

ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE LA METAPOBLACIÓN DE LINCE IBÉRICO DE DOÑANA: UNA ESTRATEGIA DE MANEJO ADAPTATIVO PARA SU CONSERVACIÓN

ELOY REVILLA¹, ALEJANDRO RODRÍGUEZ¹, JACINTO ROMÁN¹
Y FRANCISCO PALOMARES¹

RESUMEN

El lince ibérico es una especie en peligro crítico que habita el Parque Nacional de Doñana y su entorno. En el presente trabajo evaluamos el estado actual de conservación desde un punto de vista demográfico (análisis de viabilidad de la metapoblación) y diferentes escenarios de manejo para su conservación. Diseñamos y evaluamos una propuesta de manejo priorizada con el objetivo de reducir sustancialmente la probabilidad de extinción debida a factores demográficos, generando escenarios potenciales de manejo que se evalúan mediante el uso de modelos de simulación de la demografía del lince; y proponemos un sistema de seguimiento para la evaluación de esas actuaciones que nos permitan responder adaptativamente en el futuro a los cambios en las condiciones y a los resultados que se vayan obteniendo.

Palabras clave: conservación, Doñana, *Lynx pardinus*.

SUMMARY

The Iberian lynx is a critically endangered species inhabiting Doñana National Park and its surrounding areas. In this chapter we evaluate its current demographic status (metapopulation viability analysis) and several management scenarios for its conservation. By means of evaluating these alternative potential scenarios within a spatially explicit simulation model we design a prioritized recovery strategy aiming at substantially reducing the extinction probability due to demographic factors. We also propose a monitoring scheme to evaluate the effectiveness of those management actions along time, allowing managers to respond adaptively to any future change in the conditions and results.

Keywords: conservation, Doñana, *Lynx pardinus*.

INTRODUCCIÓN

En este trabajo presentamos los principales resultados de un análisis de viabilidad de la metapoblación de lince ibérico (*Lynx pardinus*)

de Doñana. Para ello, evaluamos el estado actual de conservación desde un punto de vista demográfico y diferentes escenarios de manejo para su conservación mediante el uso de modelos de simulación de la demografía en los que la

¹ Departamento de Biología de la Conservación. Estación Biológica de Doñana, CSIC. Avenida de Maria Luisa s/n, Pabellón del Perú, 41013 Sevilla.

consideración del espacio es muy importante (representación espacialmente explícita de los hábitat de reproducción y de dispersión). En primer lugar describiremos brevemente el modelo, sin entrar en detalles sobre su construcción o sobre su sensibilidad (para una descripción completa ver REVILLA y col. 2006). Después comentaremos brevemente el efecto de actuaciones de manejo que afecten por separado a la cantidad y distribución espacial del hábitat de dispersión, a la capacidad de carga, y a las tasas de mortalidad fuera del Parque Nacional de Doñana. Dado que con ninguna de esas actuaciones por separado conseguimos probabilidades de extinción menores al 0,05 en 100 años ($P_0(100) < 0,05$, umbral que consideramos como de bajo riesgo de extinción por motivos demográficos) exploramos también actuaciones combinadas de los tres tipos de actuaciones. A partir de los resultados obtenidos, diseñamos y evaluamos una propuesta de manejo priorizada con el objetivo de reducir sustancialmente la probabilidad de

extinción debida a factores demográficos. Nuestro objetivo último es saber si se puede hacer demográficamente viable la metapoblación de Doñana mediante escenarios de manejo que sean realistas. Finalmente proponemos un sistema de seguimiento para la evaluación de esas actuaciones que nos permitan responder adaptativamente en el futuro a los cambios en las condiciones y a los resultados que se vayan obteniendo.

El modelo utilizado sigue una aproximación espacialmente explícita, en la que tanto el espacio como los procesos demográficos están incluidos de manera directa (Figura 1). Con el lince ibérico se han utilizado aproximaciones espacialmente implícitas con anterioridad (por ejemplo GAONA y col. 1998, FERRERAS y col. 2001), que se limitan básicamente al submodelo demográfico y por tanto no sirven para las necesidades del presente proyecto, siendo necesario el uso de toda la parte espacial.

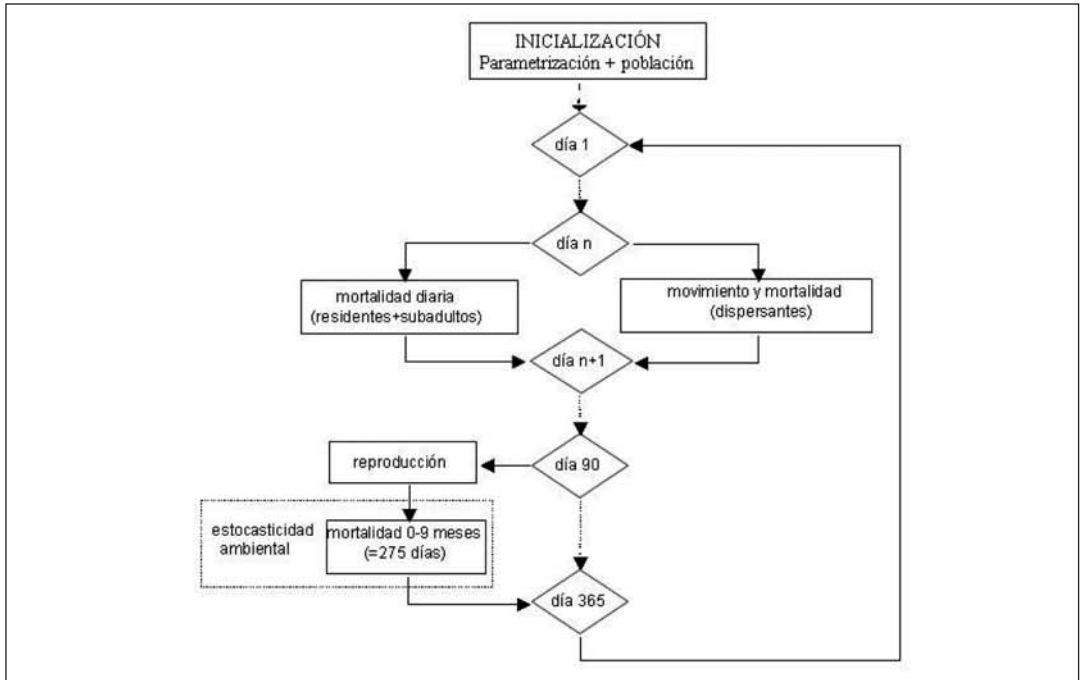


Figura 1. Diagrama de flujo de una iteración anual en el modelo espacialmente explícito utilizado.

Figure 1. Diagram of an annual iteration in the spatially explicit model.

EL MODELO

Los días forman la unidad básica en la resolución temporal, afectando al movimiento durante la dispersión y a las tasas de supervivencia (Figura 1). El resto de procesos, por ejemplo la reproducción, están integrados en este esquema diario (Figura 1).

Submodelo demográfico

La estructura del submodelo demográfico refleja nuestro conocimiento actual de la biología de la especie. Se modelan individuos independientemente y a lo largo de su historia vital, siguiendo los procesos de nacimiento, dispersión, envejecimiento y muerte (Figura 1, Tabla 1). En este modelo espacialmente explícito el asentamiento de los animales, la territorialidad (FERRERAS y col. 1997, PALOMARES y col. 2001) y la capaci-

dad de carga de las subpoblaciones son directamente dependientes del mapa. Para una descripción detallada del submodelo demográfico ver REVILLA y col. (2006; ver también GAONA y col. 1998, FERRERAS y col. 2001).

Submodelo de movimiento

Los movimientos de dispersión se modelan siguiendo las reglas de este submodelo que están basadas en nuestros conocimientos actuales sobre la interacción de los dispersantes con el paisaje. El submodelo asume que los animales pueden identificar el tipo de hábitat en la vecindad de ocho celdas en el mapa (i.e., un rango perceptual de una celda alrededor) y siguiendo un movimiento secuencial en el que se pueden mover a alguna de esas celdas vecinas o quedarse en su posición (sin poder moverse en hábitat

Parámetro	símbolo	fuente	Tipo de subpoblación	
			intermedio	sumidero
Tamaño medio de camada (cachorros/camada) [p para 2, 3 y 4 cachorros]			3,0 [0,1; 0,8; 0,1]	
Longevidad máxima (años)	A_{max}		14	
Edad de la primera reproducción (años)				
Hembras	r_f		2	
Machos	r_m		3	
Edad de la última reproducción [hembras=machos (años)]	r_{max}		9	
Tasa de reproducción (p anual) de reproducción	b_n		0.6 (0.8)	
Tasas de supervivencia (p anual)				
cachorros	S_c	0,50	0,475 0,45	
estocasticidad ambiental (sd alrededor de S_c)	σ_{Sc}		0	
subadultos	S_s	0,77	0,685 0,60	
dispersantes	S_d	0,70	0,475 0,25	
riesgo de mortalidad adicional en hábitat abierto	ρ		(5,86)	
residentes	S_r	0,90	0,80 0,70	
Parámetros de movimiento				
pasos por día	α		0,00027	
autocorrelación en el hábitat de dispersión (p)	θ_d		0,26	
umbral de fragmentación (celdas)	N_d		5	
evitación del hábitat abierto (p)	β		0,8	
probabilidad de volver al hábitat de dispersión (p)	γ		0,09	
umbral de larga distancia (pasos por hora)	L		6	
incremento en la autocorrelación en los movimientos de larga distancia (p)	$\Delta\theta_l$		0,27	
incremento en la autocorrelación en áreas fragmentadas (p)	$\Delta\theta_f$		0,10	
distribución bimodal de los ángulos de giro (p)	δ		0,65	

Tabla 1. Parámetros de los submodelos demográfico y de movimiento considerados para los diferentes escenarios demográficos (P.N. Parque Nacional de Doñana).

Table 1. Parameters of the demographic and movement submodels for the different demographic scenarios, source (*fuente*), intermediate (*intermedio*) and sink (*sumidero*); P.N.:National Park.

barrera). Los individuos se mueven independientemente unos de otros sin competir por el espacio (excepto en el asentamiento). El tiempo se modela en pasos temporales de un día dentro de los cuales un animal se puede mover un número determinado de pasos espaciales (celdas). Este submodelo está compuesto por nueve parámetros (Tabla 1) que definen la capacidad del movimiento, la selección de hábitat (incluyendo el uso del hábitat abierto), y el nivel de autocorrelación en diferentes circunstancias (para más detalles ver REVILLA y col. 2004, 2006, y FERRERAS y col. 2004).

EL MAPA BÁSICO DE PAISAJE

El mapa utilizado es de tipo ráster, con una resolución de medio kilómetro de lado. El área de estudio incluye toda el área conocida de presencia estable de linco, así como las zonas adyacentes (Figura 2). Consideramos mapas en los que se distinguen cuatro tipos de hábitat fundamentales: *barreras*, hábitat *matriz abierto* (sin cobertura de vegetación), hábitat *matriz de dispersión* y hábitat de *reproducción*. El hábitat de reproducción está formado fundamentalmente por áreas de matorral mediterráneo bien conservado (matorral noble) con una abundancia de alrededor de un conejo por hectárea en el mínimo estacional (PALOMARES 2001, FERNANDEZ y col. 2003). La distribución de las manchas de hábitat de reproducción junto con una demografía particular que permite la extinción de las subpoblaciones que ocupan esas manchas y su posterior recolonización dan lugar a una metapoblación (PALOMARES y col. 1991, 2003). El hábitat de dispersión está formado por tipos de vegetación de matorral mediterráneo, y vegetación forestal (básicamente pinos piñoneros, eucaliptos y vegetación de ribera) que los lince en dispersión utilizan en función de su disponibilidad (PALOMARES y col. 2001, REVILLA y col. 2004). Este tipo de vegetación es de peor calidad que el hábitat de reproducción pero es fundamental para asegurar la conexión entre subpoblaciones (REVILLA y col. 2004). El hábitat matriz está formado por el resto de tipos de uso del suelo, incluyendo cultivos y zonas despro-

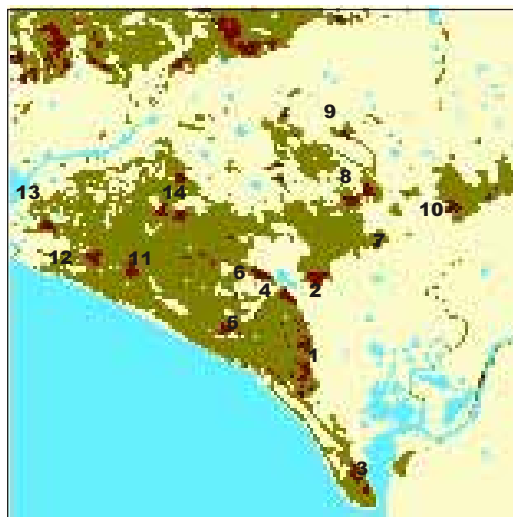


Figura 2. Mapa del paisaje de Doñana indicando un código numérico correspondiente a cada subpoblación. Gris claro: hábitat barrera; blanco: hábitat abierto; gris oscuro: hábitat de dispersión; negro: hábitat de reproducción.

Figure 2. Map representing the landscape in Doñana region. The numeric code represents each subpopulation. Clarity grey barrier habitat; white: open habitat, dark grey: dispersal habitat, black breeding habitat.

vistas de vegetación natural o seminatural. Este tipo de hábitat es sistemáticamente evitado por los lince, aunque ocasionalmente pueden llegar a cruzarlo (PALOMARES y col. 2000). Finalmente el hábitat barrera está compuesto por aquellos usos del suelo que los lince nunca utilizan: grandes masas de agua y zonas urbanas (REVILLA y col. 2004).

Evidentemente, la presencia de hábitat de reproducción es dinámica en tanto que la densidad de conejos necesaria es variable en el tiempo, apareciendo las densidades necesarias en lugares nuevos. La evaluación de la probabilidad de extinción que hacemos utiliza distintos mapas en los que varía la proporción entre distintos tipos de vegetación, *proyectándose* la demografía a lo largo de 100 años (y repitiendo este proceso 1000 veces). Como en cualquier análisis de viabilidad de poblaciones esto no significa que “*predicemos*” lo que va a ocurrir en los próximos 100 años, si no que se trata de una evaluación del “estado de salud” de la población para las condiciones exploradas y para ese mapa. Sólo

hablaríamos de predicción en el caso de que las condiciones reales fuesen constantes. Los escenarios de recuperación del hábitat de reproducción (manejo de la capacidad de carga) los centramos en el denominado bajo manto eólico húmedo, donde se han observado densidades de conejo sostenidas más elevadas y donde podemos esperar que estén sometidas a una menor variabilidad (ROMÁN y PALOMARES 2006).

Además, esta zona se caracteriza por su potencialidad como área de vegetación natural de monte mediterráneo con arbustos altos (lentiscos, mirtos, etc.) y arbolado de quercíneas y acebuches.

CONDICIONES INICIALES Y ESCENARIOS DEMOGRÁFICOS Y DE CAPACIDAD DE CARGA

La condición inicial se define como la cohorte de individuos que inicializan el modelo, con su distribución de sexos, edad, estatus y posición espacial. Esta cohorte inicial tiene un efecto importante sobre el resultado de las simulaciones cuando está lejos de la distribución estable de sexo-edad que puede acoger una combinación determinada de demografía y de paisaje (capacidad de carga). Para los escenarios de manejo combinados inicializamos el modelo con la estima de capacidad de carga del año 2006 y la estructura de población correspondiente a la estima del tamaño de la población del mismo año.

Los parámetros tanto del submodelo demográfico como del de movimiento se encuentran resumidos en la Tabla 1. La parametrización del modelo se ha realizado utilizando estimas de los parámetros obtenidas durante el seguimiento de lince en este área (mayoritariamente lince de Coto del Rey y de la Reserva Biológica). La mayor parte de esta información se encuentra publicada y por tanto no se hará más mención (FERRERAS y col. 1992, 2001, GAONA y col.

1998, PALOMARES y col. 2005, REVILLA y col. 2004).

En la definición de escenarios demográficos, consideramos las combinaciones de parámetros de mortalidad dados en la Tabla 1 provenientes de las estimas de campo y que coinciden con las subpoblaciones que ocupan el interior del Parque Nacional. Los parámetros que varían son básicamente las tasas de supervivencia, obteniéndose tipos demográficos característicos de subpoblaciones *fuerza* (interior del Parque Nacional) y *sumidero* (fuera del Parque Nacional). Así mismo consideramos valores *intermedios* (reducción en un 50% de las tasas de mortalidad de los animales que viven fuera del Parque) como referencia de una mejora por actuaciones de manejo. Distinguimos entre *No intervención* (dinámica fuerza-sumidero), *Intervención exitosa* (reducción de las tasas de mortalidad fuera del Parque Nacional en un 50%, tipo intermedio, Tabla 1) y *Óptimo teórico* (tipo fuerza, Tabla 1). Asumimos que las tasas de supervivencia dentro del Parque Nacional son difícilmente mejorables y que dado el tipo de uso humano que hay fuera de este área protegida es muy difícil conseguir tasas de tipo fuerza fuera del Parque. Sin embargo sí que es factible conseguir mejoras de la supervivencia de los lince fuera del Parque mediante actuaciones de manejo, vigilancia, protección y seguimiento adecuadas.

La capacidad de carga viene determinada por los mapas utilizados en los que aparecen representadas distintas cantidades de hábitat de reproducción (Figuras 2 y 3). Los diferentes escenarios considerados corresponden a actuaciones de manejo encaminadas a recuperar o crear hábitat de reproducción mediante la restauración de matorral mediterráneo y de las poblaciones de conejo o bien, con un paso intermedio apoyado en la alimentación suplementaria allí donde la estructura de la vegetación no sea limitante. Consideramos varias combinaciones de manejo tanto del interior del Parque como fuera de este. El código de cada escenario (mapa) corresponde primero a la situación dentro del Parque Nacional y luego a la de fuera del Parque (ver descripción en la Tabla 2). Así el

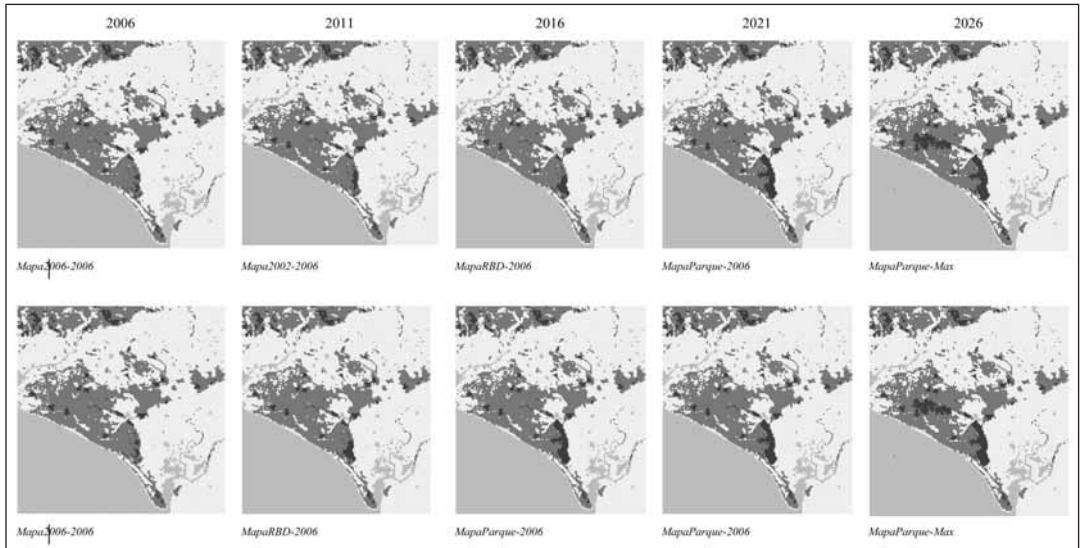


Figura 3. Representación de las dos series de actuaciones de mejora de la calidad de hábitat en cuanto a capacidad de carga y corredores. En la parte superior se presenta la más lenta y en la inferior la más rápida.

Figure 3. Depiction of the two series of landscape management scenarios considered (changes in breeding and dispersal habitat). Upper series represents a slower recovery than the lower.

Escenario	Descripción
<i>Mapa2006-2006</i>	Correspondiente a la situación actual, asumiendo que aún hay territorios disponibles en todos los lugares de fuera del Parque en los que se han localizado alguna vez lince residentes (Figura 2, Tabla 4)
<i>Mapa2002-2002</i>	Corresponde a la estima de 2002, en la que la principal diferencia está en el núcleo de la Reserva Biológica, con una capacidad de 4 territorios. Además, el número de territorios presentes fuera del Parque es menor que en el escenario anterior, resultando en una capacidad de carga total menor (Tabla 4)
<i>Mapa2002-2006</i>	Al mapa del 2006 le hemos añadido los territorios adicionales presentes en 2002 en la RBD.
<i>Mapa2002-max</i>	Al mapa dentro del Parque Nacional del año 2002, le añadimos todos los territorios de fuera presentes en el 2006 mas una gran mancha de hábitat de reproducción en la cabecera del Arroyo de la Rocina, correspondiendo al bajo manto eólico de Doñana donde podemos esperar ser más eficaces en la recuperación de los conejos con la transformación de hábitat hacia matorral noble y donde está presente cierta protección (zona LIC)
<i>MapaRBD-2006</i>	Al mapa de 2006 fuera del parque le añadimos una mancha de hábitat que cubre la vera de la RBD, el Puntal y las Lagunas
<i>MapaParque-2006</i>	Sobre el mapa anterior añadimos hábitat siguiendo la Vera hacia el norte hasta conectar con los Sotos, además de incluir la Mogeá
<i>MapaParqueMax</i>	El interior del Parque corresponde al del escenario anterior y el exterior al de <i>Mapa2002-max</i>
<i>MapaCR2RB2-2006</i>	Finalmente consideramos también el escenario en el que partiendo de la situación global de 2006 solo tuviéramos dos territorios en la RBD y dos en el Coto del Rey dentro del Parque (es decir perdemos los Sotos y uno del Coto del Rey).

Tabla 2. Escenarios de capacidad de carga explorados (ver Figura 3).

Table 2. Carrying capacity scenarios; see Figure 3.

escenario *Mapa2002-max* se corresponde a la situación del año 2002 en el interior y al máximo de recuperación de territorios considerada en el bajo manto eólico de Doñana de fuera del Parque. Dada la dinámica fuente-sumidero la

recuperación sólo tendrá efecto dentro del Parque Nacional (GAONA y col. 1998, FERRERAS y col. 2001). Por tanto, la recuperación la realizamos en el interior del Parque, partiendo del núcleo de la Reserva Biológica, aun-

que generamos también algún escenario en el que se recuperan territorios básicamente fuera, para dejar cuantificado el efecto fuente-sumidero.

ESTATUS DE CONSERVACIÓN ACTUAL

Las estimas del tamaño de población realizadas entre 2002 y 2006 nos ofrecen una visión en la que la población ha pasado de tener poco más de 60 animales a poco más de 40 (una reducción del 30%, Figura 4, para más detalles ver

ROMÁN y PALOMARES 2006). Incluso si consideramos la estima del primer año (2002) como optimista, la disminución sigue siendo clara e importante (19%) entre 2003 y 2006. Los datos entre años son perfectamente comparables, ya que el método empleado ha sido el mismo, a pesar del error inherente del mismo (censos de huellas de hembras con crías, complementados con fototrampeo y con los datos del seguimiento a lo largo del año de las subpoblaciones ocupadas). Utilizando estas estimas para calcular la tasa de incremento de la población λ (que es independiente de que consideremos las estimas como abundancias absolutas o relativas), observamos tasas por debajo de 1, es decir, las estimas

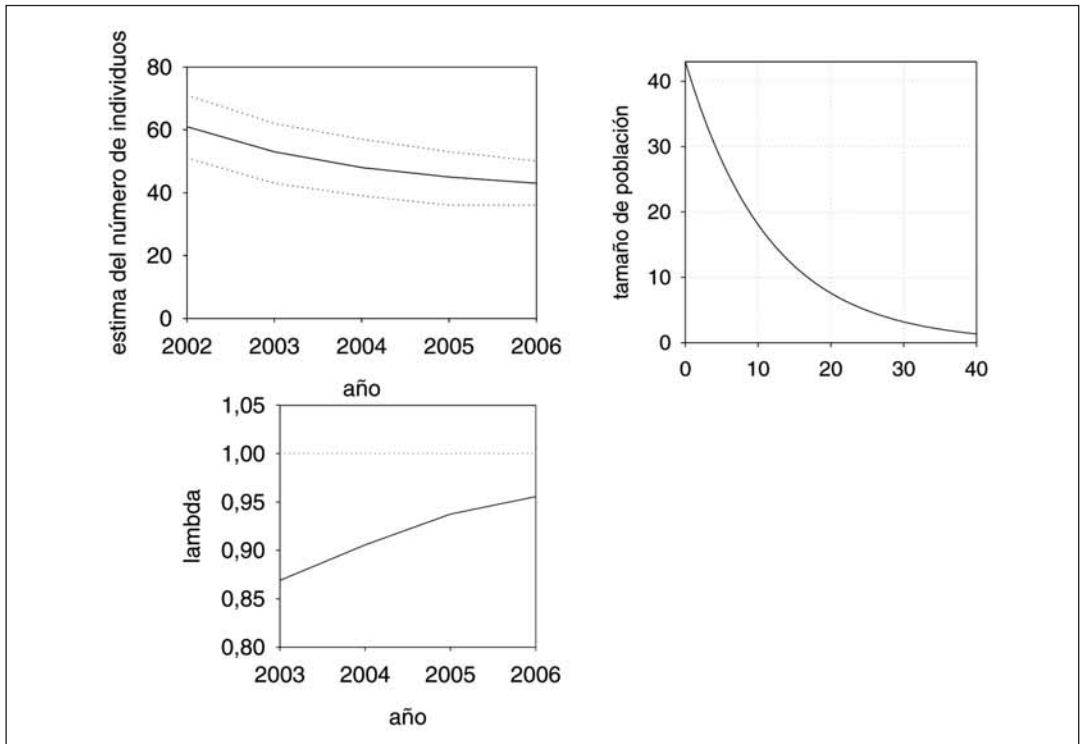


Figura 4. Izquierda superior: estima del tamaño de la metapoblación de linces de Doñana (para datos entre 2002 y 2005 ver Román y Palomares 2006). Izquierda inferior: estima de la tasa de incremento de la población a partir de la estima del tamaño de la población de linces, el valor de referencia de 1 equivale a una población estable. Derecha superior: proyección del tamaño de la población mediante un modelo exponencial utilizando el valor medio de lambda mostrado en la gráfica anterior ($\lambda=0,9169$). En abscisas se muestran los años (2006 corresponde a 0)

Figure 4. Upper left: estimate of lynx metapopulation size in Doñana (for data between 2002 and 2005 see Román and Palomares 2006). Lower left: estimate of metapopulation growth rate obtained from the metapopulation size estimate, reference value at 1 represents an stable population. Upper right: projection of metapopulation size using an exponential model using the mean population growth ($\lambda=0.9169$) estimated between 2003 and 2006. Years in abscisas (0 corresponds to 2006).

del tamaño de población nos indican claramente una población en regresión. Utilizando el valor medio de λ calculado en todos los años ($\lambda = 0,9169$) y proyectando un modelo exponencial observamos que la extinción de la población de seguir esta reducción en el tamaño de población se puede producir en breve plazo (Figura 4).

En concordancia con estos resultados, el modelo de simulación espacialmente explícito muestra que el estado actual de conservación de la metapoblación de Doñana es francamente malo. La probabilidad de extinción es muy elevada ($P_0(100) = 95\%$). Este valor tan elevado indica que la población en la actualidad no es demográficamente viable. En comparación con el escenario de 2002 la situación ha empeorado al perderse un territorio en el interior del Parque Nacional. Si la situación continúa empeorando, por ejemplo, si perdemos un territorio en el Coto del Rey y el territorio de los Sotos no es tal, entonces la extinción es determinista, con un tiempo medio de extinción en equilibrio de menos de 10 años. Por tanto a la vista de estos datos la población de lince de Doñana está en rápida regresión y ante un elevadísimo riesgo de extinción.

Es interesante destacar la enorme similitud entre el valor de λ calculado con los datos de las estimas del tamaño de población entre 2002 y 2006 (0,9169) y el valor medio obtenido en las simulaciones entre los escenarios *Mapa2002-2002* a *Mapa2006-2006* (0,9221), que corresponde a la misma ventana temporal. Esto nos permite tener bastante confianza en la parametrización del modelo (es decir, las fuentes y los sumideros mantienen ese estatus).

EVALUACIÓN DE ESCENARIOS DE MANEJO INDEPENDIENTES

En este apartado comentaremos brevemente los resultados de los escenarios de manejo en los que se actúa aisladamente en el hábitat de dispersión, la capacidad de carga, y las tasas de mortalidad fuera del Parque Nacional de

Doñana. En ningún caso, ni si quiera utilizando escenarios no realistas (óptimos teóricos), podemos obtener una metapoblación viable ($P_0(100) < 0,05$).

La pérdida de hábitat de dispersión (como ocurre actualmente al transformarse pinares en cultivos intensivos bien bajo plástico o bien de leñosas) en el paisaje de Doñana supone un empeoramiento de su estado de conservación. La distribución actual del hábitat de dispersión no es la óptima para maximizar las posibilidades de conservación del lince en Doñana (una distribución del hábitat de dispersión alrededor del hábitat de reproducción es extraordinariamente más eficaz que la del paisaje actual). La creación de corredores de hábitat de dispersión que conecten de manera directa las subpoblaciones consideradas (al vecino más próximo), supone una importante reducción de la probabilidad de extinción de manera independiente de la anchura del corredor (es decir, corredores de 500 m de anchura serían suficientes). La construcción de un corredor que mejore la conexión por el interior del Parque Nacional entre el Coto del Rey y los Sotos supondría una importante mejora en el estatus demográfico de la metapoblación, pero no permitiría por sí solo obtener una metapoblación viable. Este corredor consistiría en revegetar la finca de Matasgordas en el Coto del Rey, así como la acumulación de arenas y sedimentos acumulados en la desembocadura del Arroyo del Partido de manera que reduzcamos considerablemente la distancia de hábitat abierto entre Coto del Rey y Los Sotos. Este corredor es más importante cuanto más difícil es conectar el Coto del Rey y la Reserva por fuera del Parque (por ejemplo si aumentara la mortalidad de los dispersantes fuera del parque, o si el corredor del Pastorcito perdiera calidad, como está ocurriendo).

Como ya sabíamos, sólo aumentando sustancialmente el número de territorios dentro del Parque obtenemos reducciones importantes de la probabilidad de extinción, pero en ningún caso bajamos de probabilidades de extinción por debajo de 0,10; es decir, no podemos obtener una población viable contando sólo con el Parque Nacional (es demasiado pequeño). La presencia de nuevos

territorios fuera del Parque Nacional no tiene ningún efecto sobre la dinámica debido a la elevada mortalidad que sufren. Por tanto, las medidas de manejo dedicadas mayoritariamente a incrementar el número de territorios fuera del Parque no tendrán ningún efecto.

Del mismo modo, las reducciones de la mortalidad fuera del Parque Nacional no permiten obtener situaciones de viabilidad, ni siquiera en el escenario de óptimo teórico ($P_0(100) = 0,19$), que no es realista ya que para lograrlo necesitaríamos gestionar el uso humano de toda el área de manera similar al interior del Parque. Ninguna mejora de la supervivencia de manera aislada para cada una de las clases de edad de los animales que viven fuera del Parque produce una mejora marcada en la probabilidad de extinción. Esto indica, que cualquier actuación tendente a mejorar por sí sola la situación de los animales que viven fuera del Parque (por ejemplo una reducción de la mortalidad por atropello) no va a tener ningún efecto.

EVALUACIÓN DE ESCENARIOS CONJUNTOS DE ACTUACIÓN

En este apartado evaluamos la combinación de la construcción o no del corredor de la Madre del Rocío junto con escenarios de aumento de la capacidad de carga y de mejora de la supervivencia fuera del Parque Nacional. Nuestro objetivo es ver si es posible obtener probabilidades de extinción bajas que, para las condiciones exploradas, nos permitan hacer la población demográficamente viable ($P_0(100) < 0,05$).

En la Tabla 3 observamos que sin la construcción del corredor de la Madre del Rocío, sólo alcanzamos situaciones viables en combinaciones de escenarios no realistas (necesitamos aplicar el óptimo teórico de supervivencia a los animales de fuera del Parque). Por el contrario, la construcción del corredor mejora sustancialmente el número de combinaciones de escenarios en los que obtenemos situaciones viables, incluyendo seis combinaciones con parametrizaciones de la

mortalidad fuera el Parque que consideramos realistas (Tabla 3). En todos estos casos necesitamos llegar a escenarios de capacidad de carga de como mínimo *MapaParque-2006*, que está compuesto por 25 territorios potenciales en el Parque (21 en la población RBD -entre los Sotos y el Puntal-; 3 en el Coto del Rey y 1 en Marismillas), correspondiendo a una media anual de 21 territorios ocupados. Este debería ser nuestro objetivo de ocupación mínima dentro del Parque Nacional.

A primera vista, si nos fijamos solamente en la probabilidad de extinción puede parecer que la mejora de la supervivencia de los animales de fuera del Parque no es muy útil. Esto no es así ya que como podemos observar se produce un aumento del tamaño de población medio para toda la metapoblación y un aumento del tiempo medio de extinción en equilibrio. Esta mejora se debe a dos factores. Por un lado el número de territorios proyectados fuera del Parque es importante (unos 25) y por otro, su distribución espacial no fragmentada permite mejorar mucho su estatus demográfico. La escasa mejora observada en la probabilidad de extinción se debe a la condición inicial de la población del año 2006 que es extraordinariamente precaria en las poblaciones fuente que han de servir para la recuperación.

Por tanto, incluso sin llegar a supervivencias tan bajas como las del óptimo teórico podemos obtener una población de animales fuera del Parque que contribuya a la conservación del lince y que en un futuro pueda permitirnos conectar más fácilmente la población de Doñana con la de Sierra Morena.

PROPUESTA PRIORIZADA DE ACTUACIONES

A modo de resumen, hasta ahora hemos visto que para obtener una población viable necesitamos 1) aumentar sustancialmente el número de territorios en el interior del Parque hasta superar cuanto antes la barrera de los 21 territorios ocupados; 2)

$P_0(100)$ (Te) avgpop λ	Fuente-sumi- dero (actual)	Territorios Intermedio + dispersantes 0,7	Intermedio	Territorios OT+ disper- santes 0,7	Territorios OT+ disper- santes 0,525
Sin corredor					
Mapa2006-2006	0,95 (31,5) 21,5 0,9094	0,94 (31,1) 25,4 0,9167	0,91 (37,2) 27,1 0,9273	0,79 (52,9) 33,3 0,9481	0,60 (88,7) 41,8 0,9650
Mapa2002-2002	0,88 (42,5) 20,8 0,9348	0,84 (49,1) 22,3 0,9399	0,78 (59,5) 24,2 0,9485	0,76 (60,0) 24,2 0,9493	0,65 (114,8) 27,0 0,9564
Mapa2002-2006	0,86 (46,7) 23,8 0,9333	0,82 (50,2) 28,8 0,9425	0,76 (58,7) 31,0 0,9481	0,55 (104,0) 41,5 0,9677	0,32 (202,0) 53,8 0,9831
MapaRRB-2006	0,39 (197,3) 36,1 0,9634	0,36 (201,5) 42,6 0,9696	0,30 (245,0) 48,5 0,9764	0,18 (431,7) 63,5 0,9905	0,08 (1040,7) 78,8 1,0000
MapaParque-2006	0,17 (571,8) 82,2 0,9889	0,15 (629,6) 93,1 0,9929	0,11 (804,0) 103,9 0,9981	0,08 (1004,0) 113,5 1,0038	0,04 (2303,7) 127,4 1,0075
MapaParque-Max	0,18 (483,2) 91,3 0,9886	0,14 (630,9) 129,9 0,9993	0,12 (669,2) 141,7 1,0018	0,03 (3207,3) 184,5 1,0129	0,008 (11849) 200,2 1,0152
Con corredor					
Mapa2006-2006	0,92 (36,3) 22,9 0,9162	0,86 (44,5) 27,3 0,9302	0,83 (46,9) 28,8 0,9367	0,67 (73,2) 36,3 0,9580	0,41 (1,9) 47,8 0,9771
Mapa2002-2002	0,71 (73,9) 23,4 0,9502	0,69 (75,5) 25,1 0,9557	0,61 (88,5) 27,4 0,9627	0,57 (105,0) 27,6 0,9643	0,49 (123,2) 30,5 0,9702
Mapa2002-2006	0,71 (70,0) 27,1 0,9503	0,61 (88,1) 33,0 0,9596	0,54 (111,1) 36,9 0,9656	0,30 (221,8) 50,3 0,9827	0,14 (503,4) 62,5 0,9942
MapaRRB-2006	0,21 (416,1) 45,2 0,9828	0,13 (709,7) 55,3 0,9912	0,12 (791,6) 60,4 0,9925	0,07 (1201,4) 74,8 0,9996	0,03 (2774,2) 86,5 1,0040
MapaParque-2006	0,03 (3559,9) 100,3 1,0061	0,03 (3881,3) 112,8 1,0076	0,02 (4061,4) 119,1 1,0077	0,01 (9359,0) 129,3 1,0101	0,008 (9126,4) 137,3 1,0108
MapaParque-Max	0,03 (3622,1) 113,2 1,0083	0,03 (3478,7) 158,2 1,0122	0,02 (4395,3) 167,3 1,0116	0,006 (16917) 196,8 1,0153	0,004 (→∞) 207,9 1,0155
$P_0(100)$ probabilidad de extinción en 100 años [extinction probability in 100 years] T^e tiempo medio de extinción en estado de cuasi-equilibrio (una vez descontado el efecto de la condición inicial del modelo) [mean time to extinction in quasi equilibrium state (discounting for effects of the initial condition)] avgpop tamaño medio de la población de lince calculado el día 31 de diciembre [average population size calculated the 31st of December] λ tasa de crecimiento de la metapoblación, nótese que $\lambda < 1$ incluso si $P_0(100) < 1$, si se cumple que la población inicial $>$ avgpop [metapopulation growth rate, note that $\lambda < 1$ even if $P_0(100) < 1$, always that the initial population size $>$ avgpop]					

Tabla 3. Resultados de la evaluación de los diferentes escenarios conjuntos de mejora de las tasas de supervivencia, de mejora de las capacidades de carga y de presencia del corredor de la Madre del Rocío. En gris se señala la situación actual y en negrita aquellos en los que la probabilidad de extinción es menor de un 5%. OT: óptimo teórico (valores fuente en el exterior del Parque).

Table 3. Results of the demographic evaluation for the scenarios including improvements in survival rates, carrying capacities and the establishment of the La Madre del Rocío corridor. Current demographic status is marked in grey and the combinations of scenarios below 5% extinction probability are in bold. OT: Theoretical Optimum (source-like values applied also outside the National Park).

crear de inmediato el corredor de la Madre del Rocío; 3) reducir a la mitad las tasas de mortalidad de los animales que ocupan los territorios de fuera del Parque, 4) aumentar la capacidad de carga fuera del Parque y reducir la tasa de mortalidad de

los animales dispersantes fuera del Parque y 5) eliminar el efecto del pequeño tamaño de la población inicial en las fuentes. Para poder salir del vórtex de extinción que nos impone la población actual evaluamos la posibilidad de realizar refor-

zamientos inmediatos en el interior del Parque de manera simultánea al incremento de la capacidad de carga.

Evidentemente todas estas actuaciones no se pueden realizar de manera inmediata (nótese que las evaluaciones realizadas hasta ahora son proyecciones que nos permiten conocer cual sería la salud demográfica de diferentes escenarios, partiendo siempre desde un mismo punto en el tiempo), por lo que es necesario diseñar un plan priorizado de actuaciones que nos permita

optimizar la consecución del objetivo de obtener una población viable para las condiciones simuladas. En este apartado investigamos la manera de implementar estas actuaciones en el tiempo de manera que podamos definir dicha propuesta priorizada.

La construcción del corredor de la Madre del Rocío es relativamente sencilla y rápida, por lo que, dada su extraordinaria importancia, proponemos que esté construido en cualquier caso para el año 2011 (Tabla 4, Figura 3).

Situación de partida	Actuaciones año	Actuaciones año	Actuaciones año	Actuaciones año	Proyección	
#	2006 (año 1)	2011 (año 6)	2016 (año 11)	2021 (año 16)	2026 (año 21)	
					$P_0(100)$ (Te) avgpop avglambda	
1	Mapa2006-2006	Mapa2002-2006 Corredor	MapaRBD-2006	MapaParque-2006	MapaParque-Max	0,11 (834,5) 98,3 0,9978
2	Mapa2006-2006	Mapa2002-2006 Corredor Inter-territ	MapaRBD-2006	MapaParque-2006 Inter. -disp	MapaParque-Max	0,10 (975,3) 105,6 0,9994
3	Mapa2006-2006	MapaRBD-2006 Corredor Inter-territ	MapaParque-2006	Inter. -disp	MapaParque-Max	0,07 (1267,1) 112,0 1,0018
4	Mapa2006-2006	Mapa2002-2006 Corredor Reforz 2+2	MapaRBD-2006	MapaParque-2006	MapaParque-Max	0,04 (2358,1) 106,4 1,0067
5	Mapa2006-2006	Mapa2002-2006 Corredor Reforz 5+5	MapaRBD-2006	MapaParque-2006	MapaParque-Max	0,04 (2739,6) 108,1 1,0080
6	Mapa2006-2006	Mapa2002-2006 Corredor Inter-territ Reforz 2+2	MapaRBD-2006	MapaParque-2006 Inter. -disp	MapaParque-Max	0,04 (3117,0) 113,1 1,0077
7	Mapa2006-2006	MapaRBD-2006 Corredor Reforz 2+2	MapaParque-2006		MapaParque-Max	0,02 (6520,7) 115,2 1,0093
8	Mapa2006-2006	MapaRBD-2006 Corredor Inter-territ Reforz 2+2	MapaParque-2006	Inter. -disp	MapaParque-Max	0,02 (6979,3) 121,2 1,0102
9	Mapa2006-2006	MapaRBD-2006 Corredor Reforz 5+5	MapaParque-2006		MapaParque-Max	0,004 (40356,3) 119,1 1,0112
10	Mapa2006-2006	MapaRBD-2006 Corredor Inter-territ Reforz 5+5	MapaParque-2006	Inter. -disp	MapaParque-Max	<0,001 ($\rightarrow\infty$) 125,6 1,0121

Tabla 4. Combinaciones de actuaciones estudiadas y su proyección (año 2105) para evaluar la salud demográfica obtenida. Reforz: reforzamiento; Inter.-Territ: reducción al valor intermedio de la mortalidad de los animales que viven en territorios fuera del Parque; Inter.-disp: reducción al valor intermedio de la mortalidad sufrida por los animales que dispersan fuera del Parque. Las tres primeras no cumplen el criterio de viabilidad para las condiciones exploradas.

Table 4. Combinations of management actions studied and their 100 year demographic projections (year 2105). Reforz.: translocation for population reinforcement; Inter.-Territ: reduction to the intermediate value in the mortality of residents outside the National Park; Inter.-disp: reduction to the intermediate value in the mortality of dispersers outside the Park.

El incremento del número de territorios dentro del Parque, creciendo desde el núcleo de la RBD es también prioritario. En este caso, evaluamos dos velocidades de recuperación. En la primera, más lenta, llegaríamos a 5 territorios en esa zona en el año 2011, mientras que en la rápida llegaríamos a 10 en la misma fecha. Así mismo, en la lenta en el año 2016 llegaríamos a los 10 y en la rápida a la situación de *MapaParque-2006* (Tablas 2 y 4, Figura 3).

La reducción de la mortalidad de los animales que viven en los territorios fuera del Parque la evaluamos a diferentes velocidades de aplicación (Tabla 4), mientras que la reducción de la mortalidad de los dispersantes al valor intermedio sólo la evaluamos a partir del 2021, dada la enorme dificultad de su implementación (por ejemplo, reducir sustancialmente la mortalidad por atropello mediante la renovación de infraestructuras).

Por último, la creación de una gran mancha de hábitat de reproducción fuera del Parque Nacional, correspondiente a una sustitución de cultivos forestales (pino) más o menos recientes por matorral mediterráneo en las fincas públicas del bajo manto eólico, sólo la planteamos a largo plazo (Tabla 4, Figura 3).

La necesidad o no de realizar reforzamientos iniciales para salir del vórtex de extinción de la condición actual nos la planteamos con dos escenarios. En el primero liberamos 4 animales (2 machos y 2 hembras) en la RBD para el año 2011; en el segundo serían hasta 10 (5 hembras y 5 machos) en las mismas condiciones. Como desconocemos el comportamiento de los animales traslocados asumimos aquí que se comportan como dispersantes (sometidos a los mismos parámetros demográficos que estos; en el modelo la edad de los animales traslocados fue asignada al azar entre 1 y 3 años). El origen de estos animales puede ser de otra población (cautiva o no) o bien provenir de subpoblaciones sumidero de Doñana, situadas en lugares problemáticos (por ejemplo Bonares, Puebla etc.). Estas traslocaciones dentro de la misma población no tienen ningún impacto en la dinámica, siempre que se realicen en la fase en que las subpoblaciones donantes se comporten como sumideros. En

todo caso han de realizarse cuando haya territorios potenciales disponibles.

En la Tabla 4 se resumen los escenarios de actuación y el resultado obtenido. Es posible obtener poblaciones viables con la mayoría de las combinaciones exploradas, siempre que se realicen reforzamientos de la población inicial. El efecto de este reforzamiento se ve muy bien al comparar los resultados de la combinación 3 y la 10, que sólo se distinguen por el reforzamiento (Tabla 4). La propuesta número 10 es la más ambiciosa pero también la más segura (Tabla 4), ya que en caso de que falle alguna de las actuaciones permite tener una mayor capacidad de reacción y es por tanto la que recomendamos en el siguiente apartado.

Es muy importante recordar aquí que la implementación de una serie de medidas de conservación como las propuestas significa empezar a trabajar mucho antes de la fecha de “efecto” marcada en la Tabla 4. Así por ejemplo, para lograr llegar al escenario *MapaParque-Max* en el año 2026 es necesario empezar a actuar cuanto antes en el manejo de la vegetación para permitir su recuperación y la posterior recuperación de los conejos. O por ejemplo, reducir a la mitad la mortalidad de los dispersantes para el año 2021 significa comenzar a planificar de manera inmediata actuaciones que nos permitan, por ejemplo, reducir sustancialmente el número de atropellos para esa fecha.

PROPUESTA DE IMPLEMENTACIÓN Y DE SEGUIMIENTO DE LA EFECTIVIDAD DE LAS ACTUACIONES

La propuesta de objetivos y de seguimiento de su efectividad tiene una duración de 20 años, dividida en ventanas de 5 años. Esta propuesta se refiere únicamente al estado de salud demográfico de la población, no entrando a valorar otros factores (genéticos, sanitarios, etc.). Tampoco se han tenido

en cuenta la existencia de factores externos de tipo catastrófico que podrían volver a ocurrir (por ejemplo la aparición de una nueva enfermedad en los conejos). Todos estos factores han de ser considerados a la hora de diseñar, implementar y evaluar el manejo para la conservación del linco, de manera que cualquier nuevo factor potencialmente importante sea considerado dentro del plan de manejo demográfico.

AÑOS 2006 A 2011

Objetivos al final del periodo

1. Construir el corredor de la Madre del Rocío, reforestando la finca de Matasgordas (con matorral mayoritariamente de lentiscos, tal y como estaba a finales de los años 60 del pasado siglo) y los sedimentos depositados en la desembocadura del Arroyo del Partido.
2. Aumentar la capacidad de carga dentro del Parque Nacional entre los Sotos y el Puntal, creciendo desde la Reserva Biológica de Doñana hasta llegar a 10 territorios disponibles al final del periodo (poco menos que dos nuevos territorios por año; en la actualidad hay tres).
3. Reforzar la población descrita en el punto anterior conforme se vayan creando territorios nuevos hasta completar 5 hembras y 5 machos traslocados.
4. Mantener un mínimo de 3 territorios disponibles en el Coto del Rey dentro del Parque Nacional.
5. Mantener en el interior del Parque Nacional la tasa de supervivencia de los lince en los valores fuente.
6. Reducir la tasa de mortalidad de los adultos residentes, los subadultos predispersantes y los cachorros que viven en territorios fuera del Parque Nacional hasta valores intermedios entre fuente y sumidero.
7. Diseño de un plan de manejo de la vegetación fuera del Parque Nacional con el objetivo de recuperar el matorral mediterráneo y las poblaciones de conejos (bajo manto eólico).
8. Diseño de un plan para reducir sensiblemente la mortalidad de los lince dispersantes fuera del Parque Nacional.

Seguimiento a lo largo del periodo:

1. Continuar con el censo anual de hembras con crías
2. Continuar con las estimas anuales de abundancia relativa de conejo en la comarca de Doñana.
3. Evaluar anualmente la existencia de territorios potenciales de linco no ocupados.
4. Calcular los parámetros de reproducción (básicamente tasas de reproducción) observadas a partir del punto 1.
5. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales residentes tanto dentro como fuera del Parque a partir de datos obtenidos tanto en el punto 1 como por medio de radioseguimiento.

Evaluación al final del periodo

1. Evaluación del cumplimiento de objetivos.
2. Nuevo PVA con la información disponible.
3. Actualización de la propuesta de manejo y seguimiento.

AÑOS 2011 A 2016

Objetivos al final del periodo

1. Aumentar la capacidad de carga dentro del Parque Nacional entre los Sotos y el Puntal, creciendo desde la Reserva Biológica de Doñana, pasando de los 10 territorios disponibles a 21 al final del periodo (poco más de dos nuevos territorios por año).
2. Mantener un mínimo de 3 territorios disponibles en el Coto del Rey dentro del Parque Nacional.
3. Mantener en el interior del Parque Nacional la tasa de supervivencia de los lince en los valores fuente.
4. Mantener la tasa de mortalidad de los adultos residentes, los subadultos predispersantes y los cachorros que viven en territorios fuera del Parque Nacional en valores intermedios entre fuente y sumidero.
5. Manejo de la vegetación fuera del Parque Nacional con el objetivo de recuperar el mato-

rral mediterráneo y las poblaciones de conejos (bajo manto eólico).

Seguimiento a lo largo del periodo:

1. Continuar con el censo anual de hembras con crías.
2. Continuar con las estimas anuales de abundancia relativa de conejo en la comarca de Doñana.
3. Evaluar anualmente la existencia de territorios potenciales de lince no ocupados
4. Calcular los parámetros de reproducción (básicamente tasas de reproducción) observadas a partir del punto 1.
5. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales residentes tanto dentro como fuera del Parque a partir de datos obtenidos en el punto 1 y mediante radioseguimiento.
6. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales dispersantes por medio del radioseguimiento.

Evaluación al final del periodo

1. Evaluación del cumplimiento de objetivos.
2. Nuevo PVA con la información disponible.
3. Actualización de la propuesta de manejo y seguimiento.

AÑOS 2016 A 2021

Objetivos al final del periodo

1. Mantener la capacidad de carga dentro del Parque Nacional entre los Sotos y el Puntal alrededor de 21 territorios disponibles.
2. Mantener un mínimo de 3 territorios disponibles en el Coto del Rey dentro del Parque Nacional.
3. Mantener en el interior del Parque Nacional la tasa de supervivencia de los linces en los valores fuente.
4. Mantener la tasa de mortalidad de los adultos residentes, los subadultos predispersantes y los cachorros que viven en territorios fuera

del Parque Nacional en valores intermedios entre fuente y sumidero.

4. Reducir sensiblemente la tasa de mortalidad de los animales dispersantes.
5. Manejo de la vegetación fuera del Parque Nacional con el objetivo de recuperar el matorral mediterráneo y las poblaciones de conejos (bajo manto eólico)

Seguimiento a lo largo del periodo:

1. Continuar con el censo anual de hembras con crías.
2. Continuar con las estimas anuales de abundancia relativa de conejo en la comarca de Doñana.
3. Evaluar anualmente la existencia de territorios potenciales de lince no ocupados
4. Calcular los parámetros de reproducción (básicamente tasas de reproducción) observadas a partir del punto 1.
5. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales residentes tanto dentro como fuera del Parque a partir de datos obtenidos en el punto 1 y de radioseguimiento.
6. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales dispersantes por medio del radioseguimiento.

Evaluación al final del periodo

1. Evaluación del cumplimiento de objetivos.
2. Nuevo PVA con la información disponible.
3. Actualización de la propuesta de manejo y seguimiento.

AÑOS 2021 A 2026

Objetivos al final del periodo

1. Mantener la capacidad de carga dentro del Parque Nacional entre los Sotos y el Puntal alrededor de 21 territorios disponibles.
2. Mantener un mínimo de 3 territorios disponibles en el Coto del Rey dentro del Parque Nacional.

3. Mantener en el interior del Parque Nacional la tasa de supervivencia de los linces en los valores fuente.
4. Mantener la tasa de mortalidad de los adultos residentes, los subadultos predispersantes y los cachorros que viven en territorios fuera del Parque Nacional en valores intermedios entre fuente y sumidero.
5. Mantener la tasa de mortalidad de los animales dispersantes en valores intermedios entre fuente y sumidero.
6. Manejo de la vegetación fuera del Parque Nacional con el objetivo de recuperar el matorral mediterráneo y las poblaciones de conejos (bajo manto eólico).
7. Aumentar la capacidad de carga fuera del Parque Nacional en el bajo manto eólico hasta superar un total de 50 territorios disponibles en toda la metapoblación de Doñana al final del periodo.

Seguimiento a lo largo del periodo:

1. Continuar con el censo anual de hembras con crías.
2. Continuar con las estimas anuales de abundancia relativa de conejo en la comarca de Doñana.
4. Evaluar anualmente la existencia de territorios potenciales de lince no ocupados.
5. Calcular los parámetros de reproducción (básicamente tasas de reproducción) observadas a partir del punto 1.
6. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales residentes tanto dentro como fuera del Parque a partir de datos obtenidos en el punto 1 y de radioseguimiento.
7. Estimar causas de mortalidad y tasas de supervivencia de animales dispersantes por medio del radioseguimiento.

Evaluación al final del periodo

1. Evaluación del cumplimiento de objetivos.
2. Nuevo PVA con la información disponible.
3. Actualización de la propuesta de manejo y seguimiento.

CONCLUSIONES

El estado de salud demográfica de la metapoblación de lince de Doñana es extraordinariamente grave. La población actual no es viable. En las condiciones actuales, la pérdida de dos territorios más del interior del Parque Nacional supondría una rápida extinción de manera determinista.

De manera genérica, la restauración de hábitat de dispersión es más eficaz localizada taponando el hábitat de reproducción.

De manera genérica, los corredores de hábitat de dispersión (de 500 metros de anchura o más) que conectan directamente manchas de hábitat de reproducción son muy eficaces.

La construcción de un corredor en la Madre del Rocío sería la herramienta de manejo de hábitat de dispersión más eficaz y menos costosa.

La presencia de territorios potenciales fuera del Parque Nacional, incluso en un elevado número, no es relevante para la conservación de la metapoblación debido a la elevada mortalidad que sufren.

Sólo aumentando sustancialmente el número de territorios dentro del Parque Nacional obtenemos reducciones importantes de la probabilidad de extinción, pero en ningún obtendríamos una metapoblación viable.

Las actuaciones de manejo inmediatas tendentes a aumentar la capacidad de carga de la metapoblación de Doñana han de centrarse necesariamente en el interior del Parque Nacional.

Ninguna mejora realista de la supervivencia de manera aislada o en conjunto para cada una de las clases de edad de los animales que viven fuera del Parque produce una mejora marcada en la probabilidad de extinción. Cualquier actuación tendente a mejorar por sí sola la situación de los animales que viven fuera del Parque (eg. reducción de la mortalidad por atropello) no va a tener ningún efecto en el escenario actual de capacidad de carga existente dentro del Parque.

Sólo con el corredor de la Madre del Rocío obtenemos situaciones viables en escenarios de

capacidad de carga de unos 25 territorios dentro del Parque Nacional. A partir de esta situación, la mejora de la supervivencia de los animales de fuera del Parque y el aumento del número de territorios fuera éste (unos 25) con una distribución espacial no fragmentada permite mejorar el estatus demográfico, pero obteniendo sólo una leve mejora en la probabilidad de extinción debido a la condición inicial de la población del año 2006 que es extraordinariamente precaria en las poblaciones fuente.

Desde la situación actual podemos obtener una población viable con la siguiente propuesta de actuaciones:

Año 2006 a 2011

1. Construir el corredor de la Madre del Rocío.
2. Aumentar la capacidad de carga dentro del Parque Nacional entre los Sotos y el Puntal, creciendo desde la Reserva Biológica de Doñana hasta llegar a 10 territorios disponibles.
3. Reforzar la población descrita en el punto anterior conforme se vayan creando territorios nuevos hasta completar 5 hembras y 5 machos traslocados.
4. Reducir la tasa de mortalidad de los adultos residentes, los subadultos predispersantes y los cachorros que viven en territorios fuera del Parque Nacional hasta valores intermedios entre fuente y sumidero.

Año 2011 a 2016

1. Aumentar la capacidad de carga dentro del Parque Nacional entre los Sotos y el Puntal, creciendo desde la Reserva Biológica de Doñana, pasando de los 10 territorios disponibles a 21 al final del periodo.

Año 2016 a 2021

1. Reducir sensiblemente la tasa de mortalidad de los animales dispersantes fuera del Parque Nacional.

Año 2021 a 2026

1. Aumentar la capacidad de carga fuera del Parque Nacional en el bajo manto eólico hasta superar un total de 50 territorios disponibles en toda la metapoblación de Doñana al final del periodo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por el Ministerio de Medio Ambiente mediante el proyecto del Plan Nacional de Investigación en Parques Nacionales referencia 048/2002 [Orden MAM/2484/2002, de 4 de octubre; Resolución de 17 de diciembre de 2003].

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- FERNÁNDEZ, N., DELIBES, M., PALOMA-RES, F., Y MLADENOFF, J. (2003) Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Applications*, 13, 1310-1324.
- FERRERAS, P., ALDAMA, J.J., BELTRÁN, J.F., Y DELIBES, M. (1992) Rates and causes of mortality in a fragmented population of Iberian lynx, *Felis pardina*, (Temminck). *Biological Conservation*, 61, 197-202.
- FERRERAS, P., BELTRÁN, J.P., ALDAMA, J.J., Y DELIBES, M. (1997) Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology, Lond.*, 243, 163-189.
- FERRERAS, P., GAONA, P., PALOMARES, F., Y DELIBES, M. (2001) Restore habitat or reduce mortality? Implications from a population viability analysis of the Iberian lynx. *Animal Conservation*, 4, 265-274.

- FERRERAS, P., DELIBES, M., PALOMARES, F., FEDRIANI, J.M., CALZADA, J., Y REVILLA, E. (2004) Proximate and ultimate causes of dispersal in the Iberian lynx *Lynx pardinus*. *Behavioral Ecology*, 15: 31-40.
- GAONA, P., FERRERAS, P., Y DELIBES, M. (1998) Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs*, 68, 349-370.
- PALOMARES, F., RODRÍGUEZ, R., LAFFITTE, R., Y DELIBES, M. (1991) The status and distribution of the Iberian lynx, *Felis pardina* (Temminck) in Coto Doñana area, SW Spain. *Biological Conservation*, 57, 159-169.
- PALOMARES, F., DELIBES, M., FERRERAS, P., FEDRIANI, J.M., CALZADA, J., Y REVILLA, E. (2000) Iberian lynx in a fragmented landscape: predispersal, dispersal, and postdispersal habitats. *Conservation Biology*, 14, 809-818.
- PALOMARES, F. (2001) Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology*, 38, 9-18.
- PALOMARES, F., DELIBES, M., REVILLA, E., CALZADA, J., Y FEDRIANI, J.M. (2001) Spatial ecology of the Iberian lynx and abundance of European rabbit in southwestern Spain. *Wildlife Monographs*, 148, 1-36.
- PALOMARES, F., DELIBES, M., FERRERAS, P., ALDAMA, J., REVILLA, E., CALZADA, J., Y FERNÁNDEZ, N. (2003). Estructura de la metapoblación de lince de Doñana. In Pére, J.M. (ed.) *In Memoriam al Prof. Dr. Isidoro Ruiz Martínez*, pp. 505-526. Universidad de Jaén, Jaén.
- PALOMARES, F., E. REVILLA, J. CALZADA, N. FERNÁNDEZ Y M. DELIBES (2005) Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Doñana National Park. *Biological Conservation* 122:53-59
- REVILLA, E, T. WIEGAND, F. PALOMARES, P. FERRERAS Y M. DELIBES (2004) Effects of matrix heterogeneity on animal dispersal: from individual behavior to metapopulation-level parameters. *The American Naturalist* 164:E130-E154
- REVILLA, E., A. RODRÍGUEZ, J. ROMÁN Y F. PALOMARES (2006) Estrategias de manejo para la conservación del lince ibérico en doñana: manejo adaptativo y análisis de viabilidad de poblaciones. Proyecto Investigación en Parques Nacionales ref 048/2002, Ministerio de Medio Ambiente-Estación Biológica de Doñana CSIC.
- ROMÁN, J. Y PALOMARES, F. (2006) Seguimiento científico de las actuaciones del Proyecto Life-Naturaleza Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía. Life 02NAT/8609. Informe del Proyecto LIFE.

