



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | Plasencia
Cáceres, Extremadura

7CFE01-510

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Conectividad ecológica funcional del bosque planoesclerófilo en el Parque Natural Sierra de Hornachuelos (Córdoba)

ÍÑIGO CASADO, D.¹, MARTÍNEZ, R.^{1,2}, MARTÍNEZ-NÚÑEZ, C.¹ y MONTALVO RODRÍGUEZ, J.^{1,2}

¹ Fundación Matrix, Investigación y Desarrollo Sostenible.

² Departamento de Ecología y Biología animal, Universidad de Vigo.

Resumen

Cuantificar la conectividad funcional (CF) en espacios naturales protegidos desde cartografía de alta resolución espacial es oportuno para ampliar el conocimiento ecológico, su conservación y gestión adaptativa, y para facilitar la toma de decisiones. La vegetación dominante del Parque Natural Sierra de Hornachuelos (PNSH; Córdoba) es bosque planoesclerófilo mediterráneo, con distintas variantes de dehesa y matorral arbolado. Mediante el Índice Integral de Conectividad se evaluó la CF del hábitat forestal, considerando la configuración espacial y calidad intrínseca de teselas de 27 tipos de hábitat, para 20 distancias de dispersión tipo de especies arbóreas y de mesocarnívoros. Los resultados obtenidos revelan una baja CF del PNSH, una relación no lineal de aumento de la CF con la distancia de dispersión, y el efecto de la cantidad y calidad de hábitat disponible sobre la conectividad, y en particular de la influencia ecológica a escala de paisaje de la presencia de teselas de dehesa y matorral arbolado. Si el área de hábitat disponible es mayor y sin heterogeneidad espacial de su calidad, la CF es mayor. Los resultados informan de la variable contribución de las teselas forestales a la conectividad territorial, y permiten priorizar áreas clave para la conservación en este ENP.

Palabras clave

Calidad de hábitat, conservación, distancia de dispersión, gestión adaptativa, paisaje.

1. Introducción

Los procesos ecológicos y fenómenos físicos a escala de paisaje representan conexiones espaciales entre teselas determinantes de su funcionamiento como un tejido territorial, y expresan que la conectividad ecológica debe fundamentar la conservación de las poblaciones y comunidades biológicas, la diversidad de especies que mantienen y los usos humanos asociados (DÍAZ PINEDA & SCHMITZ 2011). La conectividad ecológica funcional (CF) relativa a los flujos horizontales de organismos en la matriz del paisaje está ligada al concepto de disponibilidad de hábitat y a la movilidad o capacidad dispersiva (PASCUAL & SAURA 2006; BAGUETTE & VAN DYCK 2007; MÜHLNER et al. 2010; SAURA & RUBIO 2010). La CF depende de la estructura o configuración espacial del paisaje –que resulta del número, tamaño y densidad de teselas de hábitats, la distancia y adyacencia entre teselas de distintos tipos de hábitats y la permeabilidad de la matriz entre hábitats–, pero también de la interacción idiosincrática de cada especie con esta estructura (TISCHENDORF & FAHRIG 2000; MURPHY & LOVETT-DOUST 2004; UEZU et al. 2005).

Recientes investigaciones han demostrado que la estimación de la CF para un tipo de hábitat en un territorio determinado puede realizarse apropiadamente mediante el Índice Integral de Conectividad (IIC), que considera el área conectada dentro de las teselas de un tipo de hábitat (conectividad intra-teselar), el flujo entre diferentes teselas del mismo tipo de hábitat a nivel de paisaje (conectividad inter-teselar) y la contribución de otras teselas del mismo tipo de hábitat, o de otros tipos, como hábitats conectores, y una limitada información de la capacidad de movimiento de las especies (PASCUAL-HORTAL & SAURA 2006; SAURA & PASCUAL-HORTAL 2007; SAURA & RUBIO 2010). Además, este índice permite considerar expresamente la influencia de mosaicidad de la

calidad del hábitat entre las teselas que conforman un paisaje en su CF (SAURA & RUBIO 2010; SCHOOLEY & BRANCH 2011). Aunque es muy valioso contar con información descriptiva de la estructura espacial del paisaje (TURNER et al. 2001; SUBIRÓS et al. 2006; WU 2012), no existe una relación obvia entre ésta y la CF (KINDLMANN & BUREL 2008).

La evaluación de la CF es un método relativamente novedoso y cada vez más importante para la conservación (FULLER et al. 2006; VISCONTI & ELKIN 2009; WEBER & NORMAN 2015; PIRNAT & HLADWIK 2016). La CF es clave para la gestión del medio natural, y existe la necesidad de metodologías efectivas y operativas para identificar áreas donde la CF debe ser fortalecida o mejorada con fines de conservación (GURRUTXAGA 2011; GARCÍA-FECED et al. 2011). La conectividad constituye una herramienta aplicable a la conservación de especies amenazadas, para conocer áreas vitales para el movimiento y la supervivencia de las especies, áreas de máxima vulnerabilidad ante cambios ambientales, teselas con una elevada contribución a los flujos en un paisaje, o zonas de aislamiento dispersivo, y ayuda a focalizar los esfuerzos (PASCUAL-HORTAL & SAURA 2008; HODGSON et al. 2009; SAURA & TORNE 2009; SAURA & RUBIO 2010; DÍAZ PINEDA & SCHMITZ 2011; MIMET et al. 2013; AYRAM et al. 2015). Las medidas de CF se han aplicado de forma específica a la Red Natura 2000 (p. ej. NICULAE et al. 2016).

La resolución espacial es relevante para evaluar la CF (WITH et al. 1997; BÉLISLE 2005). Aunque hay valiosas aplicaciones a macroescala (p. ej. GOULART et al. 2015), las medidas de CF a mesoescala y microescala (AVON et al. 2015; LECHNER et al. 2015) se ajustan más a la escala de planificación y gestión de un espacio natural protegido (ENP). En España se conocen aplicaciones de CF del hábitat forestal a macroescala para la conservación del urogallo (PASCUAL-HORTAL & SAURA 2008) o para conocer la vulnerabilidad al cambio climático (MARTÍN-MARTÍN et al. 2013). Sin embargo, no es habitual evaluar a nivel local la conectividad interna de un ENP, a pesar de la heterogeneidad espacial y fragmentación o modificación de la calidad de los hábitats en la mayoría de los ENP.

La conectividad de un paisaje forestal, o al menos con una importante superficie de bosque, es relevante para priorizar la conservación de rodales forestales (p. ej. DEVI et al. 2013), restaurar áreas de baja conectividad (HOOFTMAN & BULLOCH 2012; BORTOLETO et al. 2016), y proteger los flujos en el paisaje de especies arbóreas (MARTÍN-QUELLER & SAURA 2013) y de mamíferos carnívoros (KANAGARAJ et al. 2013; ŠÁLEK et al. 2014). El presente trabajo aborda la evaluación de la CF del bosque planoesclerófilo mediterráneo a escala local y con alta resolución espacial, para examinar la relación de la conectividad con la distancia de dispersión de las especies, y la influencia de la cantidad y la calidad del hábitat en el PNSH. Para su realización, se han planteado las siguientes hipótesis sobre la CF global del PNSH: (1) es relativamente alta, aunque variable según la capacidad de dispersión de las especies; (2) aumenta conforme se incrementa la cantidad y calidad del hábitat disponible para las especies; y (3) es posible identificar y priorizar áreas con fines de conservación usando medidas de CF.

2. Objetivos

Los objetivos principales de este estudio en el PNSH son: (1) determinar el valor de CF del hábitat forestal para especies con diferente distancia de dispersión; (2) evaluar la influencia de la configuración espacial del paisaje sobre CF, considerando los efectos de la cantidad y calidad del hábitat disponible; y (3) explorar la aplicabilidad de CF para la planificación y gestión de un ENP.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

El PNSH ocupa una extensión de 60.032 ha al noroeste de la provincia de Córdoba. Es un ENP con una de las áreas de bosque y dehesa de especies planoesclerófilas mediterráneas mejor conservada de Sierra Morena, e incluye también extensas áreas de matorral a veces arbolado. El clima es mediterráneo continental, con una marcada sequía estival. Presenta una orografía compleja dominada por la acción de los ríos y arroyos que se extienden por gran parte de su territorio formando a menudo barrancos y un paisaje fragmentado por tres grandes embalses y la presencia de algunas áreas de cultivos agrícolas herbáceos y leñosos. Existen distintas variantes de bosque planoesclerófilo (28% del área total del PNSH) que incluye alcornoque, encinar, quejigar, acebuchal, madroñal y rodales forestales mixtos con combinaciones de más de una de las siguientes especies arbóreas: alcornoque, encina, quejigo, acebuche, madroño y algarrobo; también existen áreas de bosque ripario y de repoblación forestal. La superficie de bosque adherido (27%) presenta principalmente las variantes de dehesa de alcornoques, dehesa de alcornoques y encinas, dehesa de encinas, dehesa de quejigos y dehesa de acebuches. El matorral esclerófilo mediterráneo con presencia de quercíneas, acebuches y madroños (20%) presenta jaras, coscoja, lentisco, aulaga, cantueso, brezos, jaguarzo negro y tojo moruno, entre otros (REDIAM 2006). Este mosaico de tipos de vegetación incluye hábitats de interés prioritario para la conservación y, en particular, para una fauna valiosa, entre la cual destacan los mesocarnívoros siguientes: gato montés, lince ibérico, garduña, gineta, comadreja, turón, zorro, tejón, y meloncillo; varios presentan poblaciones de baja densidad y algunos como el lince ibérico son especies catalogadas bajo amenaza.

3.2. Tipos y calidad de hábitat

Se ha usado una cartografía de vegetación y usos del suelo del PNSH de alta resolución espacial (REDIAM 2006). Los tres tipos generales de hábitat forestal resultaron de la agregación de 27 subtipos de vegetación o de hábitat (Figura 1): bosque (15 subtipos), dehesa (seis) y matorral con arbolado (seis). Para analizar el efecto de la cantidad de hábitat disponible sobre la CF, se han estudiado dos tamaños de hábitat muy diferentes: (a) hábitat forestal de tamaño medio (HFM), definido por 2.321 teselas de bosque planoesclerófilo, que ocupa 16.655 ha; y (b) hábitat forestal de tamaño grande (HFG), con un área 2,7 veces superior, que ocupa 44.964 ha e incluye, además de las teselas de bosque, las de dehesa y matorral con arbolado (4.802 teselas en total). Para evaluar el efecto de la calidad del hábitat sobre la CF, se han considerado para HFM y HFG dos variantes de calidad de hábitat: (a) hábitat control o de calidad uniforme, sin heterogeneidad espacial de calidad entre teselas, con un único valor de calidad para cada tipo general de hábitat; y (b) hábitat de calidad heterogénea, con calidad variable entre teselas según el subtipo de hábitat. La calidad de los 27 subtipos de hábitat se valoró mediante un método cuantitativo normalizado de 0 a 1, en función de la presencia y densidad de especies arbóreas, la diversidad de éstas y la presencia de individuos arbóreos adultos. La calidad de los tres tipos generales de hábitat se valoró según el área relativa de los subtipos componentes. Estas operaciones se hicieron con ArcGIS 10.4.

3.3. Distancias de dispersión y medida de conectividad

Se ha utilizado el software Conefor 2.6 (SAURA & TORNÉ 2009) y su extensión para ArcGIS 10.4 para la creación de los grafos del paisaje, simplificado a nodos y distancias cada uno de los hábitats forestales de estudio. Se consideró el área de cada tesela de hábitat ponderada por su calidad. Además, se especificaron varias distancias de dispersión de los organismos en el paisaje. Se seleccionaron 20 distancias de dispersión tipo: 11 propias de las especies arbóreas planoesclerófilas (entre 10 y 1.000 m; GÓMEZ 2003; PONS & PAUSAS 2007; REY et al. 2009), y nueve propias de los mesocarnívoros de hábitat forestal presentes, que son gato montés, lince ibérico, garduña, gineta, zorro, comadreja, turón, tejón y meloncillo (entre 1,5 y 15 km; PALOMARES Y DELIBES 1991; ADKINS & STOTT 1998; ZUBEROGOITIA et al 2001; RAFART 2005). Se calculó el IIC, que varía de 0 a 1, de toda la superficie del PNSH. El valor máximo del IIC corresponde a un hábitat continuo con la máxima calidad posible (bosque planoesclerófilo en la totalidad del área del PNSH). El cálculo del IIC se aplicó

a HFM y HFG, con y sin consideración del efecto de la calidad intrínseca de hábitat, y para todas las distancias de dispersión tipo.

Se generaron modelos de regresión descriptivos de la relación del IIC con la distancia de dispersión (d) según el área de hábitat disponible y su calidad ($IIC=ad^b$). Mediante un Ancova se exploraron las posibles diferencias estadísticas entre los modelos de los grupos considerados (HFM sin calidad, HFM con calidad, HFG sin calidad y HFG con calidad), usando como variable dependiente el IIC y controlando el efecto de la covariable (d). Estos análisis se realizaron con el software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010).

La contribución individual de cada tesela o rodal de hábitat forestal a la conectividad global estimada para el PNSH, se calculó como el delta del IIC ($dIIC$), que refleja la disminución relativa del IIC de todo el PNSH, expresada en porcentaje, que resultaría de la eliminación de una determinada tesela. Este cálculo se aplicó a cuatro distancias de dispersión tipo (10 m, 200 m, 2 km y 5 km) sobre el HFM con o sin efecto de la calidad de hábitat; y sólo para este último caso en HFG. Se consideran teselas importantes para la conectividad global aquellas con $dIIC > 50-60\%$ para las cuatro distancias. Para ilustrar las amplias posibilidades de aplicación de los resultados a la gestión y conservación de ENP, se identificaron y cartografiaron estas teselas, pues son *hotspots* o puntos calientes para la conectividad local del hábitat forestal, sin considerar el efecto de calidad, integrando en un mismo mapa los resultados de para las cuatro distancias de dispersión.

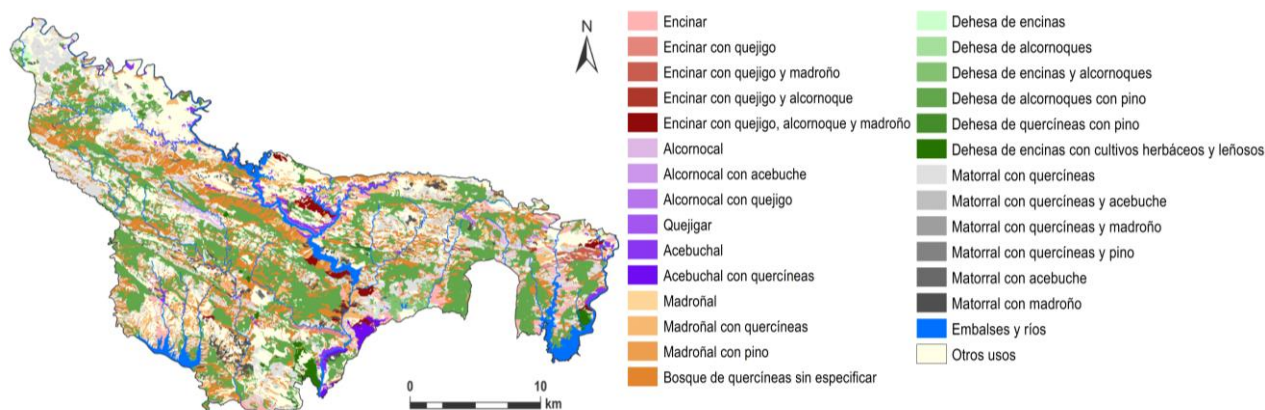


Figura 1. Mapa de subtipos de vegetación del hábitat forestal en el PNSH (Fuente: REDIAM 2006).

4. Resultados

En general, la conectividad funcional global es baja para cualquier tamaño y calidad de hábitat, alcanzando valores del IIC menores de 0,04 para la distancia más baja (10 m), pero inferiores a 0,13 para la mayor distancia considerada (15 km; Figura 2). Dicho de otro modo, el valor del IIC del hábitat forestal en el PNSH es inferior al 13% del máximo IIC posible. Sin embargo, el valor del IIC presenta una clara tendencia de crecimiento no lineal con la distancia de dispersión de las especies, siguiendo un modelo potencial, tanto al variar el tamaño como la calidad del hábitat (Figura 2). Los resultados del Ancova indican que la conectividad aumenta significativamente más ($p < 0,001$) con la distancia al considerar un hábitat forestal de tamaño medio (modelos de HFM con $b > 0,5$) que un hábitat forestal de tamaño grande (modelos de HFG con $b < 0,2$). Un aumento de la distancia en 10 veces se asocia a un aumento de la conectividad 3,3-4,1 veces al considerar un hábitat forestal medio (HFM sin calidad: $b=0,525$; HFM con calidad: $b=0,616$), mientras que en un hábitat forestal grande el aumento de la conectividad es solo de un 50-60% (HFG sin calidad: $b=0,167$; HFG con calidad: $b=0,199$). Por otra parte, los resultados del Ancova también indican que existe una influencia significativa de la calidad intra-hábitat en el aumento de la conectividad conforme aumenta la distancia. Si el hábitat

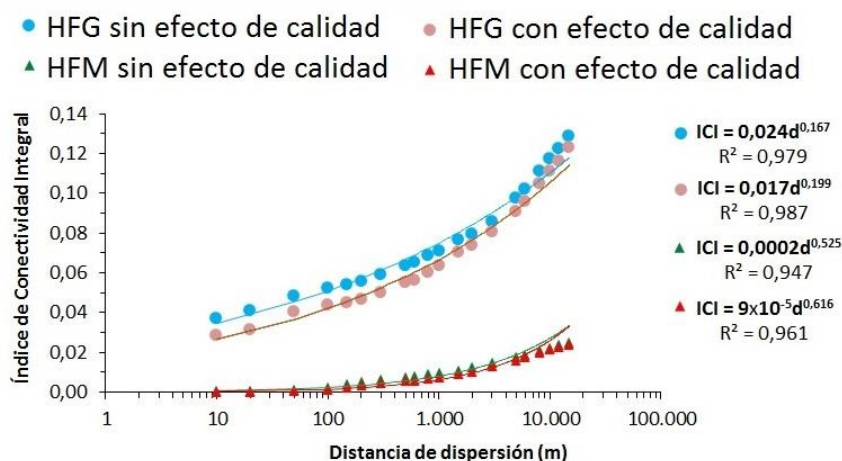


Figura 2. Variación del Índice Integral de Conectividad (IIC) con la distancia de dispersión (d) para los cuatro casos considerados: hábitat forestal grande (HFG) y medio (HFM), con y sin efecto de la heterogeneidad interna de su calidad. Se indican las líneas de los ajustes a modelos potenciales y sus ecuaciones.

forestal es de tamaño medio, el incremento del IIC al aumentar la distancia es un 23% mayor si se considera la influencia de la calidad (un aumento de 10 veces la distancia se asocia a un aumento de 3,3 veces la conectividad sin influencia de calidad, y de 4,1 veces con influencia de calidad; $p=0,034$). En cambio, con un hábitat forestal extenso, el incremento del IIC al aumentar la distancia solo es un 8% mayor si se considera la influencia de la calidad (1,6 veces) que si no se considera (1,5 veces), aunque con diferencias significativas ($p<0,001$).

Los resultados de extensión de teselas relevantes para la conectividad del bosque planoesclerófilo (HFM) para el rango de distancias considerado (10 m a 5 km) sin efecto de calidad, indican mayor contribución al IIC de dos teselas que en conjunto suman 1.386 ha, *hotspots* que representan el 8,3% del hábitat forestal (2,3% de la superficie del PNSH; Figura 3a). Cabe destacar que a pesar de que el bosque planoesclerófilo ocupa una notable extensión (16.655 ha), una fracción relativamente pequeña alberga la totalidad de teselas con alto dIIC. La superficie de *hotspot* de HFM cuando se considera el efecto de calidad es aún menor, 58 ha (tres teselas); representa el 0,3% del hábitat forestal (0,1% de la superficie del PNSH; Figura 3b). El efecto de la calidad intrínseca del hábitat forestal es disminuir el área con alto dIIC.

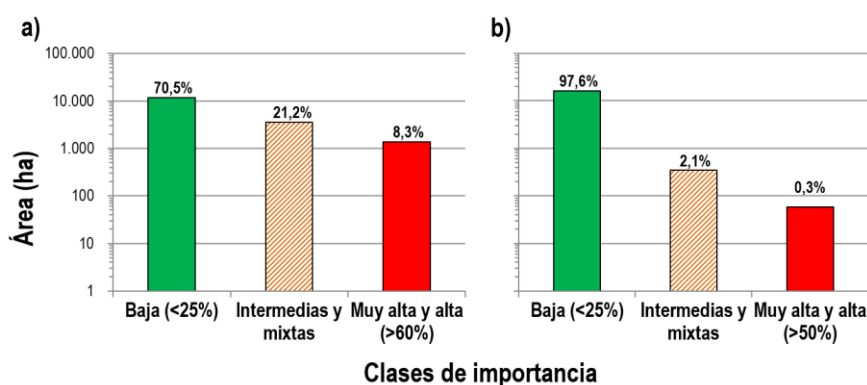


Figura 3. Distribución del área de bosque planoesclerófilo en clases de importancia según su contribución a la conectividad global de este tipo de hábitat en el PNSH (dIIC) para cuatro distancias de dispersión. (a) sin heterogeneidad interna de la calidad de hábitat (ver Figura 4a); (b) con heterogeneidad interna de la calidad de hábitat. Las cifras sobre las barras indican la proporción de las categorías en el conjunto del hábitat.

En la Figura 4 se presentan dos mapas de *hotspots* de conectividad local de interés aplicado a la conservación de la biodiversidad. Consideran la contribución de los rodales a la conectividad global del HFM (Figura 4a) y HFG (Figura 4b) en el PNSH. La distribución de estos conjuntos de teselas relevantes para diferentes especies varía según el área disponible de hábitat forestal, aunque en ambos casos con menor proporción al sur y en los extremos noreste y noroeste. Dado que los *hotspots* están totalmente determinados por la superficie y configuración espacial del hábitat, su aplicación en conservación dependerá de los criterios de identificación y del hábitat óptimo de la especie que se considere. En color rojo se representan aquellas teselas de las que depende la conectividad global en más de un 50-60% para todas las especies en el rango de distancias de dispersión considerado, que serían prioritarias para la conservación de la biodiversidad. Es destacable que en HFG la superficie de *hotspot* está formada por una tesela de dehesa de 2.053 ha (representa el 4,6% de HFG y el 3,4% de la superficie del PNSH).

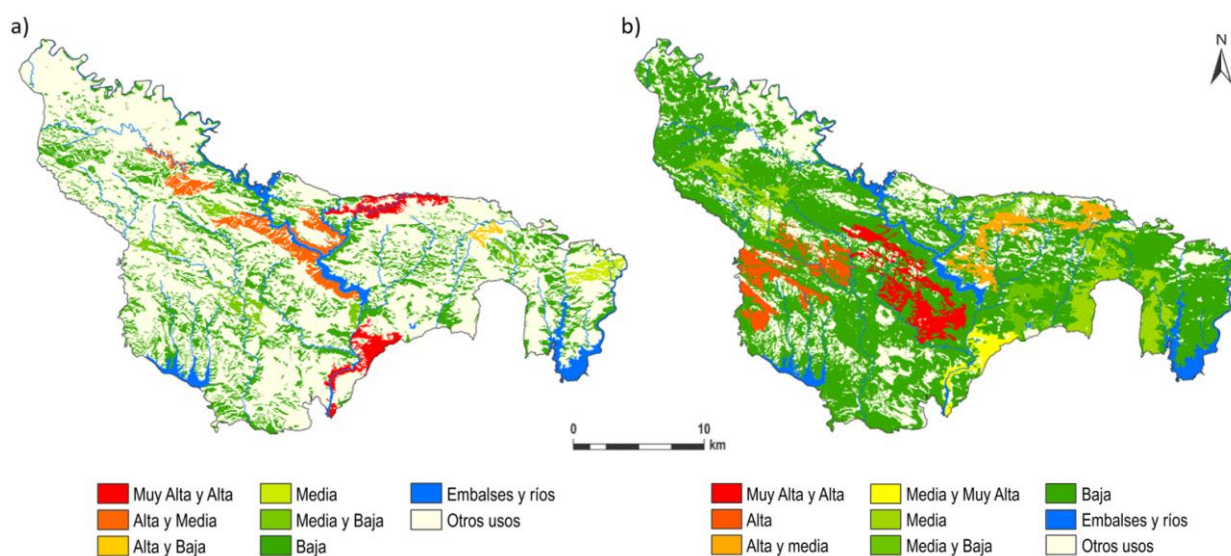


Figura 4. Hotspots para la conectividad local del hábitat forestal del PNSH. Las categorías representadas indican el porcentaje de contribución de las teselas a la conectividad (dIIC) en función del área de hábitat disponible para especies con cuatro distancias tipo de dispersión ($d=10$ m, 200 m, 2 km, 5 km) sin considerar la calidad intrínseca. En color rojo aquellas con $dIIC > 60\%$ (muy alta y alta) y en color verde oscuro aquellas con $dIIC < 25\%$ (baja), en ambos casos para todas las distancias; otras categorías son intermedias o mixtas. (a) Hábitat forestal medio, y (b) Hábitat forestal grande.

4. Discusión

En contra de la primera hipótesis planteada, los resultados muestran una baja conectividad funcional del hábitat forestal para especies de diferente distancia de dispersión. Aunque el bosque planoesclerófilo constituye casi el 30% del PNSH y el conjunto del hábitat forestal (HFG) el 75%, su distribución en teselas con su peculiar tamaño y configuración espacial (Figura 1) determinan una intensa fragmentación que limita las conexiones dispersivas dentro de este tipo de hábitat (MURPHY & LOVETT-DOUST 2004). Esta situación determinaría una limitación en el movimiento de las especies, favoreciendo el aislamiento de sus poblaciones y aumentando su vulnerabilidad ante el cambio climático.

BAGUETTE & VAN DJAK (2007) afirman que la conectividad funcional varía con la distancia de dispersión. La relación cuantitativa y no lineal de aumento de la conectividad funcional del hábitat forestal conforme aumenta la distancia de dispersión de las especies (Figura 2), refleja que solo aquellas con alta o muy alta capacidad dispersiva pueden dispersarse mejor en este ENP debido a que su configuración espacial teselar y la matriz no forestal presentan severas restricciones a la movilidad de las especies. La conectividad del paisaje es diferente para especies con distinta

capacidad dispersiva, pero el incremento de la distancia potencial de dispersión crece en menor medida que la conectividad, lo que implica una cierta persistencia de la limitación extrínseca para la dispersión local de las especies con distancias largas respecto a las de distancias cortas no compensada por su capacidad intrínseca. Los resultados implican que una mayor disponibilidad de hábitat (HFG) implica una mejor conectividad funcional para cualquier distancia de dispersión (Figura 2; WITH et al. 1997; FULLER et al. 2006; HODGSON et al. 2009), si bien la mejora no es excesiva, probablemente por la menor permeabilidad asociada a la presencia de hábitats de menor calidad (dehesa y matorral arbolado). Dicho de otra forma, en el PNSH la dehesa y el matorral arbolado contribuyen a un ligero aumento de la conectividad del bosque planoesclerófilo para todas las especies de hábitat forestal, confirmando parte del enunciado de la segunda hipótesis planteada. Las especies cuyo hábitat óptimo incluye bosques, dehesas y zonas de matorral arbolado disponen de un hábitat cuya conectividad funcional será mayor que aquéllas que restringen su hábitat al bosque planoesclerófilo. La heterogeneidad espacial en la calidad del hábitat reduce ligeramente la conectividad (Figura 2), de forma independiente de la cantidad de hábitat forestal disponible (HODGSON et al. 2009; SCHOOLEY & BRANCH 2011), coincidiendo con otros estudios donde este factor es secundario (WITH et al 1997). Este resultado probablemente se debe a la entremezcla de teselas de calidad inferior a la del bosque, en particular áreas de matorral con arbolado, u otras teselas no forestales, que causan una reducción espacial promedio de la calidad del paisaje, y se mantiene para diferentes distancias de dispersión. Sin embargo, en los hábitats del PNSH existe un aumento relativo del valor de la conectividad superior (8-23%) ante un incremento de la distancia de dispersión por efecto de la calidad del hábitat. Esto implica una atenuación del efecto negativo de la calidad sobre la conectividad para especies con alta capacidad dispersiva. Esta interpretación tiene dos corolarios. Por una parte, la mayor conectividad funcional del hábitat forestal en el PNSH para las especies más generalistas y menos sensibles a la calidad del hábitat, capaces de habitar y usar indistintamente zonas boscosas, adeshadas y de matorral arbolado. Por otra, las especies especialistas y por tanto más limitadas en el tipo y número de teselas de su hábitat, se ven favorecidas si disponen de una gran capacidad de dispersión que no las limite o de un hábitat bien conectado que facilite el flujo de individuos a través del paisaje. Para las especies generalistas, con capacidad de habitar en un mayor tipo y número de teselas, no supone una ventaja adicional disponer de una alta capacidad de dispersión, pues el paisaje asegura el flujo de individuos y no supone una limitación. En un paisaje con baja conectividad forestal, como ocurre en el PNSH, las especies especialistas y con baja capacidad de dispersión son las más vulnerables y probablemente ya están afectadas en el presente, y justifican la implementación de medidas específicas de gestión para su conservación (NADEAU & FULLER 2016).

Existe otro factor del que depende la conectividad al margen de la cantidad y calidad del hábitat, que es la configuración espacial de las teselas a escala de paisaje (WITH et al. 1997; BAGUETTE & VAN DJAK 2007), especialmente para especies de baja capacidad dispersiva (UEZU et al. 2005; SAURA & RUBIO 2010; NADEAU & FULLER 2016). Un análisis de la estructura espacial del paisaje en el PNSH (resultados no mostrados) manifiesta su alta fragmentación: alta densidad de teselas y bordes entre teselas, y pequeño tamaño teselar en la mayoría de la superficie, y mayor diversidad de subtipos de hábitat en la zona nuclear del PNSH. La fragmentación justificaría el bajo valor global de conectividad del PNSH (<13% del máximo posible). Además, la variación de conectividad funcional en el paisaje parece asociada a la heterogeneidad espacial existente (BÉLISLE 2005). En el área con fragmentación de hábitats es el suroeste del PNSH, de baja importancia en el mapa de importancia de la contribución teselar a la conectividad (Figura 4) y con una pequeña y dividida superficie de hábitat forestal disponible, probablemente la estructura espacial del paisaje determina que su conectividad local y contribución a la conectividad global del PNSH esté mermada. Por el contrario, en la zona nuclear norte del PNSH (3,4% de su superficie), que alberga la mayoría de teselas de alta importancia para la conectividad, lo que significa que gran parte de la conectividad global del PNSH depende de la existencia de estas teselas que aseguran el flujo de individuos en el paisaje, la estructura espacial del paisaje se caracteriza por teselas de tamaño medio y forma no muy irregular, que reduce el efecto borde en ellas, y altos valores de diversidad de hábitats.

Mantener los flujos potenciales de individuos a través de la superficie de todo el PNSH es fundamental para el mantenimiento de sus especies, y por ello mejorar la conectividad es fundamental para la conservación (SAURA & TORNÉ 2009; DÍAZ PINEDA & SCHMITZ 2011). Los resultados subrayan la realidad existente en el PNSH: para muchas especies existe un área relativamente pequeña de la cual depende la mayor parte de la conectividad de todo el hábitat forestal (Figura 3). Para cualquiera de las especies, considerando distancias de dispersión tipo comprendidas entre los 10 m y los 5 km, el área de alta importancia para la conectividad del hábitat forestal del PNSH es alrededor de 2.000 ha. La distribución espacial de esta superficie de alta importancia se aprecia en la Figura 4, que expresa la existencia de diferencias subyacentes en la configuración del paisaje para este tipo de hábitat. Las teselas con alta importancia en HFM son aquellas con funciones de corredor en el paisaje, independientemente de su tamaño teselar, y de las cuales depende el flujo de individuos. Conforme se amplía la distancia interteselar, se pierde su función conectora y se reduce esta superficie funcional. Para el HFG, el paisaje aparece más conectado, y la importancia para la conectividad probablemente esté influida por el tamaño teselar, siendo muy relevantes aquellas teselas grandes que comunican distintas vertientes del PNSH, por ejemplo. La coincidencia de algunos *hotspots* locales de estos mapas con áreas más vulnerables ante el cambio climático en el PNSH, sugiere la conveniencia de considerar la conectividad funcional en las medidas de adaptación al cambio climático en los ENP. Los resultados concuerdan con la tercera hipótesis planteada. La información cartográfica sobre conectividad permite priorizar de forma espacialmente explícita y focalizar las medidas de conservación en aquellas teselas de alta importancia para la conectividad. Del mismo modo, las medidas enfocadas a una especie amenazada de la que se conozcan sus restricciones de hábitat y de capacidad dispersiva, aumentarán notablemente las probabilidades de éxito, como ya se ha contemplado en otros casos (PASCUAL-HORTAL & SAURA 2008).

Por último, los cambios en el estado del paisaje y su conectividad suelen apreciarse tras un periodo de 50-100 años (LINDBORG & ERIKSON 2004). La conectividad forestal actual del PNSH es herencia y consecuencia de los cambios acontecidos en los usos del suelo e intensidad y tipos de aprovechamiento humano de los recursos en el último siglo. Los efectos de la estructura espacial del paisaje sobre la conectividad futura, dependen de las decisiones y actuaciones que realicemos en el presente. Con información científica y mapas apropiados es posible planificar mejor la conservación de ENP a medio y largo plazo.

5. Conclusiones

La conectividad funcional del bosque planoesclerófilo del PNSH:

- Es baja y resultante de la configuración espacial del paisaje, siendo mayor al aumentar el área de hábitat forestal con dehesas y matorral arbolado, y está restringida por la heterogeneidad espacial del paisaje porque reduce la calidad intrínseca de este tipo de hábitat.
- Aumenta de forma no lineal con la distancia de dispersión de las especies, con independencia del área y calidad del hábitat forestal disponible.
- Es heterogénea espacialmente y la cartografía de las teselas de hábitat forestal más relevantes para la conectividad revela que ocupan áreas relativamente pequeñas y comunes en algunos casos para especies con diferente capacidad de dispersión.
- Permite identificar y priorizar áreas clave aplicables a la planificación y gestión, y en particular al diseño de medidas de conservación para especies arbóreas y de mesocarnívoros más relevantes de este ENP.

6. Agradecimientos

Este trabajo es fruto del 'Programa de Investigación Ecológica y Territorial' de la Fundación Matrix, cofinanciado por el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Agradecemos a los gestores de la Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y a los propietarios de las fincas del PNSH la posibilidad de acceso y la ayuda facilitada, y específicamente a REDIAM por la accesibilidad de bases de datos geográficos.

7. Bibliografía

ADKINS, C. A.; STOTT, P.; 1998. Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. *J. Zool. (Lond.)* 244: 335-346.

AVON, C.; BERGÈS, L.; DUPOUEY, J.L.; 2015. Landscape effects on plants in forests: Large-scale context determines local plant response. *Landsc. Urban Plan.* 144: 65-73.

AYRAM, C.A.C.; MENDOZA, M.E.; ETTER, A.; SALICRUP, D.R.P.; 2015. Habitat connectivity in biodiversity conservation A review of recent studies and applications. *Prog. Phys. Geogr.* 40: 7-37.

BAGUETTE, M.; VAN DYCK, H.; 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landsc. Ecol.* 22: 1117-1129.

BÉLISLE, M.; 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86: 1988-1995.

BORTOLETO, L.A.; FIGUEIRA, C.J.M.; DUNNING, J.B.; RODGERS, J.; DA SILVA, A.M.; 2016. Suitability index for restoration in landscapes: An alternative proposal for restoration projects. *Ecol. Indic.* 60: 724-735.

DEVI, B.S.; MURTHY, M.S.R.; DEBNATH, B.; JHA, C.S.; 2013. Forest patch connectivity diagnostics and prioritization using graph theory. *Ecol. Modell.* 251: 279-287.

DÍAZ PINEDA, F.; SCHMITZ, M.F. (coord.); 2011. *Conectividad ecológica territorial. Estudio de casos de conectividad ecológica y socioecológica*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. 236 pp. Madrid.

FULLER, T.; MUNGUÍA, M.; MAYFIELD, M.; SÁNCHEZ-CORDERO; V. Y SARKAR, S.; 2006. Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from central Mexico. *Biol. Conserv.* 133: 131-142.

GARCÍA-FECED, C.; SAURA, S.; ELENA-ROSSELLÓ, R.; 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: a two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *For. Ecol. Manage.* 261: 154-161.

GÓMEZ, J.M.; 2003. Spatial patterns in long-distance dispersal of *Quercus ilex* acorns by jays in a heterogeneous landscape. *Ecography* 26: 573-584.

GOULART, F.F.; TAKAHASHI, F.S.; RODRIGUES, M.; MACHADO, R.; SOARES-FILHO, B.; 2015. Where matrix quality most matters? Using connectivity models to assess effectiveness of matrix conversion in the Atlantic Forest. *Nat. Conserv.* 13: 47-53.

GURRUTXAGA, M.; 2011. La gestión de la conectividad ecológica del territorio en España: iniciativas y retos. *B. Asoc. Geogr. Esp.* 56: 225-244.

HODGSON, J.A.; THOMAS, C.D.; WINTLE, B.A.; MOILANEN, A.; 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *J. Appl. Ecol.* 46: 964-969.

HOOFTMAN, D.A.P.; BULLOCK, J.M.; 2012. Mapping to inform conservation: a case study of changes in semi-natural habitats and their connectivity over 70 years. *Biol. Conserv.* 145: 30-38.

KANAGARAJ, R.; WIEGAND, T.; KRAMER-SCHADT, S.; GOYAL, S.P.; 2013. Using individual-based movement models to assess inter-patch connectivity for large carnivores in fragmented landscapes. *Biol. Conserv.* 167: 298-309.

KINDLMANN, P.; BUREL, F.; 2008. Connectivity measures: a review. *Landsc. Ecol.* 23: 879-890.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O.; 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85: 1840-1845.

LECHNER, A.M.; DOERR, V.; HARRIS, R.M.; DOERR, E.; LEFROY, E.C.; 2015. A framework for incorporating fine-scale dispersal behaviour into biodiversity conservation planning. *Landsc. Urban Plan.* 141: 11-23.

MARTÍN-MARTÍN, C.; BUNCE, R. G.; SAURA, S.; ELENA-ROSSELLÓ, R.; 2013. Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecol Indic.* 33: 129-138.

MARTÍN-QUELLER, E.; SAURA, S.; 2013. Landscape species pools and connectivity patterns influence tree species richness in both managed and unmanaged stands. *For. Ecol. Manage.* 289: 123-132.

MIMET, A.; HOUET, T.; JULLIARD, R.; SIMON, L.; 2013. Assessing functional connectivity: a landscape approach for handling multiple ecological requirements. *Methods Ecol. Evol.* 4: 453-463.

MÜHLNER, S.; KORMANN, U.; SCHMIDT-ENTLING; M., HERZOG; F. Y BAILEY, D.; 2010. Structural versus functional habitat connectivity measures to explain bird diversity in fragmented orchards. *Landsc. Ecol.* 3: 52-64.

MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J.; 2004. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos* 105: 3-14.

NADEAU, C.; FULLER, A.; 2016. Combining landscape variables and species traits can improve the utility of climate change vulnerability assessments. *Biol. Conserv.* 202: 30-38.

NICULAE, M.I.; NITA, M.R.; VANAU, G.O.; PATROESCU, M.; 2016. Evaluating the Functional Connectivity of Natura 2000 Forest Patch for Mammals in Romania. *Procedia Environ. Sci.* 32: 28-37.

PALOMARES, F.; DELIBES, M.; 1991. Alimentación del meloncillo *Herpestes ichneumon* y de la gineta *Genetta genetta* en la Reserva Biológica de Doñana, SO de la Península Ibérica. *DAV* 18: 5-20.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S.; 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc. Ecol.* 21: 959-967.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S.; 2008. Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *Eur. J. For. Res.* 127: 23-31.

PIRNAT, J.; HLADNIK, D.; 2016. Connectivity as a tool in the prioritization and protection of sub-urban forest patches in landscape conservation planning. *Landsc. Urban Plan.* 153: 129-139.

PONS, J.; PAUSAS, J. G.; 2007. Not only size matters: acorn selection by the European jay (*Garrulus glandarius*). *Acta Oecol.* 31: 353-360.

R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2010. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*. Viena.

RAFART, E.; 2005. *Ecología del comportamiento del tejón: sociabilidad, organización espacial y problemas de conservación* (Tesis Doctoral). Universitat de Barcelona. Barcelona.

REDIAM (Red de Información Ambiental de Andalucía); 2006. *Cartografía de vegetación a escala de detalle 1:10.000 de la masa forestal de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

REY, P. J.; ALCÁNTARA, J. M.; FERNÁNDEZ, J. M.; 2009. Bosques de *Olea* y *Ceratonia*. En: VV. AA. (eds.): *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. 1-66. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Madrid.

ŠÁLEK, M.; ČERVINKA, J.; PAVLUVČÍK, P.; POLÁKOVÁ, S.; TKADLEC, E.; 2014. Forest-edge utilization by carnivores in relation to local and landscape habitat characteristics in central European farmland. *Mamm. Biol.-Z. Saugetierkd.* 79: 176-182.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L.; 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landsc. Urban Plan.* 83: 91-103.

SAURA, S.; TORNÉ, J.; 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ. Model. Softw.* 24: 135-139.

SAURA, S.; RUBIO, L.; 2010. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* 33: 523-537.

SCHOOLEY, R.L.; BRANCH, L.C.; 2011. Habitat quality of source patches and connectivity in fragmented landscapes. *Biol. Conserv.* 20: 1611-1623.

SUBIRÓS, J.V.; LLAUSÀS, A.; VARGA, D.; RIBAS, A.; 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Doc. Anal. Geogr.* 48: 151-166.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L.; 2000. How should we measure landscape connectivity? *Landsc. Ecol.* 15: 633-641.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V.; 2001. Landscape ecology in theory and practice. Springer. 482. New York.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.; 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507-519.

VISCONTI, P.; ELKIN, C.; 2009. Using connectivity metrics in conservation planning—when does habitat quality matter? *Divers. Distrib.* 15: 602-612.

WEBER, T.; NORMAN, J.; 2015. Functional connectivity modeling and optimal siting of conservation networks in the Midwest USA. *Ecol. Inform.* 30: 277-283.

WITH, K. A.; GARDNER, R.H.; TURNER, M.G.; 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.

WU, J.J.; 2012. Landscape Ecology. En: LEEMANS, R. (eds.): *Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*. 179-199. Springer Science & Business Media. Nueva York.

ZUBEROGOITIA, I.; CAMPOS, M.A.; TORRES, J.J.; ONRUBIA, A.; CAMPOS, L.F.; SÁENZ DE BURUAGA, M.; 2001. El gato montés en el Parque Natural de Urkiola. ¿Podemos considerar extinguida la especie? *Est. Mus. Cienc. Nat. Álava* 16: 200-205.