



6º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

6CFE01-010

Montes: Servicios y desarrollo rural
10-14 junio 2013
Vitoria-Gasteiz



Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Vitoria-Gasteiz, 10-14 junio de 2013
ISBN: 978-84-937964-9-5

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Mejora de la calidad y conectividad del hábitat forestal del oso pardo en la Cordillera Cantábrica: propuesta metodológica e implicaciones de gestión

MATEO SÁNCHEZ, M.C.¹, CUSHMAN, S.², SAN MIGUEL AYANZ, A.¹ y SAURA MARTÍNEZ DE TODA, S.¹

1 Universidad Politécnica de Madrid (UPM)

2 USA Forest Service. USDA

Resumen

La capacidad que presentan los paisajes forestales para mantener los flujos de individuos y genes entre las distintas zonas de hábitat es crítica para garantizar la viabilidad y capacidad de adaptación de las especies. Este es especialmente el caso del oso pardo cantábrico, debido a su distribución fragmentada en dos subpoblaciones fuertemente aisladas. En este contexto, resulta fundamental el adoptar y aplicar modelos de gestión espacialmente explícitos que permitan orientar de forma práctica y operativa los esfuerzos para la conservación de la especie y la gestión de las masas y paisajes forestales por los que se distribuye. Para ello proponemos un enfoque novedoso consistente en la combinación de un análisis específico de conectividad para el oso pardo con un modelo de hábitat multiescala con base estadística. Dicho enfoque se basa en el perfeccionamiento y aplicación de recientes desarrollos metodológicos que permiten identificar las posibles rutas de movimiento más propicias para la especie y cuantificar las localizaciones prioritarias para la mejora y mantenimiento de su hábitat. Los resultados aportan una base sólida y objetiva para el desarrollo de estrategias de gestión forestal que mejoren la calidad del hábitat para el oso pardo cantábrico y la conectividad dentro y entre sus subpoblaciones.

Palabras clave

Conectividad, permeabilidad, dispersión, teoría de circuitos, oso pardo.

1. Introducción

1.1 La conectividad ecológica: importancia y enfoques metodológicos para analizarla

La conectividad ecológica (o conectividad del paisaje) se reconoce universalmente como un aspecto fundamental en multitud de procesos ecológicos y clave a la hora de evaluar la viabilidad de las poblaciones de especies con valor de conservación y de proponer medidas de gestión y conservación (e.j. Hanski 1998; Flather y Bevers 2002; Crooks y Sanjayan 2006. Para incorporar la conectividad del paisaje en la gestión forestal se requiere de una ampliación de sus bases, procedimientos y escalas espaciales de trabajo y por tanto desarrollar estrategias activas de gestión forestal, que necesariamente alejados de los paradigmas de la no intervención, contemplen con una base científica y cuantitativa la mejora de calidad y disponibilidad de los hábitats forestales a escalas amplias. Sin embargo, la integración de criterios de conectividad en

la planificación y gestión forestal se encuentra todavía en una fase incipiente, derivada en parte de lo reciente de algunos de los enfoques conceptuales y metodológicos que permitirían abordar con una base cuantitativa estas consideraciones. En este sentido, y a pesar de la clara importancia de la conectividad ecológica, los métodos y medidas para mitigar los efectos de la fragmentación de los hábitats y el aislamiento de las poblaciones son objeto de un intenso debate (Crooks and Sanjayan 2006; Awade 2012), a lo que se suma el hecho de que los factores específicos que intervienen en los procesos relacionados con la conectividad son en general pobremente conocidos para la mayoría de especies (Bowne y Bowers 2004). Uno de los enfoques más populares es la creación y protección de corredores (Haas 1995; Beier and Noss 1998; Crooks and Sanjayan 2006). Sin embargo, el concepto clásico de corredor como una franja estrecha de hábitat que facilita los movimientos de los organismos entre teselas de hábitat es fuente de controversia en la actualidad (Simberloff et al. 1992; Rosenberg et al. 1997) debido, en muchos casos, a la incertidumbre relacionadas por ejemplo con los fundamentos de los métodos con que se delimitan y la escala de definición, lo que puede conducir a una caracterización inapropiada de las conexiones y flujos ecológicos entre teselas de hábitat (Cushman et al. 2009). Por otra parte, es poco probable que los organismos perciban el territorio como mosaicos binarios (hábitat- no hábitat), supuesto en el que se vienen basando muchas de las metodologías aplicadas para la definición de los corredores y medidas de fomento de la conectividad, sino más bien como gradientes de diferente calidad de hábitat (McGarigal and Cushman 2005; Cushman 2006; Cushman et al. 2010). En este contexto, en los últimos años se han desarrollado diversos enfoques para valorar y analizar la conectividad en paisajes heterogéneos, siendo el más usado de todos ellos el de la modelización de caminos de mínimo coste (Adriansen 2003, Rubio *et al.* 2012).

Sin embargo, la mayoría de los estudios que definen corredores a partir de caminos de mínimo coste se basan en una serie de simplificaciones que pueden traducirse en una caracterización poco realista del comportamiento de los organismos y, por tanto, eventualmente en recomendaciones de gestión inapropiadas o poco eficientes. En primer lugar, con bastante asiduidad los parámetros de estos modelos, como por ejemplo la resistencia que presentan los paisajes al movimiento, se han estimado basándose en la opinión de expertos debido a la falta de información detallada sobre el movimiento de las especies (Seoane et al. 2005). Para superar esta limitación, algunos autores han propuesto una estimación de la resistencia al movimiento tomando los valores inversos de los proporcionados por un modelo de distribución de la calidad del hábitat (nicho ecológico) para la especie o especies tratadas (e.j Ferreras 2001, Chetkiewicz et al. 2006, Beier et al. 2008). En segundo lugar, asumir que todos los individuos siguen un único camino de mínimo coste se puede considerar un enfoque muy simplista y poco real (Theobald 2006, Beier et al. 2008, Saura 2013). Por tanto, otros enfoques permitirían superar estas limitaciones al tener en cuenta múltiples caminos de bajo coste (Beier et al. 2008, McRae et al. 2008, Cushman et al. 2009; Landught 2012). En este sentido, McRae (2006) y McRae et al. (2008) han propuesto

recientemente una solución analítica con un soporte teórico sólido al adaptar los desarrollos de la teoría de circuitos al análisis de las conexiones e intensidad de los flujos ecológicos entre teselas. En este enfoque se consideran simultáneamente los efectos y contribución de todos los posibles caminos de dispersión existentes en el paisaje, y no sólo del de menor coste. Este enfoque es particularmente valioso para aquellos procesos y especies que responden positivamente a la presencia de un mayor número de caminos y conexiones alternativas, como sería el caso de especies con movimientos más o menos aleatorios por el paisaje y no necesariamente dirigidos y concentrados a través de un hipotético camino óptimo para la dispersión a otra zona de hábitat (McRae et al. 2008). En concreto, la aplicación de la teoría de circuitos ha mostrado una mayor relación con los flujos genéticos reales en escalas amplias que otros enfoques más convencionales como las distancias euclídeas o de mínimo coste repasadas en apartados anteriores (McRae y Beier 2007).

Sea como fuere, todos estos enfoques comparten la base conceptual y los datos de partida, y en esencia, su objetivo general es la resolución de un problema complejo aplicado al análisis de la conectividad del paisaje. El paisaje se puede representar mediante un grafo en el que las teselas de hábitat o las localizaciones de los individuos constituyen los nodos de una red ecológica espacialmente explícita y las posibilidades de movimiento específicas estimadas constituyen las conexiones entre ellos (teoría de grafos, Urban y Keith 2001.) Los grafos permiten aportar una representación espacialmente explícita pero a la vez manejable de la complejidad de la conectividad del paisaje que permite analizar las posibilidades de movimiento de las especies entre las teselas de hábitat (Urban and Keitt 2001; Jordán 2003; Pascual-Hortal and Saura 2006; Fall et al. 2007; Estrada and Bodin 2008; Saura and Rubio 2010) y por tanto posibilita la evaluación de la importancia de teselas individuales para el mantenimiento de dicha conectividad (Chetkiewicz et al. 2006; Minor and Urban 2007; Estrada and Bodin 2008; Saura and Rubio 2010). Sin embargo, los grafos son sólo estructuras de datos, y para medir de manera adecuada la conectividad y la importancia de los elementos conectores, se precisan índices apropiados. Pascual-Hortal y Saura (2006) y Saura and Pascual-Hortal (2007) han desarrollado nuevos índices de conectividad (Índice Integral de Conectividad (IIC) y Probabilidad de Conectividad (PC)) basados en el concepto de disponibilidad de hábitat y que permiten la caracterización de los cambios en el paisaje que afectan a la conectividad, así como la detección de los elementos más críticos del paisaje en cuanto al mantenimiento de la conectividad global. El uso de estos índices además posibilita la adecuada cuantificación de los diferentes modos en los que un elemento del paisaje puede contribuir a la conectividad global (Saura and Rubio 2010).

1.2 Las poblaciones de oso pardo en la Cordillera Cantábrica

El oso pardo cantábrico (*Ursus arctos*) es uno de los mamíferos más amenazados de Europa. Vive en la actualidad en dos subpoblaciones de pequeño tamaño y aparentemente aisladas (Palomero et al. 2007). Este aislamiento se atribuye a la presión antrópica y a la pérdida de hábitat adecuado (Nores and Naves 1993; Wiegand et al. 1998). El oso pardo cantábrico está bajo estricta protección desde hace más de tres décadas y la mayoría del hábitat conocido de la especie está dentro de áreas con diferentes figuras de protección (por ejemplo Red Natura 2000, Parques Naturales y

Planes de Recuperación de la especie en las diferentes Comunidades Autónomas involucradas en su gestión). La disminución de su diversidad genética así como el pequeño tamaño de las subpoblaciones dificultan la recuperación de la especie y son una amenaza para su viabilidad (García-Garatigoitia et al. 2006). Aunque estudios recientes revelan que ambas subpoblaciones están creciendo en los últimos años, la extensión de hábitat adecuado y la limitada conectividad entre ellas obstaculiza este proceso (Palomero et al. 2006). La importancia de mantener los núcleos de ambas subpoblaciones dentro de una red ecológica conectada es el punto central de todas las políticas de conservación que atañen a la especie. Y la definición y conservación de sus corredores junto con la incorporación de la conectividad a la hora de la planificación territorial constituye en la actualidad la prioridad más crítica de los esfuerzos de conservación para esta especie.

2. Objetivos

En este estudio se adopta una nueva y prometedora metodología que combina un modelo multiescala de calidad de hábitat con la teoría de circuitos y los índices más recientes (teoría de grafos y disponibilidad de hábitat) para cuantificar la importancia de los elementos conectores en la red ecológica del oso pardo cantábrico para proveer un análisis comprensible y eminentemente práctico de los factores que intervienen en la conectividad de la especie.

Nuestros objetivos son (1) Definir las rutas más probables de movimiento dentro y entre ambas subpoblaciones de oso pardo a partir de la teoría de circuitos. (2) Determinar las localizaciones más críticas para el mantenimiento de la conectividad de hábitat de la especie y aportar una orientación práctica así como recomendaciones de gestión para la mejor incorporación de la conectividad en la gestión de la especie y del territorio forestal por el que se distribuye su hábitat.

3. Metodología

3.1 Área de estudio

Este estudio comprende las provincias de Lugo, León, Asturias, Cantabria y Palencia, con una extensión total de 49.472 km² que contiene la totalidad del área de distribución de la especie, áreas periféricas y el cinturón de separación entre ambas subpoblaciones. Ambas subpoblaciones ocupan un área similar de aproximadamente 2.500 km² cada una (aunque con un número de individuos muy diferente en cada una de ellas) y están separadas por una franja de aproximadamente 40 km de área no ocupada por la especie (Palomero 2007) (Figura 1). La región de estudio posee una topografía compleja con altitudes que varían desde el nivel del mar hasta 2.647 m (elevación media 800m). Su clima es Atlántico húmedo con temperaturas suaves y veranos cortos. De acuerdo con el Tercer Inventario Forestal Nacional (MMA 1997-2007) los bosques ocupan el 29% del territorio, el matorral el 23%, los pastos naturales el 4% y las tierras agrícolas un 33%. La trayectoria de desarrollo de esta región junto con una economía rural dominante han llevado a una modificación profunda de sus paisajes que potenciada por una red más o menos densa de infraestructuras lineales limitan potencialmente los movimientos del oso en la zona.

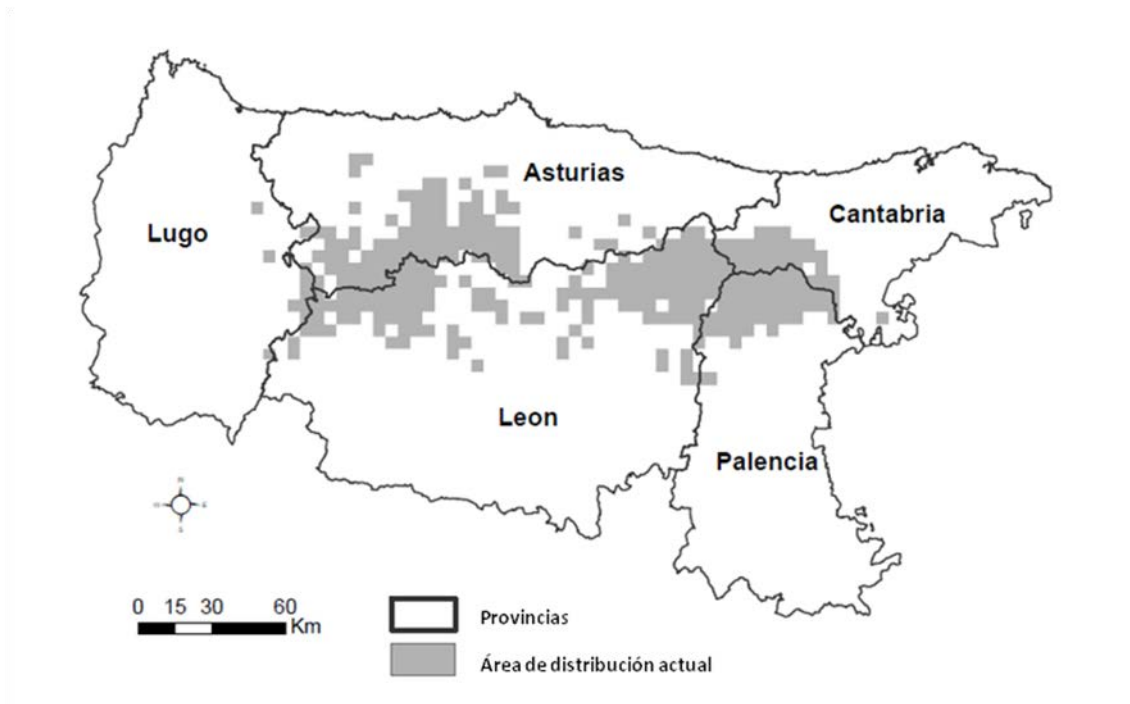


Figura 1. Área de estudio

3.2 Simulación de la red de corredores: rutas más probables para la dispersión de la especie

Aplicamos la teoría de circuitos para predecir la conectividad del hábitat (McRae 2006, McRae 2008) del oso pardo en el área de estudio. Representamos el paisaje como una superficie conductiva para predecir aspectos importantes del movimiento de los individuos y de la conectividad del hábitat. Para ello utilizamos un mapa ráster del hábitat caracterizado por la resistencia de cada píxel para los movimientos dispersivos de la especie, es decir, la resistencia que encontraría un individuo para atravesar ese píxel en función de las características del paisaje. La resistencia fue obtenida a partir de un modelo de calidad de hábitat multiescala (Mateo-Sánchez et al. 2013) desarrollado mediante algoritmos de máxima entropía (Maxent; Phillips et al. 2006). Asumiendo que la permeabilidad de la matriz del paisaje al movimiento es proporcional a la calidad del hábitat para la especie, se creó una superficie de resistencia en la que ésta era inversamente proporcional a la calidad de hábitat aportada por el modelo. Las localizaciones desde donde se modelizaron las conexiones fueron los núcleos reproductores conocidos para la especie, a partir de los cuales se caracterizaron los movimientos potenciales entre cada par de localizaciones.

Usamos el programa Circuitscape (McRae et al. 2006 y 2008) para crear mapas de flujo dispersivo potencial (corriente) en la zona de estudio con objeto de encontrar las rutas de movimiento funcionales más importantes para la especie. Estas rutas se calculan considerando la contribución y los efectos de la disponibilidad de múltiples rutas que conecten las teselas de hábitat y evitando de este modo asumir las perspectivas simplistas y poco realistas de los caminos únicos de mínimo coste.

3.3 Priorización de elementos conectores

Representamos la red ecológica de la especie como un grafo compuesto por nodos y conexiones, es decir las áreas con presencia de la especie y las conexiones entre ellas respectivamente. Las áreas con presencia de la especie se basaron en registros de localizaciones (observaciones directas e indicios) de la especie recopiladas por una serie de entidades (Comunidades Autónomas, Patrullas Oso, estudios previos, etc.) entre 2000 y 2011. Todas las localizaciones permitieron establecer píxeles de 5km de lado donde la especie ha sido observada. Esta resolución ha sido utilizada en otros estudios para la especie (por ejemplo, Naves et al. 2003) y corresponde a un área ligeramente menor al área de campeo de la especie. Mediante este proceso obtuvimos un total de 308 localizaciones que definieron los nodos del grafo.

Para caracterizar la conectividad desde una perspectiva funcional introdujimos distancias de dispersión que reflejaron las habilidades específicas de dispersión, así como también las diferencias dispersivas entre géneros dentro de la especie. Machos y hembras fueron analizados separadamente debido a sus diferencias dispersivas. La dispersión en el oso pardo se lleva a cabo por los machos, mientras que las hembras son típicamente filopátridas y sólo se dispersan en situaciones de sobresaturación (Swenson 1998). La distancia de dispersión utilizada se calculó en base al área de campeo de la especie; Bowman et al. (2002) demostraron que ésta guarda una relación alométrica con las distancias de dispersión máximas y medias para el caso de mamíferos terrestres. Usamos esta relación debido a que las áreas de campeo están normalmente bien documentadas mientras que la información relativa a las distancias de dispersión es más escasa (Peles et al. 1999). Varios estudios han mostrado áreas de campeo medias de 128 y 58 km² para machos y hembras respectivamente (Huber y Roth (1993), Dahle (2003)). En el caso de los machos, como individuos dispersantes se analizaron distancias de dispersión medias y máximas, mientras que para el caso de las hembras se analizaron sólo distancias medias.

El uso de estos umbrales de dispersión permitió definir las conexiones funcionales entre nodos. Usamos en Índice Integral de Conectividad (IIC) para evaluar la importancia de los nodos con respecto a su contribución a la conectividad del hábitat de la especie (Pascual-Hortal and Saura 2006; Saura and Pascual Hortal 2007). El IIC es un índice de conectividad topoecológico basado en el concepto de disponibilidad de hábitat que toma valores de 0 a 1 y aumenta cuando aumenta la cantidad de área conectada. Para caracterizar los nodos utilizamos como atributo de los mismos la probabilidad de ocurrencia dada por el modelo de hábitat mencionado anteriormente (Mateo-Sanchez et al. 2013) como indicador de la calidad del hábitat.

Calculamos la conectividad global del paisaje expresada como la conectividad equivalente $EC(IIC)$ (Saura et al. 2011a,b).

Para identificar las teselas de hábitat del paisaje de mayor importancia en relación a su contribución a la conectividad global, recalculamos el índice después de extraer cada tesela de hábitat de forma sistemática y así determinar la contribución individual de cada nodo a la conectividad global (dIIC) como la variación porcentual del índice IIC tras la pérdida de cada uno de los nodos. Los valores de importancia de cada nodo (dIIC) se pueden a su vez fraccionar considerado las diferentes maneras en que un nodo

puede contribuir a la conectividad en el paisaje (Rubio y Saura 2010). En particular en este estudio nos centraremos en la fracción *connector* que mide de qué manera un nodo actúa como un elemento conector (*stepping stone*) entre el resto de los nodos y por tanto cuantifica como cada nodo facilita la conexión entre otras partes del hábitat de la especie.

Los análisis se llevaron a cabo para tres situaciones de dispersión distintas: dispersión máxima y media en el caso de los machos y dispersión media para las hembras.

Todos los cálculos se llevaron a cabo mediante el programa CONEFOR (v 2.6 www.conefor.org ; Saura and Torné 2009).

4. Resultados

4.1 Rutas más probables de movimiento para la especie

Los mapas de flujo (corriente) generados mostraron las conexiones potenciales dentro y entre ambas subpoblaciones (Figuras 2a y 2b), indicando las zonas de paso más probables y de mayor concentración potencial de individuos en dispersión desde unas teselas a otras.

Los mapas de flujo preciden un abundante número conexiones dentro de cada una de las subpoblaciones. Sin embargo las conexiones funcionales existentes entre ambas son muy tenues mostrando muy poca conectividad entre ellas. Estos mapas muestran por tanto que los movimientos están mayoritariamente reducidos a los núcleos.

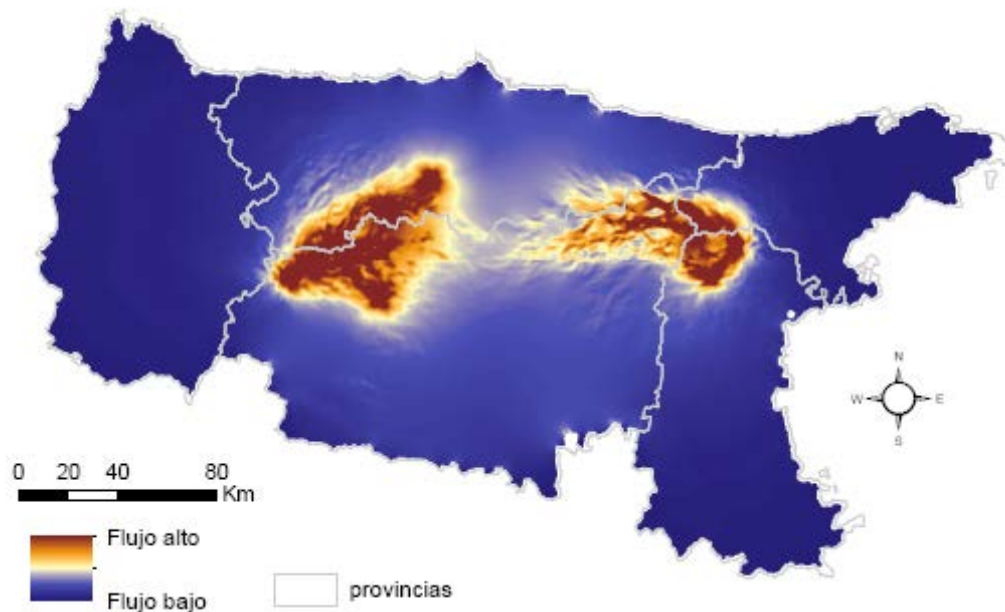


Figura 2a Mapa de flujo potencial entre las teselas de hábitat de la especie. Los valores más altos de flujo indican áreas con más probabilidad de paso de individuos en dispersión.

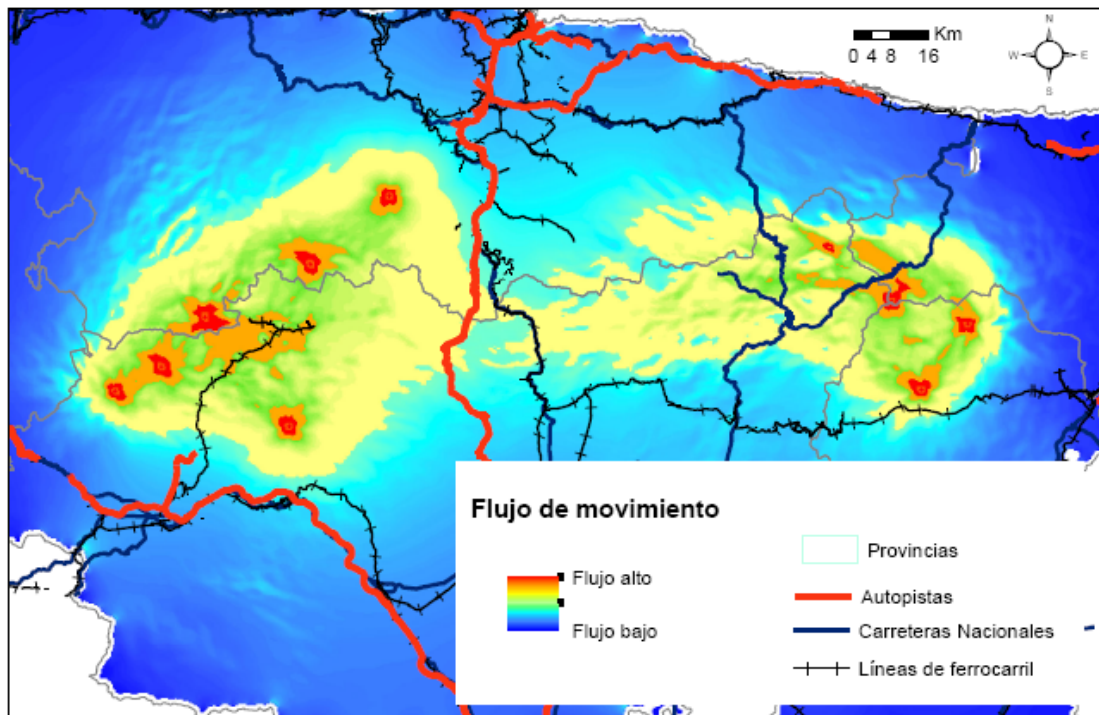


Figura 2b. Detalle del rango de intensidad de flujo de las rutas potencias dentro del corredor interpoblaciones y obstáculos potenciales al movimiento como consecuencia de las principales infraestructuras lineales de la zona

4.2 Importancia de los elementos conectores

Cuando se modelizó la máxima dispersión en machos, se obtuvieron muy pocas localizaciones con importancia crítica (Figura 3a). Sin embargo, cuando las capacidades dispersivas fueron menores, es decir cuando se analizaron movimientos en los que intervenían distancias más cortas, como es el caso de la dispersión media en machos y la dispersión en las hembras, el número de elementos que actúan como conectores aumentó de forma considerable, (Figuras 3b y 3c) y se produjo un aumento notable en el número de nodos que mostraron un impacto crítico en términos de pérdida de conectividad.

En cuanto a la conectividad equivalente, como era de esperar, fue mayor cuando aumentaban las capacidades dispersivas. EC(IIC) alcanzó el máximo valor de 62,99 cuando se analizó la dispersión máxima en machos. Sin embargo, y todavía evaluando la dispersión en machos, este valor cayó a 39,01 cuando la distancia analizada fue la media. En cambio, la diferencia entre este valor y el obtenido cuando se analizó la dispersión en hembras (33,21) no fue tan notable.

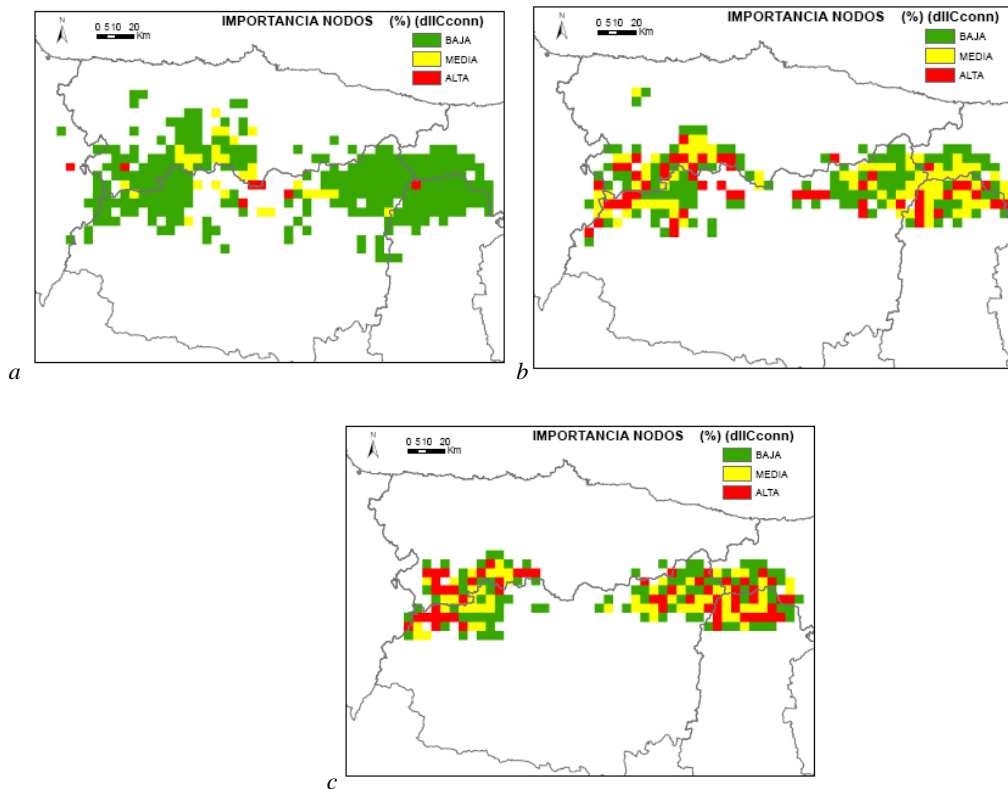


Figura 3. Caracterización de la importancia de los nodos según el índice dIIConnector. La figura 3a representa la importancia de los nodos como elementos conectores para el caso de la máxima dispersión para machos, la figura 3b para el caso de dispersión media en machos y la figura 3c representa el caso de la dispersión de hembra

5. Discusión y conclusiones

5.1 Rutas de movimiento más probables

Cuando se analizaron las rutas de movimiento, nuestros resultados no mostraron conexiones con alta o media probabilidad entre ambas subpoblaciones. Los mapas de flujo elaborados mostraron las zonas donde se acumulan más rutas de movimiento (figura 2b) y por tanto conexiones más robustas entre las zonas de hábitat del oso pardo. Por lo tanto nuestros resultados indican que el grado de conexión entre las subpoblaciones oriental y occidental de la especie es muy bajo, proporcionando por tanto un muy limitado intercambio genético.

Nuestros resultados muestran también un grado más alto de conectividad dentro de las poblaciones, concentrándose las principales rutas de movimiento en torno a los núcleos reproductores de la especie, pero la densidad de éstos disminuye notablemente en las zonas periféricas. Esto sugiere que la baja permeabilidad del paisaje es un factor clave en el aislamiento de las subpoblaciones de oso pardo. Los movimientos más frecuentes están restringidos a estas áreas, mientras que los movimientos menos frecuentes (máxima dispersión de los machos) son los que pueden proporcionar un flujo poblacional, aunque muy limitado. El propósito de este análisis es obtener una sinopsis del patrón de la red conexiones de la especie para priorizar áreas en donde centrar los esfuerzos de restauración. Este análisis permite evaluar de una forma espacialmente explícita localizaciones importantes para la conservación del hábitat o mejora de la

permeabilidad de la matriz del paisaje con el objetivo de promover la conectividad funcional entre las dos subpoblaciones.

5.2 Importancia de los elementos conectores

El uso del índice IIC permitió la cuantificación de las contribuciones individuales de las zonas de hábitat a la conectividad global de la especie, permitiéndonos de esta manera identificar las localizaciones más críticas en base a este respecto. El índice IIC es apropiado para evaluar la conexión de poblaciones a largo plazo debido a su capacidad para proveer información sobre la existencia o falta de existencia de flujo (Bodin and Saura 2010). Esto está avalado por estudios recientes que encontraron una correlación más alta entre diversidad genética y el índice IIC que con otros índices de conectividad (Neel 2008). Otra ventaja adicional de este índice es que permite centrarnos en la fracción *connector*, por lo que puede cuantificarse de qué manera una tesela individual contribuye a la dispersión entre otras zonas de hábitat y estimar su efecto sobre la conectividad global. Nuestros resultados muestran que las teselas juegan diferentes papeles dependiendo de su posición, la calidad de hábitat que poseen y la capacidad dispersiva del individuo. La importancia de los nodos que actúan como elementos conectores o *stepping stones* disminuyó a medida que aumentaba la distancia de dispersión analizada. Esto se debe al hecho de que la contribución relativa de las diferentes fracciones de conectividad de un nodo depende de las características de la especie evaluada (Saura and Rubio 2010). Esto se observa en los análisis que muestran la dispersión máxima de los machos, en el que son pocas las localizaciones que concentran una importancia crítica como elementos conectores. En cambio, existe un incremento significativo en número e importancia de elementos conectores en el caso de dispersión de las hembras. Esto sugiere que a distancias de dispersión intermedias, la pérdida de ciertos nodos puede tener un carácter más crítico y puede causar un descenso significativo de hábitat accesible. Esto subraya la importancia de estos elementos conectores para posibilitar una posible dispersión de las hembras y por tanto una expansión de los núcleos de reproducción de la especie que sería de gran importancia en la recuperación de la especie.

La variación relativa de la conectividad global fue notable entre los distintos tipos de movimientos dispersivos analizados, lo que corrobora que los movimientos dispersivos de largas distancias, aunque mucho menos frecuentes, son en el área de estudio los que proporcionan un flujo en intercambio genético entre las dos poblaciones y por tanto con importancia crítica para la conservación de la especie.

5.3 Implicaciones para la gestión

La gestión de la conectividad del hábitat de las especies debe estar basada en predicciones de conectividad realizadas con una base científica rigurosa. Nuestro análisis mediante técnicas recientes que combinan la teoría de circuitos eléctricos y la teoría de grafos junto con índices de disponibilidad de hábitat proporciona predicciones sobre la conectividad de la red ecológica del oso pardo en la Cordillera Cantábrica que pueden ser usadas para guiar los esfuerzos de gestión claramente dirigidos a conseguir la conectividad de las dos poblaciones existentes en la actualidad.

Nuestro estudio muestra la escasa probabilidad de conexión existente entre las subpoblaciones, lo que sugiere que la restauración para mejorar la calidad del hábitat debe ir dirigida a permitir una matriz del paisaje más permeable a los movimientos de la

especie. El presente análisis permite la priorización de localizaciones donde la realización de actuaciones de protección y restauración podría tener una gran efecto en el restablecimiento de la conexión entre las subpoblaciones. En este contexto, la gestión forestal debe considerar los efectos dominantes que tiene la composición del paisaje y las molestias antrópicas en la selección de hábitat por parte de esta especie, permitiendo el aumento de extensión de masas boscosas entremezcladas con matorral que proporcione alimento suplementario y refugio (Mateo Sanchez et al. 2013) que permitan un aumento en la permeabilidad del hábitat facilitando la dispersión de la especie. La gestión forestal debe ir orientada a entre otras medidas, favorecer las repoblaciones con especies productoras de fruto carnoso (*Prunus avium*, *Rhamnus alpina*,...) o generadoras de refugio (frondosas o coníferas) como corredores biológicos; las claras selectivas orientadas a incrementar la producción de fruto (bellota, hayuco); los resalveos de conversión de monte bajo a monte alto, para garantizar a largo plazo el vigor y la persistencia de la masa y aumentar su producción de fruto); la creación de pequeños claros o reducciones de espesura que favorezcan a especies arbustivas de orla que produzcan frutos apetecidos por el oso, etc (San Miguel et al. 2012). Estas acciones deben ser particularizadas con precisión (territorio, época, prescripciones técnicas, costes...) sobre las zonas de actuación prioritaria seleccionadas identificadas de una manera espacialmente explícita en los resultados.

También se pueden contemplar las posibles medidas de custodia del territorio que puedan favorecer la puesta en práctica de las actuaciones propuestas, entendiendo la custodia del territorio como un conjunto de estrategias o técnicas jurídicas a través de las cuales se implican a los propietarios y usuarios del territorio en la conservación y uso de los valores y los recursos naturales, culturales y paisajísticos. Así, se identificarán qué montes o fincas situados en las zonas prioritarias señaladas por los resultados podrían ser, atendiendo a sus características y régimen jurídico, más interesantes para reforzar y continuar las acciones de custodia del territorio emprendidas por la Fundación Oso Pardo y otras entidades.

Además, como recomiendan todas las estrategias de conservación, se prestará especial atención a garantizar la compatibilidad de la calidad y conectividad del hábitat para el oso pardo con las demandas e intereses de los propietarios y usuarios de los montes para alcanzar el necesario equilibrio entre los intereses ambientales, sociales y económicos que requiere la gestión sostenible.

6. Agradecimientos

Nuestro agradecimiento a todas las Comunidades Autónomas que participan en la gestión y conservación de las poblaciones de oso pardo cantábrico (Junta de Castilla y León, Gobierno de Cantabria, Principado de Asturias y Xunta de Galicia) por facilitarnos los datos de partida utilizados en este estudio, a la Fundación Oso Pardo por el apoyo prestado, y al Ministerio de Economía y Competitividad por la financiación brindada a través de proyecto GEFOUR (AGL2012-31099).

7. Bibliografía

ADRIENSEN, F.; CHARDON, J.P; DE BLUST, G.; *et al.*; 2003. The application of “least-cost” modeling as functional landscape model. *Landscape Urban Plan* 64, 233-247.

AWADE, M.; BOSCOLO, D.; METZGER, J.P.; 2012. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forest. *Landscape Ecol.* 27:185-198.

BEIER, P.; NOSS, R.F.; 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv. Biol.* 12, 1241-1252.

BEIER, P., MAJKA, D.R., SPENCER, W.D., 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conserv. Biol.* 22, 836-851.

BODIN, Ö.; SAURA, S.; 2010. Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments. *Ecol. Model.* 221, 2393-2405.

BOWMAN, J.; JAEGER, J.A.G.; FAHRIG, L.; 2002. Dispersal distance of mammals is proportional to home range size. *Ecology* 83, 2049-2055.

BOWNE, D.R.; BOWERS, M.A.; 2004. Interpatch movements in spatially structured populations: a literature review. *Landscape Ecol.* 19, 1-20.

CHETKIEWICZ, C.L.B.; ST. CLAIR, C.C.; BOYCE, M.S.; 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annu.Rev.Ecol.Evol.Syst.* 37, 317-342.

CROOKS, M.A. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature*, Cambridge University Press (2006).

CUSHMAN, S.A.; MCKELVEY, K.S.; HAYDEN, J.; SCHWARTZ, M.K.; 2006. Gene flow in complex landscapes: testing multiple hypotheses with causal modeling. *Am. Nat.* 168, 486-499.

CUSHMAN, S.A., LANDGUTH, E.L., 2010. Spurious correlations and inference in landscape genetics. *Mol. Ecol.* 19, 3592-3602.

CUSHMAN, S.A.; MCKELVEY, K.S.; SCHWARTZ, M.K.; 2009. Use of Empirically Derived Source - Destination Models to Map Regional Conservation Corridors. *Conserv. Biol.* 23, 368-376.

DAHLE, B.; SWENSON, J.E.; 2003. Home ranges in adult Scandinavian brown bears (*Ursus arctos*): effect of mass, sex, reproductive category, population density and habitat type. *J. Zool.* 260, 329-335.

ESTRADA, E.; BODIN, Ö.; 2008. Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecol. Appl.* 18, 1810-1825.

FALL, A.; FORTIN, M.J.; MANSEAU, M.; O'BRIEN, D.; 2007. Spatial graphs: principles and applications for habitat connectivity. *Ecosystems* 10, 448-461.

FERRERAS, P.; 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biol. Conserv.* 100, 125-136.

FLATHER, C.H.; BEVERS, M.; 2002. Patchy Reaction - Diffusion and Population Abundance: The Relative Importance of Habitat Amount and Arrangement. *Am. Nat.* 159, 40-56.

GARCÍA-GARITAGOITIA, J.L.; REY, I.; DOADRIO, I.; (2006) Variabilidad genética. In: Palomero G, Ballesteros F, Herrero J, Nores C (Eds) (2006) Demografía, distribución, genética y conservación del oso pardo cantábrico. *Parques Nacionales*.

HAAS, C.A.; 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conserv. Biol.* 9, 845-854.

HANSKI, I.; 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41-49.

HUBER, D.; AND ROTH, H.U; 1993. movements of european brown bears in croatia. *acta theriologica.* 38:151-159.

JORDÁN, F.; BALDI, A.; ORCI, K.M.; RACZ, I.; VARGA, Z.; 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecol.* 18, 83-92.

LANDGUTH, E.; HAND, B.; GLASSY, J.; CUSHMANN, S.; SAWAYA, M.,; 2012. UNICOR: a species connectivity and corridor network simulator. *Ecography*.

MATEO- SANCHEZ, M.C; CUSHMAN, S.; SAURA, S.; 2013. Scale dependence in brown bear (*Ursus arctos*) habitat selection in the Cantabrian range. *International Journal of Geographical Information Science* (in press).

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; 2005. The gradient concept of landscape structure. *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, 112-119.

MCRAE, B.H.,;2006. Isolation by resistance. *Evolution* 60, 1551-1561.

MCRAE, B.H.; BEIER, P.; 2007. Circuit theory predicts gene flow in plant and animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 19885.

MCRAE, B.H.; DICKSON, B.G.; KEITT, T.H.; SHAH, V.B.; 2008. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology* 89, 2712-2724.

- MINOR, E. S.; Y URBAN, D. L.; 2007. Graph theory as a proxy for spatially explicit population models in conservation planning. *Ecological Applications* 17: 1771-1782.
- NAVES, J.; WIEGAND, T.; REVILLA, E.; DELIBES, M.; 2003. Endangered species constrained by natural and human factors: the case of brown bears in northern Spain. *Conserv. Biol.* 17, 1276-1289.
- NEEL, M.C.; 2008. Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biol. Conserv.* 141, 938-955.
- NORES, C.; NAVES, J.; 1993. Distribución histórica del oso pardo en la Península Ibérica in: Naves J, Palomero G (Eds). *El oso pardo (Ursus arctos) en España*. Colección Técnica, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, ICONA, Madrid.
- PALOMERO, G.; BALLESTEROS, F.; HERRERO, J.; NORES, C. (Eds); (2006) *Demografía, distribución, genética y conservación del oso pardo cantábrico*. Parques Nacionales.
- PALOMERO, G.; BALLESTEROS, F., NORES, C., BLANCO, J.C., HERRERO, J., GARCÍA-SERRANO, A., 2007. Trends in number and distribution of brown bear females with cubs-of-the-year in the Cantabrian Mountains, Spain. *Ursus* 18, 145-157.
- PASCUAL- HORTAL, L.; SAURA, S.; 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecol* 21, 959-967.
- PELES, J. D.; BOWNE, D.R; BARRETT, G.W.; 1999. Influence of landscape structure on movement patterns of small mammals. Pages 41–62 in G. W. Barrett and J. D. Peles,(Eds) *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E.; 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
- ROSENBERG, D.K.; NOON, B.R.; MESLOW, E.C.; 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *Bioscience* 47, 677-687.
- RUBIO, L.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M.; MATEO-SÁNCHEZ, M.C.; ESTREGUIL, C.; SAURA, S.; 2012. Sustaining forest landscape connectivity under different land cover change scenarios. *Forest Systems* 21: 223-235.
- SAN MIGUEL, A.; BALLESTEROS, F.; BLANCO, J.C.; PALOMERO, G. (Eds); 2012. *Manual de buenas prácticas para la gestión de corredores oseros en la Cordillera Cantábrica*. Fundación Oso Pardo. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Serie especies amenazadas. Madrid.

SAURA, S. 2013. Métodos y herramientas para el análisis de la conectividad del paisaje y su integración en los planes de conservación. En: De la Cruz, M., Maestre, F. (Eds.), Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados. ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre (en prensa).

SAURA, S.; ESTREGUIL, C.; MOUTON, C.; RODRÍGUEZ-FREIRE, M.; 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000). *Ecol. Ind.* 11, 407-416.

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

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.

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

SEOANE, J.; BUSTAMANTE, J.; *et al.*, 2005. Effect of expert opinion on the predictive ability of environmental models of bird distribution. *Conserv. Biol.* 19, 512-522.

SIMBERLOFF, D.; FARR, J.A.; COX, J., MEHLMAN, D.W.; 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? *Conserv. Biol.* 6, 493-504.

SENSON, J.E.; SANDEGREN, F.; SODERBERG, A.; 1998. Geographic Expansion of an Increasing Brown Bear Population: Evidence for Presaturation Dispersal. *Journal of Animal Ecology*, 67, 819-826.

THEOBALD, D.L.; 2006. Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks in K.R. Crooks, M.A. Sanjayan (Eds.), *Connectivity Conservation: Maintaining Connections for Nature*, Cambridge University Press (2006), pp. 416-443.

URBAN, D.; KEITT, T.; 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82, 1205-1218.

WIEGAND, T.; NAVES, J.; STEPHAN, T.; FERNANDEZ, A.; 1998. Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantabrica, Spain. *Ecol. Monogr.* 68, 539-570.