Land Cover 1990. Como resultado, en el área de estudio se describen 4.888 teselas con una superficie media aproximada de 318 hectáreas.
- Mapa Forestal de España Escala 1:50.000 (MFE50. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal., 1997-2006). Base cartográfica del IFN3 (primero en disponer de cartografía propia y adaptada). Para el área de estudio se describen un total 24.661 teselas con un tamaño medio aproximado de 63 hectáreas.
- Mapa Forestal de España Escala 1:25.000 (MFE25. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación., 2007-2020). Base cartográfica del IFN4 (cartografía forestal de mayor detalle y actualidad). Para el área de estudio se describen un total de 24.695 teselas con un tamaño medio aproximado de 63 hectáreas.

Estas bases cartográficas han sido tratadas y adaptadas al proyecto, agrupando el espacio agrícola y forestal del suelo, el medio artificial y las masas de agua (no se hace distinción de humedales, dada su escasa representatividad y su ausencia en la primera base cartográfica del MFE200). Dentro del espacio forestal se han diferenciado matorrales, prados y pastizales, monte desarbolado y suelo desnudo, y las masas arboladas. Estas últimas se han diferenciado a su vez, atendiendo a su composición específica, en bosque de frondosas, bosque de coníferas y bosque mixto (Tabla 1).

2.2.2. Programas de forestación de Castilla y León

Los datos de reforestaciones han sido cedidos por la Junta de Castilla y León, en formato vectorial. Dichos datos incorporan información detallada sobre el año, método de plantación, especies, proporción y densidad, entre otros. Según el año de ejecución, estos datos se corresponden con diferentes programas de forestaciones en Castilla y León, enmarcados en varios reglamentos:

- Primer programa (1993-1999). Programa Regional de Reforestación de Tierras Agrícolas. *Reglamento (CEE) 2080/92* y el *Real Decreto 378/93*. Para el área de estudio se realizaron bajo este programa 23.369 reforestaciones, con un total de 32.048 hectáreas, con un tamaño medio de 1,37 ha.
- Segundo programa (2000-2006). Adaptación al *Reglamento 1257/99* y *Reales Decretos 6/2001* y *708/2002*. En este segundo periodo se realizaron en el área de estudio 15.479 reforestaciones con un total de 18.225 ha, con un tamaño medio de 1,17 ha.
- Tercer programa (2007-2013). *Reglamento (CE) nº1698/2005*. En este tercer periodo se realizaron 9.041 reforestaciones con un total de 10.269 ha, con un tamaño medio de 1,13 ha.
- Cuarto programa (2014-2020). *Reglamento (UE) 1305/2013*. En este último periodo se han realizado 1.111 reforestaciones con un total de 1.362 ha, con un tamaño medio de 1,22 ha.

Estos datos han sido clasificados por su composición específica, diferenciando repoblación de frondosas y de coníferas, presentando estas una combinación de especies igual o superior al 90% de cada una de las tipologías, o repoblación mixta, entendida como aquella que presente una dominancia inferior al 90% de especies de estos dos tipos.

2.2.3. Sistema de coberturas

Con la información vectorial combinada de los Mapas Forestales de España y los programas de reforestación, se han definido los principales usos de suelo, clasificados en 12 tipos (Tabla 1).

Tabla 1. Sistemas de coberturas agrupados en el área de estudio.

Cobertura	Definición
Agrícola	Suelos dedicados a la producción agrícola. Incluye arbolado disperso sobre cultivos y mosaicos desarbolados
Artificial	Incluye espacio de naturaleza urbana y mosaicos urbanos discontinuos, infraestructuras de comunicación lineal, parques periurbanos y áreas recreativas, y espacios dedicados a la minería, escombreras y vertederos
Bosques de coníferas	Pinares y mezclas de coníferas autóctonas y otras especies de producción alóctonas. Enebrales y sabinares
Bosques de frondosas	Robledales, hayedos, abedulares, melojares, avellanedas, fresnedas y otros bosques ribereños. Quejigares, encinares y alcornocales. Eucaliptales y otras especies de producción.
Bosques mixtos de coníferas y frondosas	Mezcla de coníferas y frondosas autóctonas y alóctonas en las regiones mediterránea y atlántica. Arbolado disperso coníferas y frondosas
Masas de agua	Pantanos, embalses, humedales y lagunas de alta montaña
Matorral	Formaciones de matorral y arbustados
Monte desarbolado-Suelo desnudo	Monte sin vegetación superior. Incluye zonas incendiadas y monte desarbolado por talas en especies de producción. Suelos desnudos y afloramientos rocosos
Praderas y pastizales	Herbazales y prados. Incluye mezclas de pastizales y matorrales, y pastizales con matorral disperso.
Reforestación bosque de coníferas	Reforestaciones incluidas dentro de los diferentes programas comunitarios con dominancia de coníferas igual o superior al 90%
Reforestación bosque de frondosas	Reforestaciones incluidas dentro de los diferentes programas comunitarios con dominancia de frondosas igual o superior al 90%
Reforestaciones bosques mixtos de coníferas y frondosas	Reforestaciones incluidas dentro de los diferentes programas comunitarios con dominancias inferiores al 90% de coníferas o frondosas

2.2.4. Definición de los escenarios.

La combinación e integración de los datos de los diferentes programas de reforestación y de la serie temporal del Mapa Forestal Español, se utilizó para definir tres escenarios, cada uno caracterizado por un sistema de coberturas (Figura 2):

- Escenario 0. Se tomaron como escenario inicial los datos del MFE200, con la incorporación de la cobertura artificial del CORINE Land Cover 1990. Este escenario representa la situación de partida, sin inclusión de los programas de reforestación, quedando definido por un total de 9 coberturas de suelo. Los datos íntegros del Programa Regional de Reforestación de Tierras Agrícolas de Castilla y León (1993-1999) se incorporaron al escenario 1. Se desconoce la representatividad que pudiera tener este primer programa en el IFN2, al no contar con un solapamiento íntegro en el tiempo, y cuya base cartográfica no fue propia ni adaptada.
- Escenario 1. Escenario intermedio, o de transición, se integró la base cartográfica del MFE50 con los datos del Programa Regional de Reforestación de Tierras Agrícolas de Castilla y León (1993-1999) y su adaptación en el segundo periodo (2000-2006).
- Escenario 2. Como escenario final, se integraron la base cartográfica del MFE25 y los datos de forestaciones de los dos últimos periodos, regidos por las normativas europeas del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (2007-2020). Este escenario se consideró como representativo de la situación actual y base de las proyecciones futuras.

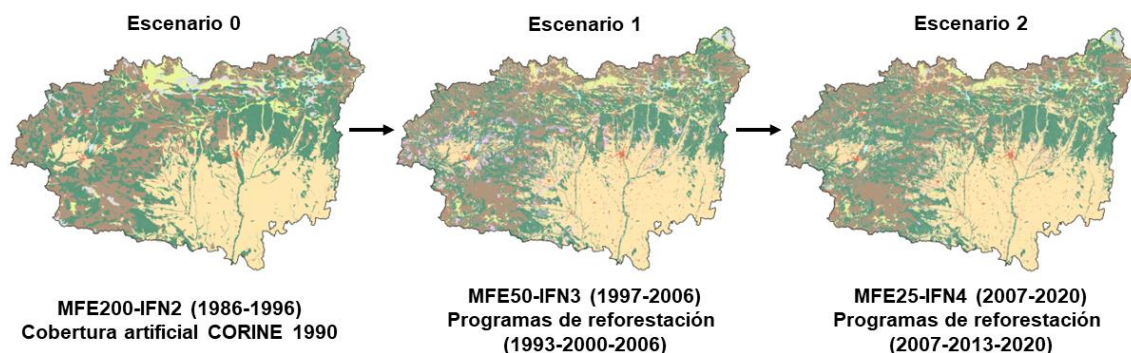


Figura 2. Representación de la dinámica temporal del estudio expresado por la sucesión de escenarios.

2.3. Ecoperfil de referencia

Los métodos de diseño de corredores y técnicas de evaluación de la conectividad funcional del paisaje están basados en una o varias especies referencia. En la mayoría de los casos estas suelen ser especies emblemáticas o grupos funcionales genéricos (Van der Sluis *et al.*, 2004; Beier *et al.*, 2008).

Los mamíferos son el grupo faunístico más frecuentemente utilizado. Sus necesidades hacen que los corredores diseñados para estas especies sean utilizados por multitud de grupos diferentes, funcionando como “especies paraguas” (Beier *et al.*, 2008; Gurrutxaga *et al.*, 2011).

Se seleccionaron los mamíferos carnívoros de mediano tamaño, que tienen el bosque como hábitat prioritario, como al grupo de especies referencia en este estudio. Tienen rangos de desplazamiento regionales, una amplia distribución en el área de estudio y una especial sensibilidad a los cambios en el paisaje. Dentro de este grupo faunístico encontramos:

- Garduña (*Martes foina*). Carnívoro nocturno ampliamente extendido en Europa y la Península Ibérica con hábitos marcadamente forestales. Suele ocupar bosques caducifolios y bordes de bosque. En ecosistemas mediterráneos muestra predilección por hábitat riparios, con presencia de arbolado y matorral, y utilizando como lugares de alimentación o descanso parches grandes de dehesas, frutales y pastos. El tamaño y aislamiento de los fragmentos de bosques y riberas son los factores con mayor incidencia negativa en la presencia de garduñas seguido de la mortalidad por atropellos (Virgós y García, 2002; Virgós *et al.*, 2002). La mayoría de los individuos realizan desplazamientos nocturnos próximos a los 5 km (Genovesi *et al.*, 1997)
- Tejón (*Meles meles*). Carnívoro de mediano tamaño ampliamente extendido en Europa y la Península Ibérica, tiene unas preferencias de hábitat especialmente condicionadas a la disponibilidad de alimento y refugio. Prefiere espacios que alternen bosque y prados en áreas moderadamente frescas. Evitan los aprovechamientos agrícolas intensivos y lugares excesivamente antropizados. Los factores que más afectan a su conservación son el control no selectivo de depredadores, la alteración y fragmentación del hábitat y los atropellos. Los tejones realizan desplazamientos nocturnos medios de 5,5 km en el caso de los machos, y 3,9 km en las hembras (Virgos, 2012)

- Gato montés (*Felis silvestris*). Mamífero carnívoro de mediano tamaño poco conocido y a menudo confundido con su pariente doméstico. Está considerado una especie típicamente forestal, con preferencia de bosques mixtos caducifolios y sistemas de matorral bien conservado y poca presencia antrópica. En zonas mediterráneas es más abundante en zonas de alta diversidad paisajística, utilizando zonas con mosaicos de matorral y pastizal para su alimentación, alternando roquedos y zonas de bosque que utiliza como refugio (Lozano *et al.*, 2003). Las principales amenazas a su conservación son la destrucción y fragmentación del hábitat. La longitud media de sus desplazamientos, en individuos residentes, es de 8,7 km para los machos, y 5,2 en las hembras (Stahl *et al.* 1988).

2.4. Dinámica de cambios

Se realizó un análisis estadístico básico, mediante una matriz de cambios de usos del suelo, considerando los datos de ocupación de los usos principales para cada escenario, y pormenorizando las unidades arboladas.

Para la cuantificación de los cambios se cruzaron las coberturas vectoriales de los diferentes escenarios, utilizando herramientas SIG. Esto se realizó en dos saltos, para los cambios entre el escenario de partida y de transición (escenarios 0-1), y los cambios entre este último y el escenario final (escenarios 1-2). El balance de cambios entre los tres escenarios se ha expresado mediante un diagrama de Sankey.

2.5. Conectividad estructural

El grado de fragmentación de los bosques y su evolución a lo largo de los tres escenarios se calculó por medio del Índice de Fragmentación Reticular (RFI - Reticular Fragmentation Index, Eq. 1), que relaciona el grado de fragmentación del hábitat con la densidad de borde (ED) y el porcentaje de superficie deforestada (PSB). A mayor superficie sin bosque, y a mayor densidad de borde, mayor será este índice, resultando en una mayor fragmentación (Valenzuela, 2014; Rivas *et al.*, 2021).

$$RFI = (PSB\% + ED\%) / 2 \quad [1]$$

El cálculo del RFI se realizó dividiendo la zona de estudio en una malla hexagonal de 5 km². Esta geometría se ha demostrado más eficaz para los objetivos propuestos (Birch *et al.*, 2007). Se seleccionó este tamaño porque la mayor parte de los fragmentos de bosque de zonas templadas montañosas y oceánicas tiene un área inferior a esta, presentando valores medios muy inferiores (FAO y PNUMA, 2020). Simplificamos los sistemas de coberturas de cada escenario en un sistema binario (Bosque-No Bosque), cruzándolo con la malla hexagonal.

Como valor referencia del 100% de las métricas se usó un hexágono de un tamaño 100 veces inferior al de la superficie de los hexágonos que componen nuestra malla (50.000 m²). Los valores del RFI se categorizaron en 5 clases, que definen el estado de fragmentación de los bosques en nuestra zona de estudio (Tabla 2):

Tabla 2. Relación de clases agrupadas del RFI.

RFI	Fragmentación
>80%	Muy alta
60-80%	Alta
40-60%	Media
20-40%	Baja
<20%	Muy baja

2.6. Contribución de los programas de reforestación

El análisis de la contribución de los programas de reforestación se hizo mediante la evaluación de la conectividad funcional para los escenarios 1 y 2, y a partir de la formulación de hipótesis de ocurrencia nula en reforestaciones.

Tras calcular la situación en la que se consideró la aportación de las reforestaciones como parches de hábitat (escenarios 1 y 2), se reformuló el análisis de conectividad funcional sustituyendo las teselas reforestadas por otras que, sin ser un impedimento al flujo o movimiento de las especies, no constituían hábitat para las especies seleccionadas. Así, se formularon 3 supuestos (Figura 3):

- Supuesto 1: Hipótesis en la que no se hubiesen realizado los dos primeros programas de reforestación (1993-2006). Comparación escenario 1 - supuesto 1.
- Supuesto 2a: Hipótesis en la que no se hubiesen realizados los dos últimos programas de reforestación (2007-2020). Comparación escenario 2 - supuesto 2a.
- Supuesto 2b: Hipótesis en la que no se hubiese realizado ningún programa de reforestación (1993-2020). Comparación escenario 2 - supuesto 2b.

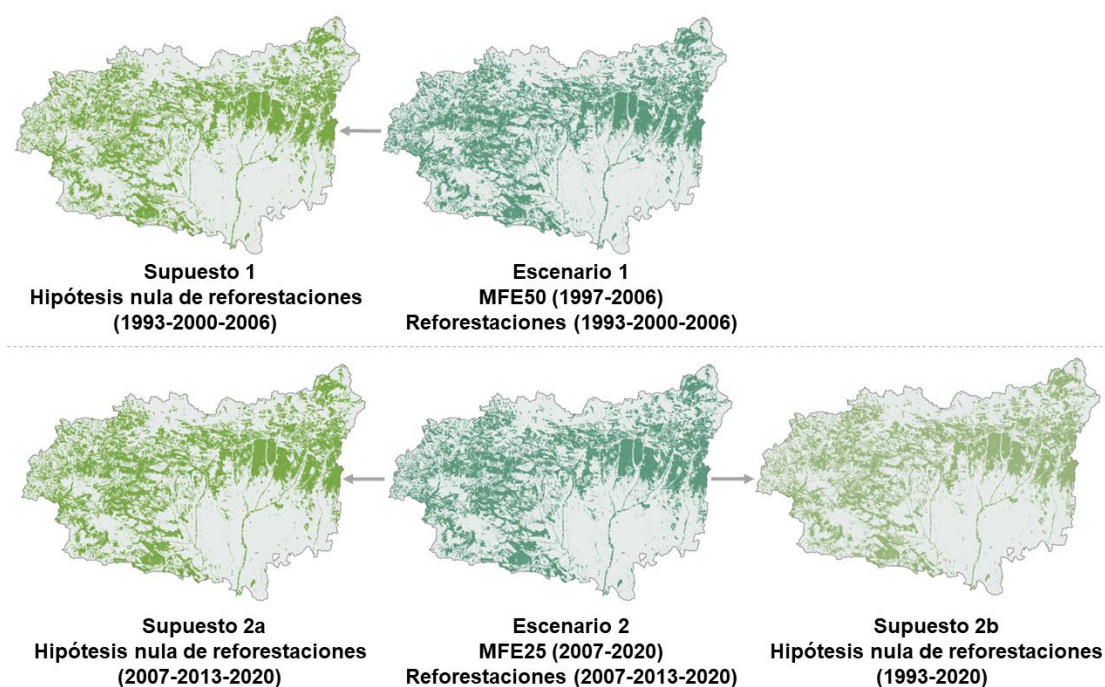


Figura 3. Comparación de los escenarios con los supuestos formulados.

2.7. Conectividad funcional

La evaluación de la conectividad funcional se realizó mediante la teoría de grafos. Los grafos son estructuras matemáticas compuestas por un conjunto de nodos y enlaces que representa el conjunto del paisaje forestal, de forma que cada parche o unidad diferenciada de bosque es representada por un nodo. Dos nodos pueden estar o no conectados funcionalmente mediante un enlace, posibilitando la dispersión directa entre ese par de nodos (Hortal y Saura, 2008). Su cálculo se realizó utilizando el software Graphab 2.6. (<http://thema.univ-fcomte.fr/productions/graphab/>).

2.7.1. Determinación de los enlaces (camino de coste mínimo)

Para modelizar la red de conexiones entre parches de hábitat se elaboró un mapa ráster de costes o resistencias. Este se realizó asignando un coste a cada una de las coberturas en función de la resistencia ofrecida al flujo o movimiento de las especies. Este coste se clasificó en 5 clases (Tabla 3):

- Hábitat (1). Unidades de bosque y reforestaciones.
- Adecuado (5). Aquellas que, sin ser hábitat, suponen una fuente de recursos (matorral), o guardan relación con las unidades de hábitat por su estructura o dimensión, o se consideran transición al bosque o matorral (talas, zonas incendiadas...)
- Neutral (10). Zonas que no se consideran un freno a su dispersión o movimiento, pudiendo ser fuente ocasional de recursos, pero alejadas en tiempo y estructura de la consideración de hábitat (prados y pastizales).
- Desfavorable (20). Zonas cuya intensificación y presión antrópica suponen un freno al movimiento de las especies, sin ser incompatibles con su presencia (suelos dedicados a la producción agrícola).
- Muy desfavorable (100). Los espacios que imposibilitan o dificultan enormemente el tránsito, movimiento y presencia de las especies (medio artificial y las grandes masas de agua).

Tabla 3. Relación de las clases de coste para cada cobertura.

Cobertura	Coste
Agrícola	20
Artificial	100
Bosque	1
Masas de agua	100
Matorral	5
Monte desarbolado-Suelo desnudo	5
Praderas y pastizales	10
Programas de reforestación	1(5)*

*Los datos de reforestación tendrán un valor de coste 1 (hábitat) para los escenarios ciertos (escenarios 0, 1 y 2), y un valor 5 (apropiado) para las hipótesis de reforestación nula (supuestos 1, 2a y 2b).

Para facilitar la evaluación, comparación e interpretación de los resultados, y para no desaprovechar la definición de los datos de origen, se homogeneizó la resolución de los ráster de resistencias a un tamaño de pixel de 25 x 25 metros.

Los enlaces, calculados como las distancias de mínimo coste acumulado entre nodos, se definieron sobre una topografía planar, ignorando las distancias intraparche y asignando una distancia de dispersión de 5 km definida por las características dispersivas del grupo faunístico referencia (véase el apartado 1.2 de material y métodos). Esta distancia de dispersión métrica fue adaptada a una distancia de coste de 2.718,78 a partir del conjunto de trayectorias y por medio de una regresión lineal (Foltête *et al.*, 2012).

2.7.2. Selección de métricas de conectividad

Tras establecer la red de conexiones entre nodos, caracterizados por los caminos de coste mínimo y la distancia de dispersión, se calculó las métricas de conectividad a dos niveles diferentes, globales y locales. Esto permite evaluar el estado de conectividad funcional para los diferentes escenarios y supuestos. Para su cálculo se usó Graphab 2.6.

Para ayudarnos en su interpretación y evaluación, se realizó un análisis estadístico básico previo, calculando, para cada escenario y supuesto, el número total de parches y sus áreas, número total de enlaces y su coste medio y total.

Métricas globales

Las métricas globales miden la conectividad funcional del paisaje, y son especialmente útiles para evaluar la efectividad de determinadas acciones en el conjunto del área de estudio:

- Número de componentes (NC). Representa el número de áreas conectadas independientes. Los parches dentro de un componente están conectados entre ellos, pero no tienen conexión funcional con el resto de los parches y componentes (Urban y Keitt, 2001).
- Probabilidad de conectividad (PC). Basado en el concepto de disponibilidad de hábitat, en las probabilidades de dispersión entre parches de hábitat y en las estructuras gráficas, se define como la probabilidad de que dos puntos colocados al azar en el área de estudio queden situados en zonas de hábitat interconectadas (Saura y Pascual-Hortal, 2007, Eq. 2). Esa posible conexión tendrá lugar si están situados dentro de un mismo parche de hábitat o si se localizan en dos parches diferenciados conectados de forma funcional. Con un rango de valores entre 0-1, la unidad corresponde al paisaje íntegramente conectado, compuesto únicamente por hábitat.

$$PC = \frac{1}{A^2} \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^* \quad [2]$$

donde n es el número total de parches de hábitat, A es el área de estudio o la capacidad total del paisaje, $a_i a_j$ el área o capacidad de cada pareja de parches, y p_{ij}^* es la probabilidad máxima del producto de todas las trayectorias posibles entre cada pareja de parches i y j , calculado como (Eq, 3):

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}} \quad [3]$$

donde d_{ij} es la distancia de menor coste entre cada pareja de parches i y j , y el parámetro α representa la intensidad del efecto de distancia (Urban y Keitt,

2001), calculado a partir de la distancia media de dispersión, expresado como coste, ($d=2718.78$) y una probabilidad media de movimiento ($p=0.5$).

El uso de los valores de PC puede verse limitado en la práctica cuando los parches de hábitat tienen un tamaño pequeño en comparación la superficie del paisaje, pudiéndose obtener valores bajos de este índice (Saura *et al.*, 2011b).

- Área conexas equivalente (ECA). Definido como el tamaño de un solo parche de hábitat (conectado al máximo) que proporcionaría la misma probabilidad de conectividad que el patrón de hábitat real en el paisaje (Eq, 4). Derivado de PC, presenta una interpretación más sencilla, superando sus limitaciones, especialmente cuando comparamos cambios temporales (Saura *et al.*, 2011b). El rango de valores se presenta desde 0 hasta la suma de las capacidades del paisaje.

$$ECA = \sqrt{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j p_{ij}^*} ; p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}} \quad [4]$$

- Flujo de dispersión o Flux (F). Calculado como la suma de las probabilidades de dispersión directa entre cada par de nodos, cuantifica la dispersión potencial de los parches (Saura y Torné, 2009, Eq. 5). El rango de valores se presenta desde 0 hasta el área total de hábitat.

$$S\#F = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_j^\beta e^{-\alpha d_{ij}} ; j \neq i \quad [5]$$

Métricas locales

Las métricas locales describen la conectividad para cada elemento, y nos permiten caracterizar la importancia de los parches y enlaces:

- Flux (F). Representa la capacidad de un parche para funcionar como fuente independiente de individuos dispersores, o su conexión con otros parches susceptibles de recibirlos. Depende de la distancia y capacidad de reclutamiento de los parches situados alrededor del parche focal, teniendo en cuenta que la probabilidad de dispersión disminuirá exponencialmente con la distancia (Foltête *et al.*, 2012, Eq. 6).

$$F_i = \sum_{j=i}^n a_j^\beta e^{-\alpha d_{ij}} ; j \neq i \quad [6]$$

- Current Flow (CF). Utilizando la teoría del circuito eléctrico realiza el sumatorio de las corrientes que pasan a través de un parche i . La corriente representa la probabilidad de movimiento de un caminante aleatorio a través de los enlaces y parches (Girardet *et al.*, 2015, Eq, 7).

$$CF_i = \sum_j^n c_i^j \quad [7]$$

3. Resultados

3.1. Sistemas de coberturas y usos de suelo

En lo relativo a los usos del suelo, para el primer periodo (escenarios 0-1), se observó un descenso de la superficie forestal del 5,2%. La superficie agrícola aumentó un 8,2% y la superficie ocupada por usos artificiales un 110%. Respecto del total del área de estudio, la superficie forestal disminuyó su extensión un 3,6% (Tabla 4).

En el segundo periodo (escenarios 1-2), la variación más importante fue el aumento del 0,7% del uso agrícola, mientras que el uso forestal registró una pérdida del 0,4%, un 0,2% respecto del total del área de estudio (Tabla 4).

Tabla 4. Proporción respecto del área de estudio y variación en % de los usos de suelo principales.

Usos del suelo	Escenario 0 (1996)		Escenario 1 (2006)		Escenario 2 (2020)		Periodo 1 Escenarios (0-1)	Periodo 2 Escenarios (1-2)
	Sup.(ha)	% AE	Sup.(ha)	% AE	Sup.(ha)	% AE	Variación en %	
Agrícola	475.273	30.5	514.316	33	517.889	33.2	8.2	0.7
Artificial	13.663	0.9	28.726	1.8	28.696	1.8	110.2	-0.1
Masas de agua	5.802	0.4	7.197	0.5	7.209	0.5	24.0	0.2
Forestal	1.064.046	68.3	1.008.967	64.7	1.004.927	64.5	-5.2	-0.4

*Proporción %AE hace referencia al porcentaje de cada uso respecto del total del área de estudio en cada escenario. Variación en % hace referencia al aumento o disminución para cada uso del suelo en cada escenario respecto del anterior.

Respecto a las coberturas principales del suelo se observó, para el primer periodo (escenarios 0-1), un incremento de las masas de coníferas y de bosque mixto. Las primeras aumentaron su extensión en más de un 30% (un 2% respecto del total del área de estudio) durante este periodo, mientras que las segundas aumentaron más del 130%. Por el contrario, las masas de frondosas disminuyeron su extensión en un 4%. En términos generales, la superficie de bosque aumentó un 6,7% en el primer periodo, un 2,2% respecto del total del área de estudio, y la superficie de matorral disminuyó un 8,3% (2,1% respecto del total del área de estudio). La cobertura de monte desarbolado y de suelos desnudos disminuyó en más del 60% en este primer periodo. Lo mismo ocurre con los prados y pastizales, cuya superficie descendió en más del 20% (Tabla 5).

Para el segundo periodo (escenarios 1-2), se produjo una disminución de casi un 50% en el bosque mixto, mientras que las masas de coníferas y frondosas mantuvieron relativamente constantes su superficie, con variaciones del 0,3% en ambos casos. En términos generales, la superficie arbolada disminuyó un 2,6% (un 0,9% respecto del total del área de estudio), y la superficie de matorral aumentó un 1,4%. Lo mismo ocurrió con las coberturas de monte desarbolado y suelo desnudo y con las superficies de prados y pastizales, que registraron aumentos del 20,8% y 1,6%, respectivamente (Tabla 5).

Tabla 5. Proporción respecto del área de estudio y variación en % de las principales coberturas.

Coberturas	Escenario 0 (1996)		Escenario 1 (2006)		Escenario 2 (2020)		Periodo 1 Escenarios (0-1)	Periodo 2 Escenarios (1-2)
	Sup.(ha)	% AE	Sup.(ha)	% AE	Sup.(ha)	% AE	Variación en %	
Agrícola	475.273	30.5	514.316	33.0	517.889	33.2	8.2	0.7
Artificial	13.663	0.9	28.726	1.8	28.696	1.8	110.2	-0.1
Masas de agua	5.802	0.4	7.197	0.5	7.209	0.5	24.0	0.2
Matorral	397.467	25.5	364.515	23.4	369.623	23.7	-8.3	1.4
M.desarb. – S.desnudo	53.553	3.4	19.656	1.3	23.736	1.5	-63.3	20.8
Praderas y pastizales	97.478	6.3	74.773	4.8	75.972	4.9	-23.3	1.6
Bosque de coníferas	102.448	6.6	133.704	8.6	133.360	8.6	30.5	-0.3
Bosque de frondosas	399.489	25.6	383.986	24.6	385.087	24.7	-3.9	0.3
Bosque mixto	13.611	0.9	32.333	2.1	17.149	1.1	137.6	-47.0
BOSQUE	515.548	33.1	550.023	35.3	535.596	34.4	6,7	-2,6

*Proporción %AE hace referencia al porcentaje de cada cobertura respecto del total del área de estudio en cada escenario. Variación en % hace referencia al aumento o disminución para cada cobertura en un escenario respecto del anterior.

3.2. Dimensión de los programas de reforestación

El conjunto de programas de reforestación contabilizó casi 62.000 ha reforestadas (4,1% del territorio) en el periodo estudiado, de las cuales el 54,4% correspondía a reforestaciones de coníferas, un 6,2% a frondosas, y un 39,4% a reforestaciones mixtas (Tabla 6).

Atendiendo a los programas de reforestación por escenario, se observó que para los dos primeros programas (1993-2006; Escenario 1) se reforestaron cinco veces más superficie que para los dos últimos (2007-2020; Escenario 2). En ambos casos, las reforestaciones fueron encabezadas por coníferas (52,7% y 61,9%), seguidas de las de bosque mixto (40,7% y 34%), y en última instancia por las de frondosas (6,7% y 4,1%) (Tabla 6).

Tabla 6. Superficie y proporción de la composición específica de las reforestaciones.

Composición	Escenario 1 (Reforestaciones 1993-2006)		Escenario 2 (Reforestaciones 2007-2020)		Total programas de reforestación	
	Sup (ha)	%	Sup (ha)	%	Sup (ha)	%
Coníferas	26.493	52.7	7.205	61.9	33.698	54.4
Frondosas	3.369	6.7	473	4.1	3.842	6.2
Bosque Mixto	20.454	40.7	3.963	34.0	24.417	39.4
TOTAL	50.316		11.641		61.957	

En el caso de las reforestaciones del primer escenario, el 42% se realizaron sobre coberturas de matorral, un 32,4% sobre otras unidades de bosque y un 22,8 % sobre suelo agrícola. Para el segundo escenario, las reforestaciones fueron lideradas por las realizadas en terrenos agrícolas (43,2%), mientras que el 33,8% se realizaron áreas de matorral y un 17,5% sobre otras coberturas de bosque (Tabla 7).

Tabla 7. Proporciones de las coberturas objeto de reforestación en cada escenario.

Cobertura objeto de reforestación	Escenario 1 (Reforestaciones 1993-2006)	Escenario 2 (Reforestaciones 2007-2020)
Matorral	42,0 %	33,8 %
Agrícola	22,8 %	43,2 %
Bosque	32,4 %	17,5 %

3.3. Dinámica y sucesión de usos y coberturas de suelo

En el primer periodo (escenarios 0-1) se observaron, en términos cuantitativos, cambios de mayor magnitud. El 35% del área de estudio sufrió algún tipo de cambio en este periodo. Sin embargo, en el segundo periodo (escenario 1-2) más del 95% del territorio estudiado permaneció inmutable en cuanto a la tipología de los usos de suelo y coberturas empleadas (Tabla 8).

Tabla 8. Proporción de territorio sujeto a cambios para cada periodo entre escenarios.

	% Área de estudio sin cambios	% Área de estudio con cambios
Periodo 1 (escenarios 0-1)	65,7	34,3
Periodo 2 (escenarios 1-2)	95,8	4,2

Los cambios ocurridos durante el primer periodo tuvieron como componente más destacado a las formaciones arboladas de frondosas, y su interacción con el medio agrícola y las formaciones de matorral. Un 22% de los cambios (7,5% del área de estudio) afectaron a las transiciones, en una u otra dirección, entre las formaciones de frondosas y de matorral. De igual forma, la transición bidireccional entre el bosque de frondosas y los usos agrícolas ocurrió en un 3,7% del territorio (12,8% del total de cambios ocurridos). En cuanto a las transiciones entre las formaciones de coníferas y de frondosas, estas afectaron a un 1,3% del territorio estudiado (Tabla.9).

Tabla 9. Cambios de mayor magnitud en el primer periodo (escenarios 0-1).

Escenario 0 (1996)	Escenario 1 (2006)	%Cambios	% Área de estudio
Matorral →	Bosque de frondosas	11,9	4,1
Bosque de frondosas →	Matorral	9,9	3,4
Bosque de frondosas →	Agrícola	6,7	2,3
Agrícola →	Bosque de frondosas	4,1	1,4
Matorral →	Bosque de coníferas	3,5	1,2
Bosque de frondosas →	Prados-pastizales	2,3	0,8
Bosque de frondosas →	Bosque de coníferas	2,3	0,8
Bosque de coníferas →	Bosque de frondosas	1,5	0,5

Para el segundo periodo, destacó el papel de los datos de reforestaciones, estando presentes en la mayor parte de los cambios. Entre ellas, resaltó la incidencia de las repoblaciones de coníferas, con casi el 25% de los cambios observados y afectando a un 1% del área de estudio (Tabla 10).

Tabla 10. Cambios de mayor magnitud en el segundo periodo (escenarios 1-2).

Escenario 1 (2006)	Escenario 2 (2020)	%Cambios	% Área de estudio
Reforestación Coníferas	⇒ Bosque de coníferas	23,8	1,0
Reforestación B.Mixto	⇒ Matorral	11,9	0,5
Reforestación B.Mixto	⇒ Bosque de coníferas	7,1	0,3
Reforestación Coníferas	⇒ Agrícola	7,1	0,3
Reforestación B.Mixto	⇒ Agrícola	4,8	0,2
Agrícola	⇒ Reforestación Coníferas	4,8	0,2
Reforestación B.Mixto	⇒ Bosque de frondosas	4,8	0,2
Reforestación Coníferas	⇒ Matorral	4,8	0,2

La dinámica de cambios completa mostró que las mayores transiciones entre los principales usos del suelo se produjeron entre 1996 y 2006, especialmente entre los usos agrícolas y las formaciones de frondosas, coníferas y matorral. Entre 2006 y 2020, por el contrario, se localizan pequeños cambios y redistribuciones, pero con una configuración muy similar (Figura 4).

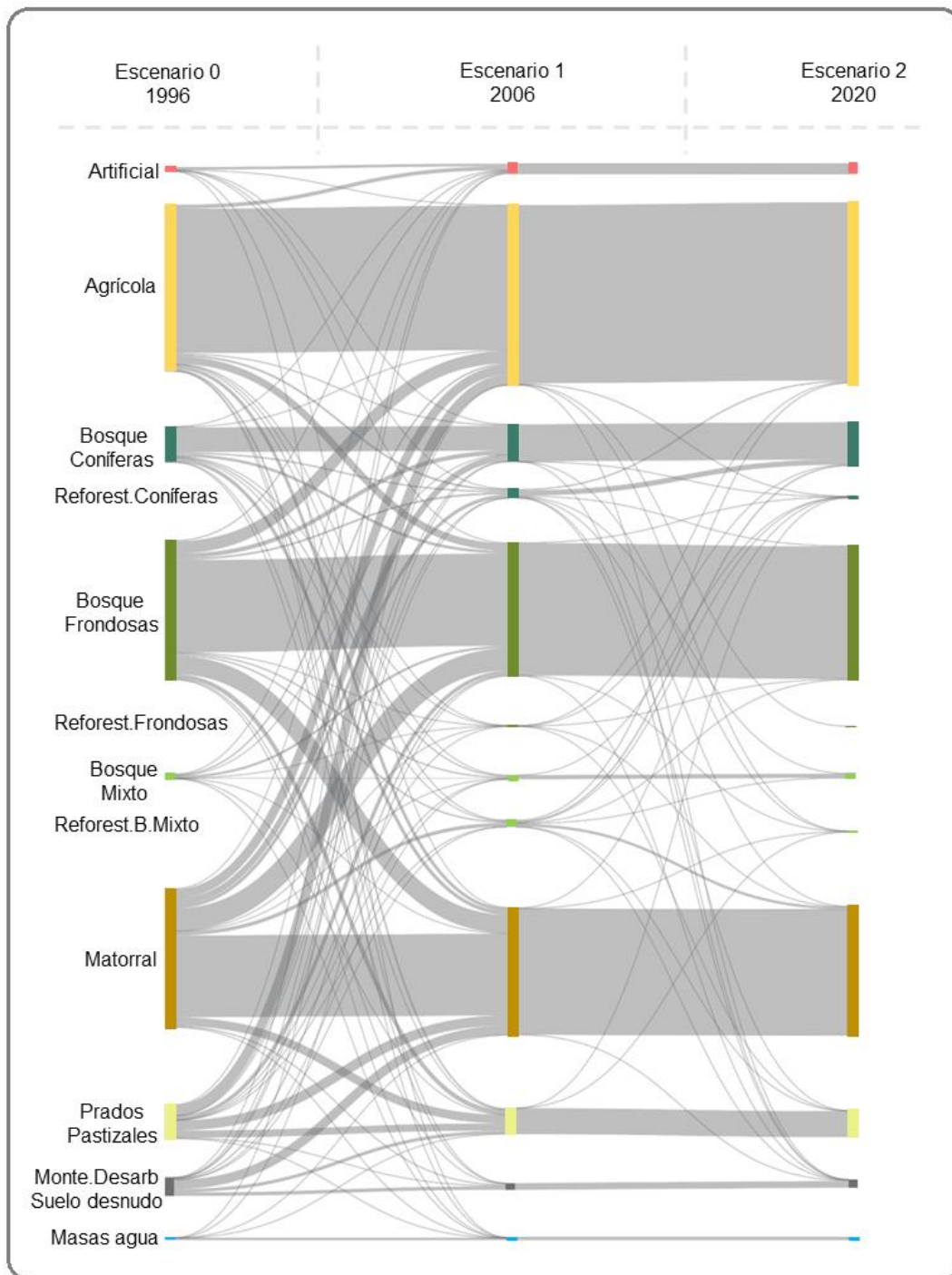


Figura 4. Matriz de Sankey. Expresión de la dinámica y sucesión de cambios en el uso y coberturas del suelo en área de estudio entre los tres escenarios.

3.4. Conectividad estructural. El estado de fragmentación de los escenarios

El escenario inicial presentó un grado de fragmentación de las masas arboladas menor que en el caso de los escenarios 1 y 2. Las diferencias, en cuanto a la categorización de los valores del índice de Fragmentación Reticular (IFR), fueron más importantes en los valores extremos que en los intermedios. Para las categorías de fragmentación media, alta o baja, la variación entre los tres escenarios fue siempre inferior al 6%. Sin embargo, para las categorías de fragmentación muy alta y muy baja, la variación fue mucho mayor. La proporción de unidades categorizadas como fragmentación muy baja disminuyó a lo largo del periodo estudiado y los escenarios considerados, con valores aproximados del 18% en 1996, y del 6,6% y 4,9% en 2006 y 2020, respectivamente. De forma opuesta, para la categoría de fragmentación muy alta, presentó un valor del 21,3% en el escenario inicial y del 40.3% para los escenarios 1 y 2 (Tabla 11).

Tabla 11. Proporción la fragmentación categorizada para cada escenario.

Escenario	Grado de fragmentación (%)				
	Muy alta	Alta	Media	Baja	Muy baja
Escenario 0 (1996)	21.3	18.9	15.8	25.9	18.1
Escenario 1 (2006)	40.3	14.1	19.2	20.0	6.3
Escenario 2 (2020)	40.3	19.2	15.2	20.3	4.9

Para el escenario inicial, las zonas de bosque más fragmentadas se localizaron en el cuadrante suroriental del área de estudio. En los escenarios final e intermedio, esta situación se amplió al cuadrante suroccidental y a los extremos septentrional y occidental. En el primer escenario se identificaron zonas de muy baja fragmentación repartidas por toda la zona de estudio (excepto cuadrante suroriental), mientras que en el resto de los escenarios estas se concentraron especialmente en el cuadrante noreste de la región y al oeste de la zona central (Figura 5).

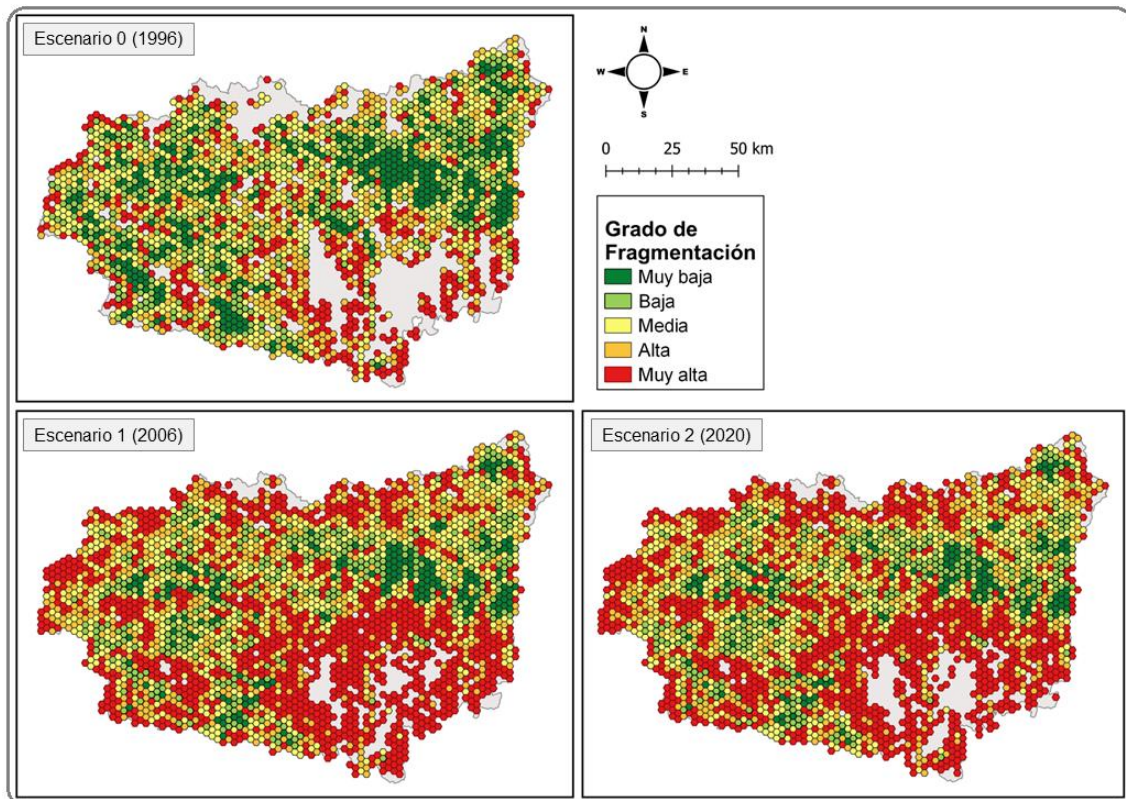


Figura 5. Representación del grado de fragmentación categorizada para cada escenario.

3.5. Situación y evolución de la conectividad funcional

En cuanto a la configuración de la red de conexiones, los tres escenarios generaron un paisaje parecido en cuanto a distribución y configuración. Todos ellos mostraron una gran franja de hábitat en dirección este-oeste con presencia de grandes parches, una densidad de hábitat y tamaño de parche muy reducido en el cuadrante sureste y extremo septentrional de la zona de estudio, y un cuadrante suroeste de orden mixto, que intercala zonas sin hábitat con otras densamente ocupadas. El cuadrante sureste se caracterizó por un eje central de hábitat y un movimiento en dirección norte-sur (Figura 6).

El escenario inicial mostró un sistema más sencillo, con parches de hábitat de tamaño medio elevado y una menor superficie total. Sin embargo, los escenarios 1 y 2 se configuraron sistemas más complejos, especialmente en la mitad meridional, con un considerable aumento de parches y conexiones. La superficie total de los parches de hábitat fue mayor para el escenario intermedio que para la situación actual (escenario 2), así como el número total de parches y enlaces (Tablas 12 y 13. Figura 6).

El coste total acumulado, para la red de caminos de coste mínimo, mostró un descenso superior al 15% en el periodo de 2006 a 2020. El escenario inicial tuvo un orden 10 veces inferior en esta métrica que los otros dos escenarios (Tabla 13).

Tabla 12. Número, tamaño medio y superficie total de los parches de hábitat.

Escenario	Nº de parches	Tamaño medio (ha)	Total (ha)
Escenario 0 (1996)	415	1.242	515.534
Escenario 1 (2006)	7288	75	549.899
Escenario 2 (2020)	5954	90	535.419

Tabla 13. Número, longitud media y superficie total de los parches de hábitat.

Escenario	Nº de enlaces	Coste medio (ha)	Coste Total
Escenario 0 (1996)	694	441	305.892
Escenario 1 (2006)	12.562	212	2.660.843
Escenario 2 (2020)	10.023	221	2.216.034

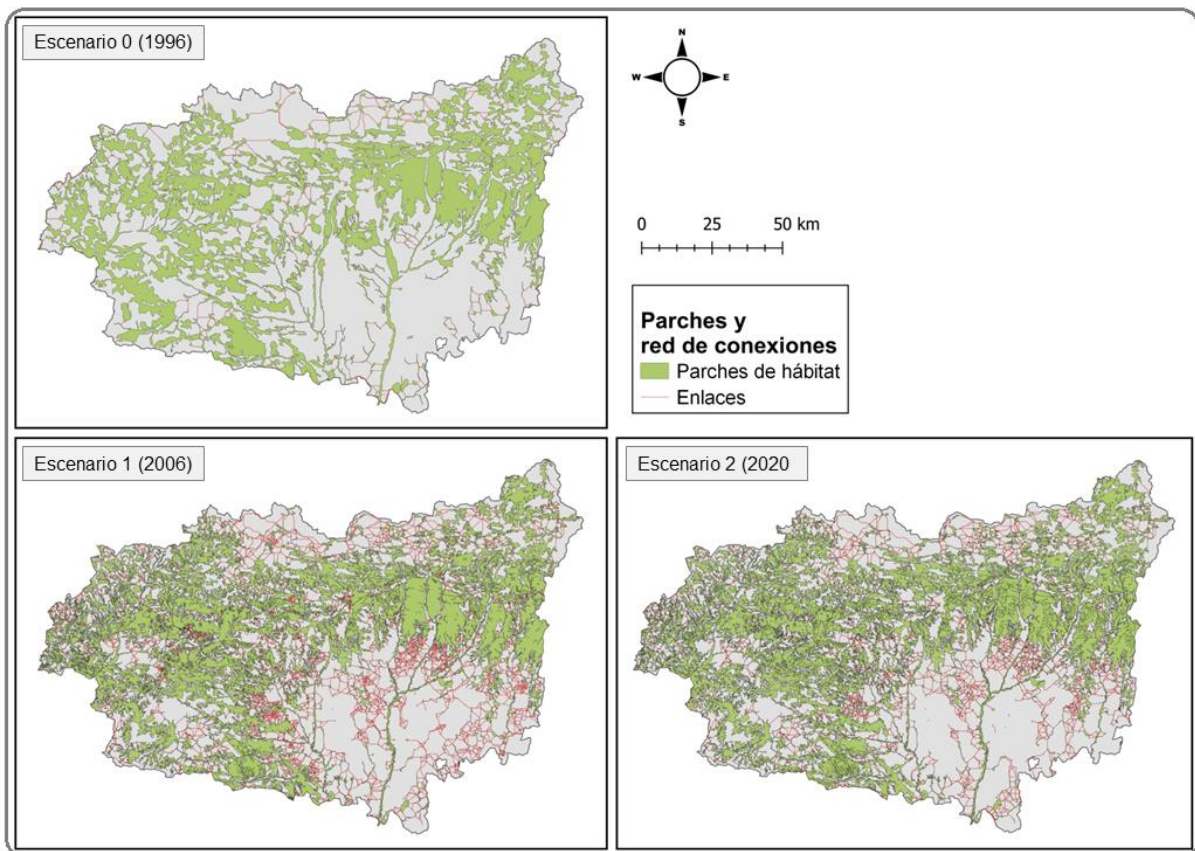


Figura 6. Red de conexiones para cada escenario.

Con respecto a los resultados de las métricas globales, el escenario inicial presentó valores significativamente inferiores que el resto de los escenarios (ECA 20% inferior). Estos últimos con valores más próximos entre sí (Tabla 14).

El escenario final presentó valores ligeramente inferiores que el escenario intermedio, especialmente para la métrica Flux. En el caso del Área Conexa Equivalente (ECA) se produjo un descenso del 3%, mientras que la Probabilidad de Conectividad (PC) experimentó, para el escenario final, una pérdida del 5% (Tabla 14).

En cuanto al número de componentes, el escenario final presentó 4 veces más componentes que el escenario intermedio, con 8 y 2 componentes respectivamente. En este caso, es el escenario 0 tenía una situación intermedia, con 4 componentes (Tabla 14).

Tabla 14. Métricas de conectividad globales para el conjunto de escenarios.

Escenario	NC	PC	Flux	ECA
Escenario 0 (1996)	4	0,022614	8,41E+11	3,88E+09
Escenario 1 (2006)	2	0,037332	2,44E+13	4,99E+09
Escenario 2 (2020)	8	0,035216	1,94E+13	4,84E+09

3.6. Contribución a la conectividad de los programas de reforestación

3.6.1. Programas de reforestación 1993-2006

En el supuesto 1 de reforestaciones nulas 1993-2006, se produjo un aumento del 25% en el número de parches y enlaces respecto del escenario 1, y el tamaño y coste de movimiento medio se redujo. La superficie total de los parches de hábitat descendió en más de 50.000 ha (10%), y el coste total acumulado para el conjunto de conexiones en casi un 40% (Tablas 15 y 16).

Tabla 15. Comparación del número, tamaño medio y total de los parches de hábitat entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.

Escenario	Nº de parches	Tamaño medio (ha)	Total (ha)
Escenario 1 (2006)	7.288	75	549.899
Supuesto 1 (Reforestaciones nulas 1993-2006)	9.432	52	499.689

Tabla 16. Comparación del número, coste medio y total de los caminos de coste mínimo entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.

Escenario	Nº de enlaces	Coste medio	Coste Total
Escenario 1 (2006)	12.562	212	2.660.843
Supuesto 1 (Reforestaciones nulas 1993-2006)	16.714	101	1.683.705

Para las métricas globales de conectividad, en el supuesto sin reforestaciones se observó una disminución del 30% para PC y del 15% para ECA. Sin embargo, en el caso de la métrica Flux global hubo un ligero incremento del 5%. En cuanto al número de componentes, aumentó de 2 a 5 unidades (Tabla 17). Esas nuevas componentes se localizaron en las zonas agrícolas del cuadrante suroriental de la zona de estudio (Figura 8).

Tabla 17. Comparación de las métricas de conectividad global entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas.

Escenario	NC	PC	Flux	ECA
Escenario 1 (2006)	2	0.037332	2.44E+13	4.99E+09
Supuesto 1 (Reforestaciones nulas 1993-2006)	5	0.026081	2.56E+13	4.17E+09

Para las métricas locales (Flux), el supuesto 1 sin reforestaciones presentó un descenso en el acumulado de los valores centrales (cuartiles 25-75), así como un descenso aproximado del 20% en el valor medio y máximo (Figura 7). Esta disminución de la capacidad de los parches fue generalizada en toda la zona de estudio. En las zonas más densamente ocupadas por parches de hábitat, hubo un aumento del número de parches para el supuesto sin reforestaciones. Sin embargo, en las zonas con poca presencia de hábitat, se produjo el efecto contrario (disminuye el número de parches), pero con el mismo resultado (descenso en los valores de Flux) (Figura 8).

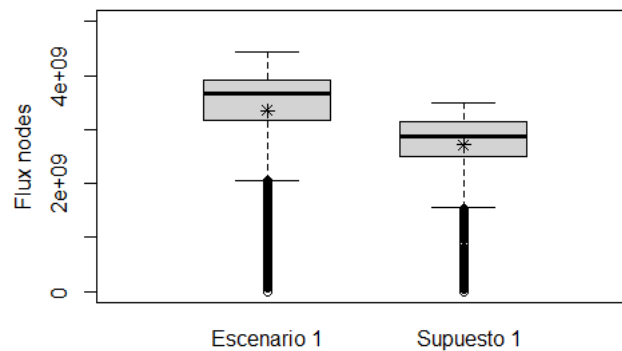


Figura 7. Comparación gráfica de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas. (*) corresponde a la media.

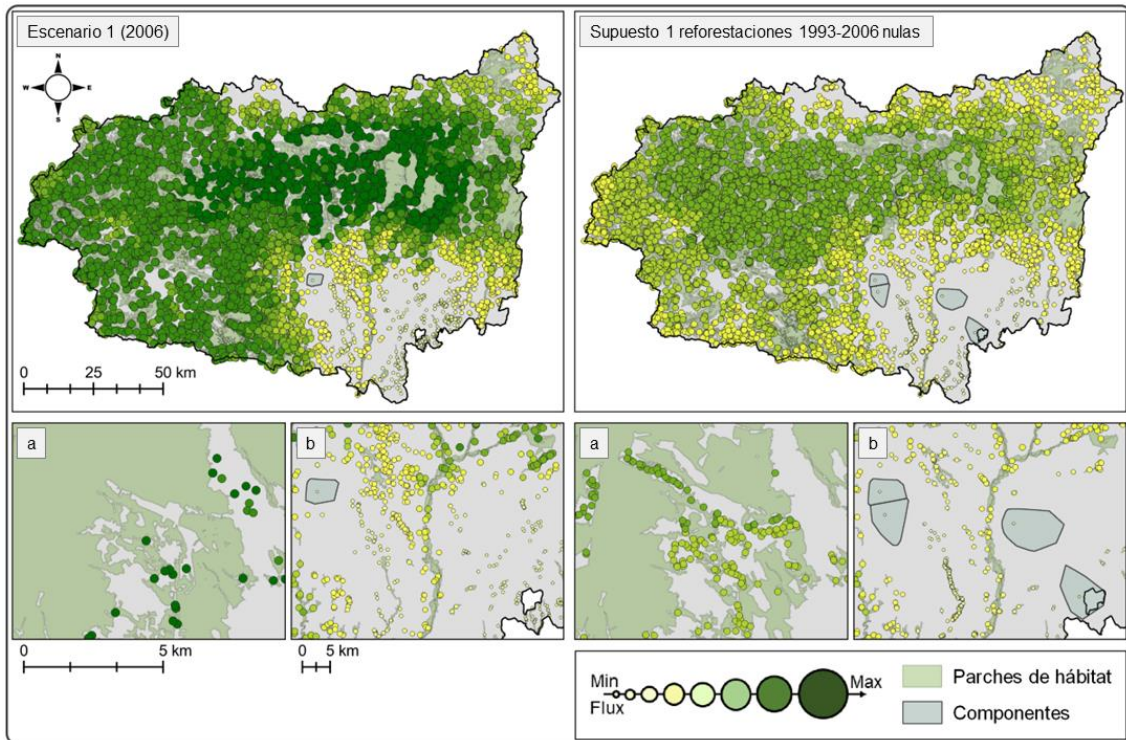


Figura 8. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas. (a) Corresponde a una zona con predominio de formaciones arboladas. (b) Corresponde al cuadrante suroriental, con presencia mayoritaria de cultivos agrícolas.

Current Flow (CF) mostró un mayor número de parches receptores de grandes corredores de paso en el supuesto sin reforestaciones. En el escenario 1 hubo un único gran parche receptor, cuyo centroide se sitúa al oeste del centro de la zona de estudio, con un mayor potencial como corredor en dirección este y sureste. Para el supuesto 1, se dividió ese parche central en dos, con centroides en el centro, con fuerte corrientes horizontales, y sureste (Figura 9).

En el eje central de movimiento del cuadrante sureste, los parches de hábitat del supuesto sin reforestaciones concentraron un mayor potencial para actuar como corredor que en el escenario 2, donde la corriente estaba más distribuida (Figura 9b).

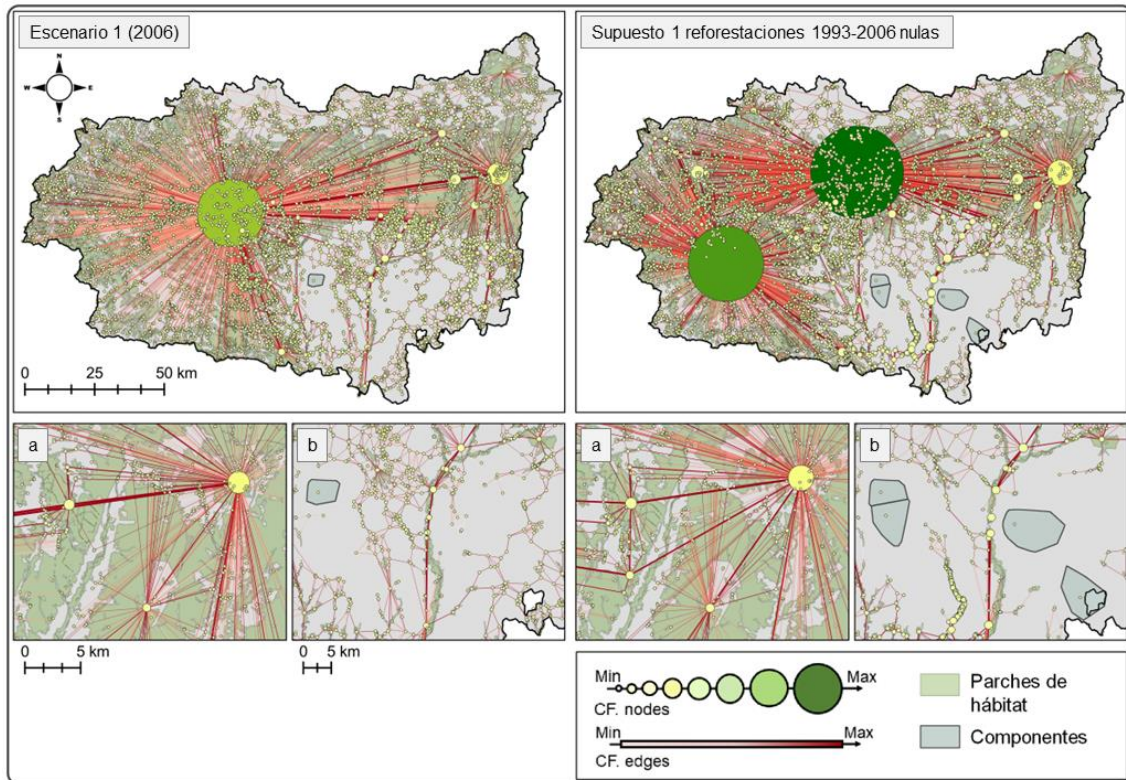


Figura 9. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Current Flow entre el escenario 1 y el supuesto 1 de reforestaciones nulas. (a) Corresponde a una zona con predominio de formaciones arboladas, con modificación en el número y configuración de parches destacados por su recepción de corriente. (b) Corresponde al cuadrante suroriental, con presencia mayoritaria de cultivos agrícolas.

3.6.2. Programas de reforestación 2007-2020

En el supuesto 2a de reforestaciones nulas 2006-2020 se produjo un descenso del 15% en el número de parches y enlaces respecto del escenario 2, y una disminución de 12.000 ha en la superficie total de hábitat (2%). El tamaño medio de los parches aumentó, mientras que el coste medio de movimiento entre estos disminuyó (Tablas 18 y 19).

Tabla 18. Comparación del número, tamaño medio y total de los parches de hábitat entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.

Escenario	Nº de parches	Tamaño medio (ha)	Total (ha)
Escenario 2 (2020)	5.954	90	535.419
Supuesto 2a (Reforestaciones nulas 2007-2020)	5.199	101	523.937

Tabla 19. Comparación del número, coste medio y total de los caminos de coste mínimo entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.

Escenario	Nº de enlaces	Coste medio	Coste Total
Escenario 2 (2020)	10.023	221	2.216.034
Supuesto 2a (Reforestaciones nulas 2007-2020)	8.366	154	1.290.409

En las métricas globales de conectividad, se produjo una ligera disminución para el valor de PC (5%), Flux global (11%) y ECA (2,5%) en el supuesto sin reforestaciones. En cuanto al número de componentes, este supuesto presentó dos componentes menos (Tabla 20). Todas las componentes aisladas, en uno y otro caso, se localizaban en el cuadrante suroriental de la zona de estudio (Figura 11).

Tabla 20. Comparación de las métricas de conectividad global entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas.

Escenario	NC	PC	Flux	ECA
Escenario 2 (2020)	8	0.035216	1.94E+13	4.84E+09
Supuesto 2a (Reforestaciones nulas 2007-2020)	6	0.033530	1.72E+13	4.72E+09

En las métricas locales, Flux observó un ligero descenso en los valores centrales (cuartiles 25-75) y del registro máximo (4%), mientras que el valor medio experimentó un pequeño ascenso del 2% (Figura 10).

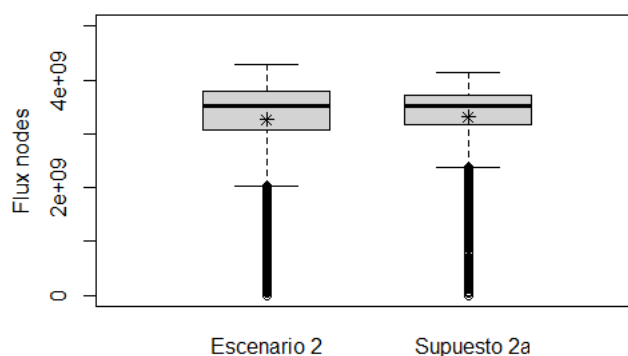


Figura 10. Comparación gráfica de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas. (*) Corresponde a la media.

Las zonas donde se observó un descenso en la capacidad de los parches, para el supuesto sin reforestaciones, fueron la franja suroeste y el extremo más occidental de la zona de estudio, el centro del cuadrante nororiental y su transición hacia el suroriental (Figura 11a). La franja más septentrional y centro del cuadrante noroccidental registraron pocas alteraciones en los valores locales de la métrica Flux.

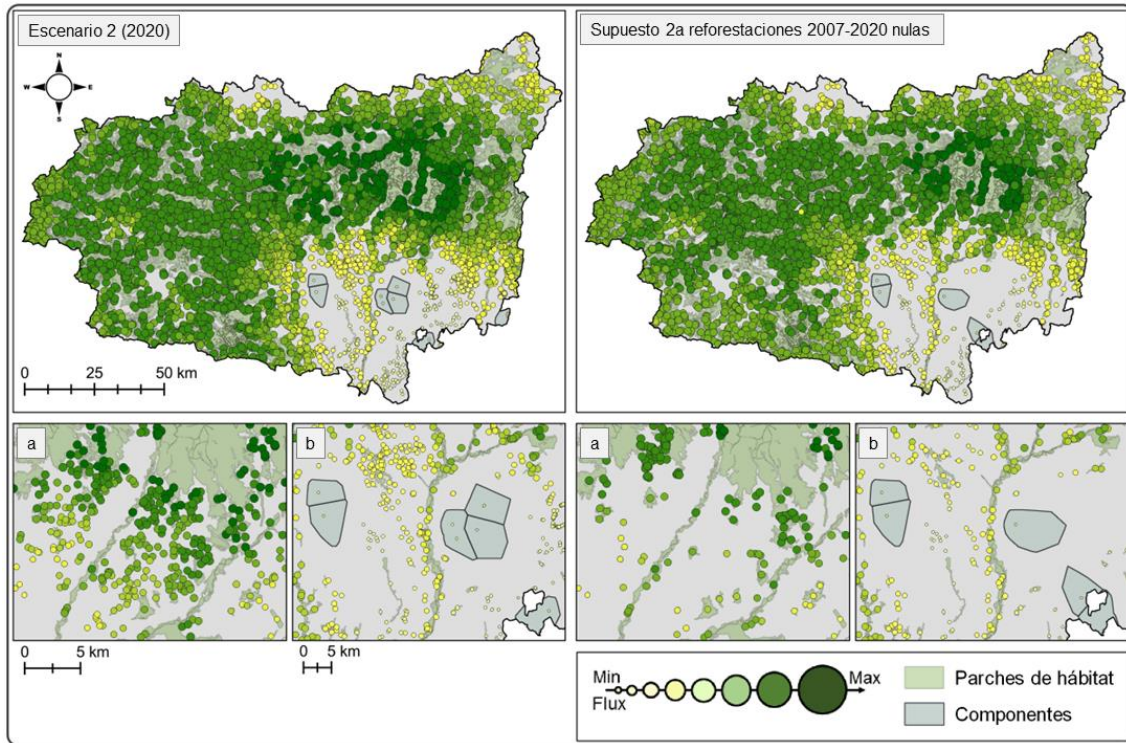


Figura 11. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas. (a) Corresponde a una zona de interfaz agrícola-forestal. (b) Corresponde al cuadrante suroriental, con presencia mayoritaria de cultivos agrícolas.

Current Flow (CF) no mostró grandes diferencias en la distribución de parches con un aumento del potencial de corredores entre el escenario 2 y el supuesto sin reforestaciones. En ambos casos, existe un parche principal, con centroide al oeste de la zona centro, destacado por su alto CF. En el supuesto sin reforestaciones, este parche principal tenía un valor CF 20% inferior. Esto sucede con el resto de los parches que concentran potenciales corredores de paso zonales, presentando de forma generalizada valores inferiores en el supuesto sin reforestaciones (Figura 12). El potencial de corredores entre parches (CF.edges) fue más fuerte en el escenario con reforestaciones (Figura 12a).

En el escenario sin reforestaciones, el cuadrante sureste mostró valores inferiores de CF a lo largo del eje central de movimientos. Además, la red de flujos de corriente de paso fue más compleja y variada en el escenario con reforestaciones (Figura 12b).

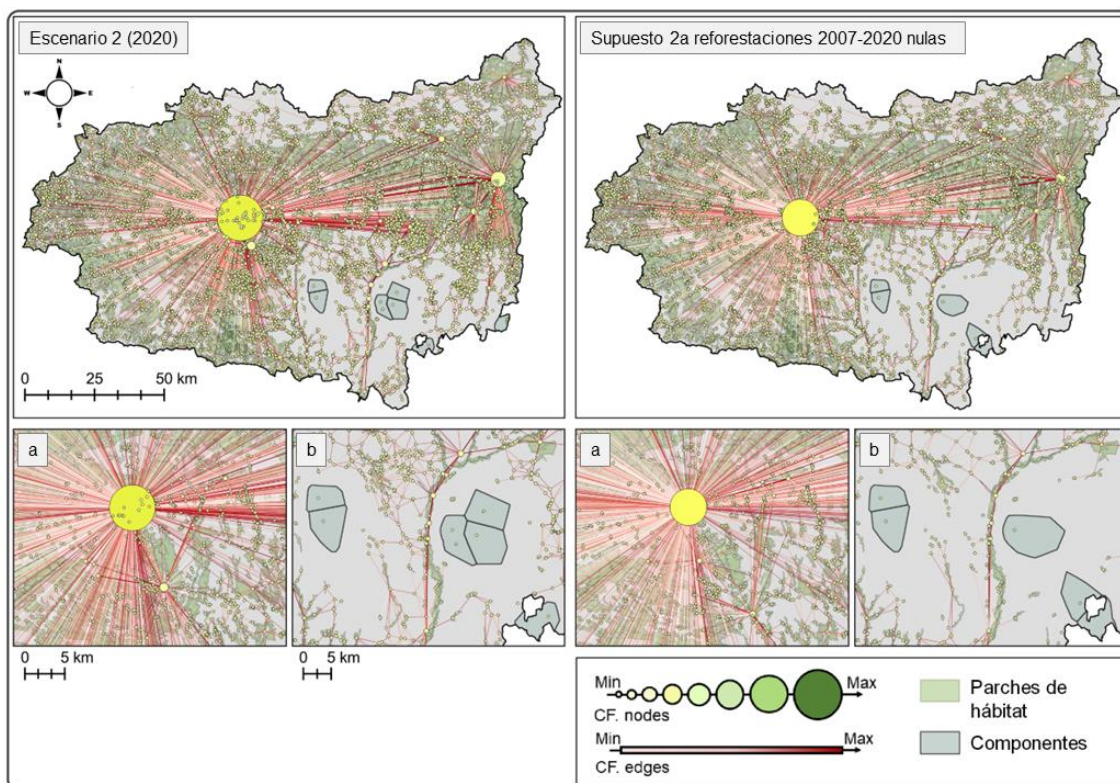


Figura 12. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Current Flow entre el escenario 2 y el supuesto 2a de reforestaciones nulas. (a) Zona con predominio de parches de hábitat. Parche central destacado por su valor de CF. (b) Corresponde al cuadrante suroriental.

3.6.3. Conjunto de programas de reforestación 1993-2020

Para el supuesto nulo de reforestaciones de todos los programas (supuesto 2b), se produjo un aumento del 40% en el número total de parches de hábitat (el tamaño medio se reduce un 55%) y un descenso de 40.000 ha (7%) en la cantidad total de hábitat disponible. El número total de enlaces aumenta un 40%, reduciendo su coste medio de desplazamiento en más de un 55%, y en un 23% de su valor total (Tablas 21 y 22).

A pesar del aumento considerable en el número de parches, estos disminuyeron en el cuadrante sureste de la zona de estudio.

Tabla 21. Comparación del número, tamaño medio y total de los parches de hábitat entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.

Escenario	Nº de parches	Tamaño medio (ha)	Total (ha)
Escenario 2 (2020)	5.954	90	535.419
Supuesto 2b (Reforestaciones nulas 1993-2020)	9.948	50	496.166

Tabla 22. Comparación del número, coste medio y total de los caminos de coste mínimo entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.

Escenario	Nº de enlaces	Coste medio	Coste Total
Escenario 2 (2020)	10.023	221	2.216.034
Supuesto 2b (Reforestaciones nulas 1993-2020)	17.796	95	1.696.760

En los resultados de las métricas globales de conectividad se produjo un descenso en los valores de PC (23%) y ECA (13%), mientras que el valor de la métrica Flux global aumentó un 31%. El número de componentes aislados disminuyó en el escenario sin reforestaciones respecto del escenario 2 (Tabla 23).

Tabla 23. Comparación de las métricas de conectividad global entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.

Escenario	NC	PC	Flux	ECA
Escenario 2 (2020)	8	0.035216	1.94E+13	4.84E+09
Supuesto 2b (Reforestaciones nulas 1993-2020)	6	0.027221	2.81E+13	4.25E+09

El valor de la métrica Flux en el supuesto nulo de reforestaciones redujo su valor medio (13%) y máximo (19%), así como el valor de los cuartiles 25-75 (Figura 13).

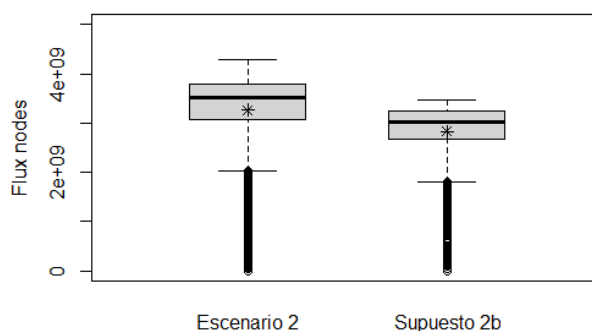


Figura 13. Comparación gráfica de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas. (*) Corresponde a la media.

La disminución en la capacidad de los parches de hábitat fue generalizada en toda la zona de estudio, tanto en las zonas ampliamente ocupadas por hábitat como en aquellas con una reducida representación. Esa disminución fue más intensa en toda la franja sur y occidental, en la zona centro del cuadrante nororiental y centro de la zona de estudio (Figura 14).

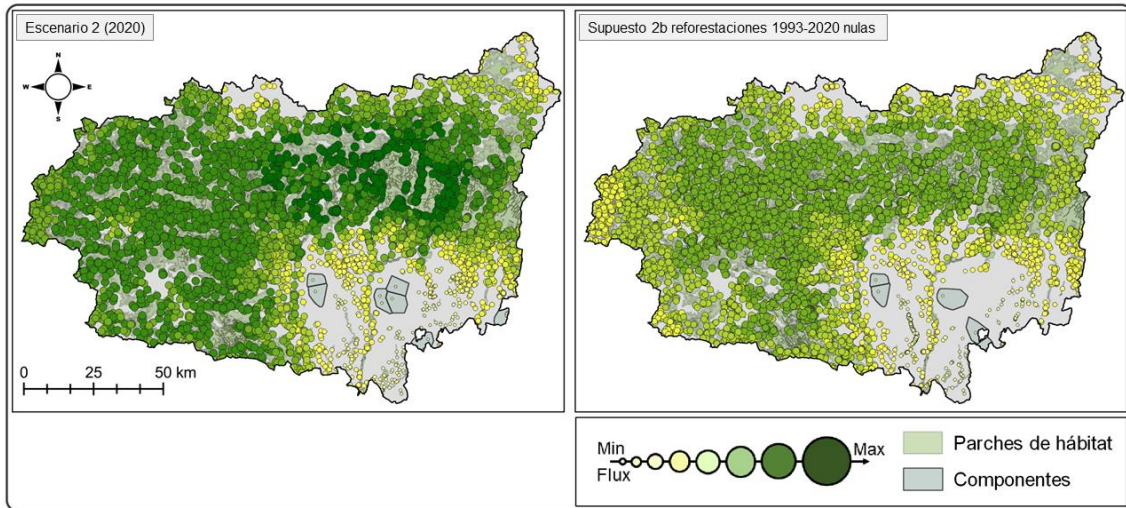


Figura 14. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Flux local entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.

Current Flow (CF) aumentó el número de parches con un potencial de corredor de paso destacado en el supuesto de reforestaciones nulas. En ambos casos, se identificó un gran parche central, acompañado de otros de mediano tamaño a su alrededor y en los extremos este y oeste, en el supuesto sin reforestaciones (Figura 15).

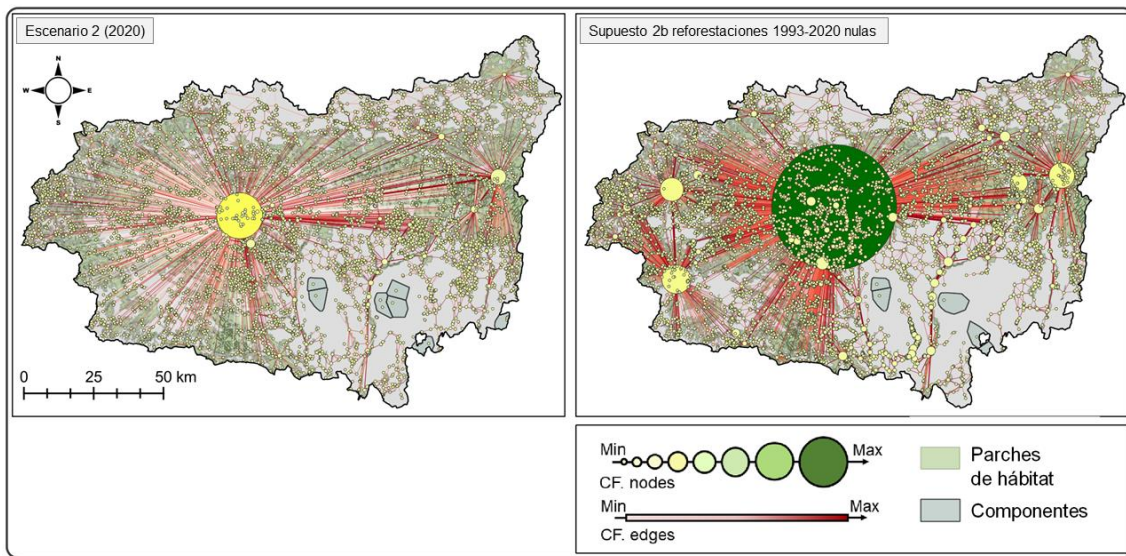


Figura 15. Comparación de la distribución y configuración de los valores de la métrica Current Flow entre el escenario 2 y el supuesto 2b de reforestaciones nulas.

3.6.4. Evolución comparada del Área Conexa Equivalente

La evolución del área Conexa Equivalente (ECA) en el espacio temporal estudiado (1996-2020) presentó una progresión diferencial entre los escenarios ciertos y la situación en la que no se hubiesen realizado los programas de reforestación.

Tras un escenario inicial común (escenario 0), la tendencia del valor de la métrica ECA con reforestaciones mostró un incremento entre 1996 y 2006, con una progresión más estabilizada, aunque descendente (pequeña reducción del valor de ECA), en la situación actual de 2020. La situación sin reforestaciones, por el contrario, muestra una progresión continuamente ascendente, pero con orden de magnitud claramente menor (Figura 16).

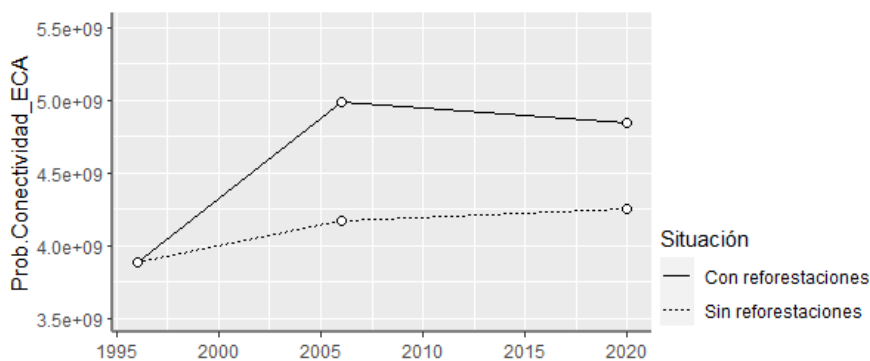


Figura 16. Comparación de la evolución de la Probabilidad de Conectividad (ECA).

4. Discusión

Evolución de los espacios forestales en la provincia de León

La evolución de los usos de suelo en el área de estudio es semejante a la experimentada, con carácter general, en la Península Ibérica durante los últimos 40 años, tal y como apuntan Nogueira y Rico (2017) en su evaluación de las principales tendencias y fuerzas de cambios observadas en las coberturas de los suelos en la España peninsular y Portugal. Los usos agrícolas experimentaron una tendencia de expansión en el área estudiada, suavizada en el último periodo, y concentrada en aquellas zonas con unas condiciones más favorables. En cuanto a la intensificación de los procesos de desarrollo urbanístico, aunque se duplicó la superficie dedicada a usos de carácter artificial durante el primer periodo, este aumento no parece relevante en relación con la superficie estudiada, y más asumiendo el marcado carácter rural de la zona de estudio, con una densidad de población muy por debajo de la media nacional (INE, 2010).

La evolución de los sistemas forestales coincide con la tendencia autonómica, tal y como muestra el último informe de situación de los bosques y del sector forestal en España (ISFE, 2017), donde se comparan las diferencias de los Inventarios Forestales realizados por comunidades. Las masas forestales arboladas experimentaron una expansión considerable en el periodo 1996-2006, en sintonía con la progresión estudiada en las últimas décadas del S.XX para la mayoría de los espacios montañosos de los países desarrollados (Riebsame *et al.*, 1994), y coincidiendo con las tendencias observadas en otros estudios de regiones con unas condiciones biogeográficas similares (Arnáez *et al.*, 2008).

Esa expansión de la cubierta forestal arbolada es, en parte, debida a un proceso de renaturalización y sucesión natural de las comunidades vegetales, con espacios sin vegetación, prados o pastizales que dan paso al matorral, y este a formaciones arboladas (Figura 4), explicado en gran medida por el éxodo rural y el abandono de actividades tradicionales. El otro gran factor de cambio observado fueron las ayudas para la reforestación de tierras agrarias, materializadas en forma de repoblaciones forestales (Saura *et al.*, 2011a; Nogueira y Rico, 2017) (Figura 4, Tabla 6). A pesar de que las reforestaciones realizan una contribución importante a la superficie total arbolada, no parecen motivar un cambio en la proporción de los diferentes usos del suelo (Vadell *et al.* 2019), dada la progresión creciente de la superficie dedicada al aprovechamiento agrícola (Tabla 4 y Figura 4).

En el segundo periodo 2007-2020, mucho más estable (Tabla 8), se observó una ligera disminución de la superficie forestal arbolada, principalmente de los bosques mixtos. Aunque esto sintoniza con la dinámica y tendencia autonómica, es importante apreciar que muchas de las repoblaciones mixtas y de frondosas llevadas a cabo entre 1993 y 2006 aún se encuentran, en 2007-2020, en estructura de matorral (Figura 4), el cual sí experimentó una progresión positiva. Otro factor importante en la reducción de la cubierta forestal arbolada puede ser la incidencia de incendios forestales, que encuentra en la zona de estudio los valores máximos autonómicos, con mayor protagonismo en el extremo más occidental de la zona de estudio (Molinero *et al.* 2012).

Saura *et al.* (2011a), en su estudio de la evolución de los cambios en la conectividad de los bosques de Castilla y León entre 1956-2006, señala a los últimos años del S.XX como el periodo de mayor dinamismo y expansión de la cubierta forestal, apuntando a una disminución de las variaciones en el intervalo 2000-2006. Esto sugiere que ese crecimiento de la superficie arbolada observada en el área de estudio para el primer periodo pertenece al final de un proceso de expansión, con comienzo a mediados del S.XX, y cuya progresión corresponde más a un periodo de estabilización, o incluso a una posible reducción de la cubierta forestal arbolada, necesitada de una evaluación y revisión continuada en el tiempo.

Situación y configuración paisajística

El paisaje de la zona de estudio ofrece, a grandes rasgos y en términos de conectividad ecológica, una naturaleza dicotómica, con el relieve como principal factor de causalidad, dividido entre la media montaña y la meseta. Las zonas de montaña se caracterizan por coberturas forestales densamente arboladas, mucha continuidad y escasa representación de coberturas artificiales y grandes vías de comunicación lineal (presión antrópica muy reducida), dando lugar a una situación a priori muy favorable en términos de conectividad ecológica funcional. Por el contrario, las zonas de meseta, con una vocación del territorio predominantemente agrícola, presentan una configuración muy distinta, en términos de disponibilidad de hábitat. En estos espacios, la presencia de coberturas forestales arboladas continuas queda prácticamente restringida a las formaciones de ribera y otras formaciones arboladas circundantes a los cursos fluviales, salpicadas de pequeñas teselas de hábitat forestales, algunas de ellas completamente aisladas. La presión antrópica es superior a la situación anterior en términos demográficos, por la presencia de los principales núcleos de población (INE, 2010). Las zonas de alta montaña, con poca representación y escasa o nula disponibilidad de hábitat, no se identifican con ninguna de las situaciones anteriores.

Así, los resultados se identifican con las conclusiones ofrecidas por el informe de WWF España (Rodríguez *et al.*, 2018), y su propuesta de una red estratégica de Corredores Ecológicos entre espacios Red Natura 2000. Este trabajo pone de manifiesto las diferencias en la calidad y configuración de la red de conexiones distribuida a lo largo del territorio peninsular, generalizando a dos tipos de situaciones: (1) la derivada de la presencia de los principales macizos montañosos, que actúan como grandes ejes de conexión, en buenas condiciones de conservación, (2) y las propias de los espacios dominados por la actividad agrícola y la baja cobertura forestal, que presentan un mayor grado de fragilidad, aprovechando las pequeñas aberturas permeables del paisaje, a menudo de flujo unidireccional o en forma de cuellos de botella.

Los resultados ofrecidos de forma global están condicionados por la naturaleza y características de la zona de estudio. Ese protagonismo de espacios montañosos y esa tendencia a la despoblación y el abandono rural resulta en un potencial y una capacidad en términos de disponibilidad de hábitat de una dimensión significativamente superior que la que pudieran tener otros espacios con una presión antrópica mucho mayor, u otras especies referencias con otras necesidades de hábitat (Sahraoui *et al.* 2017; Brazuelo 2020).

A pesar de esa dicotomía en la configuración, densidad y cantidad de hábitat disponible, trasladar esos resultados a la situación actual en términos de conectividad ecológica y su implicación en la biodiversidad requiere de una evaluación más profunda. Por un lado, algunos autores destacan el papel de las pequeñas teselas de hábitat para actuar como “trampolines” al movimiento o dispersión (Saura *et al.*, 2014; Diniz *et al.*, 2021; Rivas, 2022), especialmente para las especies de mayor movilidad, con distancias de dispersión superiores a 5 km (Herrera *et al.*, 2017). Por otro lado, las diferencias en términos de cuantificación de la biodiversidad derivados del tamaño de las teselas de hábitat pueden suscitar cierto debate. Según Fahrig (2020), los estudios empíricos apoyan la teoría de que una tesela de hábitat de gran tamaño alberga menos biodiversidad que un conjunto de teselas pequeñas con la misma superficie. En un contexto más orientado al presente estudio, Gastón *et al.* (2016), en su evaluación de la respuesta a la agricultura de una especie forestal, concluyen en la subestimación de la capacidad de las especies forestales para utilizar y servirse de los espacios agrícolas fragmentados y heterogéneos.

Evolución del estado de fragmentación de los bosques

La zona de estudio registra un aumento considerable de la fragmentación de las masas forestales arboladas entre 1996 y 2006 (Tabla 11, Figura 5). Los resultados coinciden con la dinámica observada en un contexto global (FAO y PNUMA, 2020), pero parecen entrar en contraposición con la interpretación de algunos resultados obtenidos y el conocimiento de las características de la zona de estudio, y otros espacios con unas condiciones similares. Aunque se describe un aumento en la fragmentación en zonas litorales o cercanas a grandes núcleos de población, en áreas con un marcado carácter rural y de interior, las masas forestales arboladas experimentan, de forma generalizada, una tendencia de homogenización y extensificación (Regato *et al.*, 1999), tal y como muestra el aumento de la cobertura arbolada observado para este periodo en la zona de estudio. A pesar de que ese incremento en la cobertura forestal podría venir acompañado de un aumento de la fragmentación del hábitat, explicado por la presencia de incendios forestales, por el estado de transición en forma de matorral de algunas repoblaciones aun no asentadas, u otras consideraciones, no se considera suficiente para explicar ese aumento drástico de la fragmentación observada, más propio de otros espacios con un marcado retroceso de la cobertura arbolada (Rivas *et al.*, 2021).

Esto parece más relacionado con las diferencias en los datos de origen de las bases cartográficas. El Índice de Fragmentación Reticular (Valenzuela, 2014) evalúa la fragmentación a través del porcentaje de superficie deforestada y la cantidad de borde de las unidades de bosque. Estas variables están relacionadas con el grado de resolución y detalle de las bases cartográficas. Estas limitaciones están igualmente presentes en otras metodologías y métodos de cálculo de evaluación de la fragmentación (Velázquez, 2013). A pesar de las limitaciones en su cálculo, el RFI evidencia las diferencias entre los espacios montañosos, menos fragmentados, homogéneos y continuos, relacionado con la disponibilidad de hábitat, y los espacios de vocación agrícola y mayor presencia de núcleos de población, donde la cobertura arbolada presenta un grado muy elevado de fragmentación.

Para el segundo periodo (2006-2020) la evolución en términos de fragmentación registra nuevamente una tendencia negativa, especialmente en los grandes núcleos boscosos (Figura 5). En las zonas de mosaico forestal, y allí donde predomina el uso agrícola del suelo, con la presencia de formaciones arboladas dispersas, no se advierten diferencias importantes. A pesar de que la comparación entre escenarios presenta más adecuación, continúan presentes las limitaciones derivadas de las diferencias en la resolución de los datos. Aun así, ese aumento de la fragmentación en algunas zonas parece, dada su magnitud y dimensión, que podría estar relacionado con la esa pérdida de hábitat observada entre 2007-2020.

El empleo de otras metodologías basadas en la clasificación de imágenes, quizá permitiría arrojar más luz sobre los cambios en el estado de fragmentación de los bosques en la zona de estudio.

Evolución de la conectividad funcional del paisaje

La mejora en las métricas de PC y ECA observada entre 1996-2006 tienen una dimensión muy superior al aumento de la cantidad de hábitat disponible (Tablas 12 y 14). Esto coincide con la dinámica observada entre 1956-2006 por Saura *et al.* (2011a) en su evaluación de la evolución del Área Conexa Equivalente (ECA) para la CCAA de Castilla y León. Se observa como el incremento de PC es superior al de ECA, esto podría ser debido a las limitaciones de PC, que tiende a subestimar sus resultados a medida que se reduce el tamaño de las teselas (Saura *et al.*, 2011b), existiendo para el escenario inicial un menor de número de teselas de hábitat con un tamaño medio mucho mayor (Tabla 12).

A una escala más amplia, se observan resultados similares en la evaluación de las tendencias en la conectividad de los bosques europeos realizada por Saura *et al.* (2011b), con la diferencia de que en el presente estudio la mejora en la conectividad se produce casi exclusivamente por el aumento de la cobertura forestal arbolada y no por un incremento en la permeabilidad del paisaje. Las coberturas que suponen un medio adecuado o neutral para el tránsito y dispersión de las especies referencia no han experimentado una mejoría o incremento, si no lo contrario (Tabla 5).

El potencial de dispersión y permeabilidad al movimiento de la matriz del paisaje (métrica global Flux) presentó una magnitud destacadamente inferior para el primero de los escenarios estudiados, presentando una mejora muy significativa entre 1996 y 2006. A pesar de ese aumento en la cantidad de hábitat disponible, este no parece suficiente para explicar esa diferencia, que más bien viene explicada, nuevamente, por la diferencia en la resolución de las bases cartográficas empleadas (Tabla 12, Figura 6). Aunque la reducción en el número de componentes entre 1996-2006 parece indicar que las nuevas teselas actúan como elementos conectores, podría estar también afectado por esta última consideración.

La disminución observada en las métricas de PC y ECA presentó una proporción semejante para el segundo periodo (2007-2020). No obstante, las variaciones son de una magnitud significativamente inferior a las experimentadas en el primer periodo. Esto era esperable dado las diferencias observadas en el volumen de cambios entre los dos periodos (Tabla 8). En este caso, los dos escenarios comparados disponen de un número y tamaño medio de teselas de hábitat también semejante, sumando fiabilidad y precisión a ese descenso de PC. En ambos casos, ese descenso en las métricas (PC y ECA) es de una proporción similar a la pérdida de hábitat disponible. Sin embargo, la disminución en la métrica global Flux es de un orden significativamente superior,

produciéndose, además, un aumento considerable en el número de componentes aisladas. Esto sugiere que, esas teselas de hábitat perdidas entre 2007-2020 presentaban un papel más importante como elementos conectores que por su implicación en la disponibilidad de hábitat.

En su evaluación de la evolución de la conectividad en CCAA de Castilla y León, Saura *et al.* (2011a) apuntaba a que esa progresión positiva de la conectividad experimentada en las últimas décadas del siglo S.XX parecía haberse atenuado en los primeros años del Siglo XXI. Al igual que ocurría con la disponibilidad de hábitat, los resultados del presente estudio no solo parecen confirmar esta tendencia, sino que apuntan a un cierto estancamiento, o incluso un posible retroceso, en la mejora de la conectividad ecológica para el área estudiada. No obstante, esto debe ser evaluado con prudencia, necesitándose de nuevos estudios para su confirmación. Si analizamos la formulación de las hipótesis de reforestaciones nulas, estas muestran una evolución de la conectividad con una progresión creciente, expresada por la métrica PC, a lo largo de todo el periodo estudiado (Figura 16). Ese retroceso en la mejora de la conectividad para el conjunto del paisaje puede verse afectado por la transición en forma de matorral de algunas de las repoblaciones.

Contribución de los programas de reforestación

Para el cómputo global de reforestaciones estudiadas (1993-2020), el incremento de las métricas de conectividad global PC y ECA que generan fue muy superior al aumento de la cantidad de hábitat derivada (Tablas 21 y 23). Para el potencial de dispersión global (Flux); sin embargo, se observa un descenso drástico. Esto se explica porque una mayoría de las reforestaciones no actúan como escalones, o peldaños de tránsito entre otros parches de hábitat, sino que aportan cohesión a otros parches de hábitat. Dicho de otra manera, aportan continuidad al hábitat (Figura 15). Con la formulación de una hipótesis de ocurrencia nula del total de reforestaciones (supuesto 2b) se observó un aumento considerable en el número de parches de hábitat (Tabla 21), que resulta en un incremento de esta métrica. Sin embargo, si observamos los resultados para la métrica Flux de forma local, existe una mejora significativa de la capacidad de dispersión cuando contamos con la aportación de reforestaciones en toda la zona de estudio (Figuras 13 y 14). La evolución de la conectividad, expresada por la métrica ECA, sugiere que, a pesar de esa ligera tendencia decreciente entre 2007 y 2020, los sucesivos programas de reforestación han realizado una importante aportación a la conectividad ecológica y funcional de las masas arboladas a lo largo de todo el periodo estudiado (Figura 16).

En términos cuantitativos, con los resultados aportados por el cálculo de las métricas locales (Flux y Current Flow), las reforestaciones realizadas entre 1993 y 2006 no sólo realizan una mayor aportación a la conectividad del conjunto del paisaje que las realizadas entre 2007 y 2020 (Figuras 7 y 10), sino que estas diferencias se presentan también de forma generalizada a escalas regionales más pequeñas (Figuras 8, 9, 11 y 12). Estos resultados eran en cierta medida esperables, dadas las diferencias en la superficie total reforestada entre los diferentes periodos (Tabla 6) (Montiel y Galiana, 2004).

Ese proceso de cohesión y homogeneización de la cobertura arbolada la realizan principalmente las reforestaciones realizadas en el primer periodo estudiado (1993-2006), y en aquellas zonas donde existe un predominio de la cobertura forestal arbolada (Figuras 8a y 9). Estos resultados sintonizan con el objetivo de estas primeras reforestaciones, que buscaban contribuir a la formación de nuevas masas forestales con

una superficie mínima que facilitara su gestión (Vadell *et al.* 2019). Por otro lado, confirman algunas de las postulaciones realizadas por Montiel y Galiana (2004), donde afirman que el Programa de Reforestación de Tierras Agrícolas (1993-2000), y su prolongación hasta 2006, trajo consigo una homogeneización del paisaje. En las reforestaciones realizadas durante el segundo periodo estudiado (2007-2020) este efecto no es tan evidente, debido a esa menor representatividad de las repoblaciones, y a que estas se suceden mayoritariamente sobre espacios agrícolas (Tablas 6 y 7).

En los espacios eminentemente agrícolas, los programas de reforestación han contribuido al efecto contrario, aumentado el grado de heterogeneidad del paisaje. En términos de conectividad, no sólo ha aumentado la cantidad de hábitat disponible, sino que han amplificado y diversificado la red de conexiones, aumentando el potencial de dispersión de forma generalizada para todo el conjunto de pequeñas teselas de hábitat salpicadas en el espacio agrícola y disminuido el número de componentes aisladas (Figuras 8b, 9b, 10b y 11b). Estos resultados sugieren que los programas de reforestación son un elemento clave en la mejora de la conectividad ecológica de las masas arboladas en los entornos con predominio del uso agrícola del suelo. En términos cuantitativos, destaca la aportación de los primeros programas de reforestación de tierras agrarias. Sin embargo, los dos últimos programas (2007-2020), regulados por el régimen de ayudas del Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural, presentan, proporcionalmente, una repercusión más significativa sobre los sistemas agrícolas. Esto coincide de nuevo con la descripción detallada elaborada por Vadell *et al.* (2019), sobre los objetivos e implicaciones de los marcos normativos de los diferentes programas de reforestación.

Aunque las reforestaciones realizadas en las zonas con una orografía más montañosa, con una clara vocación forestal, han aumentado la cohesión y dado continuidad a las masas forestales arboladas, con una mejora implícita en la conectividad funcional, la valoración de su repercusión en la configuración paisajística y su implicación en la conservación de la biodiversidad requiere de un análisis más profundo. Algunos autores señalan que, aunque recogidas bajo diferentes denominaciones según el marco normativo aplicable, muchas de las áreas reforestadas se realizaron sobre tierras abandonadas (Montiel y Galiana, 2004; del Campo *et al.*, 2008; Vadell *et al.*, 2019), y estas podían encontrarse en diferentes etapas de la regeneración y sucesión vegetal. Este suceso se ve reflejado en el presente estudio (Tabla 5, Figura 4), especialmente para el periodo comprendido por los dos primeros programas de reforestación (1993-2006). Asumiendo la relación positiva entre la heterogeneidad ecológico-ambiental y la riqueza en especies (Antón-Pardo, 2018), y dada la aportación de las reforestaciones al aumento de la homogeneización de los sistemas forestales, la interpretación de los resultados no apunta a una relación directa entre la mejora de la conectividad y un efecto positivo en la configuración paisajística territorial de los sistemas forestales en la zona de estudio. En este sentido, algunos autores señalan la evolución reciente de las masas arboladas demanda la necesidad de un cambio en la regulación de futuros programas de reforestación de tierras agrarias para la restauración y diversificación de los entornos rurales (García, *et al.*, 2019). Por el contrario, en el caso de los espacios agrícolas, las reforestaciones no solo se sitúan como un factor clave en la mejora de la conectividad para las especies referencia, si no que podrían postularse como una herramienta de gestión determinante para la conservación y la restauración de los espacios agrícolas, ayudando a mitigar la polarización que existe entre el medio agrícola y forestal.

5. Conclusiones

Durante el primer periodo estudiado, y bajo la influencia del Programa Regional de Forestación de Tierras Agrícolas de Castilla y León (*Reglamento (CEE) 2080/92*) y su ampliación hasta 2006, la superficie forestal arbolada de la provincia de León aumentó en más de un 6,5%. Sin embargo, su evolución parece alcanzar un punto de inflexión en los primeros años del nuevo siglo. En constante crecimiento durante toda la segunda mitad del S.XX, y tras el esfuerzo repoblador de estos programas de reforestación de la década de los 90, los bosques de la provincia de León experimentan un retroceso del 2,5% entre 2007 y 2020. Esta situación requiere de una evaluación continuada en el tiempo para confirmar si ese cambio en la tendencia histórica reciente se corresponde con el inicio de un periodo de regresión, o más bien un fenómeno de estabilización o cese en la expansión de la superficie forestal arbolada.

La evolución global de la conectividad entre 1996 y 2006 experimenta una mejora superior al aumento de la superficie arbolada. Esta se produce esencialmente a cargo del aumento de la cantidad de hábitat, dotada de mayor homogeneidad y continuidad, y no por un aumento de la permeabilidad de la matriz del paisaje. Entre 2007 y 2020 se produce una variación negativa de los valores de conectividad global, similar a la pérdida de hábitat. A pesar de este retroceso, se produce un balance positivo del 20% entre 1996 y 2020, expresado para la métrica ECA, más idónea para la comparación entre escenarios.

La evaluación del estado de fragmentación de las formaciones arboladas presenta discrepancias importantes respecto de la evolución de la cobertura arbolada observada entre 1996 y 2006, con un aumento importante de la fragmentación del hábitat, debido a las limitaciones del IFR derivadas de las diferencias en la resolución de los datos de las bases cartográficas empleadas. Entre 2007 y 2020 se produce un aumento de la fragmentación de los grandes núcleos boscosos, esta vez sí parece estar correlacionado con la pérdida de hábitat observada en este periodo.

Los programas de reforestación estudiados juegan un papel determinante en la evolución del estado de la conectividad de las masas forestales arboladas, produciendo un incremento medio del 14% a lo largo del periodo estudiado, expresado por la métrica ECA, muy superior a la superficie arbolada aportada. Mientras que las reforestaciones en las áreas montañosas dieron un plus de continuidad a la cobertura arbolada, resultando un paisaje más homogéneo y menos diverso, las realizadas sobre terrenos de vocación agrícola aportaron heterogeneidad y dinamismo al paisaje, ampliando y diversificando la red de conexiones.

El conjunto de programas de reforestación ha demostrado una repercusión relevante en el estado de la conectividad de las masas forestales, la configuración paisajística y la diversidad. Su legislación, apoyada en criterios técnicos y ecológicos, debería posicionarse como una herramienta clave para afrontar los retos inmediatos en la gestión del territorio y la conservación de los valores naturales de la región.

6. Bibliografía

Antón-Pardo, M. (2018). El Mapa de la Biodiversidad. *Mètode Science Studies Journal*, (98), 66-73.

Arasa-Gisbert, R., Arroyo-Rodríguez, V., y Andresen, E. (2021). El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias. *Ecosistemas*, 30(3), 2156-2156.

Arnáez, J., Oserin, M., Ortigosa, L., y Martínez, T. L. (2008). Cambios en la cubierta vegetal y usos del suelo en el Sistema Ibérico noroccidental entre 1956 y 2001: Los Cameros (La Rioja, España). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 195-211.

Beier, P., Majka, D. R., y Spencer, W. D. (2008). Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology*, 22(4), 836-851.

Birch, C. P., Oom, S. P., y Beecham, J. A. (2007). Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological modelling*, 206(3-4), 347-359.

Brazuelo, J. (2020). Evaluación de la conectividad ecológica y priorización de áreas para la gestión de hábitats en el Parque Regional del Sureste (Madrid). Trabajo Profesional Fin de Grado, ETSIM, Madrid.

del Campo García, A., Alcázar, J. M. G., y Navarro-Cerrillo, R. M. (2008). Análisis retrospectivo de las reforestaciones en tierras agrarias en el municipio de Tembleque (Toledo). *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (28), 145-150.

Dilts, T. E., Weisberg, P. J., Leitner, P., Matocq, M. D., Inman, R. D., Nussear, K. E., y Esque, T. C. (2016). Multiscale connectivity and graph theory highlight critical areas for conservation under climate change. *Ecological Applications*, 26(4), 1223-1237.

Diniz, M. F., Coelho, M. T., de Sousa, F. G., Hasui, É., y Loyola, R. (2021). The underestimated role of small fragments for carnivore dispersal in the Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(1), 81-89.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution and systematics*, 34(1), 487-515.

Fahrig, L. (2020). Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography*, 29(4), 615-628.

FAO, PNUMA (2020) El estado de los bosques del mundo 2020: Los bosques, la biodiversidad y las personas. Roma.

Foltête, J. C., Clauzel, C., Vuidel, G., & Tournant, P. (2012). Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology*, 27(4), 557-569.

Galante, E. (2005). Detener la pérdida de biodiversidad en Europa (Countdown 2010): una cuestión para el debate del IV Foro de Biodiversidad de UICN-España. *Cuadernos de biodiversidad*, 18, 9-12.

García, M. B., Torres, M., Pulido, F. J., Marcos, G. M., y Fernández, J. C. G. (2019). Agroforestación: una alternativa a la forestación de tierras agrarias para la domesticación del paisaje rural. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (45), 133-148.

Gastón, A., Blázquez-Cabrera, S., Garrote, G., Mateo-Sánchez, M. C., Beier, P., Simón, M. A., y Saura, S. (2016). Response to agriculture by a woodland species depends on cover type and behavioural state: insights from resident and dispersing Iberian lynx. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 814-824.

Genovesi, P., Sinibaldi, I. y Boitani, L. (1997). Spacing patterns and territoriality of the stone marten. *Canadian Journal of Zoology*, 75(12), 1966-1971.

Girardet, X., Conruyt-Rogeeon, G., y Foltête, J. C. (2015). Does regional landscape connectivity influence the location of roe deer roadkill hotspots?. *European Journal of Wildlife Research*, 61(5), 731-742.

Gurrutxaga, M., Rubio, L., y Saura, S. (2011). Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning*, 101(4), 310-320.

Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., y Saura, S. (2017). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and conservation*, 26(14), 3465-3479.

Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., ... y Tabor, G. M. (2021). Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos.

Hortal, L. P. y Saura, S. (2008). Integración de la conectividad ecológica de los bosques en los instrumentos de planificación forestal a escala comarcal y regional. *Revista Montes*, (94), 31-37.

Bravo F., Guijarro M., Cámara A., Díaz Balteiro L., Fernández P., Pajares J.A., Pemán J. y Ruiz-Peinado R. (2017). La situación de los bosques y el sector forestal en España – ISFE. *Sociedad española de ciencias forestales*.

Lozano, J., Virgós, E., Malo, A. F., Huertas, D. L., y Casanovas, J. G. (2003). Importance of scrub–pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: implications for the conservation of the wildcat (*Felis silvestris*). *Biodiversity & Conservation*, 12(5), 921-935.

Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico (2020). Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas. *Gobierno de España*.

Montiel C., y Galiana, L., (2004). La restauración de paisajes forestales a través de la forestación de tierras agrarias. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (17), 193-198.

Molinero, F., Guerra, J.C. y Cascos, C. (2012). La dinámica de los incendios forestales en Castilla y León como resultado del abandono y la despoblación durante el último cuarto de siglo. *Dpto. Geografía, Fac. de Filosofía y Letras, Universidad de Valladolid*.

Nogueira, D. F., y Rico, E. C. (2017). Cambios en los usos de suelo en la Península Ibérica: Un meta-análisis para el período, 1985-2015. *Biblio3W Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales*, 22(1215), 742–798.

Regato, P., Castejón, M., Tella, G., Elena-Rosello, R., Giménez, S., y Barrera, I. (1999). Cambios recientes en los paisajes de los sistemas forestales mediterráneos de España. *Forest Systems*, 8(3), 383-398.

Riebsame, W. E., Meyer, W. B., y Turner, B. L. (1994). Modeling land use and cover as part of global environmental change. *Climatic change*, 28(1), 45-64.

Rivas, C. A., Guerrero-Casado, J., y Navarro-Cerillo, R. M. (2021). Deforestation and fragmentation trends of seasonal dry tropical forest in Ecuador: impact on conservation. *Forest Ecosystems*, 8(1), 1-13.

Rivas C. A. (2022). Teledetección y sistemas de información geográficos aplicados al seguimiento de procesos de deforestación en bosques secos de Ecuador. Tesis Doctoral, Universidad de Córdoba.

Rodríguez Cáceres, G., Mateo Sánchez, M. C., Gastón González, A., Saura Martínez, S., y Gurrutxaga San Vicente, M. (2018). Autopistas salvajes: propuesta de WWF España para una Red Estratégica de Corredores Ecológicos entre espacios Red Natura 2000.

Sahraoui, Y., Foltête, J. C., y Clauzel, C. (2017). A multi-species approach for assessing the impact of land-cover changes on landscape connectivity. *Landscape ecology*, 32(9), 1819-1835.

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

Saura, S. M., González, S. y Roselló, R.E. (2011a). Evaluación de los cambios en la conectividad de los bosques: el índice del área conexas equivalente y su aplicación a los bosques de Castilla y León. *Revista Montes*, (106), 15-21.

Saura, S., Estreguil, C., Mouton, C., y Rodríguez-Freire, M. (2011b). Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990–2000). *Ecological Indicators*, 11(2), 407-416.

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.

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.

SECF, (2005). Diccionario forestal, Sociedad Española de Ciencias Forestales. *Mundi-Prensa, Madrid*.

Stahl, P., Artois, M., y Aubert, M. F. A. (1988). Organisation spatiale et déplacements des chats forestiers adultes (*Felis silvestris*, Schreber, 1777) en Lorraine. *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*, 43(2), 113-132.

Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., y Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.

Urban, D., y Keitt, T. (2001). Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, 82(5), 1205-1218.

Vadell, E., de-Miguel, S., Centeno, G. F., Robla, E., Cuzzi, M. L., y García, J. P. (2019). La forestación de tierras agrícolas: Balance de un instrumento de política forestal para el cambio del uso de la tierra. *Cuadernos De La Sociedad Española De Ciencias Forestales*, (45), 1-20.

Valenzuela, P. (2014). Fragmentación Forestal de la reserva monarca: cuantificación, caracterización, y correlaciones (1990–2010). Universidad nacional autónoma de México

Van der Sluis, T., Bloemmen, M., y Bouwma, I. M. (2004). European corridors: Strategies for corridor development for target species. *ECNC, Tilburg, the Netherlands & Alterra*.

Velázquez Saornil, J., Hernando Gallego, A., Rosario Tejera, R., Pérez Palomino, A., y Grande Vega, M. (2013). Medida de la fragmentación de los hábitats en la Red Natura como indicador de su estado de conservación.

Virgós, E. (2012). Tejón – Meles meles. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Cassinello, J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Virgos, E. y García, F.J. (2002). Patch occupancy by stone martens *Martes foina* in fragmented landscapes of central Spain: the role of fragment size, isolation and habitat structure. *Acta Oecologica*, 23(4): 231-237.

Virgós, E., Tellería, J.L. y Santos, T. A. (2002). Comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity & Conservation*, 11(6):1063-1079.