

Manual iberlince



iberlince

**Protocolo de Selección
de Áreas de Reintroducción
de Lince Ibérico
dentro del proyecto
Life Iberlince**

José Vicente Oropeza

Este manual ha sido editado por el Servicio de Espacios Naturales de la Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Castilla-La Mancha, en desarrollo de la acción A.5 Actualización del modelo de reintroducción, selección de áreas y jornadas para revisión y redacción de protocolos de análisis, de informes del proyecto Life + IBERLINCE Recuperación de la distribución histórica del Lince Ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal (LIFE10NAT/ES/570).

Agradecimientos

Ana Zúquete revisó la versión portuguesa y Ana Rodríguez Prieto realizó numerosas correcciones a la versión la inglesa de este manual.

Maquetación e impresión: AGSM Artes Gráficas

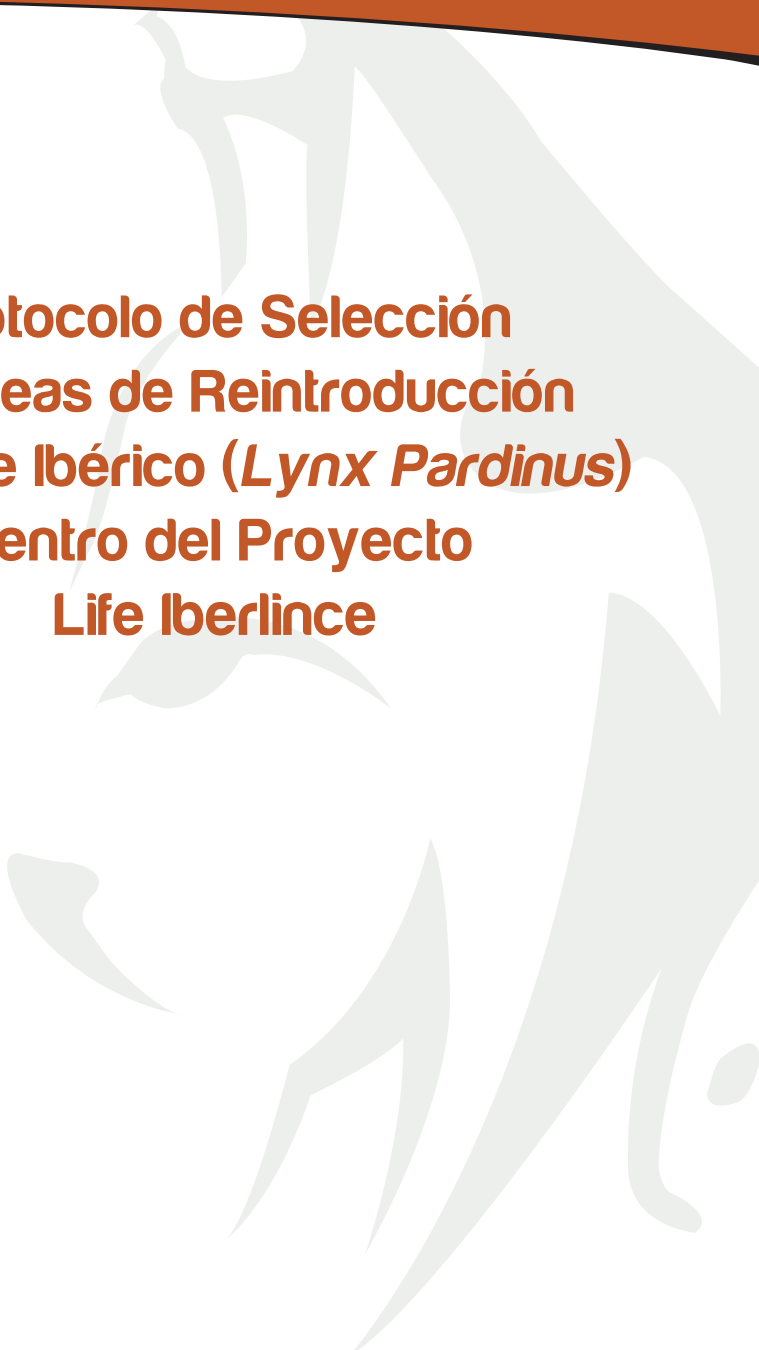
Protocolo de Selección de Áreas de Reintroducción de Lince Ibérico (*Lynx Pardinus*) Dentro del Proyecto Life Iberlince



**El presente documento ha sido realizado
por el Equipo del proyecto Life+IBERLINCE:
Recuperación de la distribución histórica del Lince Ibérico
en España y Portugal (2011-2016)**

ÍNDICE

	Pag
Versión Española	7
Versión Portuguesa	35
Versión Inglesa	63
Bibliografía	90



Protocolo de Selección de Áreas de Reintroducción de Lince Ibérico (*Lynx Pardinus*) Dentro del Proyecto Life Iberlince

Introducción

La correcta selección de las áreas de reintroducción es un paso clave en el proceso de recuperación de poblaciones extintas de especies amenazadas (Brocke et al., 1991; IUCN, 1998; Seddon, 1999; Breitenmoser et al., 2001; Schadt et al., 2002).

El lince ibérico (*Lynx pardinus*) se encuentra “críticamente amenazado” (Nowell, 2002); en paralelo a la conservación estricta de sus dos últimas poblaciones (Simón Mata, 2006; Simón Mata et al., 2009; Gil-Sánchez et al., 2010) el aumento de efectivos por medio de las reintroducciones se ha propuesto como la única actuación capaz de salvaguardar a largo plazo esta emblemática especie (Breitenmoser et al., 2006).

A priori, el hábitat potencial de la especie se encuentra altamente fragmentado (Guzmán et al., 2004; Sarmiento et al., 2004). Se hace imprescindible elaborar un plan de trabajo que configure el protocolo metodológico común para la selección de las áreas de reintroducción trascendiendo los límites político-administrativos. De esta forma podrá desarrollarse de manera coherente el proceso de recuperación del lince ibérico desde la crítica etapa inicial en los dos países de la UE (España y Portugal) y las comunidades autónomas implicadas.

En el presente documento se expone una propuesta metodológica para la evaluación y selección de las futuras áreas de reintroducción del lince ibérico en toda su área de presencia histórica. La base para definir el proceso de selección de las áreas de

reintroducción ha sido el utilizado en Andalucía (García y Gil, 2008; Gil-Sánchez et al., in pres) ya que a día de hoy la información científico técnica disponible al respecto es muy limitada y dado que la experiencia andaluza ha llevado a sendos ensayos de reintroducción sobre protocolos de liberación de la especie.

Dado el nuevo marco desde el que Iberlince (LIFE10 NAT/ES/570 *Recuperación de la distribución histórica de Lince ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal*) plantea la reintroducción, se efectúan una serie de modificaciones respecto al protocolo de partida, acordadas en las Jornadas que contempla la acción A.5 del proyecto (“Actualización del modelo de áreas de reintroducción, selección de áreas y jornadas para la revisión y redacción de protocolos de análisis e informes”). Por otro lado, en el momento de redactar este protocolo están aún por desarrollarse varias acciones del proyecto cuyos resultados condicionarán a posteriori dicha redacción. Entre ellas se incluyen jornadas temáticas sobre mejoras de hábitat, permeabilización de vías y conectividad y protocolos sanitarios, en las que se discutirán metodologías que podrían aportar consideraciones a incluir en este protocolo.

El presente protocolo contribuirá al desarrollo del contenido del programa de reintroducción del lince ibérico en España y Portugal, que en la actualidad se realiza en el seno del Grupo de Trabajo del Lince ibérico. Para ello, se establecerá un mecanismo de coordinación de ambas iniciativas dando así cumplimiento a una necesidad práctica y a lo establecido en el acta de la última reunión de dicho Grupo. Se velará por la integración del presente protocolo con el programa teniendo en consideración las obligaciones y compromisos adquiridos por los beneficiarios de Iberlince en relación al cumplimiento del proyecto LIFE.

El programa será el documento técnico y científico que se remita por parte del Grupo de Trabajo a la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente española para su aprobación, momento en el cuál se convertirá en vinculante para España. En el caso de Portugal, el documento será remitido, a través de la Comisión Multilateral, a dicho país para su reconocimiento formal.

Descripción del Protocolo

El presente protocolo se redacta teniendo en cuenta lo establecido en una serie de documentos y experiencias de referencia:

- Las recomendaciones del documento “Guías para las reintroducciones” elaborada por el Grupo de Especialistas en Reintroducciones de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).
- Las consideraciones establecidas en el propio proyecto LIFE Iberlince.

- Bibliografía científica y técnica, en especial los trabajos de Rodríguez y Delibes (1990), Guzmán et al. (2004) y Sarmiento et al. (2009) y los realizados en Portugal por el Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) en 2009, 2010 e 2011, coordinados por P. Sarmiento. La experiencia adquirida, las conclusiones y los trabajos realizados en el seno de los proyectos LIFE02 NAT/E/8609, LIFE06 NAT/E/000209, LIFE94/E/A222/E01189/CAL, LIFE98 NAT/E/5343, LIFE NAT 02/E/8617, LIFE+ NAT 07/E/000742, LIFE B4-3200/94/767, LIFE B4-3200/99/00642, LIFE06 NAT/P/191 y LIFE08 NAT/P/227
- Los contenidos del Plano de Acção para a Conservação do lince ibérico (Portugal)
- Las líneas y procedimientos establecidos en la Estrategia para la Conservación del lince ibérico (España)
- El Memorando de Entendimiento sobre colaboración transfronteriza para la conservación del águila imperial y el lince ibérico (1 de octubre de 2004) firmando entre los respectivos Ministros de Portugal y España.
- El Acuerdo de Cooperación entre la República Portuguesa y el Reino de España, relativo al Programa de Cría en Cautividad del lince ibérico (31 de agosto de 2007 en Lisboa) por el cuál se crea una Comisión Mixta para la Conservación del lince ibérico.
- El Protocolo de cesión de España a Portugal de ejemplares de lince ibérico (28 de junio de 2009 en Penamacor).



- La Comisión Multilateral Ibérica para la conservación del Lince ibérico, creada por acuerdo entre el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España, la Junta de Andalucía, la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, la Junta de Extremadura y el Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional de Portugal..
- Los proyectos de reintroducción realizados en otros países con especies similares al lince ibérico.

Se propone una metodología basada en modelación meta-poblacional y en la utilización de modelos espacialmente explícitos determinados por los requisitos ecológicos de la especie. Estos modelos se alimentarían de los datos de seguimiento de radio-telemetría de las poblaciones de Doñana y de Sierra Morena.

Actualmente existen métodos bastante informativos para la evaluación de hábitat usando modelos espacialmente explícitos, como la Distancia de Mahalanobis (D^2) (Thatcher et al., 2006). El método construye un mapa continuo predictivo de la distribución de la especie partiendo de datos de presencia. Se asume que las áreas actualmente ocupadas por la especie son las que presentan características óptimas para su presencia en función de varias componentes (hábitat, presas, amenazas...). El método permite evaluar la calidad del hábitat como un continuo en vez de establecer una categorización de "adecuado" o "no adecuado".

Para el gran tamaño del territorio sobre el que se seleccionan las áreas, la bibliografía existente recomienda que la selección se efectúe en dos fases diferentes:

1ª) Selección de áreas a gran escala: su objetivo es detectar a escala regional las zonas que mantienen unas condiciones generales mínimas en cuanto a estructura

del hábitat, tamaño del territorio, disponibilidad de alimento y grado de protección legal, de cara a la recuperación de poblaciones teóricamente viables de la especie. Esta selección debe estar finalizada antes del 30 de abril de 2012

Esta primera selección se llevará a cabo con la ayuda de un Sistema de Información Geográfica por parte de una empresa contratada al efecto por la Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía. El proceso para



su definición tendrá carácter dinámico, con reuniones permanentes entre los socios del proyecto Iberlince y la empresa para el ajuste constante del modelo, cuya base metodológica deberá ser claramente establecida y podrá seguir varias alternativas simultáneamente.

2ª) Selección de áreas a escala de detalle: su objetivo es evaluar con el mayor detalle posible las zonas pre-seleccionadas en la primera etapa del proceso, mediante el estudio de los factores clave que condicionan los requerimientos ecológicos de la especie y, por lo tanto, la viabilidad real de la población potencial de cada zona. De esta fase se obtiene la información que permite decidir la selección final de las áreas de reintroducción.

El resultado de la aplicación del presente protocolo refrendará su rigor técnico en la utilización del Sistema de Información Geográfica, la ponderación de variables y la robustez estadística de los datos numéricos manejados.

I.- Selección de Áreas a Gran Escala

La selección de áreas a gran escala (500 x 500 m) tendrá en cuenta los siguientes factores:

- 1.- Disponibilidad de **hábitat adecuado** desde un punto de vista estructural.
- 2.- Disponibilidad de **conejo de monte** (*Oryctolagus cuniculus*) en las zonas con hábitat adecuado.
- 3.- **Tamaño del área**, descrito por la superficie óptima definida por los dos factores anteriores.
- 4.- Posibilidades de **integración meta-poblacional**

1.- Disponibilidad de hábitat adecuado

El lince ibérico se ha descrito como una especie dependiente del matorral y bosque mediterráneo (Gil et al., 1997; Ferreras, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares et al., 2000; Fernández et al., 2003; Fernández et al., 2006). Bajo esta aceptación se engloba una enorme cantidad de unidades fitosociológicas (Rivas Martínez et al., 1997) que probablemente ofrecen una gran variabilidad en cuanto a su adecuación para los linces. Por ello, se opta por la nomenclatura común en detrimento de la fitosociológica.

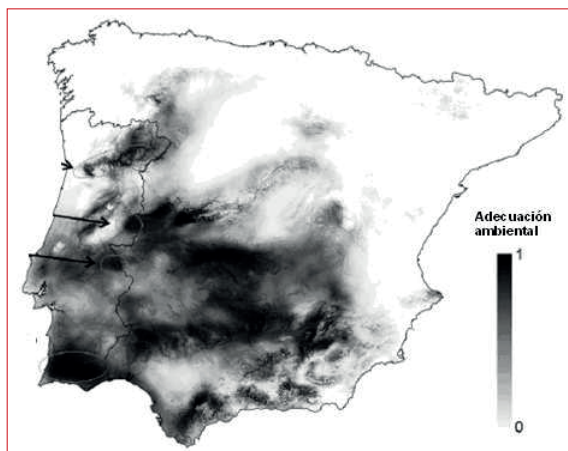
Por otro lado, en la caracterización de lo que es un “hábitat adecuado” se tendrán en cuenta los trabajos publicados por la Estación Biológica de Doñana (EBD) y los relacionados con la reintroducción en el área del Guadalmellato y otras experiencias

recientes (Gil Sánchez JM, Arenas Rojas R, García Tardío M, Rodríguez Siles J, Simón Mata MA, 2011). A la luz de estos trabajos y experiencias debe revisarse la Tabla 1.

Existen dos modelos de selección de hábitat elaborados para las poblaciones de Doñana (Fernández et al., 2003) y de Andújar-Cardena (Fernández et al., 2006) así como una descripción cuantitativa del hábitat seleccionado en esta última (Gil-Sánchez et al., in pres). Sin embargo, la extrapolación de esta información a otras zonas ofrece tres problemas importantes: A) Las variables definidas y descritas en cada trabajo son diferentes; B) Las bases de datos SIG disponibles en cada país y región son diferentes; C) A pesar de seguir un laborioso proceso de levantamiento de información sobre vegetación y complejas aproximaciones estadísticas, los mapas obtenidos han sido poco precisos.

Se dispone de un mapa de adecuación de hábitat para el lince ibérico con una resolución de 1*1 Km elaborado para toda la Península Ibérica (figura 1) por medio de un modelo que integra sobre todo variables climáticas, algunas topográficas y distancias a ciudades (Barbosa y Real 2010). Sin embargo, este mapa descarta amplias zonas del Levante ibérico (por ejemplo, buena parte de la Región de Murcia) que podrían mantener hábitat adecuados. Esto es consecuencia de la extrapolación de modelos elaborados inevitablemente con información sesgada. De hecho, en el modelo de Barbosa y Real (2010) la longitud aparece como una variable de gran peso, debido a que para su elaboración se tuvo en cuenta la presencia histórica reciente; dicha circunstancia probablemente condiciona que los parches de vegetación adecuada del Levante ibérico queden fuera del mapa.

Figura 1. Adecuación ambiental para el lince ibérico en España y Portugal (modificado de Barbosa y Real, 2010).



Una vez expuestas estas limitaciones, se procederá a la integración de este factor en un SIG mediante la utilización de las siguientes coberturas cartográficas en su última versión disponible:

- Mapa Forestal de España
- Sistema de Ocupación del Suelo de España (SIOSE)
- Para Portugal, la cartografía análoga a SIOSE en contenido y escala (COS2007)

En cuanto a las variables topográficas, es bien conocido que el lince ibérico puede prosperar tanto en zonas absolutamente llanas (Doñana) como en zonas de fuertes pendientes (río Yeguas) por lo que no se consideran un factor limitante. La altitud puede ser la excepción, si bien el filtro impuesto por la disponibilidad de alimento hace que esta variable no sea importante por sí misma.

2.- Disponibilidad de conejo de monte

El conejo de monte es la presa básica del lince ibérico (Delibes et al., 1975; Delibes, 1980; Aymerich, 1982; Beltrán y Delibes, 1991; Palomares et al., 2001; Gil-Sánchez et al., 2006) y buena parte de su biología gira en torno a esta especie (Palomares et al., 2001). Al igual que para el caso del felino, también existe un mapa ibérico de adecuación del hábitat para conejos (Barbosa y Real, 2010). Sin embargo, esta cartografía ha resultado de escasa utilidad para detectar poblaciones de conejo adecuadas en el caso de los programas de reintroducción de Andalucía. Factores tanto relacionados con el hábitat como independientes de éste, sobre todo relacionados con el papel regulador de la EHV (Calvete, 2006) o con la gestión del territorio (Delibes-Mateos et al., 2009) hacen que la extrapolación de los modelos de selección de hábitat ofrezca resultados poco precisos (cuando no erróneos) a la hora de localizar parches de alta densidad de conejo adecuados para los linces (Gil-Sánchez et al., in pres).

Se analizará la información disponible sobre abundancia de conejo, tanto bibliográfica (ver Guzmán et al., 2004 para España y Sarmiento et al., 2004 para Portugal) como administrativa (partes de caza, planes técnicos de caza, etc) o inédita (consultas a técnicos y Agentes de Medio Ambiente). De Portugal, será también incorporada la información obtenida por el proyecto INCOB (Sistema de Información de las Poblaciones de Conejo) que durante los últimos tres años evaluó la presencia de conejo en cerca del 80% del área de distribución histórica de lince.

Esta información se completaría con censos a gran escala dado el carácter y disparidad de los datos extraídos de las anteriores fuentes. Estos censos deben realizarse minimizando el esfuerzo de muestreo mediante el solape con los muestreos a escala de detalle en aquellos casos en los que sea posible.

La metodología para realizar los censos de conejo a gran escala será la misma para todos los territorios y será acordada en las Jornadas que específicamente se destinarán a la evaluación y seguimiento demográfico de la especie. No obstante, se lanza una primera propuesta de selección aleatoria de cuadrículas de 10*10 para llevarlos a cabo.

3.- Tamaño del área

El tamaño de las áreas de reintroducción será el mínimo que permita obtener una población viable a largo plazo. En las reintroducciones llevadas a cabo en Andalucía, se estableció como población viable mínima la formada por 50 reproductores (unas 30 hembras y 20 machos territoriales en base a la estructura demográfica observada en Andújar-Cardena).

En consonancia con la Estrategia Nacional para la conservación del linco ibérico (aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 30 de mayo de 2008) se establece una superficie continua mínima de 10.000 ha de hábitat adecuado, entendiéndose como tal la intersección de una estructura y de una densidad de conejos adecuadas según las definiciones acordadas en los apartados 1 y 2 de este protocolo.

4.- Posibilidades de integración metapoblacional

Es altamente probable que 50 lince adultos no representen en realidad una población viable mínima (PVM) debido a que para especies con el intervalo generacional similar al linco ibérico (que se puede asumir en 4-5 años) la PVM debería ser $N_e > 200$ para mantener un 95% de la heterozigosis durante 100 años (Allendorf y Ryman, 2002). Por tanto, como estrategia general de conservación de esta especie debe darse prioridad a la recuperación de al menos una “gran” población.

En virtud de este enfoque, se incluye como factor para seleccionar las áreas de reintroducción la posibilidad (que no probabilidad) de integración dentro de un sistema metapoblacional que en la medida de lo posible se aproxime a capacidades de carga cercanas a $N_e > 200$. Esta posibilidad se describirá a través de la distancia máxima entre las poblaciones actuales y las futuras áreas de reintroducción, estableciendo un valor de referencia. Dicho valor puede variar a la luz de los datos que arrojen los movimientos de los individuos liberados en Andalucía recientemente. Para poder trabajar con la mejor información disponible, se esperará para fijar el valor de referencia al momento en que el proceso de selección de áreas a gran escala se ejecute.

Los modelos de ocupación estocástica de parches (Moilanen, 2004) son una herramienta interesante para planificar la selección de áreas en base a la creación de

de sistemas metapoblacionales integrados. Sin embargo, la escasez de información sobre conectividad entre parches (*sensu* Ferreras, 2001) fuera del área de Doñana limita o incluso impide su utilización. No obstante, dado que la EBD está trabajando en un modelo de conexión estocástica de parches cuya finalización está prevista a finales de 2012 (con un avance robusto antes del verano), la propuesta metodológica del presente protocolo convergerá con dicho modelo una vez comprobada la validez de los datos demográficos utilizados para hacerlo correr.

Las posibilidades de integración metapoblacional sólo definen una prioridad en el proceso de selección. Esto quiere decir que si un área mantiene condiciones adecuadas en los tres pasos previos pero no en este cuarto, puede ser igualmente preseleccionada si no existen otras alternativas.

5.- Cartografía a emplear para representar esos factores y algunas de las variables a pequeña escala.

Se recopila aquí el listado de cartografía que será necesaria para el análisis SIG a gran escala y para alguna de las variables a evaluar a pequeña escala. Así mismo, se incluye cartografía de carácter básico (no temático). Toda información alfanumérica que pueda facilitarse junto con la información gráfica redundará en una mejor caracterización de los factores.

El modelo de selección de hábitat que pueda derivarse de la integración en un SIG de toda esta cartografía estará condicionado por la disponibilidad de la misma en todos los territorios del proyecto, sus modelos de datos y sus escalas.

- Espacios Naturales Protegidos
- Red Natura 2000
- Vías pecuarias
- Montes y fincas de carácter público
- Cobertura y Usos del territorio: SIOSE en España y COS en Portugal.
- Elevaciones
- Pendientes
- Red hidrográfica (ríos y láminas de agua)
- Vegetación
- Cotos de caza con datos de aprovechamiento
- Núcleos de población
- Términos municipales
- Red vial
- Red ferroviaria
- Malla 1:10.000 y/o 1:25.000

- Mapas topográficos 1:50.000, 1:25.000 y 1:10.000
- Ortofotos
- Imágenes de satélite
- Superficies incendiadas en los últimos 5 años
- Áreas militares
- Datos disponibles sobre conejo
- Mapa forestal
- Catastro (fincas rústicas)
- Datos epidemiológicos, entre ellos los puestos a disposición por la DG de Ganadería del Ministerio.

La cesión de estos datos a la empresa responsable del SIG debe contar con la firma por su parte de una serie de cláusulas que limiten el uso que puedan hacer de los mismos en el caso de aquellos que no sean propiedad de los socios del proyecto, como es el caso de los límites catastrales, imágenes de satélite, etc.

Esta cesión se efectuará a través de un servidor ftp puesto a disposición por la asociación Iberlinx de Portugal.

Valoración de estos factores y método de selección de las áreas de reintroducción a gran escala

Para la valoración de estos factores con objeto de hacer la selección de áreas a gran escala, se opta por un modelo mixto eliminatorio-ponderativo de la siguiente forma.

A) Determinados valores de determinados factores serán causa de exclusión de las áreas como posibles seleccionadas. El orden en el que aparecen mencionados o en el que se tengan en cuenta no es relevante, ya que basta uno de ellos para que el área sea excluida:

- Densidad media de conejo por debajo de 2 conejos/ha en primavera. Esta cifra es la densidad media de los últimos diez años en la población de Andújar-Cardena y puede sufrir modificaciones a la vista de la reunión específica sobre el conejo que se prevé dentro del proyecto.
- Tamaño del área inferior a 10.000 ha continuas (cabe establecer cierta flexibilidad en la continuidad dentro de la escala en la que se trabaja)

B) Los valores superiores a los mencionados y el resto de los factores obtendrán una calificación numérica ponderada según a la siguiente tabla:

FACTOR	VALOR	COEFICIENTE PONDERACIÓN
densidad conejo	>2 y <3 indiv/ha	2
	3 indiv/ha	3
	4 indiv/ha o más	4
estructura hábitat	óptima	3
	adecuada	2
	poco adecuada	1
	no adecuada	0
distancia poblaciones	menos de 42 Km	2
	más de 42 Km	1

Como resultado final de esta valoración, una serie de áreas serán excluidas y el resto tendrá asociado un valor numérico que reflejará su adecuación global para la reintroducción según los factores acordados. Las dos con mejor puntuación por cada territorio serían las que pasarían a la fase de selección a escala de detalle. Una será la principal, que absorberá la mayoría de los esfuerzos económicos de mejora de hábitat, y otra la secundaria por si fallara la primera.

No obstante, sobre los resultados técnico-científicos de la selección se tomarán en cuenta otro tipo de consideraciones. Así, por ejemplo, el número definitivo de áreas para la reintroducción por territorio podría incrementarse respecto a lo reflejado en la acción C9 del proyecto, que establece el comenzar a priori con 5 áreas de reintroducción (Portugal, Extremadura, Castilla La Mancha, Parques Nacionales y Andalucía)

ii. Selección a Escala de Detalle

A partir de las áreas pre-seleccionadas a gran escala se establecerán unidades de muestreo correspondientes al tamaño medio del dominio vital de una hembra reproductora (600 ha) en las que se evaluarán seis factores. Cada uno de ellos estará descrito por variables clave para la supervivencia y reproducción de los ejemplares, con una resolución de 50*50 m. Siguiendo el modelo de Mahalanobis, se recalcularía D² incorporando los datos relativos estas variables.

Los seis factores son:

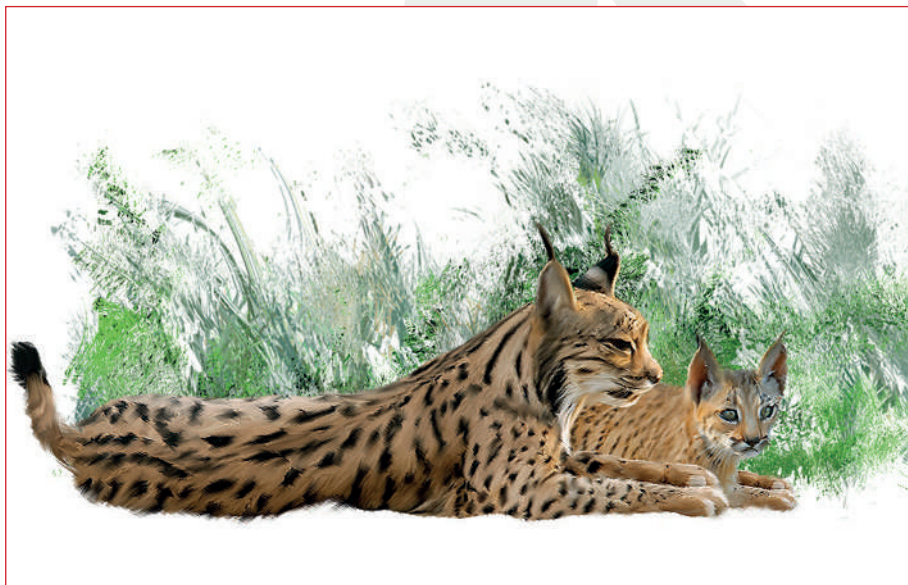
- A) **Riesgo de mortalidad**, sobre todo debido a acciones relacionadas con la actividad cinegética (García-Perea y Gisbert, 1986; Rodríguez y Delibes, 1990; González-Oreja, 1998; García-Perea, 2000; Rodríguez y Delibes 2004; Virgós y Traviani, 2005; Cabezas-Díaz et al., 2009; Delibes-Mateos et al., 2009) y a los atropellos (Ferrerías et al., 1992).
- B) **Estructura detallada del hábitat**: no sólo puede ser importante la disponibilidad de los tipos de vegetación previamente definidos en la primera fase (Tabla 1) sino también su disposición estructural a escala de micro-hábitat (Ferrerías, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares et al., 2000; Fernández et al., 2003; Fernández et al., 2006).
- C) **Disponibilidad de alimento**: en este caso es imprescindible obtener información mucho más detallada que la ofrecida a gran escala en la primera fase del proceso de selección
- D) **Posibilidades de expansión natural**: describe el potencial de expansión de un núcleo poblacional reintroducido hacia otros parches de hábitat adecuado.
- E) **Actitud de la sociedad ante las reintroducciones**: siguiendo las recomendaciones de la UICN, se realizará una valoración objetiva de la actitud social en las áreas que se seleccionen para que la toma final de decisiones minimice las posibilidades de fracaso de la reintroducción.
- F) **Presencia de figuras de protección legal**: se tendrá en cuenta la inclusión del territorio en Red Natura y en Espacios Naturales Protegidos así como la existencia de sus correspondientes herramientas de Ordenación y Gestión.

Se utilizarán 19 variables descriptoras de estos factores, que se especifican a continuación.

1.- Número de denuncias ratificadas por las autoridades ambientales por trampeo, venenos, disparos, caza o cualquier otro método ilegal.

Para definir qué es un arte ilegal de trampeo se tendrán en cuenta directrices y normativas estatales y autonómicas. Se recogerán datos de los últimos cinco años. Esta variable se estandarizará por año y superficie. Constituye una variable de carácter meramente orientativo debido a la enorme variabilidad del esfuerzo de emisión de denuncias.

Número de autorizaciones excepcionales concedidas para la utilización de métodos homologados de control de predadores en los últimos cinco años. Esta variable se estandarizará por año y superficie.



No se podrán seleccionar zonas de reintroducción donde no se cumplan los mínimos establecidos por las Directrices técnicas para la captura de especies cinegéticas predatoras aprobadas por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 13 de julio de 2011 para España y para Portugal el Decreto Ley nº140/99, con la redacción dada por el Decreto-Ley nº 49/2005 que transpone la Directiva 92/43/CE.

2.- Número de eventos de trampeo detectados mediante sondeos de campo específicos

Esta variable tiene por objeto cuantificar de una manera más precisa la presencia e intensidad de esta importante causa de mortalidad. Se iniciará un programa de seguimiento específico con equipos que realizarán sondeos a pie buscando lazos, cepos y cajas-trampa con una distribución temporal y espacial homogénea. Se recogerán los datos de todos los encontrados y posteriormente, mediante consulta administrativa, se identificarán los eventos que contaban con autorización para diferenciarlos de los ilegales. La variable se estandarizará como eventos por unidad de esfuerzo, siendo ésta equivalente a una jornada de búsqueda por una persona durante unas cuatro horas aproximadamente. Es recomendable realizar este programa de seguimiento durante un año.

La frecuencia de los sondeos dependerá del equipo de campo con el que cuente cada socio del proyecto, pero sería deseable su realización mensual. Para la optimización de tiempo

y recursos, podría establecerse el mínimo de hacerlos coincidir con los censos de conejo y seguir sus cuadrículas para establecer la homogeneidad de la distribución espacial.

3.- Número de carnívoros atropellados en vías asfaltadas y vías de ferrocarril

Este grupo faunístico se utiliza como modelo para valorar el riesgo de atropellos y/o detectar puntos negros. Se muestrearán los tramos de todas las vías asfaltadas y vías férreas dentro del área seleccionada una vez por semana mediante su recorrido en vehículo con dos personas (conductor y acompañante) al menos durante un año. Se estandarizará por longitud y muestreo.

Como información complementaria a la que ofrezca el muestreo, puede utilizarse la que arroje el análisis de la posible correlación entre los datos existentes sobre atropellos de carnívoros con la estructura del hábitat.

Si no hubiera posibilidad de hacer este muestreo completo, se dirigirá hacia los tramos de vías donde hubiera agrupaciones de vivares de conejo y matorral en las cunetas y zonas circundantes.

Se contactará con los servicios de mantenimiento y conservación de carreteras para obtener datos de los animales que encuentran y recogen.

Se realizará una consulta al grupo de fragmentación de hábitat estatal español para obtener asesoramiento sobre esta variable. Análogamente, el ICNB consultará a expertos portugueses en la materia.

La acción C.5 del proyecto Iberlince (“Actuaciones de desfragmentación de hábitat en vías asfaltadas”) cuenta con una reunión específica al respecto prevista para el primer semestre de 2012. Cualquier indicación/recomendación que emane de dicha reunión en relación con el presente protocolo y en concreto con la variable que nos ocupa, será tenida en cuenta e incorporada posteriormente.

4.- Longitud de los tramos de carreteras y vías de ferrocarril con alto riesgo de atropellos

Es una variable complementaria de la anterior que no implica necesariamente la detección de ejemplares atropellados. Se define como la longitud de tramos de estas vías de comunicación que atraviesan áreas de matorral con alta densidad de conejo. Por lo tanto, la información que proporciona puede servir para dirigir los muestreos de la variable anterior.

5.- Número de carnívoros encontrados en canales de riego

Este grupo faunístico se utiliza como modelo para valorar el riesgo de caída del lince en estas infraestructuras. Se muestrearán los tramos de los canales abiertos de riego dentro del área seleccionada según la metodología que se defina en la correspondiente Jornada de permeabilización y conectividad contemplada en el proyecto.

6.- Datos sanitarios de la fauna que convive con el lince

La acción A.8 del proyecto recopila datos sanitarios de la fauna que convive o convivirá con el lince ibérico. Según el texto de dicha acción, sus resultados formarán parte del estudio detallado de las áreas de reintroducción. Los muestreos se llevarán a cabo siguiendo la metodología descrita en la acción.

7-12.- Porcentaje de cobertura y altura de árboles, matorral alto y matorral bajo

Estas variables se han tomado siguiendo un estudio sobre la selección de hábitat por el lince ibérico (Palomares, 2001). Se realizará un recorrido a pie de 5 Km en cada cuadrícula UTM de 2,5*2,5 Km estratificado por hábitat. Las seis variables se estiman visualmente (Palomares, 2001) en áreas circulares de 25 m de diámetro situadas cada 500 m resultando 10 círculos de muestreo por itinerario y cuadrícula. Para optimizar tiempo y recursos, puede solaparse este muestreo con los censos de letrinas de conejo. En las áreas de Guarrizas y Guadalmellato se han realizado ambos muestreos conjuntamente, comprobándose la viabilidad de esta propuesta.

13.- Densidad de conejo

Las limitaciones del mapa de conejo existente que se mencionaron en el apartado de selección de áreas a gran escala, hacen imprescindible la realización de sondeos de campo específicos a fin de localizar los parches de alta densidad de conejo. Se propone realizar una evaluación de la densidad de conejo mediante una metodología común que permita obtener datos de abundancia real (conejos/ha) al menos en la época de máxima abundancia (mayo-junio). La metodología a emplear para el cálculo de esta variable se decidirá en las Jornadas que específicamente se destinarán a la evaluación y seguimiento demográfico de la especie que se contemplan el proyecto, cuya fecha aún está por determinar.

Las referencias a esta metodología que se incluyen en el presente protocolo mencionan los muestreos de letrinas al ser la alternativa que, a priori, parece la más acertada de entre las que son viables por cuestiones técnicas, logísticas y económicas. Si en la reunión de conejo se decidiera adoptar otro método, las citadas referencias del protocolo se entenderían sustituidas por las de esta nueva opción.

14.- Número de cuadrículas UTM de 2,5*2,5 Km con más de 1 conejo/ha en junio

Se calcula con los datos obtenidos en los muestreos de letrinas. Con la aplicación del método de densidades focales (Kernel) describe la cantidad de superficie que mantiene unas mínimas condiciones para la presencia estable de los linces mediante la valoración conjunta de hábitat y conejo.

15-16. Número y superficie total de parches con alta densidad de conejo situados a menos de 42 Km lineales sin barreras y con hábitat de dispersión adecuados

Esta variable trata de caracterizar las áreas evaluadas en la fase de gran escala y no seleccionadas en la misma, respecto a la posibilidad de que los individuos reintroducidos las utilicen en sus movimientos. Por lo tanto, se obtiene directamente de la primera fase de selección de áreas.

17.- Valoración de la actitud social ante las reintroducciones

Esta valoración se obtendrá de los resultados de la acción D.9 del proyecto. Se desarrollará un protocolo coordinado entre ICNB, Ministerio de Agricultura de España, Instituto Andaluz de Estudios Sociales (CSIC) y los socios de Iberlince, sobre la consulta a los diferentes sectores sociales implicados en las áreas preseleccionadas. Este protocolo servirá no solo para el proyecto Iberlince sino también para el programa ibérico de reintroducción del lince. Para ello, se concretará el diseño del tipo de encuesta, la metodología de trabajo y el tipo de análisis de los resultados en el marco del grupo de trabajo conjunto de las autoridades españolas y portuguesas, creado con esta finalidad.

18.- Superficie conveniada

De cara al buen desarrollo de las reintroducciones, se establece la conveniencia de que en las áreas seleccionadas para tal fin la mayoría de su superficie (mínimo del 51%) sea terreno conveniada. Hay que tener en cuenta que el convenio puede establecerse a posteriori respecto al momento de determinar un área como seleccionada.

19.- Figuras de protección legal

Para caracterizar un territorio como área de reintroducción, se tendrá en cuenta su pertenencia a la Red Natura 2000 y a Espacios Naturales Protegidos. Así mismo, se valorará positivamente la existencia de Planes de Gestión de dicha Red y la de Planes de Ordenación de los Recursos Naturales y Planes Rectores de Uso y Gestión de los Espacios.

Respecto a la inclusión en Red Natura, podrá considerarse territorio de reintroducción una zona fuera de la Red si el resto de las variables que lo caracterizan así lo aconsejan, siempre y cuando la Administración competente se comprometa a su designación como LIC dentro del período de duración del proyecto tal y como exigen las Disposiciones LIFE.



No se ha tenido en cuenta la disponibilidad de micro-hábitat adecuado para la reproducción debido a que la gran diversidad de estructuras que puede utilizar la especie según los datos del programa de seguimiento del lince ibérico en Andalucía (roquedos, matorrales densos, tejoneras, troncos huecos, edificaciones en ruinas, etc).

Valoración de estos factores para la selección de áreas a escala de detalle y método de selección final de las áreas de reintroducción

Utilizando herramientas estadísticas recientes (Hodgson et al., 2011) se desarrollará un modelo para prever la ocupación por la especie de las manchas seleccionadas y la potencial colonización de manchas adyacentes para evaluar la probabilidad de mantenimiento de una estructura meta-poblacional.

En cualquier caso, sobre el resultado de la selección de áreas a escala de detalle (en cuyo proceso ya se han tenido en cuenta variables relacionadas con la conexión entre zonas) se aplicarán los resultados de la acción A.6, especialmente relevantes en áreas de tamaño próximo al límite capaz de asegurar la autosostenibilidad de la población a medio y largo plazo.

Análisis de viabilidad poblacional (PVA)

Los PVAs aplicados a zonas potenciales de reintroducción son meramente orientativos, ya que deben plantearse con escenarios demográficos bien simulados o bien generados en otras poblaciones (ver Kramer-Schadt et al., 2005 para el lince euroasiático *L. lynx* y Steury y Murria, 2004 para el lince canadiense *L. canadiensis*). A pesar de estas limitaciones, la UICN establece la realización de PVAs como requisito imprescindible en los programas de reintroducción (IUCN, 1998). Para cumplir con este requisito el proyecto Iberlince incluye la acción C.10 ("Actualización en el estudio de la extracción de lince y modelo de viabilidad de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía") cuyos resultados serán tenidos en cuenta en el presente protocolo.

Los PVAs publicados hasta la fecha para el lince carecían de consideraciones genéticas, lo que ha limitado bastante su aplicabilidad. Por ello, el PVA a llevar a cabo por el proyecto dentro de la acción C.10 debe incluir la genética así como la información demográfica disponible y distintos escenarios de capacidad de carga.

El Grupo de Trabajo de la Estrategia Nacional de conservación del lince ibérico está llevando a cabo un PVA, cuyo calendario no se ajusta al de este proyecto LIFE. Por ello, la definición del PVA dentro de Iberlince utilizará en cada momento la mejor información disponible para cumplir con sus obligaciones ante la Comisión Europea.

Estima de la capacidad de carga

El número de territorios de lince que caben en una determinada superficie puede calcularse mediante un análisis de regresión o a través de un análisis de viabilidad pobla-

cional (PVA). Utilizar ambas posibilidades es lo deseable ya que permite contrastar la información que arrojan. Sin embargo, cabe contemplar la posibilidad de que las limitaciones temporales del proyecto obliguen a tener que definir el número de territorios de lince antes de que el PVA considerado en el apartado anterior estuviese completo. En ese caso y en dicho momento, la estimación mediante regresión se convertiría en la mejor información disponible.

Se propone estimar la capacidad de carga (K) utilizando como variable descriptora la densidad de territorios de hembras (Gaona et al., 1998) calculada en base a la función que aparece en la figura 2; dicha función permite obtener una densidad que se multiplica por la superficie total con más de 1 conejo/ha.

K= superficie con más de 1 conejo/ha
* densidad estimada de territorios

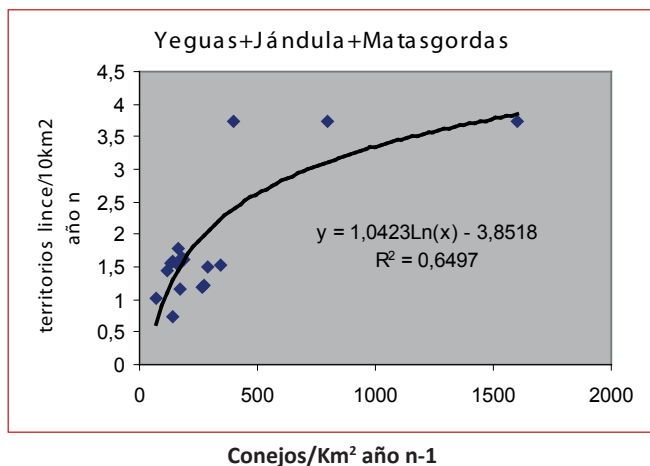


Figura 2. Función de estima de la capacidad de carga para el lince ibérico en función de la disponibilidad de alimento; datos extraídos del programa de seguimiento de las poblaciones de Andújar-Cardena (Yeguas y Jándula) y de Palomares et al. (2001; Matasgordas). Cada punto representa un año.

La cifra de 4 conejos/ha se corresponde con la densidad de saturación del lince (fig. 2). Sin embargo, para estimar K se deben incluir todas las cuadrículas con más de 1 conejo/ha ya que éstas pueden albergar también territorios. Por ello y para no sobrestimar K se propone hacer un cálculo por separado, diferenciando las cuadrículas con más de 4 conejos/ha (K_1) y las cuadrículas con menos (K_2). Así: $K=K_1+K_2$

Tabla 1. Unidades de vegetación presentes en el área de presencia histórica reciente (Rodríguez y Delibes, 1992; Gil-Sánchez y McCain, 2011) del lince ibérico. Se asumen como potenciales las 21 unidades mono-específicas expuestas así como las formaciones mixtas entre ellas y/o con otro tipo de unidades sub-óptimas (cultivos, dehesas, pastizales, eucaliptales, espartales...).

Abreviaturas: D Doñana, SM Sierra Morena; MT Montes de Toledo; SC Sistema central; SB Sierras Béticas. Selección +: uso confirmado con datos actuales.

Unidad de vegetación (especie dominante) área selección	área	selección
MATORRALES		
Matorrales de <i>Cistus</i> sp.	D, SM, MT, SC, SB	SÍ
Matorrales de <i>Lavandula</i> sp.	SM	SÍ
Matorrales de <i>Citissus</i> sp.	D	SÍ
Matorrales de <i>Rosmarinus officinalis</i>	SM,SB	SÍ
Matorrales de <i>Ulex</i> sp.	SB	-
Piornales supramediterráneos de <i>Genista</i> sp, <i>Echinopartum</i> sp. o similares	SC	-
ARBUSTEDAS		
Lentiscares de <i>Pistacia lentiscus</i>	D,SM	SÍ
Madroñales de <i>Arbutus unedo</i>	SM,MT	-
Matorrales de <i>Phyllirea angustifolia</i> y <i>P. latifolia</i>	SM	SÍ
Coscojales de <i>Quercus coccifera</i>	SB	-
Encinares achaparrados de <i>Q. ilex</i>	SM,MT,SB	SÍ
Enebrales y sabinares de <i>Juniperus oxycedrus</i> y <i>J. phoenicea</i>	D,SM	SÍ
FORMACIONES FORESTALES*		
Encinares (<i>Q. ilex</i>)	SM,MT,SC,SB	SÍ
Alcornocales (<i>Q. suber</i>)	D,SM	SÍ
Quejigares y melojares (<i>Q. faginea</i> , <i>Q. canariensis</i> , <i>Q. pyrenaica</i>)	SC	-
Acebuchares (<i>Olea europaea</i> var. <i>silvestris</i>)	SM	-
Pinares termo y mesomediterráneos de <i>Pinus pinea</i>	D,SM	SÍ
Pinares termo y mesomediterráneos de <i>P. halepensis</i>	SB	-
Pinares meso y supramediterráneos de <i>P. pinaster</i>	SM,SB	SÍ
Fresnedas (<i>Fraxinus</i> sp.)	D	SÍ
Bosques de galería (<i>Populus</i> sp., <i>Fraxinus</i> sp., <i>Salix</i> sp.)	D,SM	SÍ

*Deben ir acompañados de matorral de formaciones mixtas o como sotobosque (Palomares, 2001)

ANEXO

Elaboración de Mapa de Disponibilidad de Hábitat a Gran Escala.

1. Introducción

Como hemos visto en los capítulos anteriores de este manual, en el que se especifican los pasos previos necesarios para la selección de áreas de reintroducción en los dos países de la UE (España y Portugal) y las comunidades autónomas implicadas, se acordó realizar dicha selección en dos fases diferentes:

1ª) Selección de áreas a gran escala: su objetivo es detectar a escala regional las zonas que mantienen unas condiciones generales mínimas para el establecimiento de la especie. La selección de áreas a gran escala (500 x 500 m).

2ª) Selección de áreas a escala de detalle: su objetivo es evaluar con el mayor detalle posible las zonas pre-seleccionadas en la primera etapa del proceso, mediante el estudio de los factores clave que condicionan los requerimientos ecológicos de la especie y, por lo tanto, la viabilidad real de la población potencial de cada zona. De esta fase se obtiene la información que permite decidir la selección final de las áreas de reintroducción.

En este anexo se aborda el estudio de la **disponibilidad de hábitat adecuado**, dentro de la fase de **selección de áreas a gran escala** y se ofrece un modelo de idoneidad de hábitat para el lince ibérico a escala peninsular, representada en un mapa donde se identificarán las áreas que reúnan las condiciones de hábitat adecuadas para la especie. Sobre estas áreas seleccionadas se deberán realizar los sondeos de **disponibilidad de conejo de monte**, siguiente paso en el proceso de selección de áreas a gran escala.

2. Metodología

Elaboración del modelo.

El propósito de los modelos de idoneidad de hábitat es identificar los sitios adecuados para la supervivencia de las poblaciones de una especie por medio de la identificación de sus requerimientos ambientales. Para la construcción de los modelos, los datos conocidos sobre la distribución de la especie se asocian matemática o estadísticamente con diferentes variables ambientales. El resultado del análisis nos indica con cierto valor de probabilidad (y error estadístico asociado) el espacio geográfico que es propicio para una especie.

La modelización se realizó utilizando MaxEnt. MaxEnt modela la distribución geográfica de las especies, utilizando como datos de entrada, los sitios de presencia de la especie y variables asociadas a cada uno de estos sitios de presencia. MaxEnt emplea inteligencia artificial combinada con el principio de máxima entropía buscando una distribución lo más cercana posible a la uniformidad, pero teniendo en cuenta las restricciones de los valores proporcionados por los predictores utilizados. El algoritmo utilizado traslada la ecuación al espacio geográfico generando una capa raster cuyos valores representan, en una escala relativa de cero a uno, la favorabilidad ambiental de cada especie, de modo que los valores altos representan aquellas localidades con mejores condiciones ambientales para la especie. Para generar el mapa de favorabilidad MAXENT compara las condiciones ambientales de los datos de presencia (uso) respecto a un conjunto aleatorio de datos que representa el conjunto de condiciones del territorio (disponibilidad)

Como el modelo realizado genera valores de favorabilidad continuos, estos se convirtieron en binarios (presencia-ausencia) poniendo un umbral a partir del cual se considera que el hábitat es adecuado para el lince.

Datos de presencia.

Los datos de presencia utilizados provienen de las ubicaciones de presencia estable de linces entre los años 2010 a 2012 obtenidos mediante:

- Radioseguimiento
- Fototrampeo
- Letrinas y huellas georreferenciadas

Se incluyeron datos de presencia de las poblaciones de Doñana-Aljarafe, Andújar-Cardena y se incluyeron datos de la población de reintroducción de Guadalemlato.

Selección de Variables.

Se utilizaron las variables de ocupación de suelo obtenidas del CORINE LAND COVER 2006. Para cada cuadrícula de 500 x 500m se le asignó un valor de % de superficie

ocupada de cada una de las variables consideradas. Se utilizaron 29 categorías de ocupación de suelo, agrupadas en 10 variables:

- I. Superficies Artificiales.
- II. Zonas Agrícolas
- III. Sistemas Agroforestales
- IV. Bosques de frondosas
- V. Bosques de coníferas
- VI. Bosque mixto
- VII. Pastizales naturales
- VIII. Landas y matorrales mesófilos
- IX. Matorrales esclerófilos
- X. Matorral boscoso de transición

Una vez elaborado el modelo se acotaron las áreas seleccionadas en función de la altitud y el tamaño del área:

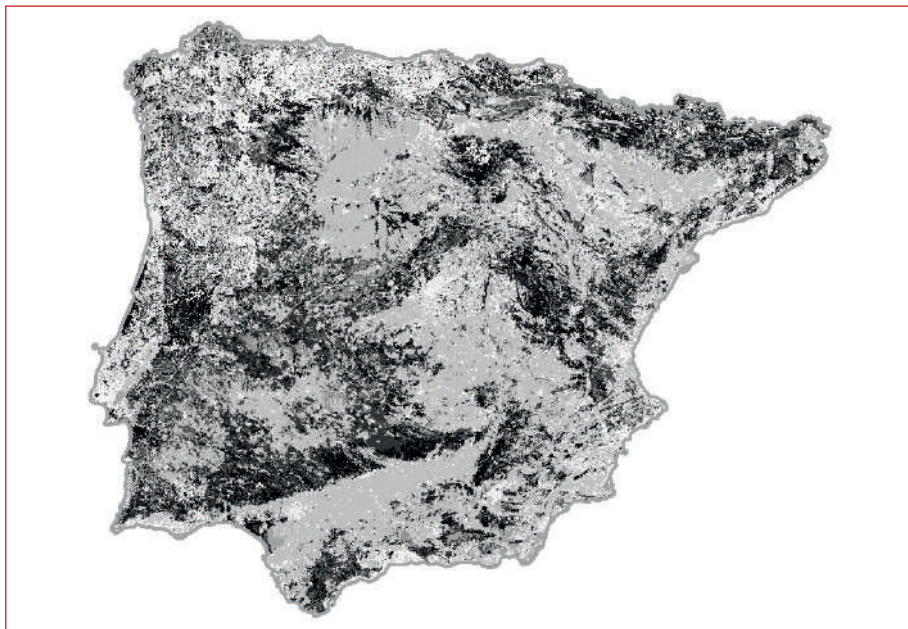
La **altitud** es un filtro impuesto por la disponibilidad de alimento. Por esta razón una vez elaborado el modelo, se eliminaron aquellas áreas por encima de los 1300m, umbral de presencia del conejo de monte.

En la Estrategia Nacional para la conservación del lince ibérico (aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el 30 de mayo de 2008) establece que la **superficie mínima** que permitiría albergar una población viable a largo plazo (50 reproductores) son **10.000 ha** continuas de hábitat adecuado. Se eliminaron por tanto del modelo aquellos parches de hábitat adecuado inferiores a dicha superficie.



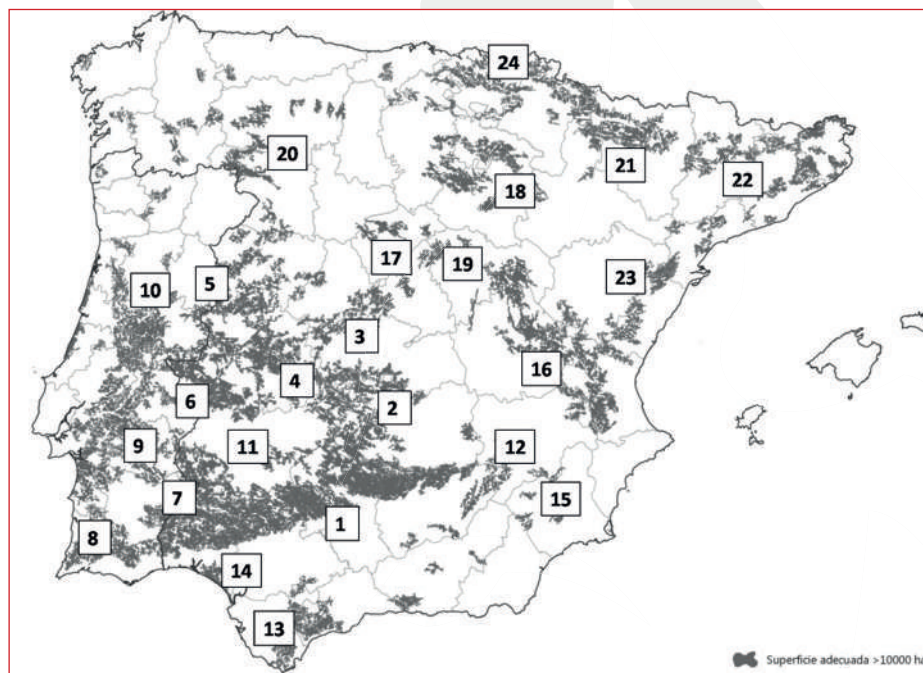
3. Resultados

El mapa generado por MaxEnt fue el siguiente:



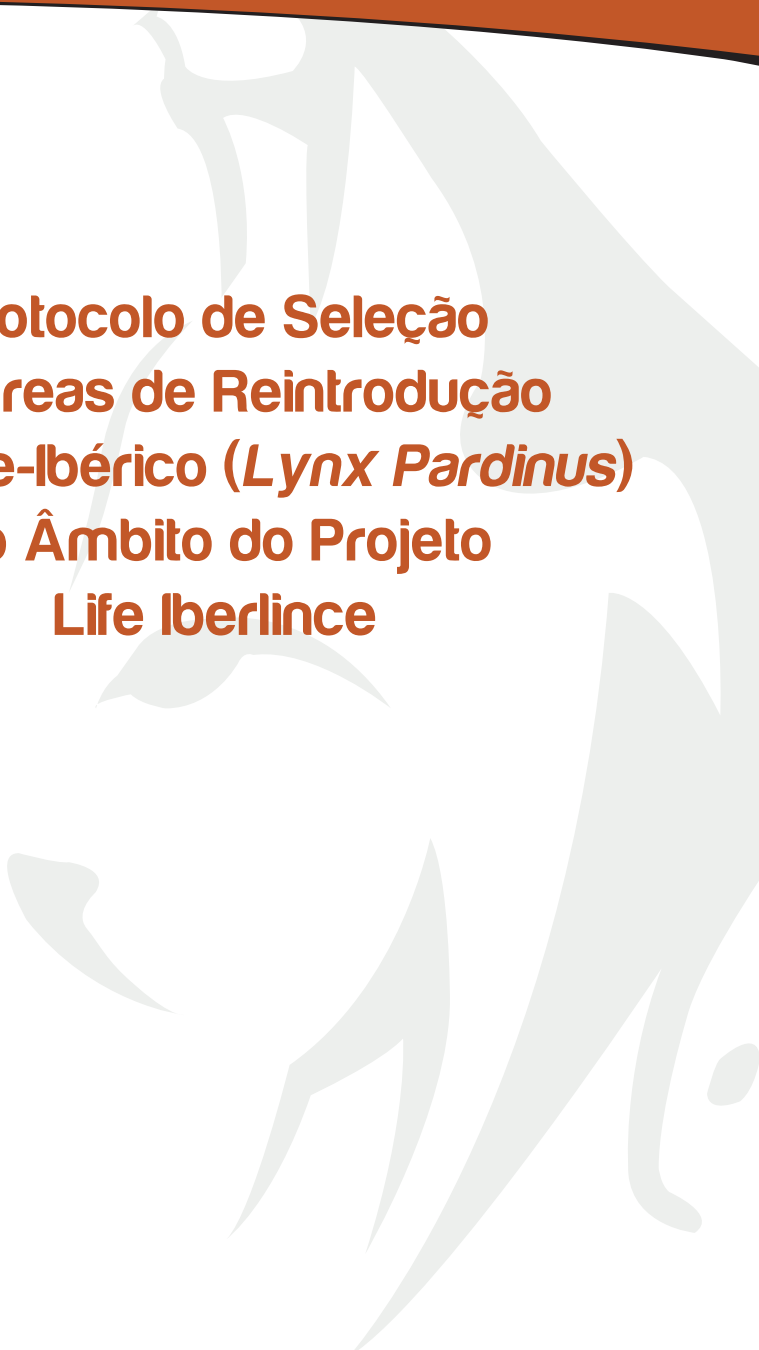
El mapa representa un gradiente de calidad de hábitat para el lince ibérico. Las zonas más claras indican las áreas de peor calidad de hábitat, mientras que las más oscuras representan las de mayor calidad.

El mapa resultante tras la aplicación del umbral de corte, la eliminación de los fragmentos de hábitat adecuados inferiores a 10.000ha, y la eliminación de las áreas por encima de 1300 m, mostrando las áreas más importantes, es el siguiente:



1.-Sierra Morena. 2.-Montes de Toledo. 3.-Sistema Central. 4.-Villuercas-Riberos del Tajo. 5.-Sierra de Gata-Malcata. 6.-Sierra de San Pedro. 7.-Guadiana-Moura. 8.-Monchique. 9.-Evora. 10.-Coimbra. 11.-Hornachos-Matachel. 12.-Cazorla-segura-Alcaraz. 13.-Alcornocales. 14.-Doñana. 15.-Murcia. 16.-Serranía de Cuenca. 17.-Duratón-Tierra de pinares. 18.-Rio Lobos-Sierra de la Demanda. 19.-Norte Guadalajara. 20.- Sierra de la Culebra-Bembibre. 21.- Pirineos occidentales. 22.- Pirineos orientales. 23.-Sierra de Jabalambre y Gudar. 24.-Montes Vascos

Se observa una extensa área de hábitat adecuado y prácticamente continuo en el cuadrante suroccidental de la península, limitado al sur por el Valle del Guadalquivir. Desde el punto de vista del hábitat todas estas zonas estarían potencialmente conectadas. El modelo ha identificado áreas idóneas desde el punto de vista del hábitat en el cuadrante nororiental de la península, áreas fuera del área de distribución histórica reciente de la especie, pero que conservan potencial hoy en día. Estas áreas deben ser tenidas en cuenta en el futuro como posibles áreas de reintroducción siempre y cuando cumplan con los requisitos de abundancia de conejo exigidos.



Protocolo de Seleção de Áreas de Reintrodução de Lince-Ibérico (*Lynx Pardinus*) No Âmbito do Projeto Life Iberlince

Introdução

A correta seleção das áreas de reintrodução é um passo-chave no processo de recuperação de populações extintas de espécies ameaçadas (Brocke et al., 1991; IUCN, 1998; Seddon, 1999; Breitenmoser et al., 2001; Schadt et al., 2002).

O lince-ibérico (*Lynx pardinus*) encontra-se “criticamente ameaçado” (Nowell, 2002); paralelamente à conservação estrita das suas duas últimas populações (Simón Mata, 2006; Simón Mata et al., 2009; Gil-Sánchez et al., 2010) o aumento de efetivos através de reintroduções foi proposto como a única ação com capacidade de salvaguardar a no longo prazo essa espécie emblemática (Breitenmoser et al., 2006).

A priori, o habitat potencial da espécie encontra-se altamente fragmentado (Guzmán et al., 2004; Sarmiento et al., 2004), sendo imprescindível elaborar um plano de trabalho que constitua um protocolo metodológico comum para a seleção das áreas de reintrodução e que transcenda os limites político-administrativos. Dessa forma, o processo de recuperação do lince-ibérico poderá ser desenvolvido de maneira coerente desde o seu início, através do envolvimento dos dois países da UE (Espanha e Portugal) e das comunidades autónoma envolvidas.

No presente documento expõe-se uma proposta metodológica para a avaliação e seleção das futuras áreas de reintrodução do lince-ibérico em toda a sua área de presença histórica. A base para definir o processo de seleção das áreas de reintrodução foi a utilizada na Andaluzia (García e Gil, 2008; Gil-Sánchez et al., in

pres) uma vez que, atualmente a informação científico-técnica disponível relacionada é muito limitada e a experiência conduzida na Andaluzia levou a bons resultados.

Tendo em conta o projeto Iberlince (LIFE10 NAT/ES/570 *Recuperação da Distribuição histórica de Lince-ibérico (Lynx pardinus) em Espanha e Portugal*), que constitui um novo marco na conservação da espécie, a reintrodução aparece como a ação fundamental de recuperação da espécie. Nesse contexto,

efectuaram-se uma série de modificações ao protocolo inicial, acordadas nas Jornadas que contempladas na ação A.5 do projeto (“Atualização do modelo de áreas de reintrodução, seleção de áreas e jornadas para a revisão e redação de protocolos de análise e relatórios”). Por outro lado, no momento de redigir esse protocolo estavam ainda por desenvolver várias ações do projeto, cujos resultados condicionarão à posteriori a referida redação. Entre elas incluem-se as jornadas temáticas sobre melhoramento de habitat, permeabilização de vias, conectividade e protocolos sanitários, em que seriam discutidas metodologias que poderiam aportar recomendações a serem incluídas neste protocolo.

O presente protocolo contribuirá para o desenvolvimento do programa de reintrodução do lince-ibérico em Espanha e Portugal, que atualmente é realizado no âmbito do Grupo de Trabalho do Lince-ibérico. Para isso, será estabelecido um mecanismo de coordenação de ambas iniciativas, cumprindo desse modo com uma necessidade prática que vai de encontro ao estabelecido na ata da última reunião do referido Grupo. Será garantida a integração do presente protocolo com o programa tendo em consideração as obrigações e compromissos adquiridos pelos beneficiários do projeto Iberlince quanto ao cumprimento dos seus objetivos.

O programa será o documento técnico e científico a ser enviado pelo Grupo de Trabalho à Conferência Setorial de Meio Ambiente espanhola para a sua aprovação, que caso se verifique será convertido em vinculante para Espanha. No caso de Portugal, o documento será enviado, através da Comissão Multilateral, ao referido país para o seu reconhecimento formal.

Descrição Do Protocolo

O presente protocolo é redigido tendo em conta o estabelecido numa série de documentos e experiências de referência:

- As recomendações do documento “Guia para as reintroduções” elaborada pelo Grupo de Especialistas em reintroduções da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN, 2013).
- As considerações estabelecidas no próprio projeto LIFE Iberlince.

- Bibliografía científica e técnica, em especial os trabalhos de Rodríguez e Delibes (1990), Guzmán et al. (2004) e Sarmento et al. (2009) e os realizados em Portugal pelo Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) em 2009, 2010 e 2011, coordenados por P. Sarmento. A experiência adquirida, as conclusões e os trabalhos realizados no âmbito dos projetos LIFE02 NAT/E/8609, LIFE06 NAT/E/000209, LIFE94/E/A222/E01189/CAL, LIFE98 NAT/E/5343, LIFE NAT 02/E/8617, LIFE+ NAT 07/E/000742, LIFE B4-3200/94/767, LIFE B4-3200/99/00642, LIFE06 NAT/P/191 e LIFE08 NAT/P/227
- Os conteúdos do Plano de Ação para a Conservação do lince-ibérico em Portugal
- Os delineamentos e procedimentos estabelecidos na Estratégia para a Conservação do lince-ibérico (Espanha)
- O Memorando de Entendimento sobre colaboração transfronteiriça para a conservação da águia imperial e do lince-ibérico (1 de outubro de 2004) estabelecido entre os respetivos Ministros de Portugal e Espanha.
- O Acordo de Cooperação entre a República Portuguesa e o Reino de Espanha, em relação ao Programa de Criação em Cativo do lince-ibérico (31 de agosto de 2007 em Lisboa), através do qual foicria a Comissão Mista para a conservação do lince-ibérico.
- O Protocolo de cessão de Espanha a Portugal de exemplares de lince-ibérico (28 de junho de 2009 em Penamacor).



- A Comissão Multilateral Ibérica para a conservação do lince-ibérico, criada por acordo entre o Ministério de Agricultura, Alimentação e Meio Ambiente de Espanha, a Junta de Andaluzia, a Junta de Comunidades de Castilha-A Mancha, a Junta de Extremadura e o Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional de Portugal.
- Os projetos de reintrodução realizados em outros países com espécies semelhantes ao lince-ibérico.

É proposta uma metodologia baseada na modelação meta-populacional e na utilização de modelos espacialmente explícitos determinados pelos requisitos ecológicos da espécie. Esses modelos seriam construídos com os dados de seguimento de rádio-telemetria das populações de Doñana e de Serra Morena.

Atualmente existem métodos mais informativos para a avaliação de habitat usando modelos espacialmente explícitos, como a Distância de Mahalanobis (D^2) (Thatcher et al., 2006). O método constrói um mapa contínuo preditivo da distribuição da espécie a partir de dados de presença. Assume-se que as áreas atualmente ocupadas pela espécie são as que apresentam características ideais para a sua presença em função de vários componentes (habitat, presas, ameaças...). O método permite avaliar a qualidade do habitat como um contínuo, em vez de estabelecer uma categorização de "adequado" ou "não adequado".

Para a grande dimensão do território sobre a qual são selecionadas as áreas, a bibliografia existente recomenda que a seleção seja efetuada em duas fases diferentes:

1ª) seleção de áreas em grande escala: o objetivo é detetar à escala regional as zonas que mantêm condições gerais mínimas no que diz respeito à estrutura do habitat,

dimensão do território, disponibilidade de alimento e grau de proteção legal, e que permitam a recuperação de populações da espécie teoricamente viáveis. Essa seleção deve ser finalizada antes de 30 de abril de 2012

Essa primeira seleção será realizada com a ajuda de um Sistema de Informação Geográfica efetuada por uma empresa contratada para o propósito pela Agência de Meio Ambiente e Água de Andaluzia. O



processo para a sua definição terá carácter dinâmico, com reuniões permanentes entre os sócios do projeto Iberlince e a empresa para o ajuste constante do modelo, cuja base metodológica deverá ser claramente estabelecida e poderá seguir várias alternativas simultaneamente.

2ª) Seleção de áreas em escala de detalhes: o objetivo é avaliar com o maior detalhe possível as zonas pré-selecionadas na primeira etapa do processo, mediante o estudo dos fatores-chave que condicionam os requisitos ecológicos da espécie e, portanto, a viabilidade real da população potencial de cada zona. Dessa fase é obtida a informação que permite decidir a seleção final das áreas de reintrodução.

O resultado da aplicação do presente protocolo corroborará o seu rigor técnico na utilização do Sistema de Informação Geográfica, a ponderação de variáveis e a robustez estatística dos dados numéricos tratados.

I.- Seleção de Áreas em Grande Escala

A seleção de áreas em grande escala (500 x 500 m) levará em conta os seguintes fatores:

- 1.- Disponibilidade de **habitat adequado** de um ponto de vista estrutural.
- 2.- Disponibilidade de **coelho bravo** (*Oryctolagus cuniculus algirus*) nas zonas com habitat adequado.
- 3.- **Dimensão da área**, descrito pela superfície ideal definida pelos dois fatores anteriores.
- 4.- Possibilidades de **integração meta-populacional**

1.- Disponibilidade de habitat adequado

O lince-ibérico foi descrito como uma espécie dependente do matagal e floresta mediterrânicos (Gil et al., 1.997; Ferreras, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares et al., 2000; Fernández et al., 2003; Fernández et al., 2006). Essa definição engloba uma grande quantidade de unidades fitossociológicas (Rivas Martínez et al., 1997) que provavelmente oferecem uma grande variabilidade no que diz respeito à sua adequação para os lincos. Assim, opta-se pela nomenclatura comum em detrimento da fitossociológica.

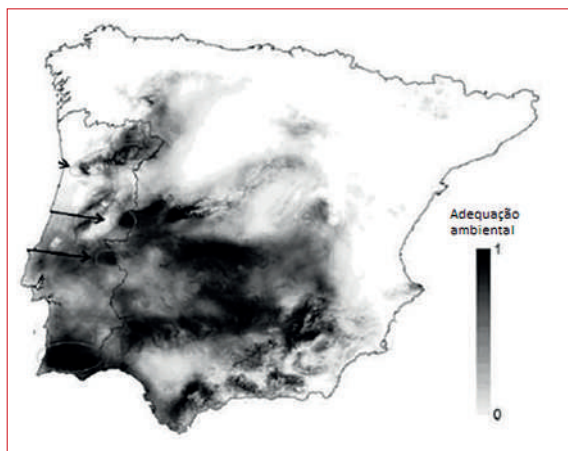
Por outro lado, na caracterização do que é um “habitat adequado” serão levados em conta os trabalhos publicados pela Estação Biológica de Doñana (EBD) e os relacionados com a reintrodução na área de Guadalmellato e outras experiências recentes (Gil Sánchez JM, Arenas Rojas R, García Tardío M, Rodríguez Siles J, Simón

Mata MA, 2011). Face a esses trabalhos e experiências deve ser revista (Tabela 1).

Existem dois modelos de seleção de habitat elaborados para as populações de Doñana (Fernández et al., 2003) e de Andújar-Cardena (Fernández et al., 2006) assim como uma descrição quantitativa do habitat selecionado nessa última (Gil-Sánchez et al., in pres). Porém, a extrapolação dessa informação para outras zonas oferece três problemas importantes: A) As variáveis definidas e descritas em cada trabalho são diferentes; B) As bases de dados SIG disponíveis em cada país e região são diferentes; C) Apesar de seguirem um laborioso processo de levantamento de informação sobre vegetação e complexas aproximações estatísticas, os mapas obtidos são pouco precisos.

Dispõe-se de um mapa de adequação de habitat para o lince-ibérico com uma resolução de 1*1 Km elaborado para toda a Península Ibérica (Figura 1) através de um modelo que integra sobretudo variáveis climáticas, algumas topográficas e distâncias a cidades (Barbosa e Real 2010). Porém, esse mapa descarta amplas zonas do Levante Peninsular (por exemplo, boa parte da região de Murcia) que poderiam manter habitats adequados. Isso será consequência da extrapolação de modelos elaborados inevitavelmente com informação tendenciosa. De facto, no modelo de Barbosa e Real (2010) o comprimento das manchas aparece como uma variável de grande peso, devido ao facto de que, para a sua elaboração, foi tida em conta a presença histórica recente; o que provavelmente levou a que os manchas de vegetação adequada do Levante Peninsular fiquem fora do mapa.

Figura 1. Adequação ambiental para o lince-ibérico em Espanha e Portugal (modificado de Barbosa e Real, 2010).



Uma vez expostas essas limitações, proceder-se-á integração desse fator num SIG mediante a utilização das seguintes coberturas cartográficas na sua última versão disponível:

- Mapa Florestal de Espanha
- Sistema de Ocupação do Solo de Espanha (SIOSE)
- Para Portugal, a cartografia análoga à SIOSE em conteúdo e escala (COS2007)
- No que diz respeito às variáveis topográficas, é bem conhecido que o lince-ibérico pode ocorrer tanto em zonas absolutamente planas (Doñana) como em zonas de fortes pendentes (rio Yeguas) pelo que não são consideradas um fator limitante. A altitude pode ser a exceção, embora o filtro imposto pela disponibilidade de alimento faça com que essa variável não seja importante em si.

2.- Disponibilidade de coelho bravo

O coelho bravo é a presa básica do lince-ibérico (Delibes et al., 1975; Delibes, 1980; Aymerich, 1982; Beltrán e Delibes, 1991; Palomares et al., 2001; Gil-Sánchez et al., 2006) e o seu ciclo de vida depende largamente dessa espécie (Palomares et al., 2001). Assim como para o caso do lince, também existe um mapa ibérico de adequação de habitat para coelhos (Barbosa e Real, 2010). Porém, essa cartografia tem sido de pouca utilidade para detetar populações de coelho adequadas para os programas de reintrodução de Andaluzia. Fatores relacionados tanto com o habitat como independentes deste, sobretudo relacionados com o papel regulador da DHV (Calvete, 2006) ou com a gestão do território (Delibes-Mateos et al., 2009) fazem com que a extrapolação dos modelos de seleção de habitat ofereça resultados pouco precisos (se não errados) relativamente à localização de manchas/espacos de alta densidade de coelho adequados para os lincos (Gil-Sánchez et al., in pres).

Será analisada a informação disponível sobre abundância de coelho, tanto bibliográfica (ver Guzmán et al., 2004 para Espanha e Sarmento et al., 2004 para Portugal) como administrativa (partes de caça, planos técnicos de caça, etc.) ou inédita (consultas a técnicos e Agentes de Meio Ambiente). De Portugal, também será incorporada a informação obtida pelo projeto INCOB (Sistema de Informação das Populações de Coelho) que durante os últimos três anos avaliou a presença de coelho em cerca de 80% da área de distribuição histórica de lince.

Devido ao carácter e disparidade dos dados extraídos das anteriores fontes, essa informação será completada com censos em grande escala. Esses censos devem ser realizados minimizando o esforço de amostragem através da sobreposição com as amostragens em escala de detalhes nos casos em que seja possível.

A metodologia para realizar os censos de coelho em grande escala será a mesma para todos os territórios e ficará acordada nas Jornadas que especificamente serão destinadas à avaliação e seguimento demográfico da espécie. Porém, é lançada uma primeira proposta de seleção aleatória de quadrículas de 10*10 para a sua realização.

3.- Dimensão da área

A dimensão das áreas de reintrodução será a mínima que permita obter uma população viável a longo prazo. Nas reintroduções realizadas na Andaluzia, foi estabelecida como população viável mínima 50 reprodutores (30 fêmeas e 20 machos territoriais com base na estrutura demográfica observada em Andújar-Cardeña).

Em consonância com a Estratégia Nacional para a conservação do lince-ibérico (aprovada pela conferência Sectorial de Meio Ambiente em 30 de maio de 2008) foi estabelecida uma superfície continua mínima de 10.000 ha de habitat adequado, entendendo-se como a conjugação de uma estrutura de habitat favorável com uma densidade de coelhos adequada de acordo com as definições acordadas nos parágrafos 1 e 2 desse protocolo.

4.- Possibilidades de integração metapopulacional

É altamente provável que 50 lince adultos não representem de facto uma população viável mínima (PVM) devido ao facto de que, para espécies com o intervalo geracional similar ao lince-ibérico (que pode ser assumido de 4 a 5 anos), a PVM deveria ser $N_e > 200$ para manter 95% da heterozigosidade durante 100 anos (Allendorf e Ryman, 2002). Portanto, como estratégia geral de conservação da espécie deve-se dar prioridade à recuperação de pelo menos uma “grande” população.

De acordo com esta abordagem, é incluído como fator para selecionar as áreas de reintrodução a possibilidade (que não probabilidade) de integração dentro de um sistema metapopulacional, que na medida do possível se aproxime de capacidades de carga próximas de $N_e > 200$. Essa possibilidade será descrita através da distância máxima entre as populações atuais e as áreas futuras de reintrodução, estabelecendo um valor de referência. O referido valor pode variar face aos dados que sejam obtidos com os movimentos dos indivíduos liberados recentemente em Andaluzia. Para poder trabalhar com a melhor informação disponível, espera-se fixar o valor de referência no momento em que o processo de seleção de áreas em grande escala seja executado.

Os modelos de ocupação estocástica manchasde manchas (Moilanen, 2004) são uma ferramenta interessante para planear a seleção de áreas com base na criação

de sistemas metapopulacionais integrados. Porém, a escassez de informação sobre conectividade entre manchas (*sensu* Ferreras, 2001) fora da área de Doñana limita ou impede a sua utilização. Porém, devido ao facto de que a EBD estar a trabalhar num modelo de conexão estocástica de manchas cuja finalização está prevista para finais de 2012 (com um avanço robusto antes do verão), a proposta metodológica do presente protocolo convergirá com o referido modelo, uma vez comprovada a validade dos dados demográficos utilizados para o fazer funcionar.

As possibilidades de integração metapopulacional apenas definem uma prioridade no processo de seleção. Isto é, se uma área mantém condições adequadas nas três etapas prévias mas não na quarta, pode ser igualmente pré-selecionada se não existirem outras alternativas.

5.- Cartografia a ser empregada para representar esses fatores e algumas das variáveis em pequena escala.

É compilada aqui a lista de cartografia que será necessária para a análise SIG em grande escala e para algumas das variáveis a serem avaliadas em pequena escala. De igual forma, é incluída cartografia de carácter básico (não temático). Toda informação alfanumérica que possa ser facilitada junto com a informação gráfica redundará numa melhor caracterização dos fatores.

O modelo de seleção de habitat que possa derivar da integração num SIG de toda esta cartografia estará condicionado pela disponibilidade da mesma em todos os territórios do projeto, os seus modelos de dados e as suas escalas.

- Espaços Naturais Protegidos
- Rede Natura 2000
- Vias pecuárias
- Perímetros florestais e herdades públicas
- Cobertura e Usos do território: SIOSE em Espanha e COS em Portugal.
- Elevações
- Pendentes
- Rede hidrográfica (rios e lâminas de água)
- Vegetação
- Zonas de caça com dados de exploração
- Núcleos de população
- Municípios
- Rede viária
- Rede ferroviária
- Malha 1:10.000 e/ou 1:25.000

- Mapas topográficos 1:50.000, 1:25.000 e 1:10.000
- Ortofotos
- Imagens de satélite
- Superfícies arduas nos últimos 5 anos
- Áreas militares
- Dados disponíveis sobre coelho
- Inventário florestal
- Cadastro (sítios rústicos)
- Dados epidemiológicos, entre eles, os colocados à disposição pela DG de Pecuária do Ministério.

A cessão desses dados à empresa responsável pelo SIG deve contar com a assinatura, por parte dos mesmos, de uma série de cláusulas que limitem a utilização que será feita dos referidos dados, no caso daqueles que não sejam propriedade dos sócios do projeto, como no caso dos limites cadastrais, imagens de satélite, etc.

Essa cessão será efetuada através de um servidor ftp colocado à disposição pela associação Iberlince de Portugal.

Valoração dos fatores e método de seleção das áreas de reintrodução em grande escala

Para a valorização destes fatores, com o intuito de fazer a seleção de áreas em grande escala, opta-se por um modelo misto eliminatório-ponderativo conforme a seguir descrito:

A) Alguns valores de determinados fatores serão causa de exclusão das áreas como possíveis locais de reintrodução. A ordem em que aparecem mencionados ou em que sejam levados em conta não é relevante, já que é suficiente que apenas um deles falhe para que a área seja excluída:

- A densidade média de coelho é inferior a 2 coelhos/ha na primavera. Esse número é a densidade média dos últimos dez anos na população de Andújar-Cardena e podem ocorrer modificações face à reunião específica sobre o coelho que está prevista no projeto.
- A dimensão da área ser inferior a 10.000 ha contínuos (pode-se estabelecer uma certa flexibilidade na continuidade dentro da escala em que se trabalha)

B) Os valores superiores aos mencionados e o restante fatores obterão uma qualificação numérica ponderada segundo a seguinte tabela:

FATOR	VALOR	COEFICIENTE PONDERAÇÃO
densidade coelho	>2 e <3 indiv/ha	2
	3 indiv/ha	3
	4 indiv/ha ou mais	4
estrutura habitat	ideal	3
	adequada	2
	pouco adequada	1
	não adequada	0
distância populações	menos de 42 Km	2
	mais de 42 Km	1

Como resultado final dessa valorização, uma série de áreas serão excluídas e as restantes terão um valor numérico associado que refletirá a sua adequação global para a reintrodução segundo os fatores acordados. As duas com melhor pontuação por cada território serão as que passarão para a fase de seleção na escala de detalhes. Uma será a principal, que absorverá a maioria dos esforços económicos de melhoria de habitat, e a outra a secundária em caso de falha da primeira.

Porém, sobre os resultados técnico-científicos da seleção serão levados em conta outros tipos de considerações. Dessa forma, por exemplo, o número definitivo de áreas para a reintrodução por território poderia ser incrementada face ao refletido na ação C9 do projeto, que estabelece começar *a priori* com 5 áreas de reintrodução (Portugal, Extremadura, Castilha a Mancha, Parques Nacionais e Andaluzia)

II. Seleção na Escala de Detalhes

A partir das áreas pré-selecionadas em grande escala serão estabelecidas unidades de amostragem correspondentes ao tamanho médio do domínio vital de uma fêmea reprodutora (600 ha) em que serão avaliados seis fatores. Cada um deles será descrito por variáveis-chave para a sobrevivência e reprodução dos exemplares, com uma resolução de 50*50 m. Seguindo o modelo de Mahalanobis, seria recalculado D² incorporando os dados relativos a essas variáveis.

Os seis fatores são:

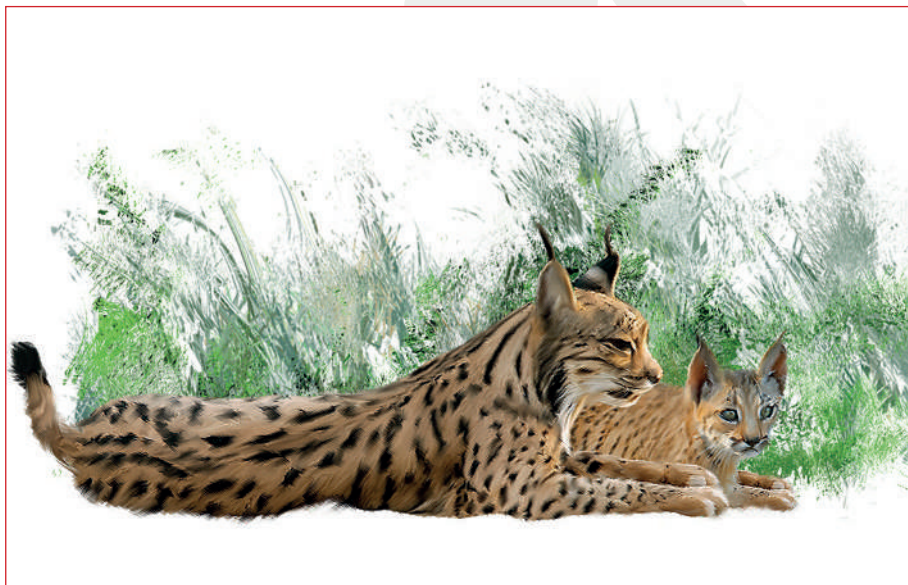
- A) **Risco de mortalidade**, sobretudo devido ao facto das ações relacionadas com a atividade cinegética (García-Perea e Gisbert, 1986; Rodríguez e Delibes, 1990; González-Oreja, 1998; García-Perea, 2000; Rodríguez e Delibes 2004; Virgós e Traviani, 2005; Cabezas-Díaz et al., 2009; Delibes-Mateos et al., 2009) e aos atropelamentos (Ferrerías et al., 1992).
- B) **Estrutura detalhada do habitat**: não apenas pode ser importante a disponibilidade dos tipos de vegetação previamente definidos na primeira fase (Tabela 1) mas também a sua disposição estrutural em escala de micro-habitat (Ferrerías, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares et al., 2000; Fernández et al., 2003; Fernández et al., 2006).
- C) **Disponibilidade de alimento**: neste caso é imprescindível obter informação muito mais detalhada do que a oferecida em grande escala na primeira fase do processo de seleção
- D) **Possibilidades de expansão natural**: descreve o potencial de expansão de um núcleo populacional reintroduzido em outra mancha de habitat adequado.
- E) **Atitude da sociedade diante das reintroduções**: seguindo as recomendações da UICN, será realizada uma avaliação objetiva da atitude social nas áreas seleccionadas para que a tomada final de decisões minimize as possibilidades de fracasso da reintrodução.
- F) **Presença de figuras de proteção legal**: levar-se-á em conta a inclusão do território em Rede Natura e em Áreas Protegidas, bem como a existência das suas correspondentes ferramentas de Ordenamento e Gestão.

Serão utilizadas 19 variáveis descritivas desses fatores, que serão especificadas a seguir.

1.- Número de denúncias ratificadas pelas autoridades ambientais por armadilhas, venenos, disparos, caça ou qualquer outro método ilegal.

Para definir o que é uma arte ilegal de armadilhas serão levadas em conta diretrizes e normativos estatais e autonómicos. Serão recolhidos dados dos últimos cinco anos. Esta variável será padronizada por ano e superfície. Constitui uma variável de carácter meramente orientadora devido à enorme variabilidade do esforço de emissão de denúncias.

Número de autorizações excepcionais concedidas para a utilização de métodos homologados de controlo de predadores nos últimos cinco anos. Essa variável será padronizada por ano e superfície.



Não poderão ser seleccionadas zonas de reintrodução onde não sejam cumpridos os mínimos estabelecidos pelas diretrizes técnicas para a captura de espécies cinegéticas predadoras aprovadas pela Conferência Sectorial de Meio Ambiente em 13 de julho de 2011 para Espanha e para Portugal o Decreto Lei nº140/99, com a redação dada pelo Decreto-Lei nº 49/2005 que transpõe a Directiva 92/43/CE.

2.- Número de eventos de armadilhas detetados mediante pesquisas de campo específicas

Esta variável tem como objetivo quantificar de uma forma mais precisa a presença e intensidade desta importante causa de mortalidade. Será iniciado um programa de seguimento específico com equipas que realizarão pesquisas a pé, procurando laços, cepos e caixas-armadilha com uma distribuição temporal e espacial homogênea. Serão recolhidos os dados de todos os que sejam encontrados e posteriormente, mediante consulta administrativa, serão identificados os eventos que estavam legalmente autorizados para se fazer a diferenciação dos ilegais. A variável será padronizada como eventos por unidade de esforço, sendo a mesma equivalente a uma jornada de busca por uma pessoa durante cerca de quatro horas aproximadamente. É recomendável realizar este programa de seguimento durante um ano.

A frequência das pesquisas dependerá do equipamento de campo que possua cada parceiro do projeto, mas seria desejável a sua realização mensal. Para a otimização

de tempo e recursos, poder-se-ia estabelecer como mínimo fazê-los coincidir com os censos de coelho e seguir as mesmas quadrículas para estabelecer a homogeneidade da distribuição espacial.

3.- Número de carnívoros atropelados em vias asfaltadas e vias de ferrovia

Esse grupo faunístico é utilizado como modelo para avaliar o risco de atropelamentos e/ou detetar pontos negros. É feita a amostragem dos troços de todas as vias asfaltadas e vias férreas dentro da área selecionada uma vez por semana percorrido em veículo com duas pessoas (condutor e acompanhante) pelo menos durante um ano. Será padronizado por comprimento e amostragem.

Como informação complementar à oferecida pela amostragem, pode ser utilizada aquela que dê como resultado a análise da possível correlação entre os dados existentes sobre atropelamentos de carnívoros com a estrutura do habitat.

Se não houver possibilidade de fazer essa amostragem completa, será dirigido para os troços de vias que tenham tocas de coelho nas proximidades e mato nas valetas e zonas circundantes.

Serão contactados os serviços de manutenção e conservação de estradas para obter dados dos animais que sejam encontrados e colhidos.

Será realizada uma consulta ao grupo de fragmentação de habitat estatal espanhol para obter assessoria sobre essa variável. Analogamente, o ICNF consultará peritos portugueses na matéria.

A ação C.5 do projeto Iberlince (“Atuações de desfragmentação de habitat em vias asfaltadas”) conta com uma reunião específica relacionada prevista para o primeiro semestre de 2012. Qualquer indicação/recomendação que emane da referida reunião relativamente ao presente protocolo e em concreto com a variável em causa, será levada em conta e incorporada posteriormente.

4.- Comprimento dos troços de estradas e vias de ferrovia com alto risco de atropelamentos

É uma variável complementar da anterior que não envolve necessariamente a deteção de exemplares atropelados. Define-se como o comprimento de troços destas vias de comunicação que atravessam áreas de mato com alta densidade de coelho. Portanto, a informação que fornece pode servir para dirigir as amostragens da variável anterior.

5.- Número de carnívoros encontrados em canais de irrigação

Esse grupo faunístico é utilizado como modelo para avaliar o risco de queda de lince nessas infraestruturas. Serão extraídas amostras dos troços dos canais abertos de

irrigação dentro da área seleccionada segundo a metodologia a definir na correspondente Jornada de permeabilização e conectividade contemplada no projeto.

6.- Dados sanitários da fauna que convive com o lince

A ação A.8 do projeto reúne dados sanitários da fauna que convive ou conviverá com o lince-ibérico. Segundo o texto da referida ação, os seus resultados farão parte do estudo detalhado das áreas de reintrodução. As amostragens serão realizadas seguindo a metodologia descrita na ação.

7-12.- Percentagem de cobertura e altura de árvores, mato alto e mato baixo

Estas variáveis foram tomadas de acordo com um estudo sobre a seleção de habitat pelo lince-ibérico (Palomares, 2001). Será realizado um percurso a pé de 5 Km em cada quadrícula UTM de 2,5*2,5 Km estratificado por habitat. As seis variáveis são estimadas visualmente (Palomares, 2001) em áreas circulares de 25 m de diâmetro situadas a cada 500 m, dando como resultado 10 círculos de amostragem por itinerário e quadrícula. Para otimizar tempo e recursos, pode-se sobrepor essa amostragem aos censos de latrinas de coelho. Nas áreas de Guarrizas e Guadalmellato foram realizadas ambas as amostragens conjuntamente, fazendo a comprovação da viabilidade dessa proposta.

13.- Densidade de coelho

As limitações do mapa de coelho existente que foram mencionadas no parágrafo de seleção de áreas em grande escala, fazem com que seja imprescindível a realização de censos de campo específicos a fim de localizar os manchas de alta densidade de coelho. Propõe-se a realização de uma avaliação da densidade de coelho mediante uma metodologia comum, que permita obter dados de abundância real (coelhos/ha) pelo menos na época de máxima abundância (maio-junho). A metodologia a empregar para o cálculo dessa variável será decidida nas Jornadas que especificamente serão destinadas à avaliação e seguimento demográfico da espécie que são contempladas no projeto, cuja data ainda está por determinar.

As referências dessa metodologia incluídas no presente protocolo mencionam as amostragens de latrinas pelo facto de serem a alternativa que, em princípio, parece mais acertada entre as que são viáveis por questões técnicas, logísticas e económicas. Se na reunião de coelho for decidido adotar outro método, as referências do protocolo seriam substituídas pelas da nova opção.

14.- Número de quadrículas UTM de 2,5*2,5 Km com mais de 1 coelho/ha em junho

É calculado com os dados obtidos nas amostragens de latrinas. A aplicação do método de densidades focais (Kernel) descreve a quantidade de superfície que mantém condições mínimas para a presença estável dos lincos mediante a valoração conjunta de habitat e coelho.

15-16. Número e superfície total de manchas com alta densidade de coelho situados a menos de 42 Km lineares sem barreiras e com habitat de dispersão adequado

Esta variável caracteriza as áreas avaliadas na fase de grande escala e as não selecionadas na mesma, face à possibilidade de que os indivíduos reintroduzidos as utilizem nos seus movimentos. Portanto, é obtida diretamente da primeira fase de seleção de áreas.

17.- Valoração da atitude social diante das reintroduções

Esta avaliação será obtida a partir dos resultados da ação D.9 do projeto. Será desenvolvido um protocolo coordenado entre o ICNF, Ministério de Agricultura de Espanha, Instituto Andaluz de Estudos Sociais (CSIC) e os sócios de Iberlince, sobre a consulta aos diferentes setores sociais implicados nas áreas pré-selecionadas. Esse protocolo servirá não só para o projeto Iberlince, mas também para o programa ibérico de reintrodução do lince. Para isso, será elaborado o tipo de inquérito, a metodologia de trabalho e o tipo de análise dos resultados no âmbito do grupo de trabalho, criado com essa finalidade, em conjunto com as autoridades espanholas e portuguesas,.

18.- Superfície com convénios de colaboração

Em relação com o bom desenvolvimento das reintroduções, é estabelecida a conveniência de que nas áreas selecionadas para tal fim a maioria da sua superfície (mínimo de 51%) possua convénios de colaboração. Tem de ser ter em conta que o convénio pode ser estabelecido *a posteriori* em relação ao momento de determinar uma área como selecionada.

19.- Figuras de proteção legal

Para caracterizar um território como área de reintrodução, levar-se-á em conta que esteja integrado na Rede Natura 2000 e a Áreas Protegidas. De igual forma, será valorizada positivamente a existência de planos de gestão da referida Rede e a de Planos de Ordenamento dos Recursos Naturais e Planos Diretor de Uso e Gestão dos Espaços.



A respeito da inclusão na Rede Natura, poderá ser considerado território de reintrodução uma zona fora da Rede se é recomendado pelo restante das variáveis que o caracterizam, sempre que a Administração competente esteja comprometida com a sua designação como LIC dentro do período de duração do projeto, tal como exigido pelas Disposições LIFE.

Não foi tida em conta a disponibilidade de micro-habitat adequado para a reprodução, devido ao facto de que, segundo os dados do programa de seguimento do lince-ibérico em Andaluzia, existe uma grande diversidade de estruturas que a espécie pode utilizar (rochedos, matos densos, tocas de texugos, troncos ocos, edificações em ruínas, etc).

Análise destes fatores para a seleção de áreas em escala de detalhes e método de seleção final das áreas de reintrodução

Utilizando ferramentas estatísticas recentes (Hodgson et al., 2011) será desenvolvido um modelo para prever a ocupação pela espécie das manchas selecionadas e a colonização potencial de manchas adjacentes para avaliar a probabilidade de manutenção de uma estrutura meta-populacional.

Em qualquer caso, a respeito do resultado da seleção de áreas em escala de detalhes (em cujo processo já foram levadas em conta variáveis relacionadas com a conexão entre zonas) serão aplicados os resultados da ação A.6, especialmente relevantes em áreas de tamanho próximo ao limite com a capacidade de garantir a autosustentabilidade da população a medio e longo prazo.

Análise de viabilidade populacional (PVA)

Os PVAs aplicados às zonas potenciais de reintrodução são meramente orientadores, uma vez que devem ser propostos com cenários demográficos bem simulados ou bem gerados em outras populações (ver Kramer-Schadt et al., 2005 para o lince euro-asiático *L. lynx* e Steury e Murria, 2004 para o lince canadense *L. canadiensis*). Apesar dessas limitações, a UICN estabelece a realização de PVAs como requisito imprescindível nos programas de reintrodução (IUCN, 1998). Para cumprir com esse requisito, o projeto Iberlince inclui a ação C.10 ("Atualização no estudo da extração de lincos e modelo de viabilidade das populações de lince-ibérico em Andaluzia") cujos resultados serão levados em conta no presente protocolo.

Os PVAs publicados até hoje para o lince careciam de considerações genéticas, o que limitou bastante a sua aplicabilidade. Por isso, o PVA a ser realizado pelo projeto dentro da ação C.10 deve incluir a genética, bem como a informação demográfica disponível e distintos cenários de capacidade de carga.

O Grupo de Trabalho da Estratégia Nacional de conservação do lince-ibérico está a realizar um PVA, cujo calendário não se ajusta ao presente projeto LIFE. Por isso, a definição do PVA dentro de Iberlince utilizará em cada momento a melhor informação disponível para cumprir com as suas obrigações perante a Comissão Europeia.

Estimativa da capacidade de carga

O número de territórios de lince que cabem numa determinada superfície pode ser calculado mediante uma análise de regressão ou através de uma análise de viabilidade

populacional (PVA). Utilizar ambas as possibilidades é o desejável, permitindo comparar a informação obtida. Porém, convém ter em conta a possibilidade de que as limitações temporais do projeto obriguem a ter que definir o número de territórios de lince antes de que o PVA considerado no parágrafo anterior fosse terminado. Nesse caso e no nesse momento, a estimativa mediante regressão tornar-se-ia na melhor informação disponível.

Propõe-se estimar a capacidade de carga (K) utilizando como variável descritiva a densidade de territórios de fêmeas (Gaona et al., 1998) calculada com base na função que aparece na Figura 2; a referida função permite obter uma densidade que é multiplicada pela superfície total com mais de 1 coelho/ha.

K= superfície com mais de 1 coelho/ha
* densidade estimada de territórios

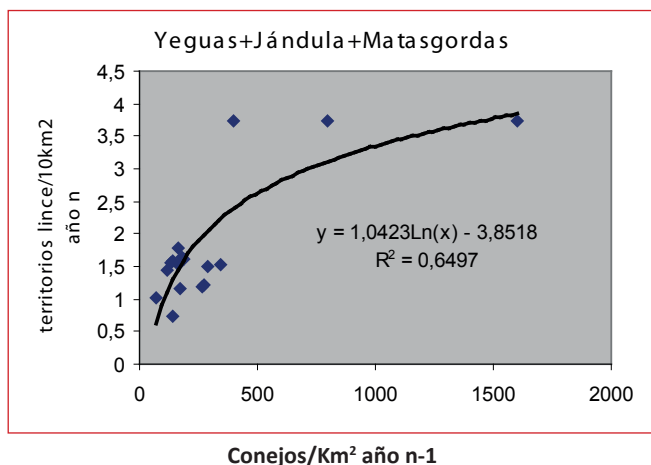


Figura 2. Função de estimativa da capacidade de carga para o lince-ibérico em função da disponibilidade de alimento; dados extraídos do programa de seguimento das populações de Andújar-Cardena (Yeguas e Jándula) e de Palomares et al. (2001; Matasgordas). Cada ponto representa um ano.

A densidade de 4 coelhos/ha corresponde à saturação de territórios de lince (Fig. 2). Porém, para estimar K devem ser incluídas todas as quadrículas com mais de 1 coelho/ha, já que essas podem albergar também territórios. Por isso e para não sobrestimar K, é proposto fazer um cálculo em separado, diferenciando as quadrículas com mais de 4 coelhos/ha (K_1) e as quadrículas com menos (K_2). Assim: $K=K_1+K_2$

Tabela 1. Unidades de vegetação presentes na área de presença histórica recente de lince-ibérico (Rodríguez e Delibes, 1992; Gil-Sánchez e McCain, 2011). São assumidos como potenciais as 21 unidades mono-específicas expostas, assim como as formações mistas entre as mesmas e/ou com outro tipo de unidades subideais (culturas, montados, pastagens, eucaliptais).

Abreviaturas: D Doñana, SM Serra Morena; MT Montes de Toledo; SC Sistema central; SB Sierras Béticas. Seleção +: uso confirmado com dados atuais.

Unidade de vegetação (espécie dominante) área seleção	área	seleção
MATOS		
Matos de <i>Cistus</i> sp.	D, SM, MT, SC, SB	SIM
Matos de <i>Lavandula</i> sp.	SM	SIM
Matos de <i>Citrus</i> sp.	D	SIM
Matos de <i>Rosmarinus officinalis</i>	SM,SB	SIM
Matos de <i>Ulex</i> sp.	SB	-
Piornais supramediterrâneos de <i>Genista</i> sp, <i>Echinospartum</i> sp. ou semelhantes	SC	-
ARBUSTOS		
Lentiscare de <i>Pistacia lentiscus</i>	D,SM	SIM
Medronhais de <i>Arbutus unedo</i>	SM,MT	-
Matos de <i>Phyllirea angustifolia</i> e <i>P. latifolia</i>	SM	SIM
Carrascais de <i>Quercus coccifera</i>	SB	-
Azinhal baixos de <i>Q. ilex</i>	SM,MT,SB	SIM
Zimbrais e sabinais de <i>Juniperus oxycedrus</i> e <i>J. phoenicea</i>	D,SM	SIM
FORMAÇÕES FLORESTAIS*		
Azinhal (<i>Q. ilex</i>)	SM,MT,SC,SB	SIM
Sobrais (<i>Q. suber</i>)	D,SM	SIM
Azinhais e robledos (<i>Q. faginea</i> , <i>Q. canariensis</i> , <i>Q. pyrenaica</i>)	SC	-
Zambujeiros (<i>Olea europaea</i> var. <i>silvestris</i>)	SM	-
Pinhais termo e mesomediterrâneos de <i>Pinus pinea</i>	D,SM	SIM
Pinhais termo e mesomediterrâneos de <i>P. halepensis</i>	SB	-
Pinhais meso e supramediterrâneos de <i>P. pinaster</i>	SM,SB	SIM
Freixais (<i>Fraxinus</i> sp.)	D	SIM
Matas Ciliares (<i>Populus</i> sp., <i>Fraxinus</i> sp., <i>Salix</i> sp.)	D,SM	SIM

* devem estar acompanhados de mato em formações mistas ou como sub-floresta (Palomares, 2001)

ANEXO

Elaboração de Mapa de Disponibilidade de Habitat em Grande Escala

1. Introdução

Como foi visto nos capítulos anteriores do presente manual, em que serão especificadas as etapas prévias necessárias para a seleção de áreas de reintrodução nos dois países da UE (Espanha e Portugal) e nas comunidades autónomas envolvidas, foi acordado realizar a referida seleção em duas fases diferentes:

1ª) Seleção de áreas em grande escala: o objetivo é detetar na escala regional as zonas que mantêm condições gerais mínimas para o estabelecimento da espécie. A seleção de áreas em grande escala (500 x 500 m).

2ª) Seleção de áreas em escala de detalhes: o objetivo é avaliar com o maior detalhe possível as zonas pré-selecionadas na primeira etapa do processo, mediante o estudo dos fatores-chave que condicionam os requisitos ecológicos da espécie e, portanto, a viabilidade real da população potencial de cada zona. Dessa fase é obtida a informação que permite decidir a seleção final das áreas de reintrodução.

Nesse anexo é abordado o estudo da **disponibilidade de habitat adequado**, dentro da fase de **seleção de áreas em grande escala** e é oferecido um modelo de idoneidade de habitat para o lince-ibérico na escala peninsular, representada num mapa onde serão identificadas as áreas que reúnem as condições de habitat adequadas para a espécie. Sobre essas áreas selecionadas deverão ser realizados os censos de **disponibilidade de coelho bravo**, seguinte etapa no processo de seleção de áreas em grande escala.

2. Metodologia

Elaboração do modelo.

O propósito dos modelos de adequabilidade de habitat é identificar os sítios adequados para a sobrevivência das populações de uma espécie por meio da identificação dos seus requisitos ambientais. Para a construção dos modelos, os dados conhecidos sobre a distribuição da espécie são associados matematicamente ou estatisticamente com diferentes variáveis ambientais. O resultado da análise indica com certo valor de probabilidade (e erro estatístico associado) o espaço geográfico que é propício para uma espécie.

A modelação foi realizada utilizando MaxEnt. MaxEnt modela a distribuição geográfica das espécies, utilizando como dados de partida, os sítios de presença da espécie e variáveis associadas a cada um desses sítios. MaxEnt emprega inteligência artificial em combinação com o princípio de máxima entropia, procurando uma distribuição o mais próxima possível da uniformidade, mas levando em conta as restrições dos valores proporcionados pelos preditores utilizados. O algoritmo utilizado traslada a equação ao espaço geográfico gerando uma camada raster cujos valores representam, numa escala relativa de zero a um, a adequabilidade ambiental de cada espécie, de modo que os valores altos representam aquelas localidades com melhores condições ambientais para a espécie. Para gerar o mapa de favorabilidade MAXENT compara as condições ambientais dos dados de presença (uso) face a um conjunto aleatório de dados que representa o conjunto de condições do território (disponibilidade)

Como o modelo realizado gera valores de favorabilidade contínuos, estes foram convertidos em binários (presença-ausência) colocando um limiar a partir do qual é considerado que o habitat é adequado para o lince.

Dados de presença.

Os dados de presença utilizados provêm das localizações de presença estável de lince entre os anos 2010 a 2012 obtidos mediante:

- Rádio-rastreamento
- Armadilhas fotográficas
- Latrinas e pegadas geo-referenciadas

Foram incluídos dados de presença das populações de Doñana-Aljarafe, Andújar-Cardena e foram incluídos dados da população de reintrodução de Guadalemlato.

Seleção de variáveis.

Foram utilizadas as variáveis de Ocupação de solo obtidas do CORINE LAND COVER 2006. Para cada quadrícula de 500 x 500m foi atribuído um valor de % de superfície

ocupada de cada uma das variáveis consideradas. Foram utilizadas 29 categorias de ocupação de solo, agrupadas em 10 variáveis:

- I. Superfícies Artificiais
- II. Zonas Agrícolas
- III. Sistemas Agroflorestais
- IV. Florestas de folhosas
- V. Florestas de coníferas
- VI. Floresta mista
- VII. Pastos naturais
- VIII. Charnecas e matagais mesófilos
- IX. Matagais esclerófilos
- X. Mato abundante de transição

Uma vez elaborado o modelo foram limitadas as áreas seleccionadas em função da altitude e o tamanho da área:

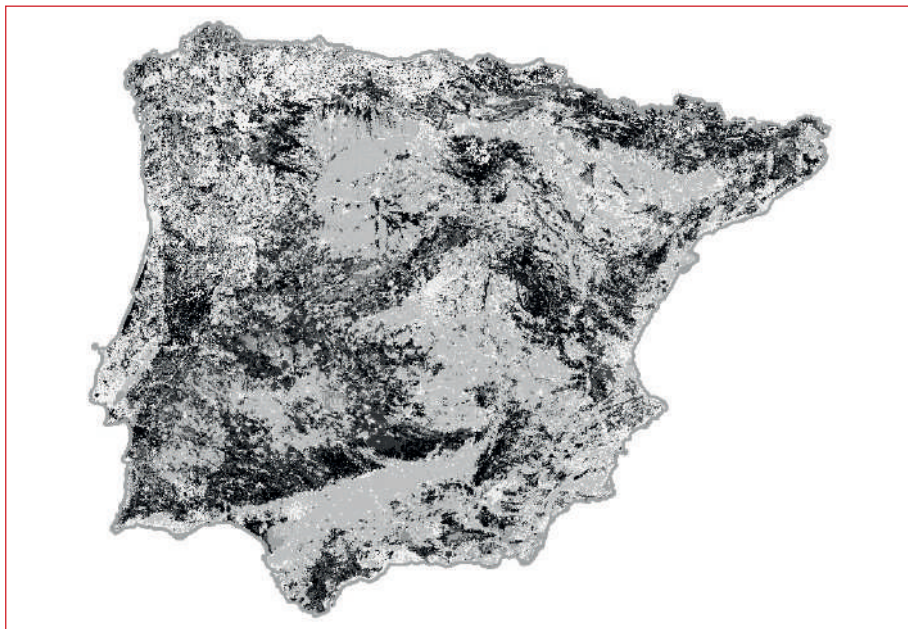
A **altitude** é um filtro imposto pela disponibilidade de alimento. Por esse motivo, uma vez elaborado o modelo, foram eliminadas aquelas áreas superiores a 1.300 m, limiar de presença do coelho de monte.

Na Estratégia Nacional para a conservação do lince-ibérico (aprovada pela conferência Sectorial de meio Ambiente o 30 de maio de 2008) ficou estabelecido que a **superfície mínima** que permitiria albergar uma população viável em longo prazo (50 reprodutores) são **10.000 ha** contínuos de habitat adequado. Assim, foram eliminados do modelo, aquelas manchas de habitat adequado inferiores à referida superfície.



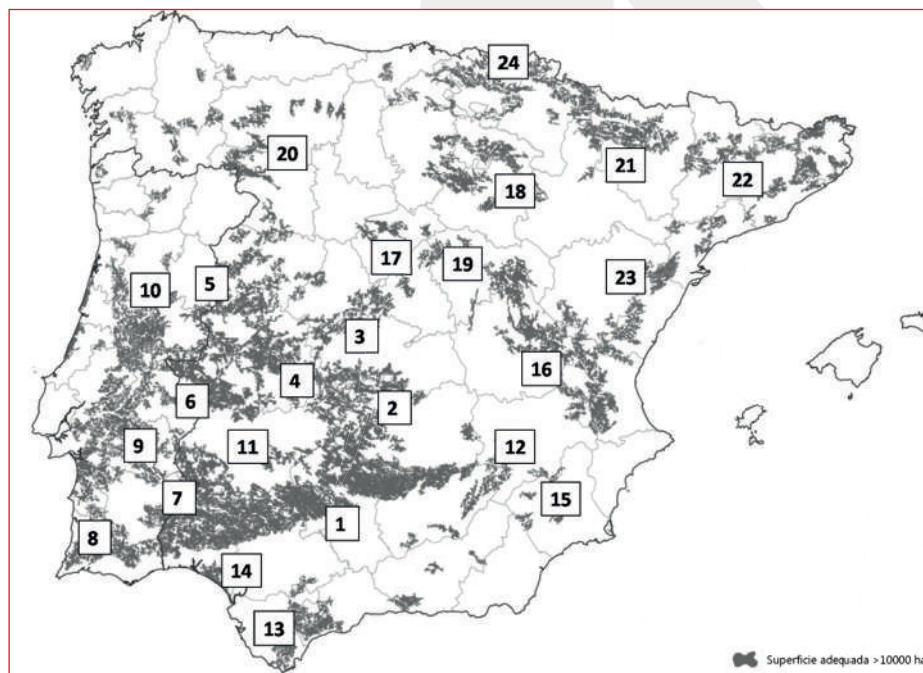
3. Resultados

O mapa gerado pelo MaxEnt foi o seguinte:



O mapa representa um gradiente de qualidade de habitat para o lince-ibérico. As zonas mais claras indicam as áreas de pior qualidade de habitat, enquanto as mais escuras representam as de maior qualidade.

O mapa resultante após a aplicação do limiar de corte, a eliminação dos fragmentos de habitat adequados inferiores a 10.000 ha, e a eliminação das áreas a cima de 1.300 m, mostrando as áreas mais importantes, é o seguinte:



1.-Serra Morena. 2.-Montes de Toledo. 3.-Sistema Central. 4.-Villuercas-Riberos do Tajo. 5.-Serra de Gata-Malcata. 6.-Serra de São Pedro. 7.-Guadiana-Moura. 8.-Monchique. 9.-Évora. 10.-Coimbra. 11.-Hornachos-Matachel. 12.-Cazorla-segura-Alcaraz. 13.-Alcornocales. 14.-Doñana. 15.-Murcia. 16.-Serranía de Cuenca. 17.-Duratón-Tierra de pinhais. 18.-Rio Lobos-Serra da Demanda. 19.-Norte Guadalajara. 20.- Serra da Culebra-Bembibre. 21.- Pirineus occidentais. 22.- Pirineus orientais. 23.-Serra de Jabalambre e Gudar. 24.-Montes Vascos

Observa-se uma extensa área de habitat adequada e praticamente contínua no quadrante sudoeste da península, limitado ao sul pelo Vale do Guadalquivir. Do ponto de vista do habitat, todas essas zonas estariam potencialmente conectadas. O modelo identificou áreas idóneas do ponto de vista do habitat no quadrante nordeste da península, áreas fora da área de distribuição histórica recente da espécie, mas que conservam potencial na atualidade. Essas áreas devem ser levadas em conta no futuro como possíveis áreas de reintrodução sempre que cumpram com os requisitos de abundância de coelho exigidos.

Selection Protocol of Reintroduction Areas for the Iberian Lynx (*Lynx Pardinus*)

Introduction

The correct selection of reintroduction areas is a key step in the process of recovery of extinct populations of threatened species (Brocke et al., 1991; IUCN, 1998; Seddon, 1999; Breitenmoser et al., 2001; Schadt et al., 2002).

The Iberian lynx (*Lynx pardinus*) is “critically endangered” (Nowell, 2002); as well as the strict conservation of its last two populations (Simón Mata, 2006; Simón Mata et al., 2009; Gil-Sánchez et al., 2010) the increase of population through reintroduction has been proposed as the only course of action capable of safeguarding this emblematic species in the long term (Breitenmoser et al., 2006).

A priori, the potential habitat of the species is highly fragmented (Guzmán et al., 2004; Sarmiento et al., 2004). It is essential to produce a work plan that puts together a common methodological protocol for the selection of the areas of reintroduction that goes beyond political and administrative boundaries. This way, the process of recovery of the Iberian lynx can be developed in a coherent manner from the critical initial stage in the two EU countries (Spain and Portugal) and the autonomous communities involved.

This document presents a methodological proposal for the evaluation and selection of the future areas for reintroduction of the Iberian lynx throughout its area of historical presence. The basis for defining the selection process of the areas of reintroduction

has been that applied in Andalusia (García and Gil, 2008; Gil-Sánchez et. al, in press.), since at present, the scientific and technical information available on this subject is very limited and given that the Andalusian experience has led to reintroduction trials on species release protocols.

Given the new framework from which Iberlince (LIFE10 NAT/ES/570 *Recovery of the historical distribution of Iberian lynx (Lynx pardinus) in Spain and Portugal*) contemplates the reintroduction, a number of modifications are made with respect to the starting protocol, agreed at the Conferences that studies the A.5 action of the project (“Updating the model of reintroduction areas, selection of areas and days for the revision and drafting of analysis protocols and reports”). Additionally, at the time of drafting this protocol, several actions of the project are still to be developed, the results of which will subsequently determine said drafting. These include thematic workshops on habitat improvement, improvement of road accessibility and connectivity , and health protocols that will discuss methodologies which can provide considerations we may to include in this protocol.

The present protocol will contribute to the development of the content of the reintroduction program of the Iberian lynx in Spain and Portugal, which is currently carried out within the Iberian Lynx Work Group. For this, a coordination mechanism for both initiatives will be established, thus satisfying a practical need as set out in the minutes of the last meeting of said Group. The integration of this protocol within the program will be ensured, taking into consideration the obligations and commitments acquired by the beneficiaries of Iberlince in relation to the fulfillment of the LIFE project.

The program will be the technical and scientific document that will be sent by the Work Group to the Spanish Sectorial Conference on the Environment for its approval, at which time it will become binding for Spain. In the case of Portugal, the document will be sent through the Multilateral Commission, to said country for formal recognition.

Protocol Description

This Protocol is drafted taking into account what was established in a series of reference documents and experiences:

- The recommendations of the document “Guidelines for reintroductions” prepared by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) Reintroduction Specialist Group.
- The considerations established in the LIFE Iberlince project itself.

- Scientific and technical bibliography, in particular, the works of Rodríguez and Delibes (1990), Guzmán et al. (2004) and Sarmento et al. (2009) and those carried out in Portugal by the Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) (Institute of Nature Conservation and Biodiversity (INCB)) in 2009, 2010, and 2011, coordinated by P. Sarmento. The gained experience, the conclusions and the work carried out within the projects LIFE02 NAT/E/8609, LIFE06 NAT/E/000209, LIFE94/E/A222/E01189/CAL, LIFE98 NAT/E/5343, LIFE NAT 02/E/8617, LIFE+ NAT 07/E/000742, LIFE B4-3200/94/767, LIFE B4-3200/99/00642, LIFE06 NAT/P/191, and LIFE08 NAT/P/227
- The contents of the Plano de Acção para a Conservação do lince ibérico (Action Plan for the Conservation of the Iberian Lynx) (Portugal)
- The guidelines and procedures established in the Estrategia para la Conservación del lince ibérico (Strategy for the Conservation of the Iberian Lynx) (Spain)
- The Memorando de Entendimiento sobre colaboración transfronteriza para la conservación del águila imperial y el lince ibérico (Memorandum of Understanding on Cross-Border Collaboration for the Conservation of the Imperial Eagle and the Iberian Lynx) (1 October 2004), signed by the respective Ministers of Portugal and Spain.
- The Acuerdo de Cooperación entre la República Portuguesa y el Reino de España (Cooperation Agreement between the Portuguese Republic and the Kingdom of Spain), concerning the Programa de Cría en Cautividad del lince



ibérico (Iberian Lynx Captive Breeding Program) (31 August 2007 in Lisbon), which created a Joint Commission for the Conservation of the Iberian Lynx.

- The Protocolo de cesión (Transfer Protocol) of Spain to Portugal of Iberian lynx specimens (28 June 2009 in Penamacor).
- The Iberian Multilateral Commission for the Conservation of the Iberian Lynx, created by agreement between the Ministry of Agriculture, Food and Environment of Spain, the Junta de Andalusia, the Community of Castilla-La Mancha, the Junta de Extremadura and the Ministry of Environment and Regional Planning and Regional Development of Portugal.
- Reintroduction projects carried out in other countries with species similar to the Iberian lynx.

A methodology based on meta-population modeling and the use of spatially explicit models determined by the ecological requirements of the species is proposed. These models would feed on the radio-telemetry tracking data of the populations of Doñana and Sierra Morena.

Currently, there are methods which are quite informative for habitat assessment using spatially explicit models, such as the Mahalanobis Distance (D^2) (Thatcher et al. 2006). The method draws a continuous predictive map of the species distribution based on presence data. It is assumed that the areas currently occupied by the species are those that present optimal characteristics for their presence in terms of several components (habitat, preys, threats...). The method allows assessing habitat quality as a continuum rather than establishing a “suitable” or “not suitable” categorization.

For the large size of the territory on which the areas are selected, the existing literature recommends that the selection has to be made in two different phases:



1st) Large-scale areas selection: the objective is to detect, on a regional scale, the areas that maintain minimum general conditions in terms of habitat structure, size of territory, availability of food and degree of legal protection, for the recovery of theoretically viable populations of the species. This phase must be completed before 30 April 2012

This first selection will be carried out

with the help of a Geographic Information System by a company contracted for this purpose by the Agency of Environment and Water of Andalusia. The process for its definition will be dynamic, with permanent meetings between the members of the Iberlince project and the company for the constant adjustment of the model, whose methodological basis must be clearly established and may follow several alternatives simultaneously.

2nd) Detailed scale areas selection: the objective is to evaluate with as much detail as possible the pre-selected areas in the first stage of the process, through the study of the key factors that condition the ecological requirements of the species and, thus, the actual viability of the potential population of each area. From this step, the necessary information to make the final decision on the reintroduction areas is obtained.

The result of the application of this protocol will endorse its technical rigor in the use of the Geographic Information System, the weighing up of variables and the statistical soundness of the numerical data handled.

I. - Large-Scale Areas Selection

The selection of large-scale areas (500 x 500 m) will take into account the following factors:

1. - **Suitable habitat availability** from a structural point of view.
2. - **Availability of European rabbit** (*Oryctolagus cuniculus*) in areas with suitable habitat.
3. - **Area size**, outlined by the optimum surface area defined by the two preceding factors.
4. - **Meta-population integration possibilities**

1. - Suitable habitat availability

The Iberian lynx has been described as a species dependent on Mediterranean scrubland and forest (Gil et al. 1997; Ferreras, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares et al., 2000; Fernández et al., 2003; Fernández et al., 2006). These premises include an enormous number of phytosociological units (Rivas Martínez et al. 1997), which probably offer great variability in their suitability for lynx. Consequently, the common nomenclature is chosen instead of the phytosociological nomenclature.

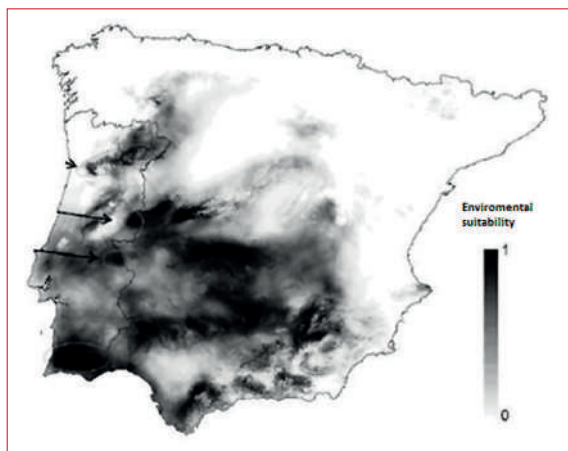
On the other hand, in the characterisation of what is a “suitable habitat”, the works published by the Estación Biológica de Doñana (EBD) (Doñana Biological Station (DBS)), and those related to the reintroduction in the Guadalmellato area and other

recent experiences will be taken into account (Gil Sánchez JM, Arenas Rojas R, García Tardío M, Rodríguez Siles J, Simón Mata MA, 2011). In light of these works and experiences, Table 1 should be reviewed.

There are two models of habitat selection for the Doñana populations (Fernández et al. 2003) and Andújar-Cardena (Fernández et al. 2006) as well as a quantitative description of the habitat selected in the latter (Gil-Sánchez et al. In press). However, the extrapolation of this information to other areas raises three important problems: A) The variables defined and outlined in each work are different; B) The GIS databases available in each country and region are different; C) Despite a laborious process of collecting information on vegetation and complex statistical approaches, the maps obtained have been imprecise.

A habitat suitability map for the Iberian lynx is available with a resolution of 1*1 km produced for the whole Iberian Peninsula (Figure 1) by means of a model that mainly integrates climatic variables, some topographic variables and distances to cities (Barbosa and Real 2010). However, this map discards large areas of the Iberian Levante (for example, a large part of the Region of Murcia) that could maintain suitable habitat. This is a consequence of the extrapolation of models inevitably prepared with biased information. In fact, in the model of Barbosa and Real (2010) the longitude appears as a variable of great weight, because the recent historical presence was taken into account in its preparation; this circumstance probably determines that the patches of suitable vegetation in the Iberian Levante are not on the map.

Figure 1. Environmental suitability for the Iberian lynx in Spain and Portugal (modified by Barbosa y Real, 2010).



Once these limitations are presented, the integration of this factor into a GIS will be carried out using the following cartographic coverage in the latest available version:

Forest Map of Spain

Land Use System of Spain (SIOSE)

For Portugal, the mapping analogous to SIOSE in content and scale (COS2007)

As for the topographical variables, it is well known that the Iberian lynx can thrive both in absolutely flat areas (Doñana) and in areas with steep slopes (River Yeguas), so they are not considered a limiting factor. Altitude may be the exception, although the filter imposed by the availability of food makes this variable unimportant in itself.

2.- Availability of European rabbit

The European rabbit is the basic prey of the Iberian lynx (Delibes et al. 1975; Delibes, 1980; Aymerich, 1982; Beltrán and Delibes, 1991; Palomares et al., 2001; Gil-Sánchez et al., 2006) and much of its biology revolves around this species (Palomares et al. 2001). As for the lynx, there is also an Iberian habitat suitability map for rabbits (Barbosa y Real, 2010). However, this cartography has proved to be of little use in detecting suitable rabbit populations in the case of reintroduction programs in Andalusia. Factors both related and unrelated to the habitat, the regulatory role of VHD (Rabbit Viral Hemorrhagic Disease) (Calvete, 2006) and land management (Delibes-Mateos et al. 2009) make the extrapolation of habitat selection models mostly inaccurate (if not wrong) and prevent the identification of suitable rabbit high density patches for lynxes (Gil-Sánchez et al. In press).

The information available on rabbit abundance will be analyzed, both through bibliographical records (see Guzmán et al. 2004 for Spain and Sarmiento et al. 2004 for Portugal) and administrative reports (hunting reports, technical hunting plans, etc.) as well as with unpublished notes (consultations with technicians and Environment Agents). From Portugal, the information obtained by the INCOB (Rabbit Population Information System) project, which during the last three years evaluated the presence of rabbits in about 80% of the historical distribution range of lynx, will also be incorporated.

This information will be supplemented by large-scale censuses given the nature and disparity of data extracted from previous sources. These censuses should be carried out by minimizing the sampling effort by overlapping detailed scale sampling wherever possible.

The methodology for conducting large-scale rabbit censuses will be the same for all territories and will be agreed at the Sessions, which will specifically target the demographic evaluation and monitoring of the species. Nevertheless, a first proposal of random selection of $10 * 10$ grids is launched to carry them out.

3. - Area size

The size of the reintroduction areas will be the minimum that allows to obtain a viable population in the long term. In the reintroductions carried out in Andalusia, a minimum viable population was established by 50 breeding animals (about 30 females and 20 territorial males based on the demographic structure observed in Andújar-Cardena).

In line with the National Strategy for the Conservation of the Iberian Lynx (approved by the Sectorial Conference on the Environment on 30 May 2008) a minimum continuous surface area of 10,000 ha of suitable habitat is established, understood as such the intersection of a suitable structure and density of rabbits according to the definitions agreed in sections 1 and 2 of this protocol.

4.- Meta-population integration possibilities

It is highly probable that 50 adult lynxes do not actually represent a minimum viable population (MVP) because for species with the generational interval similar to the Iberian lynx (which can be assumed as 4 to 5 years) MVP should be $N_e > 200$ to maintain 95% of heterozygosity for 100 years (Allendorf and Ryman, 2002). Therefore, as a general conservation strategy for this species, priority should be given to the recovery of at least a “large” population.

According to this approach, the possibility (not probability) of integration within a meta-population system that, as far as possible, approaches load capacities close to $N_e > 200$ is included as a factor for selection of the reintroduction areas. This possibility will be outlined through the maximum distance between current populations and future areas of reintroduction, establishing a reference value. This value may vary in light of the available data on the movements of the released individuals in Andalusia. In order to work with the best available information, the reference value will be set at the moment the large-scale selection process is executed.

The stochastic patch occupancy models (Moilanen, 2004) are an interesting tool for planning the selection of areas based on the creation of integrated meta-population systems. However, the lack of information on connectivity between patches (*Sensu* Ferreras, 2001) outside the Doñana area limits or even prevents its use. However,

given that the EBD is working on a stochastic patch connection model expected to be completed by the end of 2012 (with a sturdy advance before the summer), the methodological proposal of this Protocol will converge with this model once the validity of the demographic data used to make it run has been checked.

The possibilities of meta-population integration only define one priority in the selection process. This means that if an area maintains suitable conditions in the three previous steps but not in this fourth, it can also be pre-selected if there are no other alternatives.

5. - Cartography to be used to represent these factors and some small-scale variables.

The list of cartography that will be necessary for large-scale GIS analysis and of some of the variables to be evaluated on a small scale is collected here. In addition, basic (non-thematic) cartography is included. All alphanumeric information that may be provided together with the graphic information will result in a better characterization of the factors.

The habitat selection model that may be derived from the integration in a GIS of all this cartography will be conditioned by the availability of the same in all the territories of the project, their data models and their scales.

- Protected Natural Spaces
- Natura 2000 Network
- Livestock trails
- Public mountains and estates
- Land Coverage and Uses: SIOSE in Spain and COS in Portugal.
- Elevations
- Slopes
- Hydrographic network (rivers and water expanses)
- Vegetation
- Hunting reserves with usage data
- Population centers
- Municipalities
- Road infrastructure
- Rail network
- 1:10,000 and/or 1:25,000 grid
- Topographic maps 1:50,000; 1:25,000 and 1:10,000 scale
- Orthophotos

- Satellite images
- Surface areas burnt in the last 5 years
- Military areas
- Available data on rabbits
- Forest map
- Land registry (country estates)
- Epidemiological data including those made available by the Ministry's Directorate-General for Livestock Farming.

The assignment of these data to the company responsible for the GIS must have the signature of a series of clauses that limit the use they may make of them for those which are not owned by the project partners, as is the case of cadastral boundaries, satellite images, etc.

This assignment will be made through an ftp server that will be provided by the Iberlince Association of Portugal.

Assessment of these factors and selection method of large-scale reintroduction areas

For the assessment of these factors, in order to make the selection of areas on a large scale, a mixed model for weighing up pros and cons is opted for in the following way.

A) Certain values of certain factors will cause exclusion of areas selected as possibilities. The order in which they are mentioned or taken into account is not relevant, since one of them is sufficient for that area to be excluded:

- Average density of rabbits below 2 rabbits/ha in spring. This figure is the average density of the last ten years in the Andújar-Cardena population and it may be modified in view of the specific meeting on the rabbit that is foreseen within the project.
- A continuous area size of less than 10,000 ha (a certain flexibility may be established in continuity within the scale in which the work is done).

B) Values higher than those listed above and the rest of the factors will receive a numerical score weighted according to the following table:

FACTOR	VALUE	WEIGHTING COEFFICIENT
Rabbit density	>2 and <3 indiv/ha	2
	3 indiv/ha	3
	4 indiv/ha or more	4
habitat structure	optimum	3
	suitable	2
	not very suitable	1
	not suitable	0
distance to population centers	less than 42 km	2
	more than 42 km	1

As the end result of this assessment, a number of areas will be excluded and the rest will have a numerical value that will reflect their overall suitability for reintroduction according to the agreed factors. The two areas with the best score for each territory would be those which would pass to the selection phase on detailed scale. One will be the main one, which will absorb most economic efforts for improvement of habitat. The second one will be considered in case the first one fails.

However, other considerations will be taken into account on the technical and scientific results of the selection. Thus, for example, the final number of areas for reintroduction by territory could increase with respect to that reflected in action C9 of the project, which establishes the a priori beginning with 5 areas of reintroduction (Portugal, Extremadura, Castilla-La Mancha, National Parks and Andalusia)

ii. Detailed Scale Selection

Sampling units corresponding to the vital domain of a breeding female (600 ha) will be established from the large-scale pre-selected areas in which six factors will be assessed. Each one of them will be outlined by key variables for the survival and reproduction of the specimens, with a resolution of 50*50 m. Following the Mahalanobis model, D² would be re-calculated incorporating data on these variables.

The six factors are:

- A) **Risk of mortality**, mostly due to actions related to hunting (García-Perea and Gisbert, 1986; Rodríguez and Delibes, 1990; González-Oreja, 1998; García-Perea, 2000; Rodríguez and Delibes 2004; Virgós and Traviani, 2005; Cabezas-Díaz et al., 2009; Delibes-Mateos et al., 2009) and run over deaths (Ferrerías et al., 1992).
- B) **Detailed habitat structure**: not only the availability of vegetation types previously defined in the first phase (Table 1) but also their structural arrangement on micro-habitat scale may be important (Ferrerías, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares et al., 2000; Fernández et al., 2003; Fernández et al., 2006).
- C) **Food availability**: in this case, it is essential to obtain more detailed information than the information offered on large scale in the first phase of the selection process.
- D) **Natural expansion possibilities**: it outlines the potential for expansion of a population nucleus reintroduced to other suitable habitat patches.
- E) **Society's attitude towards the reintroductions**: following the recommendations of the IUCN, an objective assessment of the social attitude will be made in the areas that are selected so that the final decision-making minimizes the possibilities of failure of the reintroduction.
- F) **Presence of legal protection figures**: consideration will be given to the inclusion of the territory in Natura 2000 Network and Protected Natural Spaces, as well as the existence of corresponding Management and Planning tools.

19 variables describing these factors will be used, which are specified below.

1.-Number of complaints ratified by the environmental authorities for trapping, poisoning, shooting, hunting or any other illegal method.

In order to define what an illegal trapping art is, state and regional regulations and guidelines will be taken into account. Data from the last five years will be collected. This variable will be standardized per year and surface area. Due to the high variability in the complaint effort, it is a purely indicative variable.

Number of exceptional authorizations granted for the use of approved predator control methods in the last five years. This variable will be standardized per year and surface area.

No reintroduction areas may be selected where the minimums established by the Technical Guidelines for the capture of predator hunting species approved by the



Sectorial Conference on the Environment on 13 July 2011 for Spain and Portugal Decree-Law No. 140/99, with the wording given by Decree-Law No. 49/2005 which transposes Directive 92/43/EC, are not met.

2.- Number of trapping events detected by specific field surveys

This variable quantifies more precisely the presence and intensity of death by trapping, that is an important cause of mortality. A specific monitoring program will be initiated with teams that will carry out surveys on foot looking for snares, leghold traps and cage traps with a homogeneous temporal and spatial distribution. Data will be collected of all those found and subsequently, through administrative consultation, the events that had authorization will be identify to differentiate them from those that were illegal. The variable will be standardized as events per unit of effort, this being equivalent to a day of search for one person during approximately four hours. It is advisable to carry out this monitoring program for one year.

The frequency of the surveys will depend on the field equipment that each member of the project has, but it would be desirable to carry them out on monthly. For the optimization of time and resources, the minimum could be established by making them together with the rabbit censuses and following their grids to establish the homogeneity of the spatial distribution.

3.- Number of carnivores killed on asphalted roads and railway tracks

This fauna group is used as a model to assess the risk of run over deaths and/or detect black spots. The sections of all asphalted roads and railway tracks within the selected area will be sampled once a week by traveling in a vehicle with two people (driver and companion) for at least one year. It will be standardized by length and sampling.

As complementary information to that offered by the sampling, the analysis of the possible correlation between existing data on run over deaths with the habitat structure can be used.

If there is no possibility of doing this complete sampling, it will be directed towards the sections of tracks where there would be clusters of rabbit warrens and scrub in the ditches and surrounding areas.

Road maintenance and conservation services will be contacted to obtain data on the animals they encounter and collect.

A consultation will be made with the Spanish State Habitat Fragmentation Group to obtain advice on this variable. Similarly, The ICNB will consult Portuguese experts on the matter.

Action C.5 of the Iberlince project (“Habitat defragmentation actions on asphalted roads”) has a specific meeting in this respect scheduled for the first half of 2012. Any indication/recommendation that emerges from the meeting in relation to the present protocol and in particular with the variable in question, will be taken into account and subsequently incorporated.

4.- Length of the sections of highways and railway tracks with high risk of deaths

This is a complementary variable of the previous one that does not necessarily imply the detection of run over individuals. It is defined as the length of sections of these communication routes that cross areas of scrubland with high density of rabbits. Therefore, the information it provides may serve to direct the sampling of the previous variable.

5.- Number of carnivores found in irrigation channels

This fauna group is used as a model to assess the risk of lynx falling into these infrastructures. The sections of open irrigation channels within the selected area will be sampled according to the methodology defined in the corresponding Sessions on accessibility and connectivity included in the project.

6.- Data on the health status of the fauna that lives with the lynx

Action A.8 of the project collects data on the health status of the fauna that lives or

will live with the Iberian lynx. According to the text of that action, its results will form part of the detailed study of the areas of reintroduction. Sampling will be carried out following the methodology described in the action.

7-12.- Percentage of coverage and height of trees, high scrubland and low scrubland

These variables have been taken following a study on the selection of habitat for the Iberian lynx (Palomares, 2001). It will be established a walking distance of 5 km in each UTM grid of 2.5*2.5 km stratified by habitat. The six variables are estimated visually (Palomares, 2001) in circular areas of 25 m in diameter located every 500 m resulting in 10 sampling circles per itinerary and grid. To optimise time and resources, this sampling can be overlapped with rabbit latrines censuses. In the areas of Guarrizas and Guadalmellato both samples have been carried out jointly, proving the feasibility of this proposal.

13.- Density of rabbits

The limitations of the existing rabbit map that were mentioned in the section of selection of areas on a large scale, make essential to carry out specific field surveys in order to locate high density rabbit patches. It is proposed that rabbit density assessment will be carried out using a common methodology to obtain data on actual abundance (rabbits/ha) at least during the period of maximum abundance (May-June). The methodology to be used for the calculation of this variable will be decided in the Sessions that will specifically be held for the demographic evaluation and monitoring of the species which are included in the project, whose date is yet to be determined.

The references to this methodology, which are included in the present protocol, mention the surveys of latrines as the alternative that, a priori, seems to be the most appropriate among those that are viable due to technical, logistic and economic issues. If in the meeting on rabbits it should be decided to adopt another method, the above-mentioned protocol references would be replaced by those of this new option.

14.- Number of 2.5*2.5 km UTM grids with more than 1 rabbit/ha in June

It is calculated with the data obtained in latrine surveys. With the application of the method of focal densities (Kernel), the amount of surface area that maintains minimum conditions for the stable presence of lynx by the joint assessment of habitat and rabbit is outlined.

15-16. Number and total surface area of patches with high rabbit density located at less than 42 linear km without barriers and with suitable dispersion habitat

This variable tries to characterise the areas assessed in the large scale phase but not selected, with respect to the possibility of reintroduced specimens be used in their movements. Therefore, it is obtained directly from the first phase of area selection.

17.- Assessment of the social attitude towards reintroductions

This assessment will be obtained from the results of action D.9 of the project. A coordinated protocol will be developed between the ICNB, the Spanish Ministry of Agriculture, the Andalusian Institute of Social Studies (CSIC) and the members of Iberlince, on the consultation of the different social sectors involved in the pre-selected areas. This protocol will serve not only for the Iberlince project but also for the Iberian lynx reintroduction program. For this, the design of the type of survey, the work methodology and the type of analysis of the results in the framework of the joint working group of the Spanish and Portuguese authorities created for this end, will be specified.

18.- Area agreed upon

In order to achieve a good development of the reintroductions, It is established that, in the areas selected for this purpose, the majority of their surface area (minimum 51%) is land agreed upon. It must be taken into account that the agreement can be established a posteriori with respect to the moment of determining an area as selected.

19.- Legal protection figures

To identify a territory as a reintroduction area, the fact of being part of Natura 2000 Network and Protected Natural Spaces will be taken into account. In addition, the existence of Management Plans of said Network and the Plans for Management of Natural Resources and Master Plans of Use and Management of Spaces will be positively valued.

Regarding to the inclusion in Natura 2000 Network, an area outside the Network can

be considered territory of reintroduction if the rest of the variables that characterize it so advise, provided that the competent authority undertakes to designate it as an SCI (Site of Community Importance) within the duration of the project as required by the LIFE provisions.

The availability of suitable micro-habitat for reproduction has not been taken into account because of the great diversity



of structures that the species can use according to the data of the Iberian lynx monitoring program in Andalusia (craggs, dense scrubland, badger dens, hollow logs, building ruins, etc.).

Assessment of these factors for the selection of areas in detailed scale and method of final selection of the reintroduction areas

Using recent statistical tools (Hodgson et al. 2011) a model will be developed to predict the occupation by the species of the selected spots and the potential colonization of adjacent spots, to assess the likelihood of maintenance of a meta-population structure.

In any case, based on the result of the selection of areas in detailed scale (in which process variables related to the connection between zones already have been taken into account) the results of action A.6 will be applied, which are especially relevant in areas of size close to the limit capable of ensuring the self-sustainability of the population in the medium and long term.

Population Viability Analysis (PVA)

PVAs applied to potential areas of reintroduction are merely illustrative, since they must be posed with well-simulated demographic scenarios or generated in other populations (see Kramer-Schadt et al. 2005 for the Eurasian lynx *L. lynx*; and Steury and Murria, 2004 for the Canadian Lynx *L. Canadensis*). Despite these limitations, IUCN establishes the implementation of PVAs as an essential requirement in reintroduction programs (IUCN, 1998). In order to follow this requirement, the Iberlince project includes action C.10 ("Update on the study of lynx extraction and viability model of Iberian lynx populations in Andalusia") the results of which will be taken into account in this Protocol.

PVAs published to date for the lynx lacked genetic considerations, which has greatly limited its applicability. Consequently, The PVA to be carried out by the project within action C.10 should include genetics analysis as well as available demographic information and different load bearing scenarios.

The Working Group of the National Strategy for the Conservation of the Iberian Lynx is carrying out a PVA, whose calendar does not adjust to that of this LIFE project. Consequently, the definition of the PVA within Iberlince will use always the best information available to fulfill its obligations before the European Commission.

Estimate of the load capacity

The number of lynx territories that can fit on a given area can be calculated either through regression analysis or through a population viability analysis (PVA). Using both possibilities is desirable since it allows contrasting the information that they

bring up. However, the possibility that the time limitations of the project may require that the number of lynx territories be defined before the PVA considered in the preceding paragraph is complete must be taken into account. In that case and at that moment, estimation through regression would become the best information available.

The estimation of the load capacity (K) is proposed using the density of female territories as a descriptive variable (Gaona et al. 1998) calculated on the basis of the function shown in Figure 2; said function allows to obtain a density that is multiplied by the total surface area with more than 1 rabbit/ha.

K=surface area with more than 1 rabbit/ha
* estimated density of territories

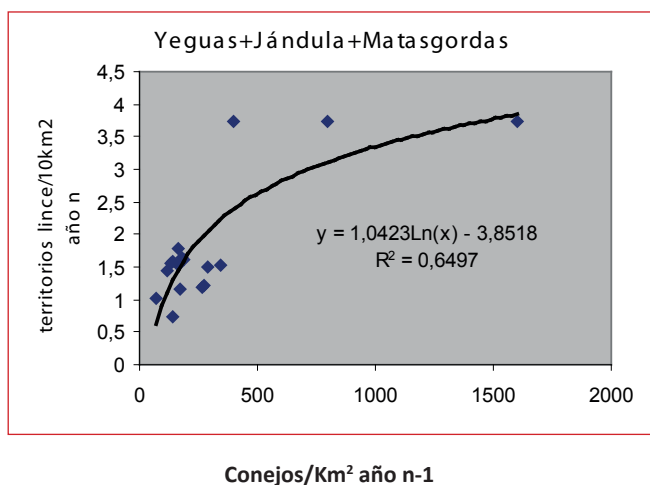


Figure 2. Estimation of the load capacity for the Iberian lynx according to the availability of food; data obtained from the monitoring program of the populations of Andújar-Cardena (Yeguas and Jándula) and by Palomares et al. (2001; Matasgordas). Each point represents one year.

The number of 4 rabbits/ha corresponds to the saturation density of the lynx (Fig. 2). However, in order to estimate K, all the grids with more than 1 rabbit/ha should be included, since these can also contain territories. Therefore, and so as not to overestimate K, making a separate calculation is proposed, differentiating the grids with more than 4 rabbits/ha (K_1) and the grids with lower density (K_2). Thus: $K=K_1+K_2$

Table 1. Vegetation units present in the area of recent historical presence (Rodríguez and Delibes, 1992; Gil-Sánchez and McCain, 2011) of the Iberian lynx. The 21 mono-specific units shown as well as the mixed formations between them and/or with other sub-optimal units (crops, grasslands, pastures, eucalyptus plantations, esparto fields...) are assumed as potentials.

Abbreviations: D Doñana, SM Sierra Morena; MT Montes de Toledo; SC Sistema central; SB Sierras Béticas. + Selection: use confirmed with current data.

Vegetation unit (dominant species)	selection area	area	selection
SCRUBLAND			
<i>Cistus</i> sp. scrublands		D, SM, MT, SC, SB	YES
<i>Lavandula</i> sp. scrublands		SM	YES
<i>Citrus</i> sp. scrublands		D	YES
<i>Rosmarinus officinalis</i> scrublands.		SM,SB	YES
<i>Ulex</i> sp. scrublands		SB	-
<i>Genista</i> sp., <i>Echinopartum</i> sp. or similar Supramediterranean shrubs		SC	-
ARBUSTEDAS			
Mastics (<i>Pistacia lentiscus</i>) scrublands		D,SM	YES
Strawberry trees (<i>Arbutus unedo</i>) scrublands		SM,MT	-
<i>Phyllirea angustifolia</i> and <i>P. latifolia</i> scrublands		SM	YES
<i>Kermes oak</i> (<i>Quercus coccifera</i>) scrublands		SB	-
<i>Holm oak</i> (<i>Q. ilex</i>) scrublands		SM,MT,SB	YES
<i>Juniper</i> (<i>Juniperus oxycedrus</i> and <i>J. phoenicea</i>) forest		D,SM	YES
FORMACIONES FORESTALES*			
<i>Holm oak</i> (<i>Q. ilex</i>) forest		SM,MT,SC,SB	YES
<i>Cork oak</i> (<i>Q. suber</i>) forest		D,SM	YES
Gall and Pryrenean oak (<i>Q. faginea</i> , <i>Q. canariensis</i> , <i>Q. pyrenaica</i>) forest		SC	-
Wild olive tree (<i>Olea europaea</i> var. <i>silvestris</i>) forest		SM	-
<i>Pinus pinea</i> thermo- and mesomediterranean pine forest		D,SM	YES
<i>P. halepensis</i> thermo- and mesomediterranean pine forest		SB	-
<i>P. pinaster</i> thermo- and supramediterranean pine forest		SM,SB	YES
Ash tree groves (<i>Fraxinus</i> sp.)		D	YES
Gallery forests (<i>Populus</i> sp., <i>Fraxinus</i> sp., <i>Salix</i> sp.)		D,SM	YES

* they must be accompanied by scrubland in mixed formations or as undergrowth (Palomares, 2001)

APPENDIX

Habitat Availability Map on a Large Scale

1. Introduction

As we have seen in previous chapters of this manual, which specifies the preliminary steps necessary for the selection of reintroduction areas in the two EU countries (Spain and Portugal) and the autonomous communities involved, it was agreed that this selection be carried out in two different phases:

1st) Large-scale areas selection: the aim is to identify on a regional scale the areas that maintain the minimum general conditions for the establishment of the species. The selection of areas on a large scale (500 x 500 m).

2nd) Detailed scale areas selection: its objective is to assess, as much detailed as possible, the pre-selected areas in the first stage of the process, through the study of the key factors that condition the ecological requirements of the species and, thus, the actual viability of the potential population of each area. From this phase, information is obtained that allows making the decision on the final selection of the reintroduction areas.

This appendix addresses the study of the **suitable habitat availability**, within the phase of **selection** and provides a habitat suitability model for the Iberian lynx on a peninsular scale represented on a map where the areas that meet the suitable habitat conditions for the species will be identified. On these selected areas, surveys on the **availability of European rabbit will be performed**, that is the next step in the large-scale area selection process.

2. Methodology

Production of the model

The purpose of habitat suitability models is to identify suitable sites for the survival of populations of a species by identifying their environmental requirements. For the construction of the models, Known data on species distribution are mathematically or statistically associated with different environmental variables. The result of the analysis indicates with some probability value (and associated statistical error) the geographic space that is suitable for a species.

Modelling was performed using MaxEnt (Maximum Entropy Modelling). MaxEnt models the geographical distribution of species, using as input data the presence sites of the species and variables associated with each of these presence sites. MaxEnt uses artificial intelligence combined with the principle of maximum entropy looking for a distribution as close as possible to uniformity, but taking into account the constraints of the values provided by the predictors used. The algorithm used translates the equation to the geographic space generating a raster layer whose values represent, on a relative scale from zero to one, the environmental favourability of each species, so that high values represent those locations with better environmental conditions for the species. To generate the favourability map, MaxEnt compares the environmental conditions of presence data (use) with respect to a random set of data representing the set of territory conditions (availability)

As the finished model generates continuous favorability values, these became binary (presence-absence) by setting a threshold from which the habitat is considered suitable for the lynx.

Presence data

The presence data used come from stable presence locations of Lynx between the years 2010 and 2012 obtained through:

- Radio tracking
- Camera traps
- Geo-referenced latrines and paw prints

Data on the presence of the populations of Doñana-Aljarafe, Andújar-Cardena were included and the data on the Guadalemlato reintroduction population were also included.

Selection of Variables

Ground occupancy variables obtained from CORINE LAND COVER 2006 were used. For each grid of 500 x 500 m, a value of % of occupied surface area of each of the considered variables was assigned. 29 categories of ground occupation were used,

grouped into 10 variables:

- I. Artificial Surface Areas
- II. Agricultural Areas
- III. Agroforestry Systems
- IV. Hardwood forests
- V. Coniferous forests
- VI. Mixed forest
- VII. Natural pastures
- VIII. Moors and mesophile scrublands
- IX. Sclerophyllous scrublands
- X. Transitional forest scrubland

Once the model was produced, the selected areas were delimited according to the altitude and the size of the area:

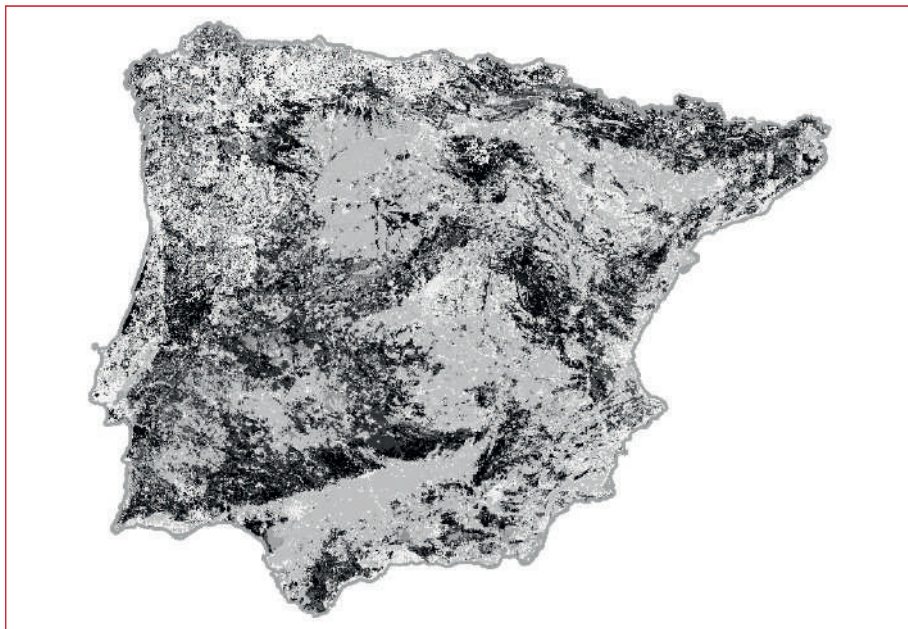
The **altitude** is a filter imposed by the availability of food. For this reason once the model was produced, those areas over 1300 m were eliminated, threshold for the presence of the European rabbit.

The National Strategy for the Conservation of the Iberian Lynx (adopted by the Sectorial Conference on the Environment on 30 May 2008) establishes that the **minimum surface area** which could house a viable population in the long term (50 breeding animals) is **10,000 continuous ha** of suitable habitat. Therefore, those patches of suitable habitat below said surface area were eliminated from the model.



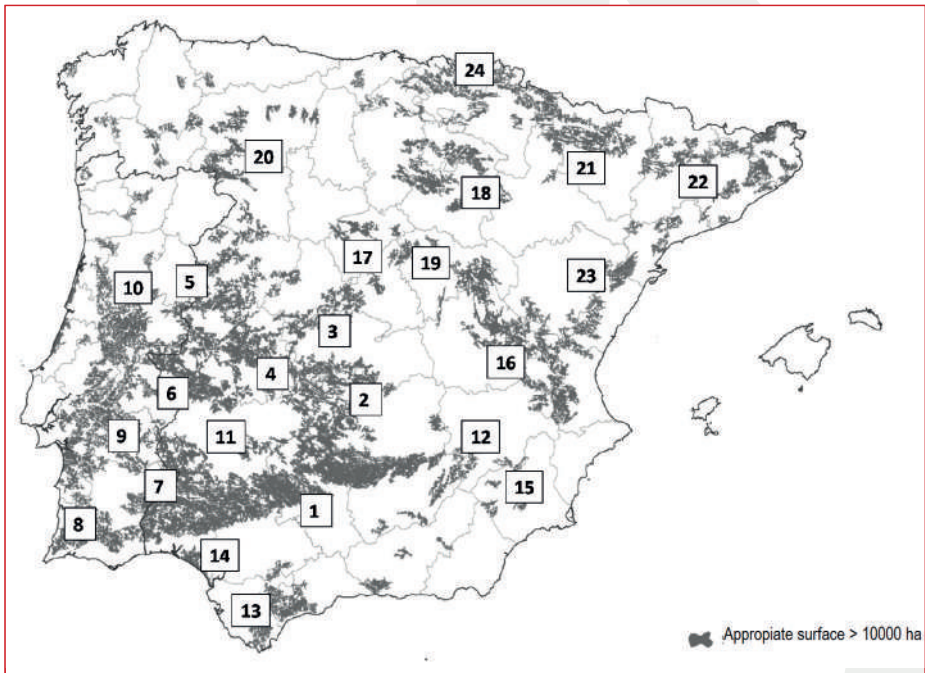
3. Results

The map generated by MaxEnt was the following:



The map represents a gradient of habitat quality for the Iberian lynx. The lighter areas indicate areas of poor habitat quality, while the darker areas represent those of highest quality.

The resulting map after the application of the cut-off threshold, the elimination of suitable habitat fragments of less than 10,000 ha, and the elimination of areas above 1300 m, showing the most important areas, is as follows:



1.-Sierra Morena. 2.-Montes de Toledo. 3.-Sistema Central. 4.-Villuercas-Riberos del Tajo. 5.-Sierra de Gata-Malcata. 6.-Sierra de San Pedro. 7.-Guadiana-Moura. 8.-Monchique. 9.-Evora. 10.-Coimbra. 11.-Hornachos-Matachel. 12.-Cazorla-segura-Alcaraz. 13.-Alcornocales. 14.-Doñana. 15.-Murcia. 16.-Serranía de Cuenca. 17.-Duratón-Tierra de pinares. 18.-Rio Lobos-Sierra de la Demanda. 19.-Northern Guadalajara. 20.- Sierra de la Culebra-Bembibre. 21.- Western Pyrenees. 22.- Eastern Pyrenees. 23.-Sierra de Jabalambre y Gudar. 24.-Basque Mountains.

There is an extensive area of virtually continuous suitable habitat in the southwestern quadrant of the peninsula, limited to the South by the Guadalquivir Valley. All these areas would be potentially connected from the point of view of habitat. The model has identified suitable habitat areas in the northeastern quadrant of the peninsula, which are areas outside the recent historical range of the species, but that retain potential today. These areas should be considered in the future as possible areas for reintroduction as long as they meet the required rabbit abundance requirements.

BIBLIOGRAFIA/REFERENCES

- Allendorf, F.W. & Ryman, N. (2002). The role of genetics in Population Viability Analysis. In Beissinger, S.R. & McCullough, D.R. Population Viability Analysis. 50-85. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- Aymerich, M. (1982). Etude comparative des regimes alimentaires du Lynx pardelle (*Lynx pardina* Temmick, 1824) et du Chat sauvage (*Felis silvestris* Schieber, 1777) au centre de la peninsula Iberique. *Mammalia* **46**, 515-521.
- Barbosa, M. A. & Real, R. 2010. Favourable areas for expansion and reintroduction of Iberian lynx accounting for distribution trends and genetic diversity of the European rabbit. *Wildlife biology in Practice* **3**: 34-37.
- Beltrán, J.F. & Delibes, M. (1991). Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un período seco. *Doñana Acta Vertebrata* **18**, 113-122.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., Carbyn, L.N & Funk, S.M. (2001). Assessment of carnivore reintroductions. In *Carnivore Conservation*: 241-281. Gittleman, J.L., Funk, S.M., Caddonald, D. & Wayne, R.K. (Eds.). Cambridge: Cambridge University Press.
- Breitenmoser, U., Breitenmoser-Würsten, C., García Santiago, J. & Zimmermann, F. (2006). The IUCN/SSC red list assessment, reintroduction guidelines and the Iberian lynx. Applying the red list criteria to define a recovery strategy for the Iberian lynx. In *II Seminario Internacional sobre la Conservación del lince ibérico*. Córdoba 15,16 y 17 de diciembre de 2004: 45-50. Junta de Andalucía (Ed.). Jaén. Junta de Andalucía.
- Brocke, R. H., Gustafson, K.A. & Fox, L.B. (1991). Restoration of large predators: Potentials and problems. In *Challenges in the conservation of biological resources, a practitioner guide*: 303-315. Decker, D.L., Krasny, M.E., Goff, G.R., Smith, C.R. & Gross, D.W. (Eds.). Boulder, CO, Westview Press.
- Cabezas Díaz, S., Lozano, L. & Virgós, E. (2009). The declines of the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain: redirecting conservation efforts. In *Handbook of Nature Conservation*: 283-310. Aronoff, J.B. (Ed.) Nova Science Publishers, Inc.
- Calvete, C. (2006). Modeling the effect of population dynamics on the impact of rabbit hemorrhagic disease. *Conserv. Biol.* **20**, 1232-1241.
- Delibes, M. (1980). Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriol.* **25**, 309-324.

- Delibes, M., Palacios, F., Garzón, J. & Castroviejo, J. (1975). Notes sur l'alimentation et la biologie du lynx pardelle (*Lynx pardina*) en Espagne. *Mammalia* **39**, 387-393.
- Delibes Mateos M., Ferreras P. & Villavuerte, R. (2009). Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why do not they match? *Eur. J. Wildlife Res.* **55**, 65-69.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F. & Mladenoff D.K. (2003). Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecol. Appl.* **13**: 1310-1340.
- Fernández, N., Delibes, M., Palomares, F. (2006). Landscape evaluation in conservation: molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx. *Ecol. Appl.* **16**, 1037-1049.
- Ferreras, P. (2001). Landscape structures and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biol. Conserv.* **100**, 125-136.
- Ferreras, P., Aldama, J.J., Beltrán, J.F. & Delibes, M. (1992). Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx (*Lynx pardina*). *Biol. Conserv.* **61**, 197-202.
- Ferreras, P., Gaona, P., Palomares, F. & Delibes, M. (2001). Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Anim. Conserve.* **4**: 265-274.
- Gaona, P., Ferreras, P. & Delibes, M. (1998). Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecol. Monogr.* **68**, 349-370.
- García, J. & Gil, J.M. (2008). Proceso de selección de áreas de reintroducción del lince ibérico en Andalucía. *Actas del III Seminario de Conservación del lince ibérico*: 32-42.
- García-Perea, R. (2000). Survival of injured Iberian lynx and non-natural mortality in central-southern Spain. *Biol. Conserv.* **93**, 265-269.
- García-Perea, R. & Gisbert, J. (1986). Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena. In *Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España*: 183-185. Anonymous.
- Gil-Sánchez, J.M. & McCain, E. Former range and decline of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) reconstructed using verified records. *J Mammal.* in pres.

- Gil, J.M., Molino, F. & Valenzuela, G. (1997). Efecto de la litología y de las repoblaciones forestales sobre la distribución y la abundancia del lince ibérico (*Lynx pardina*) en la Sierra de Andújar. *Aegypius* **14**, 21-28.
- Gil-Sánchez, J.M., Ballesteros, E. & Bueno, J. (2006). Feeding ecology of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in eastern Sierra Morena (Southern Spain). *Acta Theriol.*, **51**, 85-90.
- Gil-Sánchez, J.M., Simón, M.A., Cadenas, R., Bueno, J., Moral, M. & Rodríguez-Siles, J. (2010). Current status of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Eastern Sierra Morena, Southern Spain. *Wildlife Biology in Practice* **6**, 14-33.
- Gil-Sánchez, J.M., Arenas-Rojas, R., García-Tardío, M., Rodríguez-Siles, J. & Simón-Mata, M.A. Habitat assessment to select areas for reintroduction of the endangered Iberian lynx. *Wildlife biology in Practice*. In press.
- González Oreja, J.A. (1998). Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Miscellanea Zoológica* **21**, 31-35.
- Guzmán, J. N., García, F.J., Garrote, G., Pérez, R. & Iglesias, C (2004). El lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España y Portugal. Censo-diagnóstico de sus poblaciones. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A., Thomas, C.D., 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*. **48**, 148-152.
- IUCN (1998). IUCN Guidelines for re-introductions. IUCN, Gland, Switzerland.
- Kautz, R., Kawula, R., Hctor, T., Comiskey, J., Jansen, D., Jennings, D., Kasbojm, J., Mazzotti, F., McBride, R., Richardson, L. & Root, K. (2006). How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biol. Conserv.* **130**, 118-133.
- Kramer-Schadt, S., Revilla, E. & Wiegand, T. (2005). Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: projects with a future of misunderstood wildlife conservation? *Biol. Conser.* **125**, 169-182.
- Moilanen, A. (2004). SPOMSIM: software for stochastic patch occupancy models of metapopulation dynamics. *Ecological Modelling* **179**, 533-550.
- Moreira Madueño, J.M. (2007). Mapas de usos y Guía técnica de coberturas vegetales del suelo de Andalucía. Escala 1/25.000. Junta de Andalucía, Sevilla.

- Novell, K. (2002). Vegetation structure and prey abundance requirements of Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *J. Appl. Ecol.* **38**, 9-18.
- Palomares, F. (2001). Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *J. Appl. Ecol.* **38**, 9-18.
- Palomares, F. & Fernández, N. (2000). The selection of breeding dens by the endangered Iberian lynx: implications for its conservation. *Biol. Conserv.* **94**, 51-51.
- Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Frediani, J.M., Calzada, J. & Revilla, E. (2000). Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal and postdispersal habitats. *Conserv. Biol.* **14**, 809-818.
- Palomares, F., Delibes, M., Revilla, E., Calzada, J. & Frediani, J.M. (2001). Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in South-western Spain. *Wildlife Monogr.* **148**, 1-36.
- Ranganathan, J., Cha, K.M.A., Karanth, K.U., & Smith, J.L.D. (2008). Where can tigers persist in the future? A landscape-scale, density-based population model for the Indian subcontinent. *Biol. Conserv.* **141**, 67-77.
- Rivas Martínez, S., Asensi, A., Díez-Garretas, B., Molero Mesa, J. & Valle, F. (1997). Biogeographical synthesis of Andalusia (Southern Spain). *J Biogeogr.* **24**, 915-928.
- Rodríguez, A. & Delibes, M. (1990). El lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España. Distribución y problemas de conservación. ICONA, Madrid.
- Rodríguez, A. & Delibes, M. (2004). Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biol. Conserv.* **118**, 151-151.
- Sarmento, P., Cruz, J., Moterrosso, P., Tarroso, P., Negroes, N. & Ferreira, C. (2004). The Iberian lynx in Portugal. Status survey and conservation action plan. Instituto da Conservação da Natureza (ICN). Unpub. report.
- Schadt, S. Revilla, E., Wiegand, T., Knauer, F., Kaczensky, P., Breitenmoser, U., Bufka, L., Cerveny, J., Koubek, P., Huber, T., Stanisa, C. & Trepl, L. (2002). Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *J. Appl. Ecol.* **39**, 189-203.
- Seddon, P.J. (1999). Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends Ecol. Evol.* **14**, 503-503.

- Simón Mata, M. (2006). Status of the Iberian lynx populations in Andújar-Cardena and Doñana. Progress made in conservation projects in situ since the I Seminar in Andújar. Issues, challenges and future of current conservation efforts. In *II International Seminar on the Conservation of the Iberian lynx*: 75-84. Junta de Andalucía (Ed.). Córdoba: Junta de Andalucía.
- Simón Mata, M., Cadenas, R., Gil-Sánchez, J.M., López-Parra, M., García, J., Fernández, L., Ruiz, G. & López, G. (2009). Conservation of free-ranging Iberian lynx (*Lynx pardinus*) populations in Andalucía. In *Iberian lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach*: 42-55. Vargas, A., Breitenmoser, C. & Breitenmoser, U. (Eds). Madrid: Fundación Biodiversidad.
- Steury, T. D. & Murray, D.L., 2004. Modeling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biol. Conserv.* **117**, 127-141.
- Thatcher, C.A., Van Manen, F.T., Clark, J.D., 2006. Identifying suitable sites for Florida panther reintroduction. *The Journal of Wildlife Management*. **70**, 752-763.
- Virgós, E. & Travaini, A. (2005). Relationship between small-game hunting and carnivore diversity in central Spain. *Biodiver. Conserv.* **14**, 3475-3486.





Life+IBERLINCE:
Recuperación de la distribución histórica del Lince ibérico
(*Lynx pardinus*) en España y Portugal.
(LIFE10NAT/ES/570).



CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



COMISIÓN EUROPEA



CONSEJO REGULADOR

BENEFICIARIOS ASOCIADOS



COFINANCIADOR

