



**CONAMA10**  
CONGRESO NACIONAL  
DEL MEDIO AMBIENTE

COMUNICACIÓN TÉCNICA

**Aplicación del análisis de Conectividad de las Poblaciones de Lobo (*Canis lupus signatus*) en Sierra Morena como instrumento de planificación y gestión del territorio: Diseño de corredores ecológicos en el Parque Natural Sierra de Hornachuelos (Córdoba)**

Autor: Antonino Sanz Matencio

Institución: Junta de Andalucía

e-mail: [antonino.sanz@juntadeandalucia.es](mailto:antonino.sanz@juntadeandalucia.es)

Otros Autores: Juan José González López (Consultor en Espacios Naturales Protegidos)

## 1. INTRODUCCIÓN

### A. EL LOBO EN SIERRA MORENA, PASADO Y RESENTE.

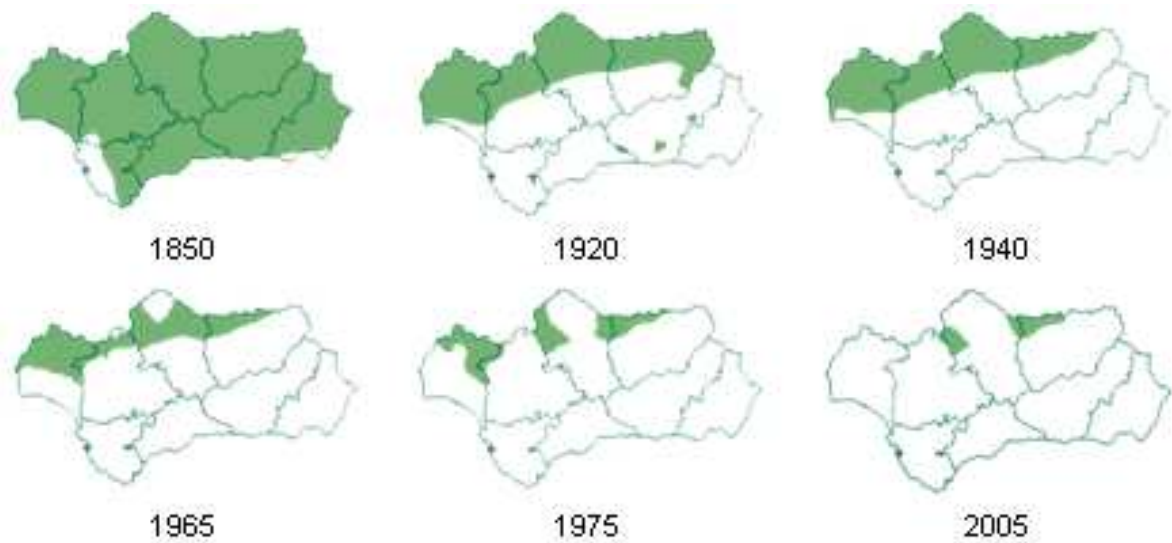
El lobo (*Canis lupus*, Linnaeus 1758) es un miembro del orden de los mamíferos placentarios conocidos como Carnívoros. Es uno de los mamíferos terrestres con mayor área de distribución natural, extendiéndose originalmente por la mayoría de Norteamérica y Eurasia. En el cuadrante nor-occidental de la península ibérica esta especie comienza a recuperar sus poblaciones y alcanza zonas de las que desapareció hace ya algún tiempo.

En Andalucía, casi 25 años después de su protección, las poblaciones no parece que acaben de recuperarse. En 1986, año en que se le protegió en Andalucía, existían tres poblaciones: una en la Sierra Morena Oriental (Jaén, Ciudad Real y parte de la Sierra de Cardena y Montoro), otra en el extremo occidental de la provincia de Córdoba, en el área de la sierra de Hornachuelos (con penetración en los municipios sevillanos de Alanís y las Navas de la Concepción) y, finalmente, otro núcleo situado en Sierra Morena Occidental, en la provincia de Huelva, junto a su límite con Sevilla, que, a finales de los ochenta, parecía virtualmente extinguido (Blanco, 1990).

De acuerdo con el Programa de Conservación del Lobo en Andalucía de la Consejería de Medio Ambiente, actualmente existen tan sólo dos de esos núcleos de población, el de la Sierra Morena Oriental y el del entorno de la Sierra de Hornachuelos.

Una de las principales causas de la situación actual del lobo en Andalucía tiene que ver con el ancestral conflicto que mantiene con el ser humano. La competencia por la caza, la competencia por el ganado o su persecución como mero trofeo de caza han llevado a sus poblaciones a su extinción en muchos de los sitios donde era abundante, corriendo un serio riesgo de desaparecer. Nos encontramos con una población fragmentada, y por tanto con alto riesgo de extinción.

En el siguiente gráfico podemos apreciar la evolución que ha tenido la distribución de las poblaciones de lobos en Andalucía, y como estas se han visto cada vez más mermadas, hasta llegar a los núcleos en lo que parece que todavía está presente.



**Ilustración 1: Evolución de las distribución del Lobo en Andalucía (Gutiérrez Alba, 2005).**

#### B. ÁREA DE ESTUDIO: SIERRA DE HORNACHUELOS Y SU ENTORNO

Sierra Morena es un área singular, posee grandes extensiones de terreno con reducida presencia de núcleos de población, así como ausencia de grandes carreteras y otras infraestructuras viarias. En apariencia un amplio espacio de virgen y espeso matorral y bosque mediterráneo, donde los ungulados alcanzan grandes densidades (Blanco et al, 1990).

No obstante, este territorio no es completamente natural, más bien al contrario, se trata de un terreno completamente modificado, en general, para extraer el máximo aprovechamiento cinegético del mismo, donde existen grandes fincas, privadas en casi su totalidad, la mayoría de las cuales se encuentran valladas, impidiendo el libre tránsito de las especies de fauna, sea esta cinegética o no.

En definitiva, es un terreno modificado para garantizar el éxito de las poblaciones de caza mayor, con un manejo del ecosistema y la vegetación que trata de favorecer la mayor productividad posible, en un régimen similar al de la ganadería extensiva.

Las características del hábitat parecen ventajosas para el lobo, aunque como comentábamos anteriormente, tras 25 años de protección, teóricamente debería de haber aumentado su población. Quizá la razón pudiera estar en la capacidad social de acogida, requisito indispensable para la supervivencia del lobo, la cual es mínima.

Los conflictos ganaderos se han reducido, bien por la reducción de la cabaña ganadera, bien por la mayor vigilancia del ganado para evitar las lobadas, o bien por el papel que están jugando las indemnizaciones económicas aportadas por la administración ambiental. Sin embargo los intereses cinegéticos, no están tan controlados, encontrándose aún arraigada una tradicional animadversión hacia el lobo. Por otra parte, en la actualidad existen otros peligros para el lobo en Andalucía, como son: el desarrollo turístico, deficiente vigilancia preventiva, reducido número de fincas con gestión públicas.

La ausencia de estudios científicos sobre el estado de las poblaciones es otro elemento más que pueda estar afectando a estas poblaciones. Es posible que algunos factores biológicos puedan estar influyendo ya sobre la pequeña población, debido al bajo número de individuos, la fragmentación de las poblaciones, posibles enfermedades. Además el núcleo de Sierra Morena parece estar aislado de los otros núcleos de lobos ibéricos con la consiguiente problemática asociada.

En algunos de los espacios contenidos en la propuesta Andaluza para Natura 2000 habita el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) y ese hecho ha sido considerado en la selección de ese territorio para su inclusión en la red, al ser las poblaciones situadas al sur del Duero prioritarias para la conservación de su hábitat, de acuerdo con lo establecido en la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE) y la legislación estatal, que la trasponen al ordenamiento interno español.

En concreto en la propuesta andaluza aprobada por la Unión Europea los espacios que contenían hábitats para lobo son los siguientes:

- Sierra Norte de Sevilla (Cód. ES0000053).
- Sierra de Hornachuelos (Cód. ES0000050).
- Sierra de Alanís (Cód. ES6180004),
- Guadiato-Bembézar (Cód. ES6130007).
- Guadalmellato (Cód. ES6130006).
- Suroeste de La Sierra de Cardeña y Montoro (Cód. ES6130005).
- Sierra de Cardeña y Montoro (Cód. ES6130001).
- Río Guadalmez (Cód. ES6130004).

- Sierras de Andujar (Cód. ES6160006).
- Despeñaperros (Cód. ES6160005).
- Cuencas del Rumbalar, Guadalén y Guadalmena (Cód. ES6160008),
- Cascada de Cimbarra (Cód. ES6160003).

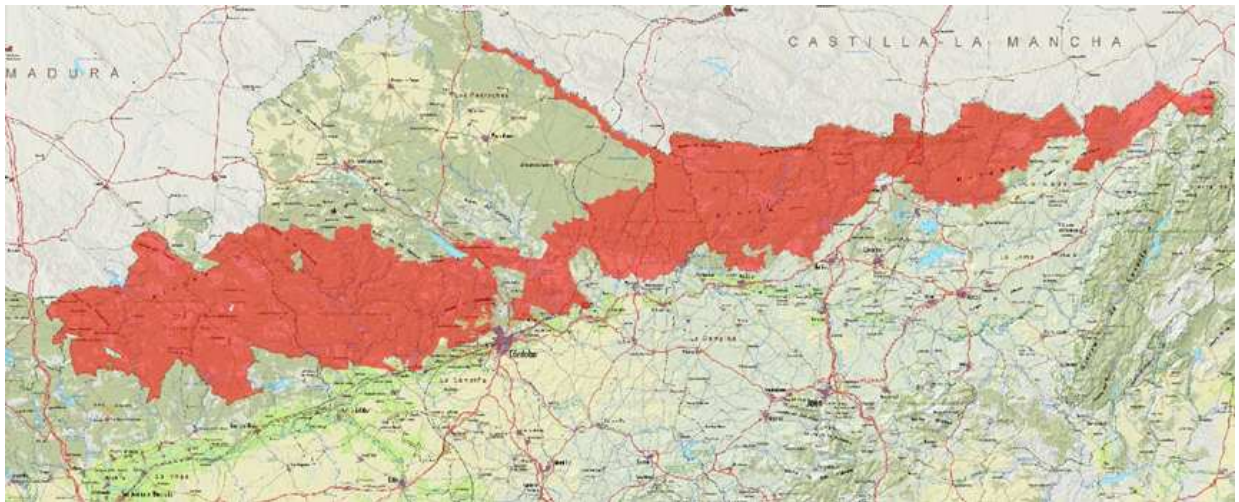


Ilustración 2: Espacios de la Red Natura 2000 de Andalucía en los que habita el Lobo Ibérico.

### C. MARCO PREVENTIVO EN LUGARES NATURA 2000

Para evitar el deterioro de los Lugares o la alteración de las especies que los habitan, los Espacios Natura 2000 requieren una consideración especial cuando se aborda en su entorno cualquier plan o proyecto. El enunciado del artículo 6, apartados 3 y 4, de la Directiva Hábitats, establece las necesidades específicas que son de aplicación en el proceso de planificación y aprobación de actuaciones en el entorno de todos los lugares Natura 2000. De esta forma, la Administración Ambiental está obligada a evaluar de una manera apropiada las actuaciones y decidir sobre la idoneidad de su ejecución en función de los posibles efectos en estos lugares y en la coherencia global de la red ecológica que conforman (MMA, 2008).

La Ley 42/2007 recoge en los artículos 45.4 y 45.5 el contenido del 6.3 y 6.4 de la Directiva Hábitats, ampliando algunas cuestiones referidas al interés público de primer orden.

En el caso de que sea probable la interferencia entre las actuaciones proyectadas y las funciones ecológicas que confieren a los lugares Natura 2000 su valor especial, el procedimiento de EIA deberá adaptarse para cubrir los requisitos específicos que marca

el artículo 6(3) de la Directiva Hábitats (Art. 45.4 de la Ley de Patrimonio Natural) para la evaluación (MMA, 2008). Si finalmente es así, la noción de «apreciable», especificado en el artículo 45.4 de la Ley de Patrimonio Natural, debe interpretarse con objetividad, teniendo en cuenta la situación actual del espacio afectado.

Además, a la hora de determinar la probabilidad de efectos apreciables, debe considerarse también la combinación de otros planes o proyectos para tener en cuenta los impactos acumulativos (Comisión Europea, 2000).

Por todo lo expuesto, desde el momento en que se confirma que no hay certeza de que no se produzcan efectos negativos y significativos apreciables se deberá realizar obligatoriamente una evaluación adecuada, con su correspondiente Estudio Específico de Afecciones a la RN2000, aplicando por tanto, el principio de cautela o precaución<sup>1</sup>, puesto que los objetivos de conservación de deben prevalecer en caso de incertidumbre.

Una vez explicados los conceptos clave en el contexto de la evaluación adecuada a los objetivos de los apartados 3 y 4 del artículo 6 de la Directiva Hábitats, para establecer de manera apropiada la afección y determinar si es apreciable, han de ser considerados los siguientes aspectos (MMA, 2008):

- Elección de los métodos más avanzados de evaluación y de predicción, así como las mejores fuentes de información.
- Identificación de todas las actividades del plan/proyecto y sus posibles efectos (directos, indirectos e inducidos) sobre los objetivos del lugar y sobre las estructuras y funciones que determinan su integridad.
- Cuantificación de la pérdida de superficie del lugar, de la reducción de las poblaciones de especies, y del impacto sobre los hábitats y las especies clave.
- Impactos posibles sobre el lugar a causa de perturbaciones, fragmentación, cambios químicos, y otros factores de impacto indirecto.

La descripción de los cambios posibles, causados o inducidos por la ejecución del plan/proyecto, y que pudieran derivar en efectos negativos y significativos en un Lugar Natura 2000, deberá realizarse de acuerdo con las siguientes variables (MMA, 2008): Reducción de la superficie de los hábitats, perturbación de las especies de fauna y flora clave, fragmentación de los hábitats o de las comunidades y/o poblaciones de especies, reducción de la densidad de las poblaciones de especies identificación de Indicadores clave de conservación que permitan determinar estado y evolución de la situación; o interferencias con las relaciones clave que determinan la estructura y la función del sitio.

De los aspectos considerados, aquéllos que presentan mayor dificultad de análisis están relacionados con la fragmentación, puesto que su apreciación no es fácil de determinar,

---

<sup>1</sup> Comunicación de la Comisión, de 2 de febrero de 2000, sobre el recurso al principio de precaución [COM (2000) 1 final - no publicada en el Diario Oficial]. El principio de precaución puede invocarse cuando es urgente intervenir ante un posible peligro para la salud humana, animal o vegetal, o cuando éste se requiere para proteger el medio ambiente en caso de que los datos científicos no permitan una determinación completa del riesgo. (Fuente: <http://europa.eu/scadplus/leg/es/lvb/l32042.htm>)



pues dependen de las especies y poblaciones a conectar, pueden ser lineares y continuas: ríos, riberas, sotos; o discontinuas: pequeños estanques, fragmentos de áreas arboladas o pueden producirse a través de una matriz territorial heterogénea y permeable, como es el caso de las campiñas para las aves esteparias.

## 2. OBJETIVOS

El objetivo final de este trabajo consiste en la elaboración de una herramienta que permita detectar las alteraciones apreciables que sufriría un espacio incluido en la Red Natura 2000 debido a la implantación de determinados proyectos o actividades, con el propósito de contribuir a la adecuada evaluación de sus repercusiones, como especie paraguas se empleará al lobo ibérico.

Como objetivo específico se analizará la definición del trazado de los corredores o pasillos espaciales a través de los cuales la especie discurre desde un elemento territorial hasta otro, partiendo de la información obtenida a través de los mapas de conectividad y del análisis de infraestructuras.

## 3. METODOLOGÍA

### A. MODELOS DE CONECTIVIDAD

Los modelos de conectividad producen imágenes gráficas de la permeabilidad del paisaje en función de la distancia máxima de dispersión y de la permeabilidad de los distintos tipos de uso del suelo (resistencia al paso de los organismos o de las especies), y permiten determinar la accesibilidad de un fragmento de hábitat o de cualquier punto del territorio (Sastre et al., 2002, Villalba et al., 1998; With, 1997; Gustafson y Gardner, 1996; With y Crist, 1995; Ims, 1995).

Los modelos de conectividad tienen aplicaciones directas para la designación de corredores y redes de conservación y para la identificación de áreas particularmente relevantes para el mantenimiento de la funcionalidad territorial (Sastre et al., 2002).

Asimismo, un adecuado análisis de la conectividad puede aportar información relevante que ayude en la toma de decisiones con incidencia en el territorio ya que no todos los aspectos a considerar en la planificación y la evaluación de las actuaciones son fácilmente cuantificables. Los efectos indirectos, sinérgicos o menos evidentes de un determinado proyecto generan cierta incertidumbre en la toma de decisiones de Administración Ambiental. En este sentido, se requieren metodologías que permitan analizar estos otros parámetros en los plazos establecidos en el marco de la Prevención

Ambiental y los procesos de planificación y ordenación que afecten a la biodiversidad de un territorio. El análisis de la conectividad puede ser una de esas metodologías.

Metodología, esta, que ayudará, sin duda, a cumplir la obligación que tienen la Administración Ambiental en relación con la Red Natura 2000. De forma que se debe garantizar el mantenimiento o, en su caso, el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los tipos de hábitats naturales y de los hábitats de las especies de que se trate en su área de distribución natural, evaluando de una manera apropiada las actuaciones que se desarrollan en estos espacios, decidiendo sobre la idoneidad de su ejecución en función de los posibles efectos en los mismos y en la coherencia global de la red ecológica que conforman (MMA, 2008).

Se propone una metodología de medición de la conectividad funcional basada en la resistencia, fricción o impedancia que oponen los diferentes usos del suelo al desplazamiento de las especies entre las manchas de hábitat. El análisis se realiza mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) ráster que calcula el costo acumulado de desplazamiento de la especie desde los fragmentos que ocupa, considerando la resistencia que opone el paisaje que han de atravesar.

El modelo tendrá en cuenta tres tipos de información. Por una parte, las celdas-fuente o celda de origen, que pudieran ser, las manchas de hábitat ocupadas por la especie o los hábitats adecuados para la misma, según el criterio que se desee emplear. En nuestro caso un punto situado en el límite del Parque Natural, entre los términos municipales de Hornachuelos y Villaviciosa de Córdoba cercano al río Navalón, afluente del Bembézar.

Por otra parte, necesitaremos las celdas sumidero o de destino, que nosotros situaremos aquellos puntos pudieran recoger y describir la heterogeneidad espacial del ámbito de estudio, relacionándolos con zonas que pudieran ser adecuadas como hábitats para una población de lobos.

Y, finalmente, el mapa de resistencias de los usos del suelo de la matriz al desplazamiento de la especie considerada. Estas resistencias se asignan mediante valores relativos en base a los datos experimentales disponibles, en un rango de valores a determinar (Gurrutxaga, 2004)

El modelo SIG calcula un valor de costo-distancia acumulado para cada celda o píxel, sumando celda a celda desde las celdas-fuente el valor medio de las resistencias que oponen las celdas contiguas. El valor de costo-acumulado que se obtiene finalmente en cada píxel varía según el número de celdas atravesadas desde las celdas-fuente, determinado por la distancia del píxel a las mismas y según sean los valores de resistencia de las celdas atravesadas.

Los valores de costo-distancia o coste de desplazamiento, también denominados “distancia efectiva” o “distancia funcional”, para la especie desde las fuentes corresponden conceptualmente a la permeabilidad del paisaje para la especie considerada, concepto análogo al de conectividad funcional del paisaje entre las manchas de hábitat.



El modelo SIG de costo-distancia es capaz además de calcular las rutas de mínimo coste de desplazamiento entre las manchas de hábitat, por lo que constituye una herramienta para el diseño y planificación de conexiones ecológicas en el paisaje.

Para lograr el mapa de resistencia o conectividad se utiliza la aplicación ARCGIS “Cost Distance”, basada en los análisis de mínimo coste (least-cost analysis) derivados de la teoría de grafos.

Los grafos son estructuras matemáticas compuestas por un conjunto de nodos y enlaces que permiten representar un paisaje como un conjunto de teselas o hábitats interconectadas. Tanto los nodos como los enlaces pueden tener atributos descriptivos. En el caso de la tesela (nodo) será cualquier característica o atributo del hábitat (superficie, calidad o probabilidad de presencia de una especie, por ejemplo) y en el caso de los enlaces será la capacidad de dispersión entre dos teselas determinadas.

Los modelos basados en el cálculo de la distancia de coste permiten incluir el efecto de la matriz del paisaje en la conectividad entre fragmentos, reproduciendo espacial y gráficamente la localización de las zonas o pasos más permeables y las que supondrán mayor obstáculo.

De esta forma calcula el coste acumulado de desplazamiento de la especie desde los fragmentos que ocupa (celdas-origen), considerando la resistencia que oponen las celdas correspondientes a los diferentes ecotopos del paisaje que han de atravesar para desplazarse entre aquellos (Del Barrio et al. 1998, Sastre et al. 2002, Gurrutxaga, 2007).

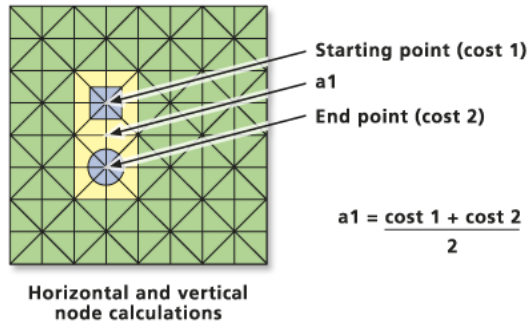
El modelo se alimenta con dos capas: un mapa de coberturas en formato ráster con un valor de resistencia para cada cuadrícula (mapa de cobertura final) y una serie de puntos de partida de análisis objeto de estudio.

El resultado es una capa en formato ráster en la que cada cuadrícula muestra el menor valor del coste de resistencia al desplazamiento acumulado desde los puntos de análisis. Así, el modelo SIG calcula un valor de costo-distancia acumulado para cada celda o píxel, sumando celda a celda desde las celdas-fuente el valor de las resistencias que oponen las celdas contiguas.

El valor de coste acumulado que se obtiene finalmente en cada píxel varía según el número de celdas atravesadas desde las celdas-fuente, determinado por la distancia a éstas y por el tamaño de celda empleado, y según sean los valores de resistencia de las celdas atravesadas (Gurrutxaga, 2007). El algoritmo empleado es el siguiente:

$$a1 = \frac{\text{cost}1 + \text{cost}2}{2}$$

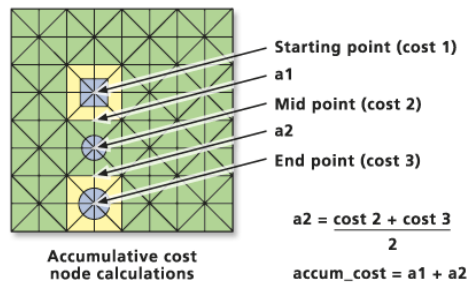
donde “Cost1” es el coste de la celda 1, “Cost2” es el coste de la celda 2 y “a1” es el coste de moverse de la celda 1 a la 2.



**Ilustración 3: Cálculos del coste en celdas horizontales y verticales.**

El coste acumulativo del paso de la celda 1 a la 3 se determina por la fórmula:

$$accum\_cost = a1 + a2$$

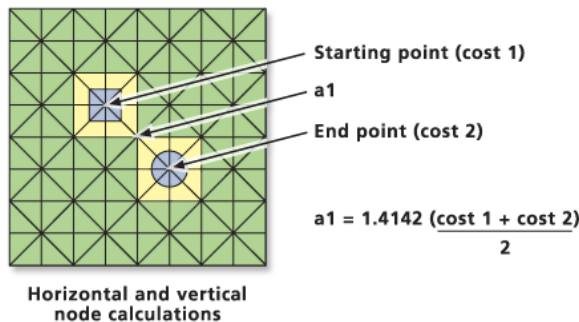


**Ilustración 4: Cálculos del coste acumulativo en celdas horizontales y verticales.**

Donde “Cost2” es el coste de la celda 2, “Cost3” corresponde a la celda 3 y “a2” es el coste acumulativo.

Si el movimiento es diagonal, el coste de atravesarlo es 1,414214 por el sumatorio de “Cost1” y “Cost2” dividido por 2.

$$a1 = \frac{1,414214(\text{cost 1} + \text{cost 2})}{2}$$



**Ilustración 5: Cálculos del coste en celdas diagonales.**

Para determinar el coste acumulado del movimiento diagonal de la celda 1 a la celda 3, se emplea la siguiente fórmula:

$$accum\_cost = \frac{a1 + 1,414214(cost2 + cost3)}{2}$$

Una vez realizado el análisis COST DISTANCE de ARCGIS., podremos iniciar el cálculo de los distintos itinerarios que se generan desde el punto de origen seleccionado a través de la herramienta PATH DISTANCE BACK LINK de ARCGIS.

Con el ráster proporcionado por PATH DISTANCE BACK LINK de ARCGIS y el COST PATH de ARCGIS, calcularemos los recorridos de menor coste para cada uno de los puntos de destino seleccionados para nuestro análisis.

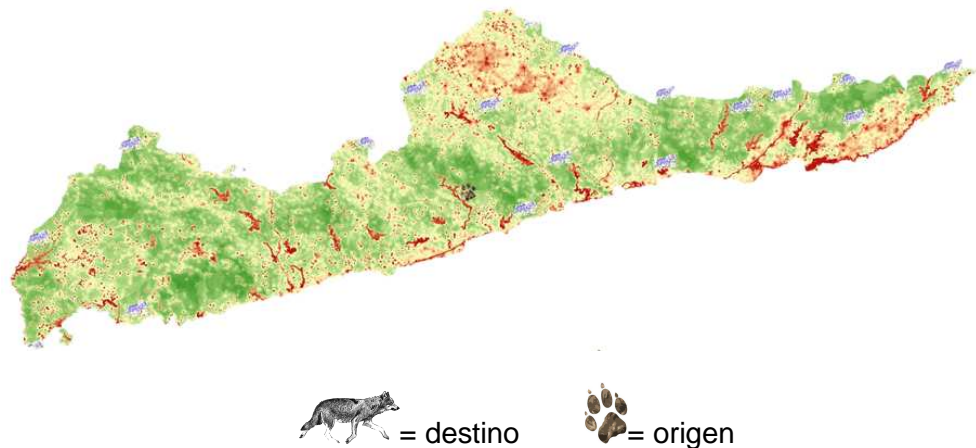


Ilustración 6: Resistencia (R) y puntos utilizados en el Análisis “Cost Distance” en ArcGIS.

#### B. CONECTIVIDAD DE LAS POBLACIONES DE LOBO

El comportamiento de los organismos ante la fragmentación de su hábitat depende de múltiples factores relacionados con los requerimientos de hábitat y la biología de la especie a la que pertenecen. Según los estudios realizados al respecto, las especies faunísticas más sensibles a la reducción y fragmentación de su hábitat y por tanto las más propensas a extinguirse en los fragmentos poseen alguna de las siguientes características (Gurrutxaga, 2004):

- Ocupan posiciones elevadas en la cadena trófica (fundamentalmente grandes predadores)
- Se distribuyen en bajas densidades de individuos y tienen extensas áreas de campeo, por lo que requieren grandes territorios adecuados para mantener poblaciones viables (estas especies suelen cumplir también el requisito anterior).

- Requieren hábitats o fuentes de alimento específico, se trata bien de especies que están asociadas a hábitats de interior restringidos o bien de especies multihábitat que necesitan desplazarse entre diferentes elementos del paisaje con recursos.

Al menos las dos primeras condiciones se cumplen para el lobo, y la tercera en cuanto a la necesidad de hábitats con unas condiciones específicas.

Los modelos de conectividad ecológica incorporan aspectos de comportamiento de los organismos en el paisaje. De este modo, en el análisis de la conectividad ecológica, la métrica estructural es complementada y optimizada a través de parámetros funcionales incorporados mediante modelos de simulación de percolación, difusión, dispersión, etc. o derivados de seguimientos experimentales de los organismos, tales como el grado de reobservación o recaptura de individuos migrantes (Pither y Taylor 1998; Mennechez et al. 2003) o las tasas de inmigración en los fragmentos (Bowne et al. 1999). Se realizan también estudios que conjugan modelos de simulación con datos experimentales (Verbeylen et al. 2003).

El factor de escala determina el tamaño mínimo de los elementos del paisaje que se incluyen en el análisis (resolución o tamaño de grano) y condiciona los resultados de los estudios métricos de la estructura del paisaje (Turner et al. 1989), entre ellos los de conectividad. Además de la resolución, la escala de análisis presenta otro componente de gran importancia, la extensión, que es el ámbito espacial que abarca el estudio. Cuando se abarcan zonas de estudio de elevada extensión es más difícil disponer de fuentes de información de alta resolución. Esto conlleva limitaciones al afrontar el estudio de la conectividad a escala regional.

Tanto la resolución y la extensión del análisis deben estar en función de las especies a estudiar, abarcando los elementos y la extensión del paisaje que inciden en su comportamiento y movilidad.

Un elemento importante que se debe tener en cuenta, además, es el papel de la matriz, es decir, del conjunto de espacios transformados que rodea los fragmentos de hábitat (Gascon et al. 1999), ya que es crucial en las interacciones que se producen entre éstos.

El hábitat óptimo para el lobo en España presenta fundamentalmente tres características: aporta protección contra el hombre, suficiente alimento y no propicia conflictos entre los lobos y los intereses humanos. Tales áreas suelen tener:

- a) densa cobertura vegetal y escasa densidad de población (unos 10 habitantes/km<sup>2</sup>);
- b) densas poblaciones de ungulados y jabalíes, con ganado doméstico que el lobo consume sobre todo en forma de carroña;
- c) la caza mayor no representa un recurso económico particularmente importante y el ganado no se maneja en régimen extensivo (Blanco, 2001).

La capacidad de carga del medio quizá vendrá definida por el nº de montes de quercus mayores a 3.000 o 4.000 hectáreas en las zonas de refugio y por la permeabilidad de los

hábitats circundantes para permitir la comunicación entre las distintas manadas (Blanco, 1999). Los territorios<sup>2</sup> de las manadas en lobos europeos ocupan una superficie media que oscila entre los 100 a los 500 km<sup>2</sup>.

En definitiva, alejamiento del hombre y sus actividades y disponibilidad de alimento. La actitud por parte del hombre es al menos tan importante como la cobertura vegetal o el alimento. No obstante, cuanto mayor sea la tolerancia por parte del hombre, menos requerimientos ecológicos precisarán los lobos para vivir (Blanco, 2001).

En este sentido, se ha acuñado el término “capacidad cultural de carga del hábitat” (Fuller 1995), que, de forma vaga, define el número de lobos que la sociedad estaría dispuesta a tolerar en un momento y lugar determinados. Un indicador interesante estaría relacionado con la detección en un territorio de furtivismo, animales muertos o el uso de medios prohibidos para control de depredadores (venenos, lazos, ceños, etc.).

En animales tan adaptables como el lobo, las barreras raramente impiden por completo su paso, aunque pueden frenar seriamente la expansión de las poblaciones. Arbitrariamente podemos dividir las barreras en físicas y socioeconómicas. Las primeras pueden ser naturales -un río-, artificiales -una autovía- o una mezcla de ambas, como un paisaje agrícola poco apto para los lobos.

Las barreras socioeconómicas están formadas por áreas donde el público no tolera la presencia del lobo por los conflictos que causa al ganado o a la caza mayor; estas últimas no se perciben a simple vista y se manifiestan sólo en una elevadísima mortalidad de los lobos. Hay que decir que las barreras socioeconómicas pueden presentarse bajo la apariencia de hábitats muy naturales, como pudiera ser el área ocupada por nuestro ámbito de estudio (Blanco, 2005)

Bosques y otras tierras con cobertura de arbustos serán zonas de alta calidad y los pastizales un poco menos. Las zonas de agricultura serán pobres y aquellas zonas urbanas o alteradas tendrían la consideración de muy pobre.

Los lobos tienden a seleccionar las zonas más suaves para el movimiento. Las pendientes <20 ° serán las mejores, 20 ° a 40 ° moderadas, y > 40 ° serán de bajas idoneidad (Singleton et al, 2002). Los lobos suelen evitar zonas con pendientes pronunciadas, ya que la vulnerabilidad de la presa es baja (Paquet et al. 1996). Los movimientos de dispersión se ven afectados por la topografía ya que los lobos generalmente escogen las rutas más fáciles (Mech, 1990), por ejemplo para pasar de un valle a otro (Boitani, 1982, 2000) (Carroll et al., 2003) (Singleton et al.,2002) (Rodríguez Freire, 2008).

Sin embargo, está descrito que algunos lobos tienden a situar las madrigueras en bosques densos, generalmente en la pendiente de un cañón o una colina (McBride, 1980). Podría ser interesante, más que la pendiente, el cambio de pendientes a lo largo del paisaje, de forma que aumente la imposibilidad de ser visible o detectable, que parece

---

<sup>2</sup> Proyecto LIFE-COEX (2004).

una característica importante del paisaje que afecta a las poblaciones de Lobo (Freire, 2008).

La fragmentación de hábitats causada por las barreras de origen antrópico tienen dañinas consecuencias, demográficas y genéticas, en las poblaciones de especies silvestres (Trombulak and Frissell 2000; Forman and Alexander 1998).

Mientras mayor sea el número de habitantes de un núcleo de población o más amplia y transitada una carretera mayor será la distancia que el lobo mantenga a estos elementos (Mladenoff et al 1995, Theuerkauf et al 2003).

La eficacia aisladora de las barreras lineales artificiales es a veces tan alta como la de las biogeográficas, aunque las primeras son de menor entidad. El efecto barrera se debe básicamente a tres mecanismos: un aumento de la resistencia a los movimientos de los animales, una pérdida de la calidad de su hábitat en el área de influencia de la estructura, y una menor supervivencia individual en la infraestructura o cerca de ella. (Delibes, 2002)

Pequeñas barreras lineales como carreteras de dos carriles sin vallar, ferrocarriles, canales, tiras de hábitat perturbado, etc., que por sí solas no plantean ningún problema de cruce para los lobos, pero actúan sinérgicamente multiplicando el efecto barrera sobre la población (Blanco, 2005).

El uso de algunas infraestructuras lineales, particularmente carreteras y autopistas, ocasiona que la respuesta conductual de los animales se extienda lateralmente a cierta distancia. De este modo, el área perturbada se amplía y el efecto barrera a veces se potencia. Algunas poblaciones de vertebrados son especialmente sensibles y responden a niveles muy bajos de molestias. (Delibes, 2002).

Existen varios estudios que demuestran que la densidad de carreteras asfaltadas es un magnífico predictor de la presencia/ausencia de especies raras, como, por ejemplo, el lobo, en Norteamérica; no se trata tanto de que la carretera los mate como de que la abundancia de vías de acceso origina invariablemente un cambio en la calidad del hábitat, que se humaniza (Delibes, 2002).

Una densidad de carreteras de 0,45 km/km<sup>2</sup> es reconocida como un valor umbral para el asentamiento de poblaciones de lobo (Mladenoff et al., 1995), aunque en poblaciones interconectadas con áreas de alta densidad de población de lobos es factible una densidad de carreteras superior a 0,45 km/km<sup>2</sup>, aunque inferior a 1.

Theuerkauf et al. (2003) encontraron en lobos de Polonia que estos situaban las madrigueras a 5.8 Km., de distancia de carreteras de primer orden (100-10000 vehículos/semana), 2.2 de secundarias (40 a 500 vehículos/semana) y a 1.1 de caminos de tercer orden (<40 vehículos/semana), así como a 4.3 Km. de poblaciones de entre 7-70 hab./Km.<sup>2</sup>) Los sitios de reunión se encontraban a una distancia de 7.1 Km de carreteras principales, 3.2 de secundarias, 0.9 de terciarias y 4.5 Km. de poblaciones. Las áreas de descanso se situaban a 3.3 Km. de carreteras principales, 1.6 de secundarias, 0.8 de terciarias y a 2.8 de poblaciones.



Incluso estructuras lineales artificiales tan poco sofisticadas como los senderos de montaña pueden generar un área de influencia negativa cuando son regularmente visitados (Delibes, 2002).

Un elemento importante es el efecto de los vallados cinegéticos. Los resultados obtenidos muestran que existe un claro efecto de determinados tipos de vallados cinegéticos sobre la disponibilidad de pasos naturales para la fauna. Asimismo, la presencia/ausencia de determinadas estructuras de refuerzo condiciona también de forma significativa la permeabilidad de las vallas (García et al. 1998)

El efecto barrera producido por estas vallas podría pues tener efectos negativos sobre las poblaciones de mamíferos, especialmente en el caso de los carnívoros más grandes, debido a la extensión de sus áreas de campeo y a los amplios desplazamientos que realizan en determinadas fases de su ciclo vital (Blanco et al. 1990, 1992).

Este efecto negativo de los vallados cinegéticos podría ser, bien a causa del aislamiento reproductor provocado por el efecto barrera, que conlleva problemas de endogamia y riesgo de extinción de pequeñas poblaciones (Santiago 1994; Muñoz- Cobos y Azorit 1996), o bien debido al incremento de vulnerabilidad que implica la escasez de pasos disponibles para la fauna (Blanco 1994). Además estos pasos son fácilmente localizables y generalmente utilizados como puntos de instalación de métodos no selectivos de control de predadores (básicamente lazos y cepos) (García et al. 1998). Estos métodos no selectivos de control de carnívoros están directamente relacionados con el declive de las poblaciones de especies gravemente amenazadas como el lobo (Blanco et al. 1992; Blanco 1994) en la mitad Sur peninsular.

En la página siguiente se muestra la información empleada en los análisis, así como, un resumen del proceso seguido para su optimización.



#### 4. RESULTADOS

Una vez definidos los objetivos mediante la caracterización del paisaje y la especie seleccionada, y haber desarrollado un algoritmo para calcular la resistencia de cada píxel para el lobo en función de los atributos asignados a cada elemento de información utilizada, tales como ocupación del suelo, topografía, y el nivel de perturbación humana., hemos obtenido un mapa que recoge la Resistencia (R) del territorio al paso de una parcela a otra del territorio por parte de las poblaciones de lobo analizadas.

Una parte importante del trabajo consistió en recopilar, seleccionar y adecuar toda la información disponible sobre el paisaje y que tuviera relación con la distribución y ecología de las poblaciones de lobo.

Siguiendo a Adriaensen et al. (2003), la resistencia se refiere a la dificultad de pasar a través de un píxel y el coste (o efectivo de distancia) es la resistencia acumulada que origina pasando de un píxel en ambas estaciones terminales de corredor.

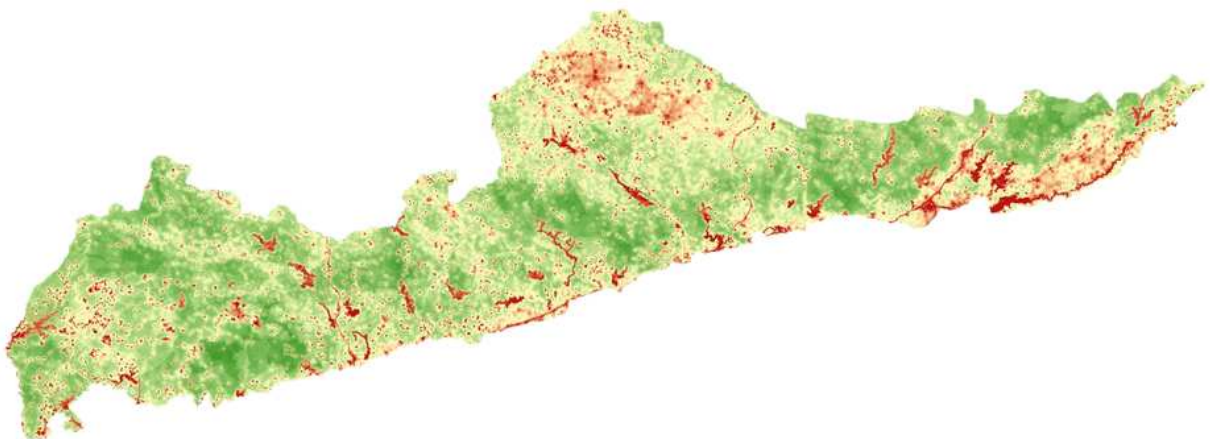


Ilustración 8: Mapa de Resistencia (R) (Verde = Baja; Rojo = Alta).

Como se puede comprobar en el Mapa de Resistencias (R), donde las zonas que presentan mayor resistencia están relacionadas fundamentalmente por aquellos elementos del territorio con alta influencia humana, como son las infraestructuras de transporte, los núcleos de población y las grandes infraestructuras hidráulicas. Además aparecen barreras de carácter natural ligadas a los grandes ríos.

Aquellos elementos del territorio más humanizados son los que aportan más resistencia al territorio.

Por su parte, aquellas zonas con cobertura vegetal arbórea, donde hay presencia de ungulados y una pendiente media-alta son las zonas más adecuadas para las poblaciones de lobo.

El resto de los elementos analizados cualifican de alguna forma el territorio en cuestión, ya aunque no tenga un peso importante en la Resistencia final, si la modulan favoreciendo o impidiendo el paso.

Siguiendo a Beier et al., (2008), una vez obtenida la Resistencia (R), podemos establecer una relación inversa en cuanto a la adecuación del hábitat, para la especie en cuestión.

De esta forma, resistencias altas implicarán baja adecuación de hábitat. Por el contrario, bajas resistencias implicarán una mejor adecuación del hábitat. Esto queda reflejado en Ilustración correspondiente a la Adecuación de Hábitats, donde se representan las zonas del territorio más aptas para la ubicación de poblaciones de lobo.



Ilustración 9: Adecuación de Hábitats (Verde = + apto; rojo = - apto) y distribución actual de las poblaciones de Lobo Ibérico en Sierra Morena (Líneas naranjas).

Se puede observar, a raíz del mapa de Resistencia, como se puede elaborar un mapa de Adecuación de Hábitats. Si sobre éste situamos la distribución actual de lobos de Sierra Morena (CMA, 2009), vemos que las dos áreas se sitúan en zonas donde la adecuación del hábitat es principalmente muy alta o extremadamente alta. Hecho lógico, por otra parte, al tratarse de poblaciones de lobos relictas, en peligro crítico de extinción<sup>3</sup>, que han ido reduciendo su distribución a lo largo del tiempo, restringiendo su presencia a los lugares más propicios para su supervivencia.

Es importante tener presente que más del 75% del territorio analizado presenta una adecuación alta, muy alta o extremadamente alta.

Teniendo en cuenta estas zonas adecuadas podemos establecer cuantas manadas de lobos podría acoger Sierra Morena y en que zonas preferentes, de forma que tengamos amplias áreas arboladas mayores a 3.000 o 4.000 hectáreas en las zonas de refugio y con una adecuada permeabilidad de los hábitats circundantes para permitir la

<sup>3</sup> Estrategia para la conservación y la gestión del lobo (*canis lupus*) en España (2005).

comunicación entre los distintos grupos familiares, cuyos territorios ocupen una superficie de hasta los 500 km<sup>2</sup>.

Esto lo podemos apreciar en la Ilustración 10 sobre Predicción de la distribución de las manadas de lobos en función a la adecuación del hábitat. El método propuesto nos llevaría a señalar los puntos donde se podrían establecer adecuadamente más de las 10 o 15 manadas (del orden de 100 a 150 ejemplares) que señalaba como objetivo la Estrategia para la conservación y la gestión del lobo en España de 2005 para la población de Sierra Morena.

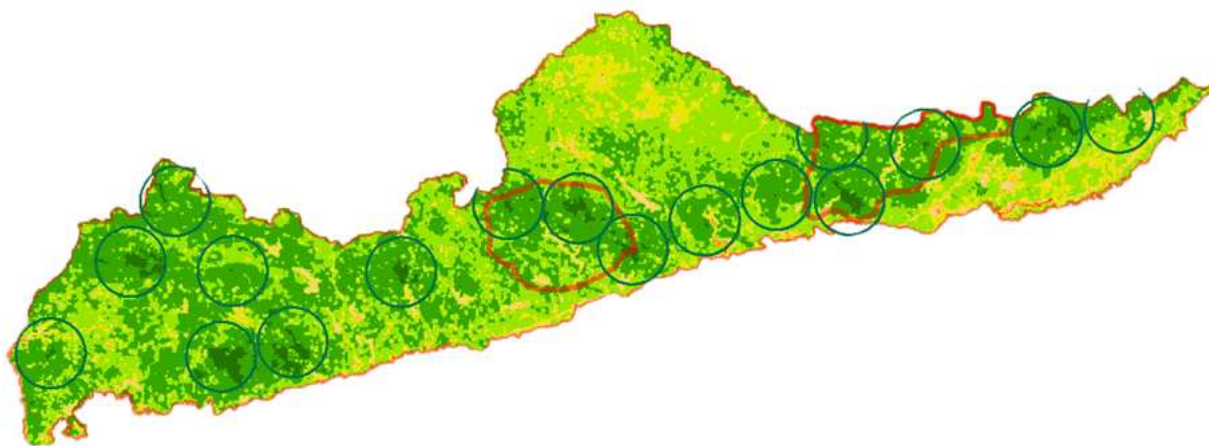


Ilustración 10: Hipotética situación de las manadas de lobo (círculos verdes) en función de la adecuación de hábitats (Verde = + apto; rojo = - apto). Señalado en naranja la distribución actual de las poblaciones de Lobo Ibérico en Sierra Morena.

Una vez analizada la resistencia y adecuación de los hábitats para el Lobo Ibérico en nuestro ámbito de estudio, pasamos a valorar la conectividad de las poblaciones asentada en la Sierra de Hornachuelos y su entorno.

El análisis, como hemos establecido en la metodología propuesta, se realiza mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) ráster que calcula el costo acumulado de desplazamiento de la especie desde los fragmentos que ocupa, considerando la resistencia que opone el paisaje que han de atravesar.

En nuestro caso, la celda-fuente o celda de origen es un punto situado en el límite del Parque Natural, entre los términos municipales de Hornachuelos y Villaviciosa de Córdoba cercano al río Navalón, afluente del Bembézar. Una zona muy apta del territorio como hábitat de lobo, situada dentro de uno de los hipotéticos territorios señalados en la Ilustración 10 sobre Predicción de la distribución de las manadas de lobos en función a la adecuación del hábitat y en un punto medio dentro del área de distribución actual, según los datos de la Consejería de Medio Ambiente (2009).



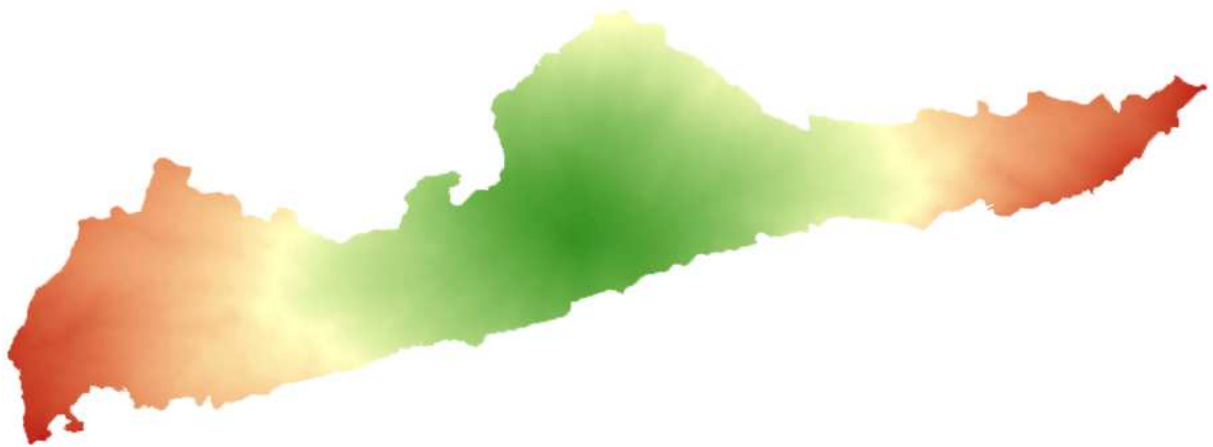


Ilustración 11: Coste de desplazamiento (Conectividad) (Verde = menor coste; rojo = mayor coste).

Como resultado obtenemos la información detallada en la Ilustración correspondiente a Conectividad, que nos indica el coste acumulado del desplazamiento de la especie a través del territorio desde el punto de origen seleccionado. Estos valores de costo-distancia o coste de desplazamiento, también denominados “distancia efectiva” o “distancia funcional”, corresponden conceptualmente con la permeabilidad del paisaje para la especie considerada, concepto análogo al de conectividad funcional del paisaje entre las manchas de hábitat.

El valor de costo-distancia acumulado que aporta el modelo nos da idea de la resistencia acumulada para el desplazamiento de la población. Evidentemente, la probabilidad de que este coste sea menor disminuye con la distancia a la fuente, pero para un correcto análisis en las poblaciones de lobo hay que recordar que este animal puede recorrer largas distancias en una jornada, pudiendo atravesar el ámbito de estudio en pocos días.

Este tipo de modelos nos van a permitir incluir el efecto de la matriz del paisaje en la conectividad entre fragmentos, reproduciendo espacial y gráficamente la localización de las zonas o pasos más permeables y las que supondrán mayor obstáculo. De esta forma a través de la herramienta PATH DISTANCE BACK LINK de ARCGIS se seleccionan los itinerarios posibles desde el punto de origen. El resultado puede observarse en la siguiente ilustración denominada Conectividad: Recorridos.



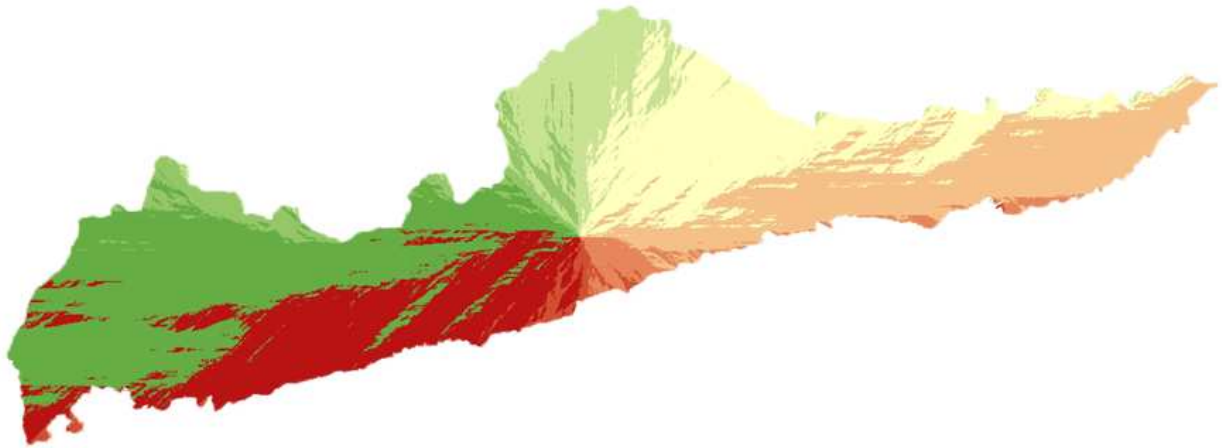


Ilustración 72: Conectividad Recorridos (Verde = menor coste; rojo = mayor coste).

Este ráster recoge los recorridos preferentes desde el punto de origen para todo el ámbito de estudio. Con él y con los puntos de destino podremos, mediante la herramienta COST PATH de ARCGIS determinar aquellos recorridos con menor coste.

Frente a la utilización de puntos al azar sobre la zona de estudio u otras alternativas descritas en la bibliografía (Sastre, De Lucio y Martínez, 2002; Basoalto & González, 2008), al aplicar “Cost Distance” en ArcGIS se ha optado por la selección de celdas sumidero o de destino que recojan y describan la heterogeneidad espacial del ámbito de estudio, relacionándolos con zonas que pudieran ser adecuadas como hábitats para una población de lobos o que pudieran relacionarse con otras zonas de otras comunidades autónomas.

En la siguiente ilustración (Corredores), se muestran los recorridos preferentes que podrían realizar los lobos en sus movimientos desde el punto de origen hacia los puntos de destino seleccionados.

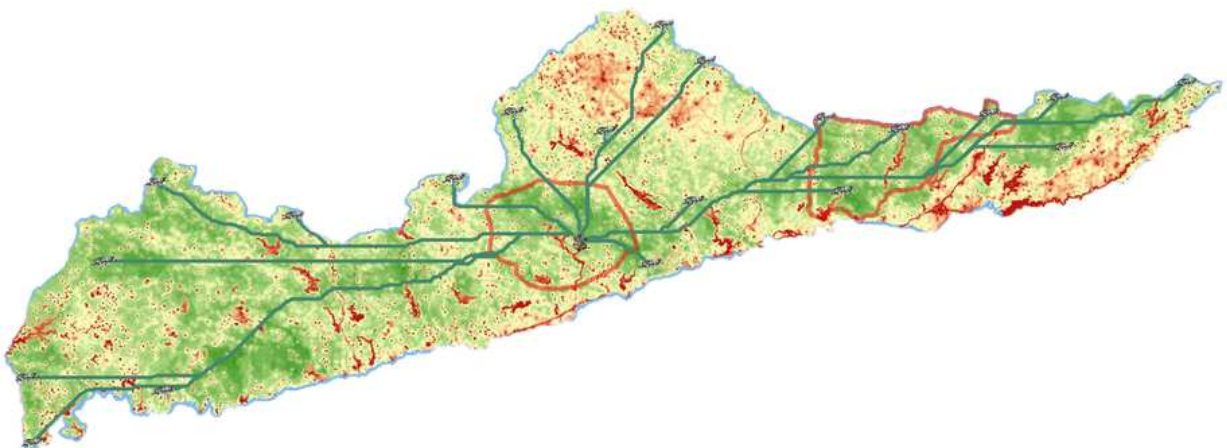


Ilustración 83: Corredores.

No obstante hay que tener presente que el modelo mejora su fiabilidad conforme mejoran las fuentes de información utilizadas y la valoración de los elementos de paisaje tengan una menor carga de subjetividad.

La mayoría de los estudios que utilizan información geográfica suelen presentar los datos como si estos representaran fielmente la realidad (Glenn Rizado y 2004). Sin embargo, la precisión de clasificación en los mapas suele ser 60% a 80% (Yang et al. 2001), y, por ejemplo, aquellos digitales desarrollados a partir de diferentes imágenes satélite generan representaciones marcadamente diferentes de la vegetación real (Glenn Rizado, 2004). Esto le otorga cierto grado de incertidumbre al modelo, que debe ser tenido en cuenta en la realización de los análisis de los resultados.

En nuestro caso aparecen algunas aberraciones en la designación de corredores, como la presentada en la ilustración 14, en la que se puede apreciar como uno de los corredores diseñados pasa por encima de un pantano.

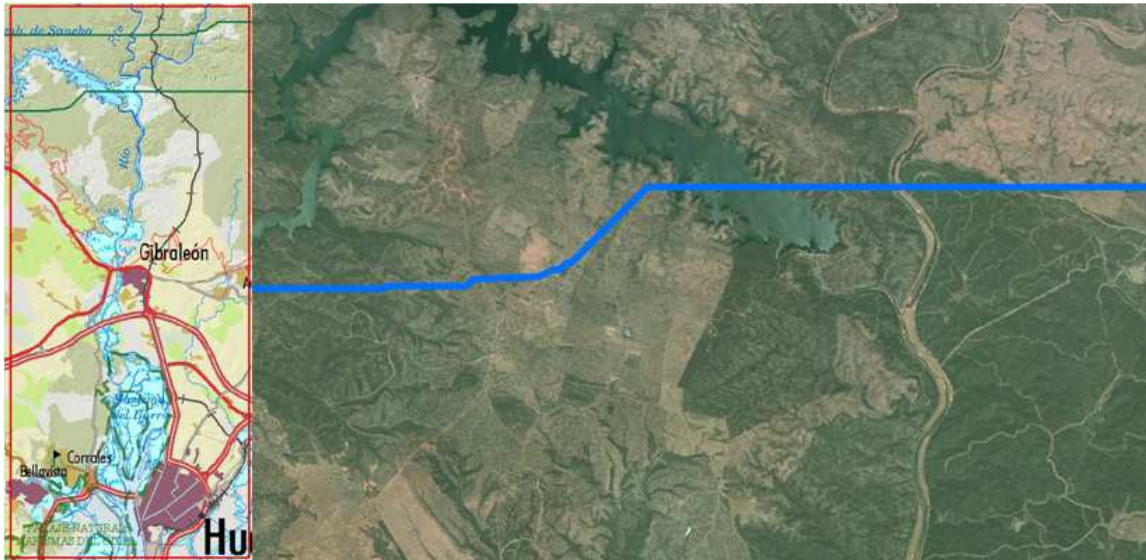


Ilustración 94: Paso de uno de los corredores diseñados a través del embalse de Sancho (Huelva)

El caso de una zona con escasa representación de zonas adecuadas, el error de la capas de información utilizadas, el tamaño de malla utilizado en la rasterización (25x25 m en nuestro caso, etc.), pueden ser los causantes de estas aberraciones puntuales. Schadt et al. (2002) atribuyen gran parte de la insensibilidad de los modelos a la falta de lugares alternativos para establecer corredores potenciales en áreas altamente urbanizadas o humanizadas (Beier et al. 2008), como ocurre en este ejemplo, donde las información utilizada ha obviado la presencia de comunicaciones que permiten rodear el embalse, además de ser una zona muy humanizada.

A pesar de lo anterior, cuando la información refleja la realidad con un grado de incertidumbre pequeño, el modelo permite obtener información muy fiable de por donde podría discurrir un corredor ecológico.

Aquellas zonas donde los usos del suelo han sido digitalizados correctamente, donde las comunicaciones están bien deslindadas, y la información adecuadamente georreferenciada permiten obtener trazados adecuados de los corredores. Es el caso del ejemplo que aparece en la ilustración 15.

Se puede apreciar como los corredores discurren de forma que tienden a evitar los grandes embalses de la zona señalada.

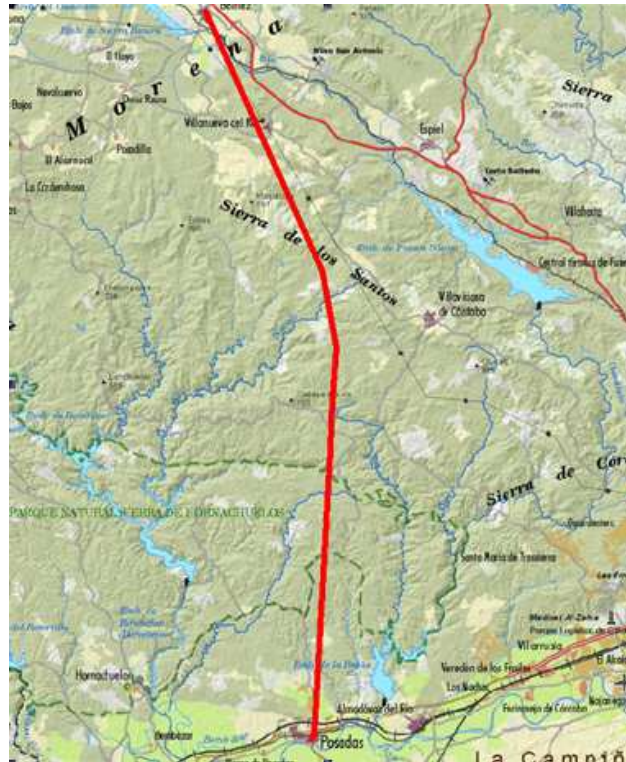


Ilustración 105: Trazado de los corredores en la Sierra de Córdoba evitando los principales embalses de la zona.

Independientemente de lo anterior, el modelo nos permite designar áreas de tránsito preferente por las que podrían discurrir los animales en sus desplazamientos desde el origen elegido hasta a las zonas sumidero.

Valga como ejemplo de la utilización de esta metodología para la detección y corrección de puntos negros para la conectividad el siguiente supuesto consistente en la construcción de una Autovía que atraviesa el Parque Natural de la Sierra de Hornachuelos desde Posadas a Belmez, prácticamente en línea recta.





**Ilustración 16: Trazado de supuesta autovía desde Posadas a Belmez.**

En nuestro supuesto tenemos en cuenta que se mantiene el mismo trazado que el actual, pero convertida en autovía de dos calzadas de 7 m. de ancho, cada una con dos carriles, con mediana de 1 metro de anchura y vallado perimetral de protección. No entramos a valorar las afecciones al medio durante la construcción, tan solo una vez que esta está en funcionamiento.

Esta supuesta nueva autovía discurre a través del Parque Natural de la Sierra de Hornachuelos, y los siguientes lugares de importancia comunitaria:

- ES0000050 Sierra de Hornachuelos
- ES6130007 Guadiato-Bembézar

Los valores de resistencia que asignaremos a la autovía propuesta son los correspondientes a los de Autovía, es decir:

Resistencia	Distancia (m)							
	<50	<250	<750	<1000	<2500	<5000	<7500	<10000
	350	250	60	45	30	25	10	0

Ilustración 17: Asignación de valores de resistencia a una Autovía en función de la distancia.

Como consecuencia obtenemos un nuevo mapa de resistencias (R), el que se puede constatar un aumento de la fricción como consecuencia de la supuesta autovía.

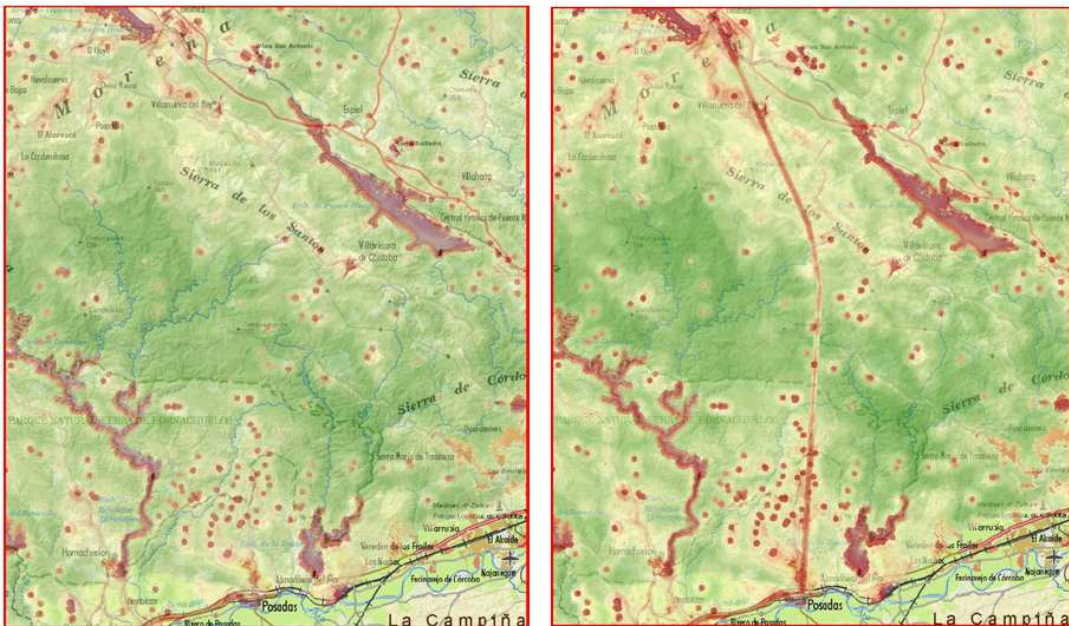


Ilustración 18: Modificación de la Resistencia (derecha con autovía).

Si comparamos la variación de la adecuación de hábitats con la implantación de la autovía de nuestro supuesto, podemos apreciar una reducción de las áreas que tenían una calificación de extremadamente alta y muy alta.



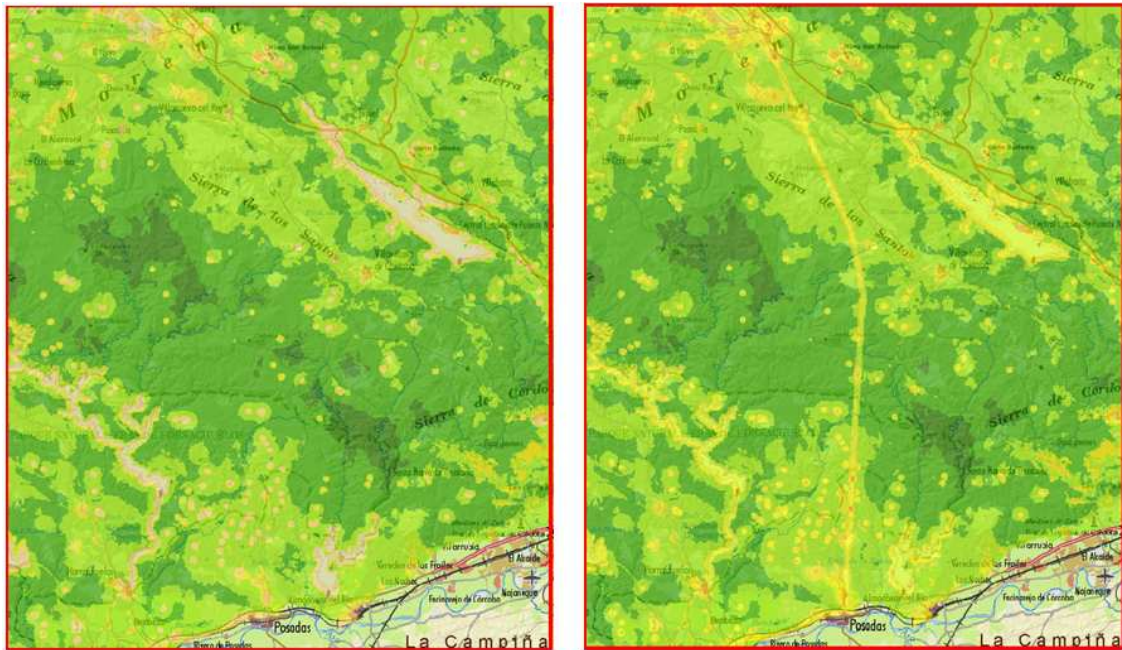


Ilustración 19: Modificación de la Adecuación de Hábitats (derecha con autovía).

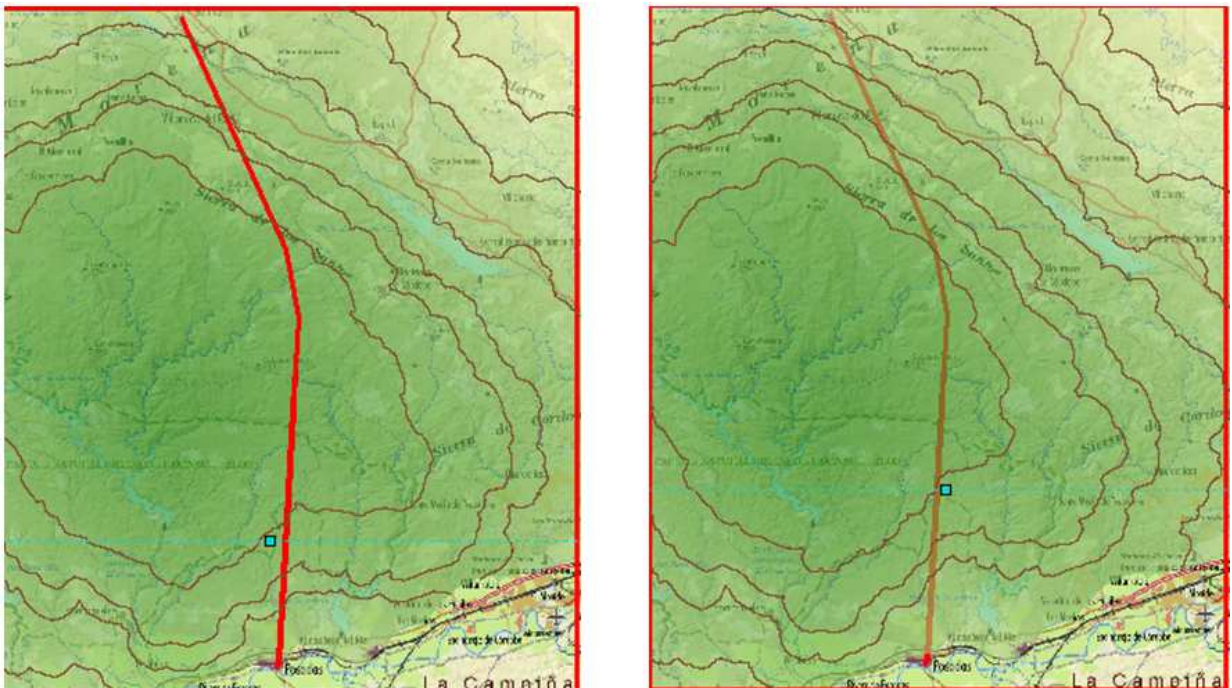


Ilustración 20: Modificación de la Conectividad (derecha con autovía).

La reducción de la conectividad es apreciable, como se observa en la ilustración 20, todo ello teniendo exclusivamente en cuenta el trazado de la infraestructura viaria.



Del análisis practicado se deduce que la realización del proyecto de la supuesta autovía causaría un efecto apreciable. Primero por intrusión, al afectar la calidad de los hábitats de Lobo Ibérico existentes en la zona, reduciendo su adecuación y su superficie. Y, segundo, al reducir la conectividad de esas poblaciones y como consecuencia aumentar la fragmentación de los hábitats de esta especie.

En consecuencia, el proyecto de nuestra supuesta autovía debería someterse, conforme a lo establecido en la Directiva Hábitats y en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, a una adecuada evaluación de sus repercusiones en el lugar, conforme a legislación sectorial vigente y de acuerdo con lo especificado en el artículo 6.3 de dicha directiva.

## 5. DISCUSIÓN DE LA METODOLOGÍA EMPLEADA

En el presente proyecto hemos realizado un análisis de la conectividad de la Sierra de Hornachuelos y su entorno en relación con las poblaciones de lobos que alberga. Como hemos visto, el estudio de los grandes carnívoros puede ser problemático, por la ausencia de información adecuada, razones ecológicas, sociales, geográficas, etc.

La selección de la información disponible y su adecuada integración permiten tener un mejor conocimiento de la especie en cuestión y de los requerimientos ecológicos necesarios para su adecuado desarrollo. En total hemos analizado alrededor de 2.390.000 hectáreas, en cuadrículas de 25 metros de lado. Esto supone más de 328 millones de parcelas de 25 metros de lado. En este análisis se han tenido en cuenta cerca de 60 capas de información geográfica de distinta naturaleza, que tras desagregarlas, intersectarlas, actualizarlas, re-agregarlas, etc., han dado lugar a 26 capas de información con las que finalmente hemos realizado el análisis de la conectividad del territorio.

No toda la información con la que hemos trabajado ha sido fácil de conseguir. El conflicto que genera la presencia de poblaciones de lobo en un territorio conlleva aparejado un alto grado de reserva a la hora de transmitir o comunicar la información que se genera o se dispone en la actualidad y que pueda afectar a la especie o al espacio que ésta ocupa.

Unido a este hecho, la limitación de los equipos informáticos utilizados ha sido una de las mayores carencias que hemos sufrido en el desarrollo de nuestro proyecto. Quizás con medios más potentes hubiéramos podido alcanzar mayores resoluciones en el análisis. Si bien el tamaño 25 metros de lado en las cuadrículas analizadas es adecuado para reflejar la realidad, una cuadrícula de lado inferior la hubiera reflejado con más fidelidad, lo que hubiera ajustado aún mejor el modelo.

Los modelos basados en los análisis de conectividad se configuran como herramientas adecuadas para la gestión de las especies seleccionadas en relación con el territorio que

vienen o han venido ocupando, ya que son capaces de recoger distintas características específicas y espaciales, que facilitan la comprensión de la distribución y dispersión de las poblaciones animales estudiadas. A su vez, éstos nos permiten definir el trazado de los corredores o pasillos espaciales a través de los cuales una especie discurre desde un elemento territorial hasta otro. Como ya habíamos señalado los corredores ecológicos pueden mitigar los impactos de la fragmentación de hábitats (Beier & Noss, 1998; Haddat et al., 2003), de ahí la necesidad de establecer adecuadamente su situación para favorecer su papel en el paisaje.

Debido a que los grandes carnívoros como los osos y los lobos viven en baja densidad y están entre los primeros damnificados de la pérdida de conectividad, son apropiados como especies paraguas a la hora de diseñar corredores ecológicos con repercusión en el resto de la biodiversidad (Beier 1993; Servheen et al. 2001; Singleton et al. 2002). Las actuaciones encaminadas a la mejora del grado de conservación de las poblaciones de lobo ibérico, por este efecto paraguas, lleva aparejado la conservación de otras muchas especies animales o vegetales que comparten hábitat con el cánido y que presentan también alto valor ecológico. En este sentido hay que valorar que existe un riesgo cuando se diseñan corredores exclusivos para una sola especie, sobre todo si esta es generalista., ya que se podrían olvidar aquellas especies con unos requerimientos más restringidos (Beier et al., 2008). No obstante, las condiciones tan peculiares en las que el lobo habita en Sierra Morena, en cuanto a área de distribución y requerimientos, permiten considerarlo como especie paraguas en la designación de estos corredores ecológicos.

Modelos de conectividad como los basados en el análisis del mínimo coste sirven de base a la mayoría de los enfoques sobre los que se diseñan los corredores ecológicos. Mediante el análisis de conectividad propuesto hemos podido establecer corredores orientativos por los que es posible que pudieran transitar la lobos en sus moviendo a través del ámbito de estudio.

Asimismo, el ajuste final del modelo se ve influenciado por la valoración de la resistencia que se le ha asignado a cada uno de los elementos del paisaje estudiados. La dificultad ha consistido en eliminar el mayor grado de subjetividad posible, para lo que la opinión experta ha sido convenientemente apoyada con un exhaustivo análisis de la bibliografía específica.

Además, debemos tener en cuenta que el análisis hubiera mejorado considerablemente si hubiéramos incluido otras zonas cercanas al ámbito de estudio (Sur de Badajoz y Sur de Ciudad Real), pero la ausencia de información adecuada similar a la que se ha utilizado en el área de análisis obligó a su exclusión. No obstante es interesante tener en cuenta estos territorios para la gestión de una forma integrada de la población completa del Sur de la Península Ibérica.

Como resultado de todo lo anterior hemos obtenido un mapa de Resistencias (R) en el que se refleja la fricción que el territorio opone al desplazamiento de las poblaciones de lobo. Si observamos este mapa se pueden detectar claramente aquellos elementos del paisaje que hemos considerado que oponen mayor resistencia a los desplazamientos de

las poblaciones de lobo. Infraestructuras viarias, núcleos de población y grandes infraestructuras hidráulicas y grandes ríos aparecen como barreras en el territorio. En algunos espacios, como la zona sur de la Sierra Morena más oriental aparece afectada por los cercados cinegéticos. Por su parte, aquellos elementos como vías pecuarias, montes públicos, áreas arboladas son las zonas más aptas del territorio para acoger a individuos de esta especie.

Con el fin de realizar un adecuado análisis de la conectividad el paisaje estudiado en relación con las poblaciones de lobo, realizamos una revisión para aproximarnos al conocimiento de los elementos del paisaje que ejercen influencia en esta especie, detectando y adecuando para el trabajo posterior aquella información que deberíamos utilizar para la realización de un correcto análisis.

Con la metodología propuesta y a través de la utilización de herramientas SIG hemos podido diagnosticar la conectividad actual de las poblaciones de lobo en la zona de estudio, así como predecir zonas de presencia posible y corredores por los que estas poblaciones pueden realizar sus desplazamientos en la zona estudiada.

En definitiva hemos propiciado un conocimiento del ámbito de estudio, de la especie, de la conectividad y la fragmentación de hábitats para realizar un análisis de un territorio en función de cómo una especie, el lobo ibérico, se relaciona con él, para, finalmente, realizar una aplicación práctica del análisis de la conectividad para realizar una planificación y gestión del territorio y de la propia especie.

Hemos podido comprobar la utilidad de este tipo de modelos en los procedimientos de prevención ambiental, especialmente en aquellos ligados a la gestión de aquellos espacios integrados en la Red Natura 2000 y en la detección de aquellas actuaciones y actividades que pudieran afectar de manera apreciable a sus componentes y coherencia.

Asimismo, este tipo de herramientas nos han permitido actuar sobre elementos que inciden notablemente en la conectividad de un territorio como son las infraestructuras viarias y de transporte, generando un instrumento adecuado para detectar aquellas zonas que pueden ser conflictivas en la construcción o funcionamiento de dichos elementos en relación con la conectividad de las poblaciones de la especie en cuestión.

Además hemos podido mostrar como un análisis adecuado del territorio conlleva mejorar el conocimiento de la especie y su relación con el paisaje en el que habita pudiendo predecir su presencia, desplazamientos y tendencias territoriales, de forma que mejorará las actuaciones de gestión y las estrategias de conservación que se pongan en marcha.

Unido a todo lo anterior, la adecuada gestión de un paisaje para garantizar su conectividad, en función de las poblaciones de lobo conlleva mejorar el hábitat donde sus poblaciones desarrollan su existencia., pero, por otra parte, se hace necesario mejorar nuestro conocimiento de la especie en Sierra Morena, obteniendo información que permita validar el método propuesto, quizás mediante métodos ya probados con esta y

otras especies, tales como el radio-seguimiento, que permitiría conocer los patrones reales de movimiento y localización de los individuos seleccionados.

Otro elemento importante es conocer el verdadero estado de salud de las poblaciones, su grado de hibridación con los perros salvajes, el grado de consanguinidad, parásitos, etc.

Posteriormente se debería analizar aquellos elementos presentes en el medio que pueden afectar a la conectividad de las poblaciones, especialmente las ligadas a las infraestructuras viarias y de transporte, proponiendo mejoras y adecuaciones que permitieran mejorar la permeabilidad del territorio.

Asimismo, en una fase posterior se podría aplicar esta misma metodología para analizar la posibilidad de conectar los núcleos aislados del Sur de la península con la población continua del Norte.

Como ya hemos mencionado, la gestión de las poblaciones de lobo viene siendo conflictiva, enfrentándose los intereses ganaderos o cinegéticos con los conservacionistas. Una adecuada gestión de este tipo de conflictos redundará en una mejora en las poblaciones de la especie. Algunos estudios ya han investigado hasta qué punto los sistemas de incentivos y campañas de divulgación pueden promover los cambios necesarios de comportamiento (por ejemplo, Fox, 2001). Este último enfoque implica el uso de barreras para proteger el ganado o la protección de las zonas para impedir ciertas actividades humanas a fin de evitar la intersección de las actividades humanas y carnívoros. En este sentido se debería profundizar en las siguientes actuaciones:

- Mantener las líneas de indemnización por ataques al ganado.
- Mejorar y agilizar la investigación de los ataques y el proceso administrativo indemnizatorio.
- Fomentar la adecuada vigilancia del ganado.
- Evitar la proliferación de perros asilvestrados en el medio natural.
- Promover la participación de los propietarios de fincas loberas en los programas de conservación, a través de convenios con las administraciones competentes.
- Fomento de la custodia del territorio como herramienta para la conservación del hábitat.
- Elaboración de programas educativos y divulgativos sobre las poblaciones de lobo en Andalucía, que permitan una mejora del conocimiento de la especie y la toma conciencia de la importancia de su conservación, favoreciendo comportamientos y actuaciones individuales y colectivas para su estudio y conservación. Ésta herramienta es la de mayor importancia para la conservación del lobo (Boitani 1993, Mech 1995, Phillips et al. 1995, Fritts et al. 1995, Padial et al., 2000)
- Aumentar el grado de vigilancia frente al furtivismo, los medios prohibidos (lazos, cepos y trampas) y especialmente contra los cebos envenenados.
- Planificar adecuadamente las actividades a desarrollar en el medio natural, especialmente en aquellas zonas y épocas sensibles para el lobo.

## 6. CONCLUSIONES DE LOS VALORES OBTENIDOS EN LA ZONA DE ESTUDIO

Con este mapa hemos podido inferir la adecuación del territorio para acoger poblaciones de lobo. En este sentido, queremos destacar que más de 75% del territorio analizado presenta una adecuación alta o superior para acoger a poblaciones de lobo. Teniendo en cuenta este elemento, Sierra Morena, en condiciones de máxima expansión de los territorios loberos podría, con las condiciones que han servido de base para este análisis, albergar un número de manadas superior al objetivo planteado en la Estrategia para la Conservación y la Gestión del Lobo (*Canis lupus*) en España, que era de 10 a 15 para toda Sierra Morena, incluida la zona de Ciudad Real. Todo ello teniendo en cuenta exclusivamente las zonas detectadas como extremadamente aptas y muy aptas en nuestro ámbito de estudio, las cuales presentan unas características comunes, como son la presencia de ungulados, presencia de montes de titularidad pública o que están incluidas en el ámbito de algún Espacio Natural Protegido, y al menos en algún Lugar de Interés Comunitario.

Si seguimos a Blanco et al. (2003), la población de lobos de Sierra Morena, exclusivamente para los requerimientos de alimentación se encuentra actualmente en una situación de baja densidad y una alta disposición de recursos por lo que debería ser una población en aumento, con escasa competencia dentro de las manadas, cuyos dispersantes tendrían mucho éxito al establecer un territorio, con hembras reproductoras tienen mucho éxito y con alta proporción de hembras reproductoras debido a que los dispersantes logran establecerse. Deberíamos tener poblaciones en expansión.

Sin embargo, las poblaciones de lobo en Sierra Morena, tras su protección en Andalucía en el año 86, y con las políticas de conservación que se han venido desarrollando hasta la fecha, no han sufrido un aumento de su distribución y densidad, al contrario que en los núcleos loberos del norte de España. A pesar de la adecuación del territorio descrita, no debemos olvidar que el lobo en Sierra Morena se encuentra en peligro crítico de extinción, quedando en la actualidad dos únicos núcleos poblacionales fruto de la continuada persecución que ha venido sufriendo este animal por parte del hombre a lo largo del tiempo, bien por la competencia por la caza, los ataques al ganado o por mero trofeo de caza.

Blanco et al. (1990) escribían que parecía existir en Sierra Morena un número lobos lo suficientemente alto como para permitir la recuperación de la especie si se atajan de forma drástica los factores que influyen negativamente, y lo suficientemente bajo como para prever su extinción si la tendencia actual se mantiene. Ya algunos autores consideraron al lobo extinto en Sierra Morena (Padial et al., 2000), aunque fue más adelante refutado (Muñoz-Cobo et al., 2000). Veinte años después de las palabras de Blanco podemos decir que nos encontramos en la misma situación.

O bien se mantienen las causas que originaron su práctica extinción o bien las poblaciones de Sierra Morena pueden estar sufriendo procesos biológicos ligados a los reducidos tamaños poblacionales, que pudieran estar afectando a su éxito reproductivo y

a su expansión hacia otras zonas y por lo tanto a la viabilidad de la especie en el ámbito de estudio. Es posible que se estén dando los dos procesos al mismo tiempo.

Como hemos comentado ya, el lobo es un animal que genera conflicto, una adecuada gestión de sus poblaciones conlleva la gestión de los elementos que generan y alimentan ese conflicto. Actuaciones encaminadas a mostrar, enseñar y divulgar la importancia de la presencia de esta en el territorio, su papel en la cadena trófica, su efecto paraguas para preservar otras especies, etc., son importantísimas para favorecer una adecuada “capacidad cultural de carga del hábitat” (Fuller 1995), es decir el número de lobos que la sociedad estaría dispuesta a tolerar en un momento y lugar determinados, de la que hablábamos en el apartado e) del capítulo 6. Especialmente en aquellos elementos más reticentes como son los representantes de intereses ganaderos y cinegéticos, a los que hay que darle una respuesta eficaz desde los estamentos encargados de la conservación de esta especie.

A pesar de la existencia de elementos que actúan como barreras, la población de lobos situada en la Sierra de Hornachuelos presenta un alto grado de conectividad con su entorno y con el resto de Sierra Morena. Mejor conexión cuanto más cerca del área analizada, desde luego, pero sin grandes dificultades para conectarse con el resto del territorio.

En la ilustración (Conectividad Recorridos), puede observarse como los trazados más favorables son los que se dirigen desde el Parque de Hornachuelos hasta Sierra Norte de Sevilla, el Sur de la Provincia de Badajoz y zona noroccidental de la provincia de Córdoba

En el área de Hornachuelos siempre se ha venido diciendo que los lobos procedían de Extremadura, quizás debamos empezar a pensar que los lobos habitualmente transitan por esos trazados en uno u otro sentido, siendo el origen la población de la Sierra de Hornachuelos.

Otra conclusión de nuestro estudio es que las dos poblaciones que existen actualmente en Andalucía pueden estar conectadas, no habiendo ningún elemento en el territorio que nos haga inferir lo contrario, habiendo podido detectar posibles corredores que conectan una y otra zona. Desde el punto de origen planteado hasta el área de distribución más oriental existen tan solo 90 Km., de separación que pueden ser salvados a través uno de los corredores propuestos que discurre prácticamente es su totalidad a través de Lugares de Interés Comunitario, revelándonos el importante papel de la Red Natura 2000 garante para la conservación de los hábitats y las especies que en ellos viven.

En este sentido, podemos decir que existen corredores que podrían permitir el movimiento de la especie a lo largo de Sierra Morena, incluso, como es lógico, salir del propio ámbito de estudio hacia Extremadura, Castilla la Mancha, Murcia o Portugal, cuya conectividad es alta, teniendo en cuenta la capacidad del lobo de desplazamiento (hasta 80 Km. en una noche).

Con nuestro proyecto hemos pretendido dotarnos de un instrumento que permita integrar los distintos aspectos que conforman el territorio para establecer planes de gestión



adecuados y que permitan la detección de alteraciones apreciables en los componentes y coherencia de la Red Natura 2000. Considerábamos que el Análisis de la Conectividad de un territorio podía ser una buena herramienta.

Para ello hemos realizado un revisión del estado actual del concepto de conectividad del paisaje y de su fragmentación, destacando la importancia de la Red Natura 2000 como elemento integrador del territorio, cuya gestión conlleva aparejada la adecuada conexión entre sí de los elementos que la conforman, así como con otros territorios, lo que ha de redundar en la mejora de la conectividad del los paisajes con los que se relaciona.

Asimismo hemos analizado el marco preventivo que pretende garantizar los elementos que constituyen la Red Natura 2000 y su propia coherencia, señalando las consecuencias y actuaciones que se deben desarrollar cuando aparecen alteraciones apreciables que afectan a esta Red.

Tras realizar una caracterización ambiental del ámbito de estudio elegido, así como realizar una aproximación a la biología y ecología del lobo realizamos un somero análisis de las causas que han provocado el actual estado de regresión de las poblaciones de lobo en Andalucía, comparándola con la situación que vive esta especie en otros territorios, haciendo, además, hincapié en la evolución que ha sufrido el estatus legal de esta especie a lo largo del tiempo.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. de Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, and E. Matthysen. The application of 'least-cost' modeling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* 64:233–247. 2003
- Blanco, J. C., Cuesta, L., Reig, S. Situación y problemática del lobo en España. *Quercus*, 52. 1990
- Blanco, J.C., Cuesta, L. y Reig, S. (Eds.). El lobo (*Canis lupus*) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología. ICONA, Colección Técnica. Madrid. 1990
- Blanco, J.C. y González, J.L. (Eds.). "Libro Rojo de los Vertebrados de España". ICONA. 1992.
- BLANCO, J.C. Efecto barrera: el principio del fin de nuestros mamíferos. *Quercus*, 83. 1993
- Blanco, J.C. Influencia de los cercados en la fauna no cinegética. En Oberhuber, T. (ed.) *Vallados cinegéticos: incidencia ambiental, social y económica*, Coordinadora de Organizaciones de Defensa Ambiental. 1994.
- Blanco, J.C., Cortés, Y. Estudios aplicados para paliar el efecto de las autovías en las poblaciones del lobo en España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente. 1999
- Blanco, J.C. El hábitat del lobo: la importancia de los aspectos ecológicos y socioeconómicos. En: Camprodon, J. y Plana, E. (Eds.). *Conservación de la*

- biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación a la fauna vertebrada. Ed. Universitat de Barcelona,. 2001
- Blanco, J.C., Cortés, Y. Conservación y gestión del lobo en España. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza, 2001.
  - Blanco, J.C. Situación y evolución del lobo en España. Seminario Internacional sobre la Gestión y Conservación del lobo. 2003
  - Blanco, J. C. Lobo – Canis lupus. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, 2004. <http://www.vertebradosibericos.org/>
  - Blanco JC, Cortés Y, Virgos E. Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. Canadian Journal of Zoology nº 83. 2005
  - Comisión Europea. Gestión de Espacios Natura 2000. Disposiciones del Artículo 6 de la Directiva 92/43/CEE sobre hábitats. Luxemburgo: Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. 2000.
  - Del Barrio, G. et al. Identificación, delimitación y análisis de los elementos del paisaje necesarios para mejorar la coherencia de la Red Natura 2000. Región Alpina Española. Asesores Técnicos de Medio Ambiente (ATECMA), S.L., Madrid. Informe inédito. 1998.
  - GARCÍA, F. J., ORUETA, J. F. Y ARANDA, Y. Permeabilidad de los vallados cinegéticos de Caza mayor. Efecto barrera e implicaciones Para la conservación de especies amenazadas. Galemys nº 10 (especial). 1998.
  - González López, J. J. La viabilidad ambiental de planes y proyectos en Lugares de la Red Natura 2000: Análisis de la fragmentación en la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) “Campiñas de Sevilla”. DEA. 2009.
  - Gurrutxaga San Vicente , M. Conectividad ecológica del territorio y conservación de la biodiversidad : nuevas perspectivas en ecología del paisaje y ordenación territorial. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco, 2004.
  - Gurrutxaga, M. La conectividad de redes de conservación en la planificación territorial con base ecológica. Fundamentos y aplicaciones en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Tesis Doctoral. 2007
  - Gutiérrez Alba, V. El lobo Ibérico en Andalucía. Fundación Gypaetus. 2007.
  - Ims, R.A. Movement patterns related to spatial structures. En Hansson, L., Fahrig, L. y Merriam, G. (eds.), Mosaic landscapes and ecological processes Chapman & Hall. 1995.
  - Jornadas Internacionales sobre Infraestructuras Viarias y Espacios Naturales Protegidos. Consejería de Obras Públicas de la Junta de Andalucía. 2007
  - Ministerio de Medio Ambiente. Estrategia para la conservación y la gestión del lobo (Canis lupus) en España. 2005.
  - Ministerio de Medio Ambiente. Prescripciones técnicas para el diseño de pasos de fauna y vallados perimetrales. Serie Documentos para la reducción de la fragmentación de hábitats. 2006.
  - Plan Especial de Protección del Medio Físico y Catálogo de la Provincia de Córdoba. Sevilla, Consejería de Obras Públicas y Transportes. Junta de Andalucía, 1988.
  - Programa de Conservación del Lobo. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 2009.
  - Santos, T. Tellería, J.L. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. Revista Ecosistemas nº 15. Ed. Asociación Española de Ecología Terrestre. 2006.

- Sastre, P., de Lucio, J. V., & Martínez, C. 2002. Modelos de conectividad del paisaje a distintas escalas. Ejemplos de aplicación en la Comunidad de Madrid. *Ecosistemas* 2002/2
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32. 1991.
- Schadt, S., F. Knauer, P. Kaczensky, E. Revilla, T. Wiegand, and L. Trep. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx. *Ecological Applications* 12:1469– 1483. 2002.
- Schiegg, K. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Ecoscience* 7: 290-298. 2000.
- Seminario internacional sobre la gestión y conservación del lobo “Conviviendo con el lobo”. Junta de Castilla y León (2003). 2003
- Theuerkauf, J., W. Jedrzejewski, K. Schmidt, and R. Gula. Spatiotemporal segregation of wolves from humans in the Bialowieza forest (Poland). *Journal of Wildlife Management* 67. 2003
- Turner, M.G. et al. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3: 153-162. 1989.
- Villalba, S., Gulinck, H., Verbeylen, G. & Matthysen, E. Relationship between patch connectivity and the occurrence of the European red squirrel, *Sciurus vulgaris*, in forest fragments within heterogeneous landscapes. IN Dover, J. W. & Bunce, R. G. H. (Eds.) *Key Concepts in Landscape Ecology*. pp. 205-220. Preston. 1998.
- With, K.A. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology* 11, 1069-1080. 1997.