

Premio Universitario SECF 2016 al mejor Proyecto o Trabajo Fin de Carrera o de Grado

Selección del hábitat y permeabilidad del territorio para el lince ibérico (*Lynx pardinus*) en Andalucía: influencia del estado de comportamiento y de la resolución cartográfica

Illanas, S.^{1*}, Ciudad, C.¹, Gastón, A.¹, Blázquez-Cabrera, S.¹, Simón, M.A.², Saura, S.^{1,3}

¹ ETSI Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria s/n 28040 Madrid, España

² Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, c/Doctor Eduardo García-Triviño López, 15, 23009 Jaén, España

³ European Commission, Joint Research Centre (JRC), Directorate D: Sustainable Resources, Via E. Fermi 2749, I-21027 Ispra, VA, Italia

*Autor para correspondencia: sonia.illanasc@me.com

Resumen

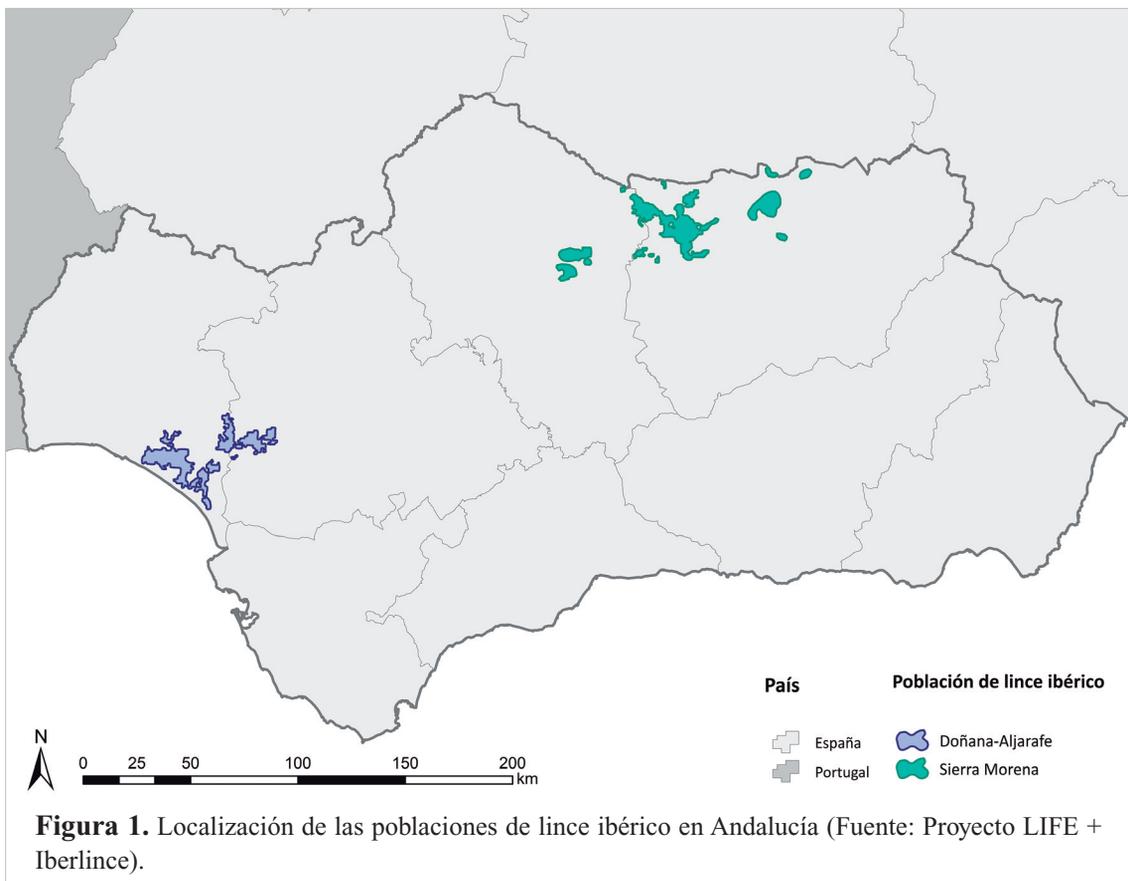
Los esfuerzos de conservación sobre las poblaciones del amenazado lince ibérico (*Lynx pardinus*) y la reintroducción de ejemplares para expandir las poblaciones hacia sus áreas de distribución histórica hacen necesario evaluar la potencialidad del territorio para albergar poblaciones estables y para facilitar el movimiento de individuos entre ellas. Con este objetivo, se han analizado 43 897 localizaciones proporcionadas por collares GPS-GSM de 48 linceas en Andalucía. Las localizaciones se clasificaron en dos grupos según el estado de comportamiento de los animales (territorial/dispersivo), aplicando a cada grupo una función de selección de recursos para determinar la probabilidad de selección de cubiertas forestales y no forestales, caracterizadas mediante el Sistema de Información de Ocupación del Suelo para Andalucía (escala 1:10 000) y el Mapa Forestal de España (escala 1:50 000). Los resultados indican mayor plasticidad de individuos dispersivos en el uso de las cubiertas respecto a los ejemplares territoriales. Permiten identificar áreas con elevada calidad del hábitat fuera de zonas de distribución actual, así como una permeabilidad al movimiento relativamente baja alrededor de la población Doñana-Aljarafe. La cartografía empleada no mejora sin embargo el ajuste de modelos similares con cartografías de menor resolución espacial y temática. Los análisis realizados muestran la influencia del estado de comportamiento de los individuos en el uso del territorio y la importancia de seleccionar cartografía adecuada a los objetivos del estudio. Al tiempo sugieren áreas preferentes para establecer medidas de gestión del territorio ocupado por las actuales y posibles futuras poblaciones y de los paisajes heterogéneos que las separan.

Palabras clave: Estado de comportamiento, Fauna ibérica, Hábitat forestal, Monte mediterráneo, Selección de recursos.

1. Introducción

En los últimos años se han realizado grandes esfuerzos para revertir la grave situación en la que se encontraba a principios del siglo XXI el lince ibérico (*Lynx pardinus*), con menos de 100 ejemplares en total. La mejora de su estado de conservación se ha traducido en que la especie haya pasado de estar “en peligro crítico” de extinción a estar “en peligro” (Rodríguez y Calzada 2015), gracias a políticas de protección y planes de recuperación con resultados favorables en cuanto al aumento de ejemplares y al incremento de su éxito reproductivo (Gil-Sánchez *et al.*, 2010; López-Parra *et al.*, 2012; Simón *et al.*, 2012). La persistencia a largo plazo del lince ibérico pasa además por favorecer el asentamiento de poblaciones en zonas favorables así como asegurar entre ellas la conectividad que garantice un movimiento fluido de individuos y de genes. Para alcanzar este objetivo, resulta imprescindible tener un conocimiento detallado del uso del territorio en función del estado de comportamiento de los ejemplares, considerando tanto individuos dentro de las áreas de asentamiento como individuos en dispersión, y de las zonas más adecuadas para los mismos.

Este conocimiento permite entender cómo se mueven los individuos a través del territorio, crear modelos de calidad de hábitat y permeabilidad del paisaje, e



identificar elementos clave para la especie. En la actualidad, el uso de dispositivos GPS-GSM permite adquirir una gran cantidad de localizaciones periódicas con una alta precisión y diferenciar movimientos dispersivos de los que se realizan dentro de las áreas de campeo. Por otra parte, la precisión de los modelos de selección de recursos depende de las variables ambientales seleccionadas y su grado de detalle. En general se considera que una mayor resolución y grado de detalle cartográfico permite definir variables ambientales con mayor precisión y obtener mejores ajustes de los modelos (Tattoni *et al.*, 2012; Keller y Smith, 2014; Gastón *et al.*, 2017).

El objetivo principal de este estudio es evaluar, mediante funciones de selección de recursos, el uso que hace el lince ibérico del territorio en paisajes heterogéneos (compuestos por cubiertas forestales y no forestales) sujetos a una fuerte influencia humana. También se pretenden determinar las posibles diferencias existentes en la selección de cubiertas del suelo en función del estado de comportamiento de los lince: territorial (localizaciones dentro de las áreas de campeo) frente a dispersivo y/o exploratorio (localizaciones fuera de las áreas de campeo). Finalmente, se busca evaluar si la utilización de una base cartográfica con mayor detalle y resolución (SIOSE 2011 de Andalucía, 1:10.000, y Mapa Forestal de España, 1:50 000) que la utilizada en estudios previos para la especie (CORINE Land Cover 2006, 1:100 000; Gastón *et al.*, 2016) proporciona modelos que expliquen mejor la selección de cubiertas forestales y no forestales por parte de los lince.

2. Material y métodos

2.1 Área de estudio

Se seleccionó como área de estudio la Comunidad Autónoma de Andalucía (87 637 km²), situada al Sur de España, debido a que, según los últimos censos, Andalucía alberga aproximadamente el 90% de los ejemplares de lince ibérico en libertad (Simón, 2016). También se tuvo en cuenta que la cartografía específica del Sistema de Información de Ocupación del Suelo de España en Andalucía (SIOSE Andalucía) tiene mayor resolución, detalle y actualidad de los datos que otras cartografías. Las localizaciones GPS-GSM empleadas en el estudio provienen de ejemplares de lince ibérico distribuidos principalmente en dos zonas: Doñana-Aljarafe y Sierra Morena (*Fig. 1*). Las cubiertas forestales son muy heterogéneas y constituyen el 49% de su extensión (Junta de Andalucía, 2014). Las cubiertas no forestales se componen de agrosistemas (41%), zonas urbanas e infraestructuras (7%), y masas de agua y zonas húmedas (3%). La extensión de las cubiertas ha ido cambiando a lo largo del tiempo, habiéndose observado procesos de matorralización en tierras agrícolas marginales (e.g. serranía onubense), así como aumento de la superficie, cobertura y densidad de masas arboladas (e.g. quercíneas en la provincia de Córdoba; Bermejo *et al.*, 2011). Asimismo, ha sido notable el rápido e intenso cambio en la gestión de los

agrosistemas tradicionales de secano por monocultivos y sistemas de regadío, la expansión urbanística y el crecimiento de infraestructuras en los últimos años (Bermejo *et al.*, 2011). Las transformaciones antrópicas son causantes de la pérdida y fragmentación de buena parte del hábitat del lince ibérico, coincidiendo en el tiempo estas alteraciones del hábitat con la época de mayor retroceso de la especie debido a la persecución directa de individuos.

2.2 Tipos de cubierta

Para la obtención de los tipos de cubierta se clasificó la información de la base cartográfica del Sistema de Ocupación del Suelo de España para Andalucía (SIOSE Andalucía) desarrollada en 2011 a escala 1:10 000, (Junta de Andalucía, 2014). No conocemos otros estudios en ecología del paisaje que hayan utilizado esta cartografía, pero trabajos que emplearon el SIOSE España 2005, 1:25 000, señalan malas asignaciones o imprecisiones en los tipos de cubierta (Goerlich y Cantarino, 2012; García *et al.*, 2015; Acebes *et al.*, 2016). Sin embargo, su mayor grado de detalle espacial puede ser más realista en comparación con cartografías de menor resolución (Fernández *et al.*, 2014; Rocés, 2015; Acebes *et al.*, 2016). Por tanto, se consideró la posibilidad de que el SIOSE Andalucía, cuya escala es mayor al SIOSE España, podría permitir alcanzar mejores predicciones que la cartografía del CORINE Land Cover 2006, 1:100 000, utilizada en estudios recientes sobre la especie (Gastón *et al.*, 2016). Por otra parte, existe una mejor coincidencia temporal del SIOSE Andalucía 2011 con las localizaciones GPS-GSM de los lince, siendo esperable un mejor ajuste de las variables ambientales generadas con esta cartografía. Finalmente, para consultar errores de clasificación se utilizaron ortofotografías del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea con una resolución de 50 cm/píxel (PNOA; IGN, 2013) y el Mapa Forestal de España 1:50 000 (MFE50; MAGRAMA, 2006).

Basándose en estudios previos (Palma *et al.*, 1999; Palomares *et al.*, 2000; Palomares, 2001; Fernández *et al.*, 2003, 2006; Gil-Sánchez *et al.*, 2011; Gastón *et al.*, 2016) las categorías del SIOSE Andalucía se agruparon en ocho tipos de cubierta: inadecuado, cultivos de olivar, otros cultivos, pastizal, matorral, dehesas, bosque de frondosas y bosque de coníferas (*Tabla.1*). El tipo de cubierta inadecuado engloba masas de agua, áreas sin vegetación y zonas artificiales. La clasificación de los tipos de cubierta se realizó de acuerdo con la ocupación y porcentajes superficiales establecidos en cada polígono del SIOSE Andalucía. Las variables se rasterizaron con resolución de 30 metros. La categoría asignada originalmente como sin vegetación no coincidía frecuentemente con la observada en la ortofotografía, por lo que fue necesario realizar correcciones. Se consultó el MFE50 en los píxeles que correspondían a la clase sin vegetación del SIOSE Andalucía. En los píxeles en el que el tipo estructural según el MFE50 era también terreno sin vegetación no se realizaron correcciones y en el resto se asignó el tipo estructural del MFE50 en sustitución de la información del SIOSE Andalucía. El procesado de los datos espaciales se realizó en ArcGIS 10.1. (ESRI).

Tabla 1. Clasificación de los tipos de cubiertas.

Tipos de cubiertas para el modelo	Tipo de cubierta considerado	Correspondencia con las categorías de SIOSE Andalucía
1. Inadecuado	% superficie coberturas húmedas (humedales)	200, 201, 332
	% superficie masa de agua continental	310, 315, 317, 318, 319, 341, 345
	% superficie de masas de agua marina	210, 217, 231, 241, 291
	% superficie terrenos sin vegetación	931, 933, 934, 935, 941, 945, 950, 960, 1006, 1007
	% superficie usos artificiales (urbano, industrial...)	101-194, 203, 221, 222, 346, 403, 404, 936, 999, 1700-2008
2. Cultivos de Olivar	% superficie olivares (secano y regadío)	416, 428, 445, 963, 964, 965, 988
Otros cultivos*	% superficie cultivos herbáceos distintos del arroz	405
	% superficie cultivos herbáceos de arroz	421
	% superficie viñedos (secano y regadío)	417, 445, 967, 968, 989
	% superficie otros cultivos de árboles (secano y regadío)	428, 431, 435, 460, 961, 962, 963, 964, 965, 967, 968, 973, 974, 975, 977, 978, 979, 981, 982, 984, 986, 988, 989, 997
3. Pastizal	% superficie pastizales y prados (secano y regadío)	Todos los códigos, excepto los definidos en categoría dehesa y las variables fotointerpretadas (934, 935, 945, 1007)
4. Matorral	% superficie matorral	Todos los códigos, excepto los definidos en categoría dehesa y las variables fotointerpretadas (934, 935, 945, 1007)
5. Dehesas	% superficie dehesa	711, 715, 811, 815, 891, 895
6. Bosque de frondosas	% superficie arbolado frondosas	Todos los códigos, excepto los definidos en categoría dehesa y las variables fotointerpretadas (934, 935, 945, 1007)
7. Bosque de coníferas	% superficie arbolado coníferas	Todos los códigos, excepto los definidos en categoría dehesa y las variables fotointerpretadas (934, 935, 945, 1007)

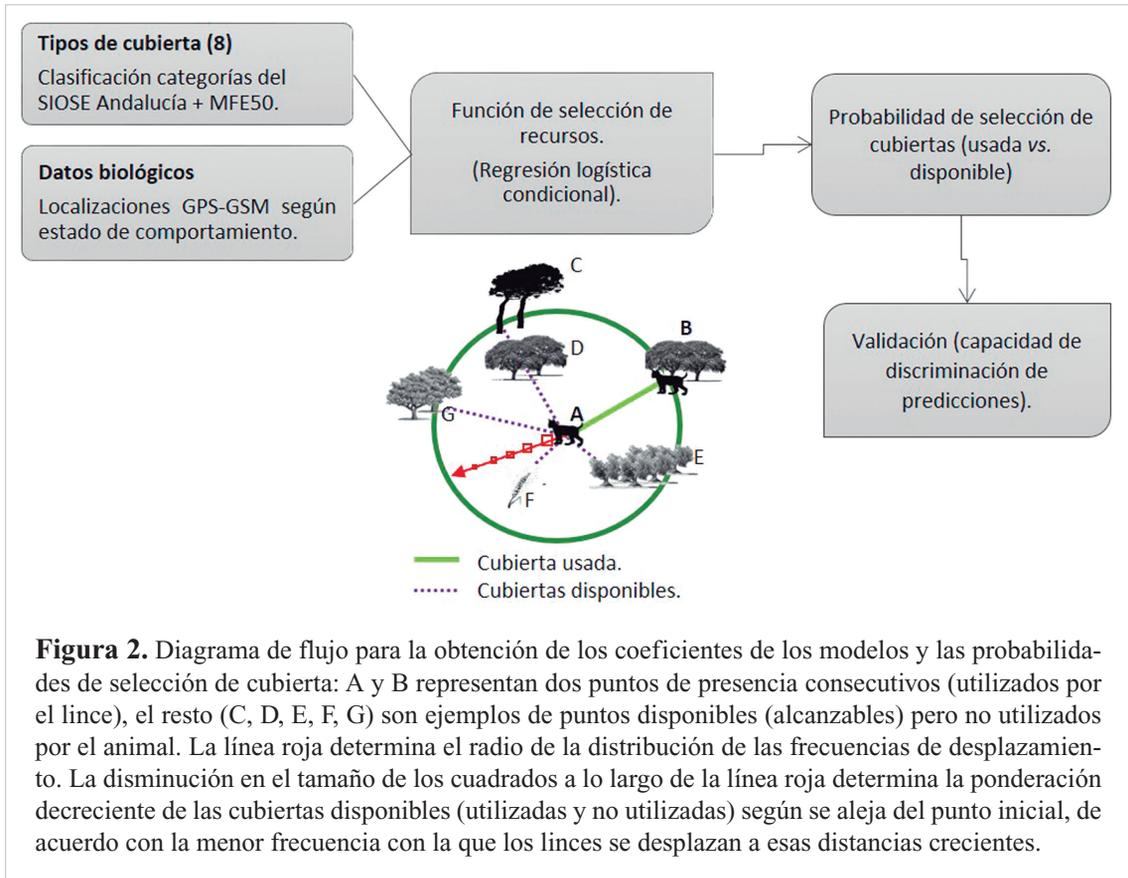
* El tipo de cubierta cultivos no está numerado al ser la variable de referencia en los modelos.

2.3 Análisis de datos y modelo estadístico

Se utilizaron 43 897 localizaciones provenientes de 48 lince con collares GPS-GSM que emiten señal cada 4 horas y cuyas coordenadas se han recogido entre diciembre de 2008 y noviembre de 2013. Las localizaciones se dividieron según el estado de comportamiento en *territoriales* (localizaciones dentro del área de campeo) y *dispersivos/exploratorios* (localizaciones fuera del área de campeo), de acuerdo

con la delimitación de las áreas de campeo de los lince realizada por Gastón *et al.* (2016) mediante la aplicación del método *a-LoCoH* (Getz *et al.*, 2007). Se obtuvieron 33 091 localizaciones territoriales y 10 806 localizaciones dispersivas/exploratorias.

Se aplicó una función de selección de recursos para comparar las cubiertas de suelo utilizadas frente a las disponibles (Zeller *et al.*, 2012). Se asume que un individuo prefiere una cubierta de suelo frente a otras disponibles cuando se registra su presencia en ella más frecuentemente que en las disponibles en su entorno. El hábitat disponible se definió calculando la proporción media de cada cubierta de suelo ponderada por la distancia al punto utilizado por el lince. La ponderación por distancia se calculó estudiando la distribución de frecuencias de las distancias recorridas cada 4 horas por el conjunto de lince (más detalle de la metodología en Gastón *et al.*, 2016). Se aplicó un modelo de regresión logística condicional para calcular la preferencia o el rechazo del lince ibérico por cada tipo de cubierta empleando la función *glm* del paquete *lme4* (Bates *et al.*, 2016) en R (R Core Team, 2015; *Fig. 2*). La variable ambiental cultivos se empleó como clase de referencia, lo que en regresión logística condicional implica un coeficiente de regresión de cero y una probabilidad 0.5 para los píxeles con 100% de la clase de referencia.



2.4. Validación del modelo

La capacidad predictiva del modelo se evaluó utilizando el área bajo la curva ROC (AUC) estimada a través de validación cruzada (Pearce y Ferrier, 2000). Valores próximos de AUC a 1 indican buena capacidad del modelo para discriminar entre cubiertas seleccionadas y no seleccionadas por el lince, mientras que valores próximos a 0.5 indican que el modelo discrimina tan mal como uno aleatorio.

2.5. Mapa de calidad de hábitat y de permeabilidad del territorio

Se aplicaron las ecuaciones de los modelos de regresión logística condicional a los rásteres de los tipos de cubierta obteniendo así mapas de probabilidad de selección del hábitat por parte del lince. Cada píxel del mapa de salida representa la probabilidad de que el lince seleccione esa celda tomando como referencia la clase de cultivos ($p=0.5$). Se ha realizado un mapa de calidad del hábitat y otro de permeabilidad del territorio de acuerdo a los modelos realizados para cada uno de los estados de comportamiento (i.e. territorial y dispersivo/exploratorio, respectivamente). Estos mapas se han obtenido con el paquete *raster* (Hijmans, 2016) del programa R.

3. Resultados

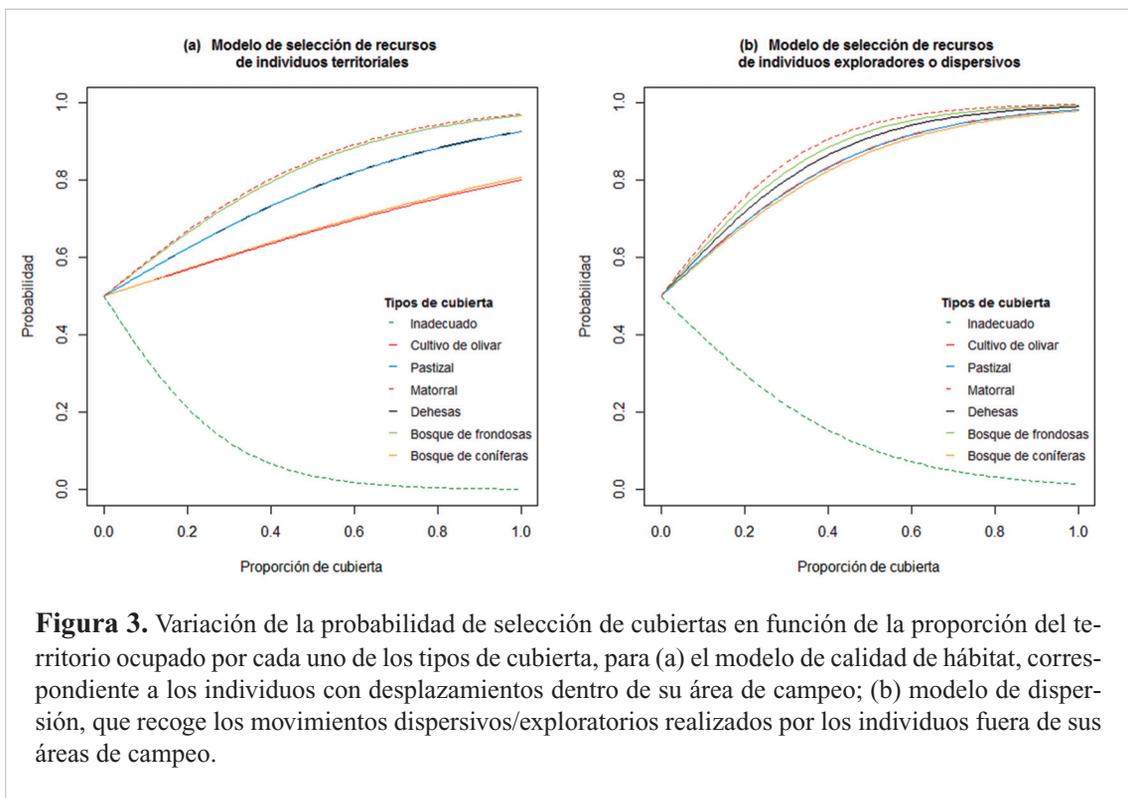
3.1. Influencia de las cubiertas del suelo en la selección de recursos

La capacidad predictiva de los modelos de calidad de hábitat (AUC= 0.729) y de permeabilidad del territorio (AUC=0.777) es aceptable y similar entre ellos, siendo ligeramente superior en este último.

En ambos modelos los lince seleccionan todas las cubiertas con mayor frecuencia que la clase de referencia (cultivos), excepto las áreas inadecuadas (superficies de agua, mar, humedal, artificial, sin vegetación), que son fuertemente evitadas por los lince (*Tabla 2, Fig. 3*). Los coeficientes del modelo de selección de recursos son más elevados, para todas las cubiertas, en el modelo de permeabilidad del territorio que en el modelo de calidad de hábitat, aunque en ambos modelos el matorral es el tipo de cubierta más preferido, seguido de cerca de los bosques de frondosas (*Tabla 2, Fig. 3*). A una distancia considerable del matorral y frondosas en cuanto a las preferencias de los lince en sus áreas de campeo, encontramos, a las cubiertas adhesionadas y pastizales, y con frecuencias de selección aun menores a los bosques de coníferas y olivares en el modelo de calidad del hábitat. Sin embargo, en el modelo de permeabilidad del territorio, los olivares alcanzan valores de preferencia similares a los de las dehesas y pastizales (*Tabla 2, Fig. 3*). Son de hecho los olivares los que presentan el mayor incremento en su coeficiente ajustado al pasar del modelo de calidad del hábitat al de permeabilidad del territorio (Δ 2.63; *Tabla 2*). Además, las diferencias entre clases disminuyen en el modelo de permeabilidad del territorio respecto al de calidad del hábitat (*Tabla 2*).

Tabla 2. Coeficientes ajustados en la regresión logística condicional, junto con sus errores estándar y niveles de significancia, para cada uno de los tipos de cubierta considerados en el modelo de calidad del hábitat y del modelo de permeabilidad del territorio ($***<0.001$, $**<0.01$, $*<0.1$). Al no existir término independiente en el modelo, el coeficiente para la clase de referencia, cultivos, es 0. En la última fila se indica el valor AUC de cada modelo ajustado.

	Variables	Modelo de calidad del hábitat	Modelo de permeabilidad del territorio
1	Áreas inadecuadas (agua, mar, humedal, artificial, sin vegetación)	-6.556 ± 0.225 ***	-4.234 ± 0.412 ***
2	Cultivos de olivar	1.394 ± 0.137 ***	4.027 ± 0.275 ***
3	Pastizal	2.52 ± 0.146 ***	4.006 ± 0.301 ***
4	Matorral	3.515 ± 0.136 ***	5.643 ± 0.278 ***
5	Dehesas	2.530 ± 0.132 ***	4.654 ± 0.273 ***
6	Bosque de frondosas	3.390 ± 0.141 ***	5.096 ± 0.301 ***
7	Bosque de coníferas	1.432 ± 0.169 ***	3.847 ± 0.320 ***
	Valor AUC	0.729	0.777



3.2. Mapas de calidad del hábitat y de permeabilidad del territorio

El modelo de calidad del hábitat muestra amplias zonas con una probabilidad de selección relativamente elevada para el asentamiento de linces. De hecho, algunas de estas zonas presentan valores de probabilidad de selección superiores a las

del núcleo de población Doñana-Aljarafe, que además se halla rodeado por un paisaje dominado por una baja probabilidad de selección (*Fig. 4*). Por el contrario, la población norteña (Sierra Morena) y sus alrededores muestran valores elevados de probabilidad de selección (*Fig. 4*). El modelo de permeabilidad del territorio refleja una situación similar. La población de Doñana-Aljarafe se encuentra rodeada por una matriz mucho menos permeable que la de la población de Sierra Morena (*Fig. 5*).

Por otro lado, es más homogénea la probabilidad de selección del paisaje en el modelo de permeabilidad que en el de calidad del hábitat (*Fig. 4 y 5*). La mayor homogeneidad de la distribución espacial de los valores del modelo de permeabilidad refleja que la especie es capaz de utilizar una mayor variedad de tipos de cubiertas en sus desplazamientos dispersivos, en comparación con una selección más restrictiva, concentrada en un menor conjunto de condiciones de cubierta, en el modelo de hábitat.

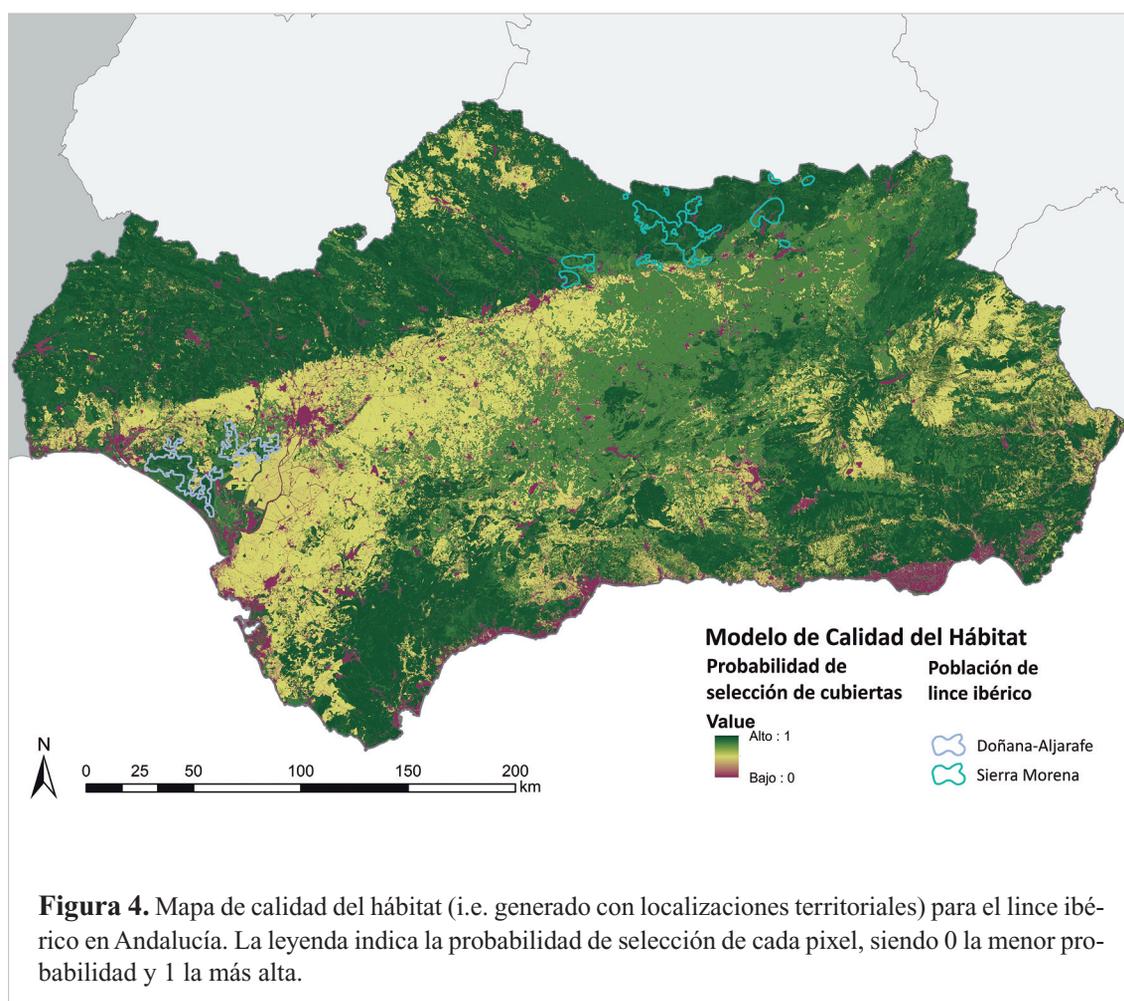
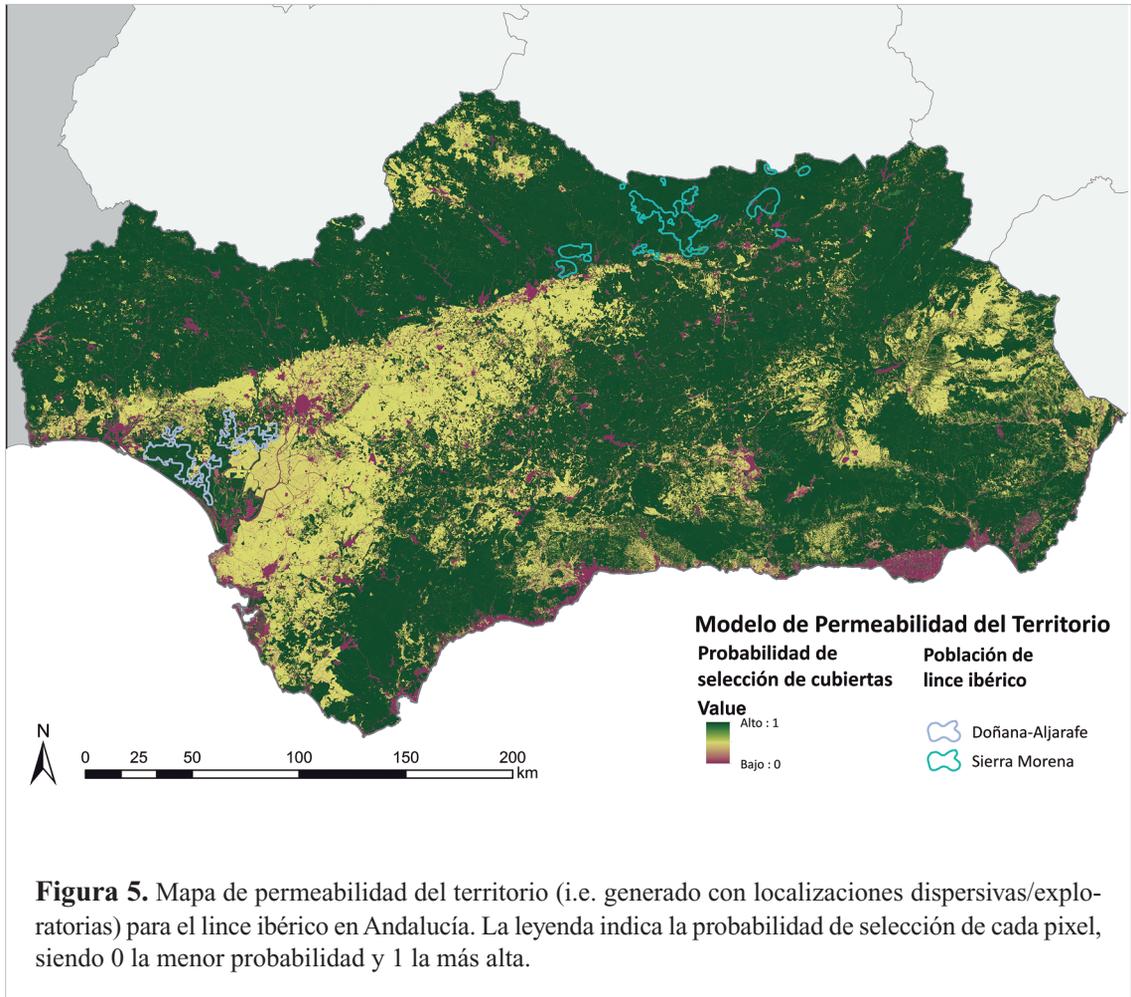


Figura 4. Mapa de calidad del hábitat (i.e. generado con localizaciones territoriales) para el lince ibérico en Andalucía. La leyenda indica la probabilidad de selección de cada pixel, siendo 0 la menor probabilidad y 1 la más alta.



4. Discusión

4.1. Influencia del estado de comportamiento y de la resolución de la cartografía en la selección de recursos

Los estudios de selección de recursos ayudan a entender el comportamiento animal y su relación con el paisaje (Zeller *et al.*, 2014). Además, pueden ser de gran utilidad para proponer medidas de gestión que contribuyan a mejorar el estado de conservación de la especie estudiada (Zeller *et al.*, 2012). No obstante, la fiabilidad de estos análisis depende de los datos biológicos disponibles y de la información cartográfica empleada para generar las variables ambientales (Zeller *et al.*, 2012). Habitualmente se considera que se obtienen resultados más precisos cuando la información biológica es más detallada, y la resolución de los datos ambientales mayor (Tattoni *et al.*, 2012; Zellweger *et al.*, 2014; Gastón *et al.*, 2016, 2017).

Disponer de un amplio y detallado conjunto de datos biológicos permite diferenciar estados de comportamiento y analizar con rigor el uso del territorio por parte de

la especie considerada; este ha sido el caso de este trabajo, que ha analizado decenas de miles de localizaciones GPS de 48 lince, que representan aproximadamente el 12% de la población total estimada en 2015 (Simón, 2016). Los resultados de los modelos muestran diferencias en el uso del paisaje entre los individuos con comportamiento territorial y los que se encuentran en dispersión o realizando movimientos exploratorios. Se ha encontrado en éstos últimos una mayor plasticidad en el uso de cubiertas del paisaje, es decir, una probabilidad de selección similar, y relativamente elevada, para una mayor variedad de cubiertas (*Fig. 4*). Este resultado se ha observado en otros estudios de lince ibérico y en otras especies (Mateo-Sánchez *et al.*, 2015; Gastón *et al.*, 2016; Abrahms *et al.*, 2017; Keeley *et al.*, 2017). Esto hace pensar que otras especies puedan mostrar también mayor plasticidad en estados de comportamiento dispersivos/exploratorios. Así, la separación de información biológica en función del estado de comportamiento aporta un conocimiento más exhaustivo y específico del uso que hacen del paisaje las especies cuando se dispersan. Por este motivo, resulta aconsejable diferenciar estados de comportamiento en los estudios de selección de recursos para desarrollar modelos de hábitat y de permeabilidad, así como para apoyar los análisis de conectividad que se apoyan en estos últimos.

En cuanto a los datos ambientales, al contrario de lo esperado, la mayor resolución y grado de detalle del SIOSE Andalucía no ha mejorado la capacidad de predicción de los modelos respecto a los desarrollados con CORINE Land Cover (Gastón *et al.*, 2016). Es posible que la capacidad predictiva de nuestros modelos sea resultado de una menor distinción de variables. Por ejemplo, no ha sido posible conocer la influencia del estado de los cultivos (i.e. secano y regadío) ni de su grado de intensificación debido a la falta de atribución de estas características a las categorías de la cartografía utilizada. Consecuencia de esta carencia es la agrupación de cultivos diversos en una única variable. Esta falta de información puede equilibrar los efectos positivos y negativos de los diferentes tipos de cultivos sobre la especie. Sin duda, esto supone una limitación en el ajuste de los modelos, ya que recientemente se han encontrado diferencias significativas en la selección de las cubiertas agrícolas según su tipología (Gastón *et al.*, 2016). Por otra parte, es relevante considerar qué finalidad tiene la cartografía a utilizar, con el objeto de evitar inconvenientes en análisis no orientados a esa finalidad. El SIOSE Andalucía se centra en determinar modificaciones de los usos del suelo, lo cual hace que usos urbanos e industriales tengan mayor importancia sobre la caracterización de cubiertas en comparación con el resto. A ello se suman los problemas hallados durante la clasificación de la categoría sin vegetación, lo cual hace que, pese a la escala de detalle, no se recomiende el uso de esta cartografía para este tipo de análisis en el futuro, a menos hasta que se subsane el error o se corrija con otras fuentes de datos más fiables para estas cubiertas. A pesar de no haber obtenido un mejor ajuste, los resultados obtenidos son acordes con conocimientos previos sobre la especie, y la información resulta beneficiosa para la modelización de mapas de calidad del hábitat y permeabilidad del territorio al aportar una mayor precisión en la representación espacial de las zonas del territorio más adecuadas para la especie. Se considera que sería conveniente utilizar, en estudios futuros de mayor detalle, otro tipo de datos espaciales con elevada resolución (e.g. datos

LiDAR) que sean capaces de identificar elementos del paisaje importantes para el asentamiento y dispersión de los lince, como se ha observado en otras especies (Keller y Smith, 2014).

4.2. Implicaciones en la disponibilidad de hábitat y conectividad del paisaje para el lince ibérico

Los resultados obtenidos en el modelo de calidad de hábitat concuerdan con estudios previos sobre la preferencia del lince por matorrales y bosques de frondosas, que constituyen en definitiva el monte mediterráneo que es el hábitat preferido por la especie. Aunque en menor medida, la especie también muestra un uso frecuente de las cubiertas adhesionadas y los pastizales, y en el caso de los movimientos dispersivos, también de los olivares, considerándose, consecuentemente, estas formaciones de importancia para los mosaicos y paisajes heterogéneos en los que se encuentra la especie (Garrote *et al.*, 2016; Gastón *et al.*, 2016).

Para incrementar la disponibilidad del hábitat del lince y favorecer el asentamiento de poblaciones en nuevas áreas, se han identificado amplias zonas de calidad de hábitat relativamente elevada en Andalucía que podrían ser adecuadas para el establecimiento de individuos (*Fig. 4*). Por el contrario, el entorno del núcleo de población de Doñana-Aljarafe presenta una calidad de hábitat relativamente baja, cuya mejora podría lograrse a través de medidas de gestión que fomenten prácticas agrícolas menos intensivas como reducir la superficie de cultivos de regadío o establecer vegetación natural dispersa entre cultivos.

Los modelos de permeabilidad del hábitat muestran una mayor predisposición para seleccionar cubiertas diversas en relación a los modelos de calidad de hábitat. El lince ibérico prefiere principalmente matorrales y bosques de frondosas, pero también selecciona con frecuencia otras cubiertas. Así adquieren mayor importancia en los movimientos dispersivos, en comparación con el modelo de hábitat, los cultivos de olivar, las áreas adhesionadas y zonas arboladas de coníferas. Por otra parte, se observa una ligera aproximación del coeficiente de la variable de cubiertas inadecuadas a la de referencia, lo cual sugiere una relativamente mayor tolerancia sobre cubiertas adversas cuando los lince realizan movimientos de dispersión o exploración.

El modelo de permeabilidad del paisaje ha identificado que la población de Sierra Morena se encuentra rodeada de áreas permeables, especialmente hacia el oeste donde además hay zonas de buena calidad de hábitat para el establecimiento de individuos. Contrariamente, el territorio alrededor de la población de Doñana-Aljarafe presenta una baja permeabilidad al movimiento de individuos con excepción de una franja estrecha siguiendo el curso del río Guadiamar por donde los individuos podrían desplazarse con mayor facilidad (*Fig. 5*; Blázquez-Cabrera *et al.*, 2016). Es, por tanto, primordial la conservación y restauración de las zonas alrededor de la población de Doñana-Aljarafe para aumentar la posibilidad de flujo de individuos entre esta población y el resto. Aun así, deben tenerse en cuenta otros factores que influyen en la expansión natural del lince ibérico (e. g. nivel de saturación de cada población, densidad de conejos) para determinar dónde resultan más necesarias la aplicación de medidas.

Las medidas de conservación que se realicen sobre el hábitat del lince ibérico pueden beneficiar, en general, a muchas de las especies asociadas al monte mediterráneo. Del mismo modo otras especies pueden verse también favorecidas por un modelo agrícola menos intensivo. La realización de medidas que fomenten una mayor permeabilidad de la matriz es especialmente importante en la zona crítica de paso detectada entre la población de Doñana-Aljarafe y el resto del territorio (*Fig. 5*), lo cual supondría el aumento de la permeabilidad de estas zonas del territorio para facilitar el flujo de individuos.

5. Conclusiones

Este estudio contribuye a mejorar el conocimiento sobre la selección de cubiertas del suelo del lince ibérico en Andalucía, donde se encuentra la mayor parte de la población peninsular de esta especie en peligro de extinción. Los resultados obtenidos aportan información que puede ser de utilidad para el establecimiento de medidas de conservación de la especie a escala de paisaje. Primero, las diferencias observadas entre los modelos obtenidos según el estado de comportamiento (territorial frente a dispersivo/exploratorio) confirman la plasticidad dispersora del lince ibérico al seleccionar con frecuencia una mayor variedad de cubiertas en comparación con las preferencias más restringidas que manifiestan los lince territoriales. Segundo, los modelos de selección de recursos muestran la existencia de áreas con una calidad del hábitat relativamente elevada donde es posible considerar el potencial establecimiento de zonas de reintroducción. Tercero, corroboran la existencia de una zona de baja permeabilidad al movimiento de individuos entre la población Doñana-Aljarafe y el resto de poblaciones del territorio andaluz, aliviada solo por algunos corredores estrechos como el del río Guadiamar. Cuarto, sugieren que el aumento del grado de detalle y resolución espacial de la cartografía no mejora necesariamente los resultados en los modelos de selección de recursos. Finalmente, se recomienda, teniendo en cuenta estos resultados, el uso de datos biológicos de individuos territoriales para desarrollar modelos de calidad de hábitat y determinar áreas óptimas para el establecimiento de individuos y el uso de datos biológicos de individuos en dispersión para desarrollar modelos de permeabilidad del territorio y realizar análisis de conectividad ecológica entre las poblaciones de lince ibérico.

Agradecimientos

Este estudio ha sido posible gracias al apoyo y los datos de los collares GPS-GSM proporcionados por el proyecto LIFE+ Iberlince (LIFE10NAT/ES/570) y la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía. También agradecer a la Sociedad Española de Ciencias Forestales (SECF) por la realización anual de los premios universitarios y otorgar a este trabajo el primer premio universitario 2016 en la categoría de trabajo fin de carrera.

6. Bibliografía

- Abrahms, B., Sawyer, S.C., Jordan, N.R., McNutt, J.W., Wilson, A.M. y Brashares, J.S. (2017). Does wildlife resource selection accurately inform corridor conservation?, *Journal of Applied Ecology*, 54, pp. 412-422. doi: 10.1111/1365-2664.12714.
- Acebes, P., Pereira, D. y Oñate, J. J. (2016). Towards the identification and assessment of HNV Dehesas: a meso-scale approach, *Agroforestry Systems*, 90(1), pp. 7-22. doi: 10.1007/s10457-014-9756-8.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B. y Walker, S. (2016). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4., *Journal of Statistical Software*, 67(1), pp. 1-112. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Bermejo, D., Cáceres, F. y Moreira, J.M. (2011). *Medio siglo de cambios en la evolución de usos de suelo de Andalucía 1956-2007*. Conserjería de Medio Ambiente e Instituto de Estadística y Cartografía, Junta de Andalucía. Sevilla. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.
- Blázquez-Cabrera, S., Gastón, A., Beier, P., Garrote, G., Simón, M.Á. y Saura, S. (2016). Influence of separating home range and dispersal movements on characterizing corridors and effective distances, *Landscape Ecology*, 31(10), pp. 2355-2366. doi: 10.1007/s10980-016-0407-5.
- Fernández, D., Barquín, J., Álvarez-Cabria, M. y Peñas, F.J. (2014). Land-use coverage as an indicator of riparian quality, *Ecological Indicators*, 41, pp. 165-174. doi: 10.1016/j.ecolind.2014.02.008.
- Fernández, N., Delibes, M. y Palomares, F. (2006). Landscape evaluation in conservation: Molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx, *Ecological Applications*, 16(3), pp. 1037-1049. doi: 10.1890/1051-0761(2006)016%5B1037:LEICMS%5D2.0.CO;2.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F. y Mladenoff, D.J. (2003). Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: Inferences from a fine-scale spatial analysis, *Ecological Applications*, 13(5), pp. 1310-1324. doi: 10.1890/02-5081.
- García, E.D., Chas-Amil, M.L. y Touza, J. (2015). Assessment of the Spanish land cover information to estimate forest area in Galicia, *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 69, pp. 333-350.
- Garrote, G., López, G., Bueno, J.F., Ruiz, M., de Lillo, S. y Simón, M.Á. (2016). Iberian lynx (*Lynx pardinus*) breeding in olive tree plantations, *Mammalia*, 8(4), pp. 405-409. doi: 10.1515/mammalia-2015-0124.
- Gastón, A., Blázquez-Cabrera, S., Garrote, G., Mateo-Sánchez, M.C., Beier, P., Simón, M.A. y Saura, S. (2016). Response to agriculture by a woodland species depends on cover type and behavioural state: Insights from resident and dispersing Iberian lynx, *Journal of Applied Ecology*, 53, pp. 814-824. doi: 10.1111/1365-2664.12629.
- Gastón, A., Ciudad, C., Mateo-Sánchez, M.C., García-Viñas, J.I., López-Leiva, C., Fernández-Landa, A., Marchamalo, M., Cuevas, J., de la Fuente, B., Fortin, M.J. y Saura, S. (2017). Species' habitat use inferred from environmental variables at multiple scales: How much we gain from high-resolution vegetation data?, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 55, pp. 1-8. doi: 10.1016/j.jag.2016.10.007.
- Getz, W.M., Fortmann-Roe, S., Cross, P.C., Lyons, A.J., Ryan, S.J. y Wilmsers, C.C. (2007). LoCoH: Nonparametric Kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions, *PLoS ONE*, 2(2), pp. 1-11. doi: 10.1371/journal.pone.0000207.

- Gil-Sánchez, J.M., Arenas-Rojas, R., García-Tardío, M., Rodríguez-Siles, J. y Simón-Mata, M.Á. (2011). Habitat assessment to select areas for reintroduction of the endangered Iberian lynx, *Wildlife Biology in Practice*, 7(2), pp. 1-19. doi: 10.2461/wbp.2011.7.16.
- Gil-Sánchez, J.M., Simón, M.Á., Cadenas, R., Bueno, J., Moral, M. y Rodríguez-Siles, J. (2010). Current Status Of the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Eastern Sierra Morena, Southern Spain, *Wildlife Biology in Practice*, 6(3), pp. 14-33. doi: 10.2461/wbp.lynx.2.
- Goerlich, F. J. y Cantarino, I. (2012). *Una grid de densidad de población para España. Informe Técnico*. 1a Edición. Fundación BBVA.
- Hijmans, R. J. (2016). Geographic Data Analysis and Modeling. R package raster version 2.5-8. Comprehensive R Archive Network (CRAN). Disponible en: <http://cran.r-project.org/package=raster> (Accedido: 2 de septiembre de 2016).
- IGN (2013). *Ortofotos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea (PNOA) de máxima actualidad, escala 1:50.000, resolución de 50 cm. Datum ETRS89, Huso 29 y 30, Instituto Geográfico Nacional, Ministerio de Fomento*. Disponible en: <http://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/catalogo.do#selectedSerie> (Accedido: 25 de julio de 2015).
- Junta de Andalucía (2014). *Base cartográfica SIOSE Andalucía 2011. Ocupación del Suelo, Junta de Andalucía: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio*. Disponible en: http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam/menu-item.04dc44281e5d53cf8ca78ca731525ea0/?vgnextoid=ca74d2aa40504210Vgn-VCM1000001325e50aRCRD&vgnnextchannel=7b3ba7215670f210Vgn-VCM1000001325e50aRCRD&vgnnextfmt=rediam&lr=lang_es&lr=lang_es (Accedido: 15 de julio de 2015).
- Keeley, A.T.H., Beier, P., Keeley, B.W. y Fagan, M.E. (2017). Habitat suitability is a poor proxy for landscape connectivity during dispersal and mating movements, *Landscape and Urban Planning*. Elsevier B.V., 161, pp. 90-102. doi: 10.1016/j.landurbplan.2017.01.007.
- Keller, J. K. y Smith, C. R. (2014). *Improving GIS-based Wildlife-Habitat Analysis*. Springer International Publishing (SpringerBriefs in Ecology). doi: 10.1007/978-3-319-09608-7.
- López-Parra, M., Fernández, L., Ruiz, G., Gil-Sánchez, J. M., Simón, M. Á., López, G. y Sarmiento, P. (2012). Change in demographic patterns of the Doñana Iberian lynx *Lynx pardinus*: management implications and conservation perspectives, *Oryx*, 46(3), pp. 403-413. doi: 10.1017/S0030605311000676.
- MAGRAMA (2006). *Mapa Forestal de España 1:50.000 (MFE), Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50_descargas_andalucia.aspx (Accedido: 16 de julio de 2015).
- Mateo-Sánchez, M.C., Gastón, A., Ciudad, C., García-Viñas, J.I., Cuevas, J., López-Leiva, C., Fernández-Landa, A., Algeet-Abarquero, N., Marchamalo, M., Fortin, M.J. y Saura, S. (2015). Seasonal and temporal changes in species use of the landscape: how do they impact the inferences from multi-scale habitat modeling?, *Landscape Ecology*, 31(6), pp. 1261-1276. doi: 10.1007/s10980-015-0324-z.
- Palma, L., Beja, P. y Rodrigues, M. (1999). The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution, *Journal of Applied Ecology*, 36(5), pp. 812-824. doi: 10.1046/j.1365-2664.1999.00436.x.
- Palomares, F. (2001). Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: Implications for the design of reserves and corridors, *Journal of Applied Ecology*, 38(1), pp. 9-18. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00565.x.

- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J. y Revilla, E. (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats, *Conservation Biology*, 14(3), pp. 809-818. doi: 10.1046/j.1523-1739.2000.98539.x.
- Pearce, J. y Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression, *Ecological Modelling*, 133(3), pp. 225-245. doi: 10.1016/S0304-3800(00)00322-7.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing., *R Foundation for Statistical Computing*, p. Vienna, Austria. Disponible en: <https://www.r-project.org/>
- Roces, J.V. (2015). *Spatial analysis at multiple scales of ecosystem services supply of forest and agricultural landscapes in NW Iberian Peninsula*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- Rodríguez, A. y Calzada, J. (2015). *Lynx pardinus*, *The IUCN Red List of Threatened Species*. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/details/12520/0> (Accedido: 7 de marzo de 2016).
- Simón, M.A. (2016). *Censo de las poblaciones andaluzas de lince ibérico. Año 2015, Life + Proyecto Iberlince*. Disponible en: http://www.iberlince.eu/images/docs/3_Informes-LIFE/Informe_Censo_2015.pdf (Accedido: 5 de abril de 2016).
- Simón, M.Á., Gil-Sánchez, J.M., Ruiz, G., Garrote, G., McCain, E.B., Fernández, L., López-Parra, M., Rojas, E., Arenas-Rojas, R., Rey, T. Del, García-Tardío, M. y López, G. (2012). Reverse of the Decline of the Endangered Iberian Lynx, *Conservation Biology*, 26(4), pp. 731-736. doi: 10.1111/j.1523-1739.2012.01871.x.
- Tattoni, C., Rizzolli, F. y Pedrini, P. (2012). Can LiDAR data improve bird habitat suitability models?, *Ecological Modelling*, 245, pp. 103-110. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.03.020.
- Zeller, K.A., McGarigal, K., Beier, P., Cushman, S.A., Vickers, T.W. y Boyce, W.M. (2014). Sensitivity of landscape resistance estimates based on point selection functions to scale and behavioral state: Pumas as a case study, *Landscape Ecology*, 29(3), pp. 541-557. doi: 10.1007/s10980-014-9991-4.
- Zeller, K.A., McGarigal, K. y Whiteley, A.R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: A review, *Landscape Ecology*, 27(6), pp. 777-797. doi: 10.1007/s10980-012-9737-0.
- Zellweger, F., Morsdorf, F., Purves, R.S., Braunisch, V. y Bollmann, K. (2014). Improved methods for measuring forest landscape structure: LiDAR complements field-based habitat assessment, *Biodiversity and Conservation*, 23(2), pp. 289-307. doi: 10.1007/s10531-013-0600-7.