PROGRAMA
COOPERACIÓN TRANSFRONTERIZA
ESPAÑA ~ PORTUGAL
COOPERAÇÃO TRANSFRONTEIRIÇA
2007 ~ 2013

IBERLINX

DIEZ AÑOS DE CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO



Unión Europea
Fondo Europeo de Desarrollo Regional

Invertimos en su futuro

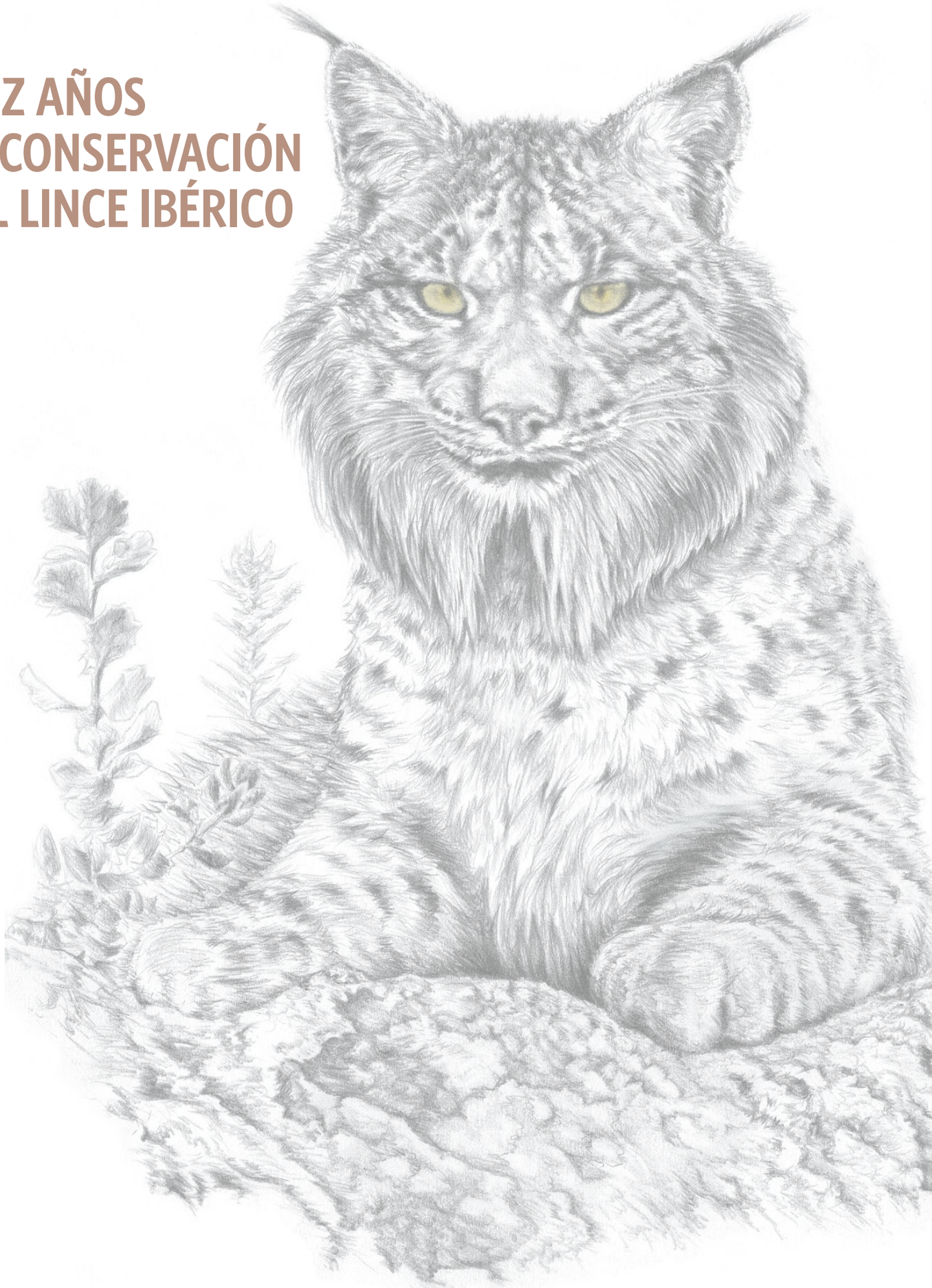
JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y MEDIO AMBIENTE



JUNTA DE ANDALUCIA

CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y MEDIO AMBIENTE

DIEZ AÑOS DE CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO



[PRESENTACIÓN]

Andalucía reúne la diversidad en flora, paisajes y fauna de mayor nivel en la europea continental. Baste el ejemplo del número de lugares dentro de la Red Natura 2000, de Reservas de la Biosfera, o de humedales Ramsar, para entender la relevancia de la Comunidad. En esos ecosistemas, entre sus miles de especies, hay algunas que se alzan como símbolos, trascienden a la opinión pública como referentes. Sin duda, el lince ibérico se sitúa en la cúspide.

Andalucía ha sido el único territorio de Europa capaz de conservar poblaciones del felino. En el resto, desaparecieron. La pionera tarea medioambiental del Gobierno andaluz, el esfuerzo de la comunidad científica, y el respeto ciudadano hacia el entorno natural, motivaron que el reservorio del Gato Clavo se ciñese a Andalucía.

Las tareas durante años para la conservación de este bello animal, uno de los exponentes del estado de conservación de Andalucía, no sólo han servido para mejorar su situación de forma constatable, puesto que casi se han triplicando sus efectivos desde 2002, sino que promovieron en la sociedad algo igual de importante: conciencia sobre la necesidad de conservar nuestro rico patrimonio natural, dentro del cual el lince es un referente, pero parte de un todo. En efecto, organizaciones, instituciones y particulares han permanecido unidos durante diez años con un objetivo común, salvar al lince ibérico de la extinción.

Las acciones de conservación emprendidas han tenido siempre este apoyo social. Sin él, nada hubiera sido posible. Incluso cuando algunas de las acciones emprendidas requerían una buena dosis de audacia y riesgo, como es el caso de la reintroducción, para la cual no existían experiencias previas. Esta estrategia fue analizada con ojo crítico por expertos e incluso por parte de la sociedad, pero sus buenos resultados ratifican el acierto de las decisiones y, en breve, disfrutaremos de nuevas poblaciones linceras en Andalucía.

Este caso, junto a otros logros, significó un resorte para que la Unión Europea ratificara su confianza en la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente y financiase a la Junta de Andalucía un nuevo proyecto, el Life Iberlince. En él participan ahora 17 socios, con el objetivo de exportar esa experiencia adquirida, aplicándola para conseguir reintroducciones en lugares aptos de Portugal, Extremadura, Castilla-La Mancha y Murcia.

De conseguir sus objetivos, este proyecto marcará hitos en la conservación de especies amenazadas, y quizás reduzca la categoría crítica de amenaza en la que se encuentra nuestro felino. Quedan muchos retos por alcanzar antes de conseguir que el lince ibérico vuelva a campear entre jaras, lentiscos y encinas a lo largo y ancho del monte mediterráneo Ibérico, aunque creemos con rotundidad que es posible.

Este libro da una visión general de la evolución histórica de la especie. Analiza las causas que la llevaron a su reciente situación de extrema gravedad, y describe las acciones emprendidas y sus resultados. Esta última parte servirá a los gestores de nuestro monte mediterráneo como referente para hacer compatible la conservación con el aprovechamiento sostenible de los recursos, especialmente mediante una caza responsable ligada al equilibrio de especies cinegéticas y el resto de especies silvestres.

Sus páginas portan muchos años de trabajo de un gran equipo que ha sumado más que trabajo, también mucha ilusión, acompañado siempre del apoyo sin desmayo recibido de la Junta de Andalucía, de sociedades de cazadores, propietarios de fincas, organizaciones conservacionistas, habitantes de las zonas linceras y comunicadores con conocimiento de la materia. Todos pueden enorgullecerse de los resultados obtenidos; y, estoy seguro, asumen la responsabilidad de no cesar hasta alcanzar los nuevos objetivos que he citado.

Quiero animarles a continuar así, socios y cómplices en la conservación de la especie de felino más amenazado del mundo, por ende en la salvaguarda de nuestro ecosistema de referencia, el monte mediterráneo.

Entre todos dejaremos en herencia este patrimonio vivo, evitaremos el desastre de legar a nuestros descendientes una naturaleza, una Andalucía, de menos valor.

Luis Planas Puchades

Consejero de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente

[PRÓLOGO]



La conservación de la biodiversidad es un tema de actualidad. En el último siglo, la grave destrucción de muchos ecosistemas y la pérdida de especies han preocupado notablemente al ser humano y, por ello, se están haciendo grandes esfuerzos para la preservación del medio natural. La naturaleza es un patrimonio heredado que el hombre tiene la capacidad de destruir, o conservar para transmitirlo a las generaciones futuras. Muchos de los ecosistemas, especialmente los insulares, son muy sensibles a la actividad humana y su preservación requiere un gran esfuerzo. Precisamente por este motivo, la conservación no está exenta de controversia, ya que hay sectores de la sociedad que no entienden que se invierta esfuerzo en preservar nuestro patrimonio natural. Este es un campo difícil, en especial cuando se trabaja con especies emblemáticas, no obstante, es un campo enormemente gratificante, cuando se cosechan buenos resultados y se observa que una especie gravemente amenazada de extinción puede revertir su declive y recuperarse. Eso supone el no malgastar un patrimonio natural que de otra manera se podría haber perdido para siempre. La presente obra cuenta la historia de diez años de conservación del lince ibérico en Andalucía. En este lapso de tiempo, y gracias a un gran esfuerzo y compromiso de numerosas personas y entidades, se empiezan a obtener resultados esperanzadores y, aunque queda mucho camino por andar, estos resultados nos animan a seguir avanzando con tesón en el camino de la preservación de esta pieza única del patrimonio natural ibérico.

¿Por qué se debe invertir en conservar la naturaleza?

Nuestro entorno ha sido, hasta hace muy poco tiempo, eminentemente rural y, probablemente debido a esto, el ser humano siempre se ha sentido más vinculado al medio natural de lo que se siente en la actualidad. Pero por más que vivamos en grandes urbes, formamos parte de un ecosistema del que dependemos. Esta dependencia y, por tanto, la necesidad de respetar y conservar la naturaleza, es un concepto central en las ya escasas poblaciones humanas que viven en equilibrio con su medio.

A pesar de ello, la historia de nuestra especie está unida a la pérdida acelerada de biodiversidad, principalmente mediante la destrucción de bosques y mares, la eliminación de predadores y competidores, el exterminio de especies de consumo y la transformación del medio para la agricultura y la ganadería. Aunque estas transformaciones han perseguido un beneficio humano a corto plazo, la pérdida de biodiversidad acelerada se convierte en una amenaza para la especie a largo plazo. Por ello, al evidente valor patrimonial y estético de la naturaleza, que se habría de transmitir a las generaciones venideras, se suma un punto de vista más egoísta: nuestra propia supervivencia depende de que seamos capaces de mantener un equilibrio entre desarrollo económico y conservación. Si destruimos los ecosistemas no podremos sobrevivir.

De las especies que habitan el planeta obtenemos numerosos productos naturales, la mayoría tienen funciones ambientales irreemplazables, son necesarias para la auto-perpetuación del ecosistema (su conservación, por tanto, evitará grandes inversiones futuras para preservar otros componentes del mismo), muchas poseen usos beneficiosos para el ser humano en el presente (y muchas de ellas pueden tenerlo en el futuro) y conforman un banco genético que puede llegar a ser vital para la perpetuación del hombre.

En este contexto, la conservación de la biodiversidad ha sido, y es, un objetivo prioritario para científicos, gestores y para la propia Administración. Claro ejemplo de este esfuerzo viene reflejado en este libro, dedicado a la especie de felino más amenazada del mundo: el lince ibérico.

La importancia del lince ibérico

Los primeros linces que llegaron a Eurasia migraron desde Norteamérica entre el plioceno tardío y el pleistoceno temprano, hace unos 2,5 millones de años. Poco después, entre 1.7 y 1.2 millones de años, llegaron a Europa los primeros homínidos, como lo atestiguan el *Homo ergaster* (Georgia) o el *Homo antecesor* (Atapuerca). Debido a las glaciaciones del pleistoceno, los linces sufrieron constantes expansiones y contracciones poblacionales, apareciendo fenómenos de especiación por aislamiento en refugios septentrionales.

El lince ibérico se constituyó como especie hace unos 1,8 millones de años en uno de los principales refugios glaciales de Europa: la Península Ibérica. Es, por tanto, un patrimonio natural endémico de nuestra península, una joya del monte mediterráneo ibérico. La evolución de los linces durante el pleistoceno está ligada a la de los lagomorfos (conejos y liebres), que debieron de ser su presa fundamental. El lince ibérico evolucionó en una tierra donde el lagomorfo más abundante era el conejo de monte. De hecho, Hispania, nombre con el que los romanos denominaban a la Península, proviene del fenicio *i-spn-ya*, donde el prefijo *i* se traduciría como “costa”, “isla” o “tierra”, *ya* con el significado de “región” y *spn*, en hebreo *saphan*, se tradujo como “conejos” (en realidad damanes). Los romanos, por tanto, le dieron a Hispania el significado de “tierra abundante en conejos”, un uso recogido por Cicerón, Cesar, Plinio el Viejo y, en particular, Catulo, que se refiere a Hispania como península cuniculosa. Por tanto, el lince ibérico se encuentra en la península, en cierta medida, aislado del resto de Europa por la barrera que suponen los Pirineos, en una tierra abundante en una presa, el conejo, que puede cumplir con todos sus requerimientos energéticos y así, lince ibérico y conejo se convierten en un binomio indisoluble.

Esta asociación de especies es exclusiva del monte mediterráneo ibérico, y como tal ha de reconocerse, respetarse y conservarse. Si se perdiera el lince ibérico se perdería la seña de identidad de la Iberia mediterránea, nuestro pequeño gran súper-predador. Hombres y linces ibéricos llevamos muchos años de pacífica coexistencia, pero la falta de un correcto reconocimiento y el desinterés podrían provocar la ex-

tinción definitiva del felino. Sería la primera especie de felino que se extinguiese en tiempos históricos, y la sociedad ibérica sería la responsable de no haber sabido conservar su gran tesoro. Además de ser la seña de identidad del ecosistema que habita, la presencia del lince ibérico requiere grandes extensiones de monte mediterráneo bien conservado, así pues se convierte en un indicador de calidad del ecosistema, y, por ende, en una especie paraguas cuya conservación garantiza la conservación de todo un ecosistema único en el mundo: el monte mediterráneo ibérico.

Evolución de las poblaciones de lince ibérico

La convivencia entre linces y hombres siempre debió de ser más o menos pacífica. El lince nunca fue indiferente a la mitología humana, y en la antigüedad se le atribuyeron desde poderes divinos hasta malvadas conexiones infernales, pero probablemente nunca antes del siglo XIX fue sometido a una persecución humana masiva. Es en los siglos XIX y XX cuando la especie entra en un importante declive que casi acaba con ella; cuando se popularizó la erradicación indiscriminada de los pequeños predadores, cuando la peletería tuvo una gran demanda de pieles de lince para uso humano, cuando la destrucción del monte mediterráneo se aceleró y, como remate, cuando las poblaciones de conejo silvestre sufrieron dos epidemias (introducidas deliberadamente por el hombre) que las diezmaron gravemente.

Hasta mediados del siglo XX el lince ibérico se siguió considerando una especie abundante, y se siguió explotando como tal. Pero ya en 1963, el ilustre biólogo José Antonio Valverde aporta información sobre la situación de la especie y realiza el primer mapa de distribución a escala nacional con datos de ejemplares abatidos desde los años 40. En este trabajo se ofrece un panorama desalentador, apareciendo el lince en sólo diez poblaciones inconexas. El autor añade el siguiente comentario en su trabajo "*... su desaparición es inminente si no se toman medidas para evitarla*".

En los años 80, Rodríguez y Delibes realizan una aproximación a su distribución mediante datos de encuestas postales dirigidas especialmente al sector cinegético. Estos autores muestran un panorama mucho más optimista que el de Valverde, dando una estima poblacional para toda España de 1.100 individuos, con 350 hembras reproductoras repartidas en 48 núcleos reproductores, incluidas en 9 subpoblaciones distintas. Con esta información trascurren los años 90 del siglo pasado y aunque ya se intuía una disminución de las poblaciones, no existían censos fiables que pudieran aproximarnos a la situación real en que se encontraba la especie.

A principio del siglo XXI, entre 2000 y 2003, el Ministerio de Medio Ambiente, en coordinación con las Comunidades Autónomas, realiza un censo diagnóstico de la situación de la especie en España. Las conclusiones de este censo son demoledoras, tan sólo existen poblaciones reproductoras en Andújar-Cardeña y Doñana (Andalucía). A la vez, la Junta de Andalucía inicia un programa de para la conservación de la especie que incluía un sondeo sistemático de las poblaciones andaluzas citadas a finales del siglo XX. Los resultados confirmaron su exclusiva presencia en las sierras de Andújar y Cardeña y en Doñana con una estima poblacional de menos de un centenar de linces.

El dramático declive que sufrieron las poblaciones de lince ibérico durante el siglo XX convirtió a esta especie en el felino más amenazado del planeta, siendo el único catalogado "*en peligro crítico*" por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. Pese a que se protegió en los años 70, el declive del lince ibérico no cesó, y ya a comienzos del siglo XXI se detectó que su situación era crítica (virtualmente extinta en Portugal y sólo unos 100 ejemplares en el sur de España), y la extinción definitiva se veía muy cercana si no se tomaban medidas de conservación urgentes.

En España y Portugal, el lince ibérico está catalogado "*en peligro de extinción*", y la normativa europea lo considera estrictamente protegido (Convenio de Berna), la protección de su hábitat es prioritaria (Directiva 92/43, Directiva Hábitat, de la Comisión Europea) y figura como especie amenazada de extinción en el Convenio Internacional sobre el Comercio de Especies Silvestres de Fauna y Flora Amenazadas (CITES).

¿Cuáles han sido las causas que han llevado a nuestro felino a la situación actual?

El lince ibérico ha sido históricamente perseguido por su piel. El Dr. Brehm, ilustre naturalista alemán, en 1880 estimaba que anualmente llegaban a Madrid entre 200 y 300 pieles de lince para uso en peletería. Pero sin duda, la principal causa ha sido consecuencia de su alta especialización alimenticia en conejo de monte. El llamado monte mediterráneo, cuna de linces y hábitat idóneo para el conejo, sufrió grandes transformaciones en la primera mitad del siglo XX, el carboneo a que fue sometida la vegetación, seguido del cabreo dejó amplias superficies prácticamente yermas. El aislamiento económico de la posguerra hizo que faltaran materias primas y la política forestal vigente en esos años propició que se repoblaran amplias zonas con pino piñonero, pino negral y eucaliptos. Por otra parte y dada la mala situación económica y social, la captura de conejos mediante cepos y lazos para su aprovechamiento económico y la aparición de las enfermedades víricas del conejo, la mixomatosis en las primeros años 50 y la enfermedad hemorrágica a finales de los 80, hizo el resto. El conejo disminuyó tanto, que en el último censo de lince realizado entre 2000 y 2003, se encontró que en el 82% del área de distribución estimada para la especie en la década de los 80, el conejo estaba ausente o su presencia era anecdótica. La desaparición del conejo en gran parte de su área de distribución provocó el aumento del control de predadores aumentando el riesgo de mortalidad por métodos no selectivos de control de depredadores. Destruida su casa, diezmado su alimento y aisladas sus últimas poblaciones, el lince ibérico se veía abocado a la extinción.

La Junta de Andalucía consciente de esta situación y del especial compromiso que tenía en la conservación del felino por ser el último reducto con poblaciones reproductoras, emprendió una decidida estrategia de conservación cuyo inicio fue un plan de conservación que tuvo continuidad a través de proyectos Life Naturaleza cofinanciados por la Unión Europea. La acción decidida de la Junta de Andalucía y de la Unión Europea, apoyada en la línea de financiación Life Naturaleza, y de amplios sectores de la sociedad andaluza ubicada en los espacios protegidos (cazadores, propietarios de fincas, ayuntamientos, organizaciones conservacionistas...) han hecho posible que en cada uno de los proyectos se haya intentado dar un nuevo paso hacia la conservación del felino. Así, mientras que con el primer Life el objetivo era estabilizar e incrementar las poblaciones en Andalucía, con el segundo se daba un paso importante hacia la consolidación de las poblaciones existentes y hacia la recuperación de su área de distribución histórica en Andalucía mediante la reintroducción en Guadalmellato (Córdoba) y Guarrizas (Jaén). El tercer proyecto, el que ahora comienza, será apasionante, su objetivo iniciar la recuperación de nuestro felino en Portugal y España, para ello será necesario determinar áreas potenciales para la reintroducción, analizar sus debilidades no sólo biológicas sino también de la actitud de las población local y corregir las deficiencias detectadas antes de iniciar la liberación de ejemplares.

En toda la estrategia de recuperación de la especie han jugado un papel muy importante las líneas de financiación de la Unión Europea, Life Naturaleza y Fondo de Desarrollo Regional, Interreg. Ambas líneas de financiación facilitan el trabajo en equipo, permitiendo la participación de socios en el proyecto. El proyecto Interreg Iberlinx, ejecutado entre Portugal, Extremadura y Andalucía durante los años 2009 a 2011, ha servido para la financiación de este libro, para la puesta a punto de métodos de trabajo transregionales, para iniciar trabajos de preselección de áreas de reintroducción y, muy importante, para establecer las líneas básicas que han hecho posible el nuevo Proyecto Life Naturaleza "*Recuperación de la distribución histórica de Lince ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal*". Este último ha batido hitos no sólo desde el punto de vista presupuestario o de ámbito geográfico de actuación, sino que se ha buscado un amplio consenso en su ejecución con la participación de 17 organizaciones que abarcan todas las áreas en las que va a trabajar el proyecto, desde administraciones a ONG conservacionistas, propietarios y asociaciones de cazadores. Estos programas no sólo han estado dirigidos al lince ibérico, sino también a su principal presa, el conejo de monte, y al seguimiento de todas las mejoras de hábitat realizadas al objeto de contrastar su efectividad y poder reconducirlas en caso de no mostrar resultados positivos.

¿Seremos capaces de conservar esta joya ibérica para generaciones futuras?

El lince ibérico siempre ha tenido una reducida área de distribución, lo que, unida a su alta especialización en la captura de conejos de monte, hacen que se convierta en una tarea ardua y compleja el conseguir que deje de ser la especie de felino más amenazada del mundo. Debemos asumir esta situación. Posiblemente se consiga salvar al lince ibérico del peligro crítico en el que lo ha catalogado la UICN, pero de ahí a convertirlo en una especie que no necesite un esfuerzo de conservación permanente, va un abismo.

Y, los problemas son graves y de complejas soluciones. Los conejos tienen dos enfermedades víricas contra las que es imposible luchar. Con el tiempo posiblemente se harán inmunes, pero ¿puede el lince ibérico esperar hasta que se consiga esta inmunidad? Además, las dos enfermedades son fruto de la globalización, una sudamericana y otra de oriente, ¿quién puede asegurar que no llegará una tercera? Para algunos la solución parece sencilla: "*¡que metan conejos!*". Pero no se sabe cómo recuperar conejos en grandes superficies. No se trata de conseguir que haya una collera de linces, se trata de conseguir poblaciones estables de la especie y, por ejemplo, en las Sierras de Andújar y Cardeña, en las que actualmente hay una población sana, se necesita una superficie de 40.000 has con densidades de conejo medias superiores a los 2 conejos por hectárea.

Por otra parte, se requiere la implicación de toda la sociedad en esta tarea y aunque con los Proyectos Life se ha conseguido que propietarios de fincas, sociedades de cazadores, asociaciones e instituciones colaboren en la consecución de los objetivos planteados, también debe haber una implicación social directa de los habitantes de las zonas linceras.

Con esta obra, "*Diez años de conservación del lince ibérico*", se pretende dar una idea completa de todos los trabajos realizados hasta el momento, no pretende ser una obra científica, sino sólo poner de manifiesto todas las líneas emprendidas hacia la conservación del felino, analizando los resultados obtenidos. Es una obra que se ofrece a técnicos, gestores, propietarios de terrenos y naturalistas para que de su lectura puedan extraer conclusiones para una adecuada gestión de nuestro monte mediterráneo, tan rico en especies y en actividades económicas generadoras de empleo. En su primera parte se ahonda en la biología del lince ibérico, su distribución histórica y en las amenazas que lo han llevado a la situación en la que se encuentra. En esta parte se pretende poner de manifiesto la importancia que puede tener la especie no sólo desde el punto de vista biológico sino como un patrimonio natural de más de dos millones de años de antigüedad. En el capítulo IV se entra en detalle en el programa de conservación desarrollado en los diez últimos años. Incluye referencias al área de distribución, estimas poblacionales y estructura demográfica, causas de mortalidad, control sanitario y mejora genética de las poblaciones. En este capítulo se desgrana la biología de conservación de la especie y se realizan análisis de la bondad de las actuaciones emprendidas. Sin duda puede servir de referente para el diseño de estrategias de conservación de otras especies. Por último y no menos importante, se detallan todas las acciones de divulgación y comunicación emprendidas. Este aspecto es probablemente el más importante de la estrategia de conservación de la especie, ya que su objetivo básico es conseguir que la población en general y los entornos rurales de las áreas de presencia o reintroducción, en particular, consideren la conservación del lince ibérico como algo suyo, valoren los esfuerzos realizados, participen en ellos y comprendan los beneficios biológicos y sociales que suponen la conservación del lince ibérico. A ellos va dedicada esta obra.

Miguel A. Simón Mata
Director del Proyecto

DIEZ AÑOS DE CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO

Edición: Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía

Dirección: Miguel Simón Mata

Autores:

Miguel Simón Mata, Rafael Arenas Rojas, Jose Antonio Báñez Díaz, José Francisco Bueno Segura, Rafael Cadenas de Llano, Santiago de Lillo García, María Teresa del Rey Wamba, María Pilar Delgado Segovia, Leonardo Fernández Peña, Juan Antonio Franco de Tena, Roberto García Bartolomé, José García Santiago, María Isabel García Tardío, Germán Garrote Alonso, José María Gil Sánchez, Ángel Manuel Gómez Infante, Antonio Leiva Blanco, Marcos López Parra, Guillermo López Zamora, Teodoro Luna Serrano, José Manuel Martín Sánchez, Rocío Belén Millán Cano, Manuel Moral Castro, David Palacios Domínguez, Joaquín Pérez Marín, Antonio Javier Rodríguez Siles, Eva Mª Rojas Hidalgo, Gema Ruiz Jiménez, Manuel Ruiz Vergara, Juan Manuel Sáez Muñoz, Silvia Saldaña Arce, Rafael Sanabria Piñeiro, Bernardo Torralbo Díaz y Gerardo Valenzuela Serrano.

Los logros que se reflejan en esta obra no hubiesen sido posibles sin el trabajo y esfuerzo de todo el personal que en estos últimos diez años ha trabajado en el programa de conservación del lince ibérico en Andalucía.

Colaboraciones textos:

Victoria Asensio, Jordi Boixader Malé, Mireia Casas Marcé, José Antonio Godoy López, Trinidad León Quinto, José María Oliet, María José Pérez Aspa, Antonio Rivas, Iñigo Sánchez, Rodrigo Serra, Bernat Soria y Astrid Vargas.

Ilustración de portada: José Manuel Martín Sánchez

Fotografías:

Agencia de Obras Públicas de la Junta de Andalucía (AOPJA), Archivo Consejería de Medio Ambiente (CMA), Rafael Arenas Rojas (RAR), José Antonio Báñez Díaz (JAB), José Barasona Mata (JBM), Centro de Análisis y Diagnóstico de la Fauna Silvestre en Andalucía (CADFSA), María Teresa del Rey Wamba (TRW), María Pilar Delgado Segovia (MPD), Antonio Ángel Esteban Garrido (AAE), Fundación CBD-Hábitat (FCBDH), María Isabel García Tardío (MGT), Ángel Gómez Infante (AGI), Guillermo López Zamora (GLZ), Javier Milla (JM), Manuel Moral Castro (MMC), David Palacios Dominguez (DPD), David Polo García (DPG), Programa de Conservación Ex Situ del lince ibérico (PCESLI), Red Andaluza de Centros de Recuperación de Especies Amenazadas (RACREA), Antonio Javier Rodríguez Siles (JRS), Eva Mª Rojas Hidalgo (ERH), Sergio Ros Montoya (SRM), Gema Ruiz Jiménez (GRJ), Manuel Ruiz Vergara (MRV), Fernando Sanz (FS), Juan Manuel Sáez Muñoz (JMS), Silvia Saldaña Arce (SSA), Francisco Manuel Valdivia Gallardo (FMV).

Diseño y maquetación: Artefacto

Impresión: Grupo Copy Sevilla

ISBN: 978-84-92807-80-2

Depósito Legal: SE-3120-2012

Agradecimientos:

Un agradecimiento especial a Fuensanta Coves Botella, Cinta Castillo y Juan José Díaz Trillo, Consejeros de Medio Ambiente y a José Guirado Romero, Marina Martín y Javier Madrid Rojo, Directores Generales, que en diversas épocas han apoyado decidida e incondicionalmente la conservación del lince ibérico, así mismo a WWF/Adena y Fundación CBD Hábitat. A Jorge Alcaina Núñez, Fernando Almagro Muñoz, Antonio Jesús Álvarez Albarrán, Valle Anarte Ballesteros, Antonio Luis Avilés Parrilla, Miguel Ángel Díaz Portero, Jose Antonio Godoy López, Ángel Gómez Gómez, Octavio Guijarro Fernández, Manuel Hernández Parada, Trinidad León Quinto, Miguel Madueño Tejero, Ildefonso Martín Conde, Bienvenido Martínez Navarro, Margarita Mata Josende, Javier Milla, Bernabé Navarro García, Esperanza Pulido Valdivia, Sonia Matilde Rojas Sánchez, Víctor Fiscal, Rafael Solano Fernández, Antonio Javier Valero Díaz, Pedro Pablo Vázquez Limón y Emilio Virgós Cantalapiedra, al personal del Grupo Asesor de Aspectos Sanitarios (GAAS), del Programa de Conservación Ex Situ del lince ibérico, de la Red Andaluza de Centros de Recuperación de Especies Amenazadas (CREA) y del Centro de Análisis y Diagnóstico de la Fauna Silvestre de Andalucía (CAD), propietarios, gestores, Sociedades de Cazadores y Agentes de Medio Ambiente de las áreas de distribución de lince ibérico en Andalucía.

Para citarse este trabajo se sugiere: Simón, M. *et al.* 2012. ***Diez años de conservación del lince ibérico***. Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

[SUMARIO]

Presentación / 3

Prólogo / 5

A Introducción

Biología del lince ibérico:
El lince ibérico, historia de una evolución / 17
Su descripción / 20
Su alimentación / 23
Su hábitat / 27
Uso del espacio y actividad / 29
Su reproducción / 30
Relaciones sociales intraespecíficas / 32
Relaciones sociales interespecíficas / 37

Distribución y tendencias históricas:
Sus primeros vestigios / 41
Información histórica reciente / 43
Tendencias en el siglo XX. ¿De 590 a 150 linces en diez años (1993-2003)? / 50

¿Qué amenaza al lince ibérico?
La destrucción del hábitat / 55
El conejo, una especie en declive / 59
Mortalidad no natural / 62
Mortalidad natural / 66
Pérdida de la variabilidad genética / 68

B El programa de conservación del lince ibérico en Andalucía

Conservación de las poblaciones actuales:
Introducción / 77
Custodia del territorio / 78
El Programa de Seguimiento del lince / 83
El Programa de Seguimiento del conejo / 112
El Programa de recuperación y conservación de las poblaciones actuales / 130
Valoración de los resultados de las actuaciones de conservación / 165

Recuperación de las poblaciones extintas: reintroducción:
Introducción / 249
Selección de las áreas de reintroducción / 250
El proceso de reintroducción: selección de métodos y resultados provisionales / 268

Colaboración del programa de conservación ex situ:
Introducción / 287
Metodología y resultados / 288
Discusión / 291

C El programa de educación ambiental

Educar para salvaguardar al lince ibérico:
Introducción / 299
El Plan de Comunicación Ambiental (PCA) / 301
Programa de comunicación en las zonas de reintroducción / 307
Resultados / 308
Recomendaciones / 310

D Valoración final de los resultados

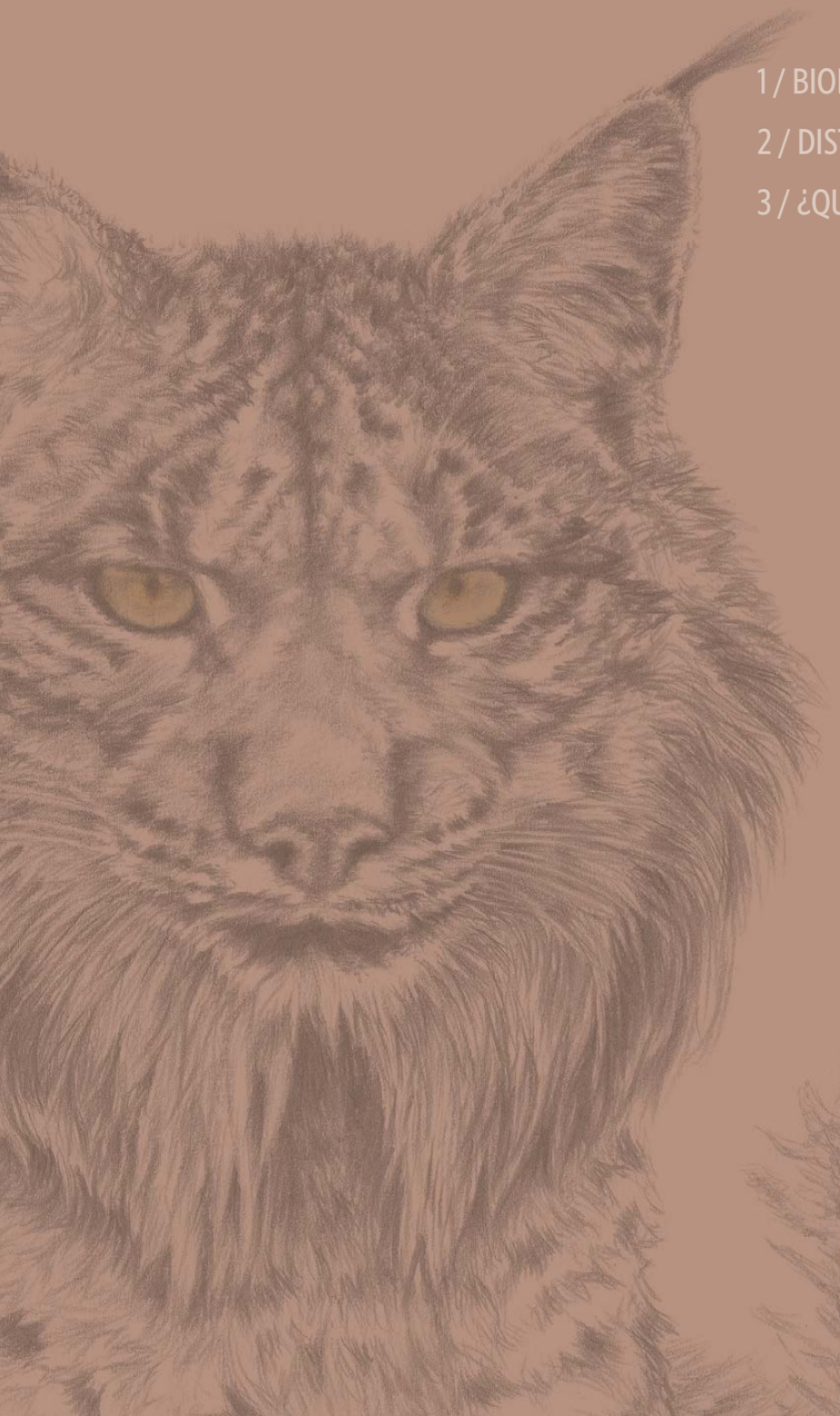
Periodo 2001-2006 / 314
Periodo 2006-2011 / 316

Bibliografía / 318

APARTADO A

INTRODUCCIÓN

1 / BIOLOGÍA DEL LINCE IBÉRICO
2 / DISTRIBUCIÓN Y TENDENCIAS HISTÓRICAS
3 / ¿QUÉ AMENAZA AL LINCE IBÉRICO?





JAB

APARTADO A

1 / BIOLOGÍA DEL LINCE IBÉRICO

EL LINCE IBÉRICO, HISTORIA DE UNA EVOLUCIÓN
SU DESCRIPCIÓN
SU ALIMENTACIÓN
SU HÁBITAT
USO DEL ESPACIO Y ACTIVIDAD
SU REPRODUCCIÓN
RELACIONES SOCIALES INTRAESPECÍFICAS
RELACIONES SOCIALES INTERESPECÍFICAS

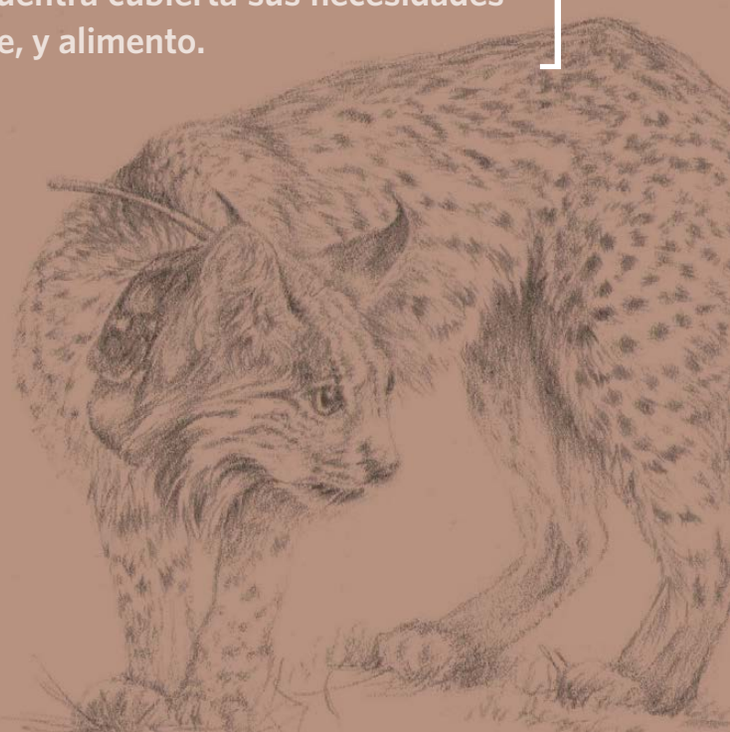
Los orígenes del lince ibérico han de ser buscados en el lince de las cavernas, su forma primitiva, que fue evolucionando durante los períodos interglaciares y limitando su presencia a la Península Ibérica, probablemente debido a sus requerimientos ecológicos.

En su evolución, desde el lince de las cavernas hasta la actualidad, el lince ibérico ha ido reduciendo su tamaño, alargando sus extremidades y ensanchando sus manos.

En líneas generales, el lince ibérico puede describirse como un felino de tamaño medio, muy caracterizado por el pelaje que posee, de color pardo-grisáceo parcheado con motas de color negro de diferentes formas y tamaños y que sirven para su identificación individual. En cuanto a sus ojos, éstos son frontales, lo que le permite tener una visión tridimensional de gran utilidad para cazar a sus presas. Asimismo, los individuos de la especie suelen caracterizarse por su fórmula dentaria. En función de ese desgaste, los distintos ejemplares podrán ocupar una u otra posición jerárquica dentro de la manada. El lince ibérico, además, está provisto de barbas largas y cola que sirven de señal de comunicación intraespecífica. Por último, también son destacables las extremidades posteriores de los individuos, enormemente largas y potentes, lo que se considera una adaptación para el salto.

En cuanto a su alimentación, todos los estudios efectuados indican que el conejo es la base alimenticia de su dieta, constituyendo el 70% de la biomasa ingerida por la especie. Las siguientes presas en importancia para el lince ibérico son la perdiz roja (9,7%), la liebre (6,3%) y el lirón careto (5,6%).

La conservación del lince ibérico está estrechamente ligada al buen estado del monte mediterráneo, su principal hábitat y donde encuentra cubierta sus necesidades de refugio, en forma de matorral mayoritariamente, y alimento.



EL LINCE IBÉRICO, HISTORIA DE UNA EVOLUCIÓN



DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Los linces son felinos de mediano tamaño con una serie de características distintivas de grupo que hacen posible englobar a todas las especies dentro del género *Lynx*. Las características diferenciadoras más importantes son una cola corta, grandes barbas conformando una máscara facial y una fórmula dentaria diferente al resto de felinos del planeta.

Actualmente se reconocen cuatro especies diferentes de linces: el lince rojo (*Lynx rufus*) y el lince canadiense (*Lynx canadensis*) en Norteamérica, y el lince boreal (*Lynx lynx*) y el lince ibérico (*Lynx pardinus*) en Eurasia. Estas especies conforman uno de los ocho linajes descritos entre los felinos del planeta, diferenciándose éste en Norteamérica durante el Plioceno, hace alrededor de 3,2 millones de años (Johnson *et al*., 2006).

Descendiente directo del ancestro común del grupo se encuentra el lince rojo, del que se han hallado restos de alrededor 2,5 millones de años (Kurtén y Anderson, 1980). Los primeros linces que llegaron a Eurasia lo hicieron durante el Plioceno, evolucionando en este continente el lince del villafranquiense (*Lynx issiodorensis*), que pervivió hasta las últimas glaciaciones del Pleistoceno. Éste es considerado como el único lince europeo conocido hasta que, durante el Pleistoceno Inferior (hace alrededor de 1,6 ma), se separa como especie, por aislamiento en la Península Ibérica durante la glaciación "Donau", el lince de las cavernas (*Lynx spalea*). Aunque genéticamente no está aún bien resuelto, los restos fósiles sugieren que de este lince irradian las dos especies eurasiáticas y probablemente, por efecto de una nueva migración por el Estrecho de Bering, también el lince canadiense (Kurtén y Granqvist, 1987; Johnson *et al*., 2004).

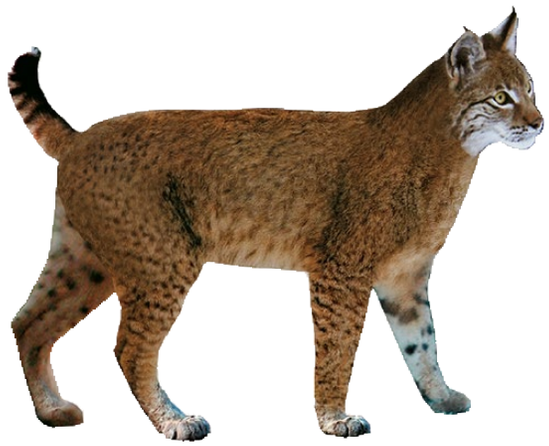
El lince de las cavernas es la forma primitiva del lince ibérico, denominándolo muchos autores *Lynx pardinus spelaea*. Así, durante el Pleistoceno Inferior conviven en Eurasia el lince de las cavernas y el lince del villafranquiense. Los restos fósiles sugieren que hasta el Pleistoceno Medio, hace alrededor de 150.000 años, no se diferencian como especie los linces boreal y canadiense (Kurtén, 1968; Kurtén y Anderson, 1980).

Durante los periodos interglaciares de las cuatro glaciaciones de la época pleistozónica posteriores a la aparición del lince de las cavernas, el lince ibérico siguió evolucionando en el ambiente ibérico, lle-

gando a adentrarse en Centroeuropa. No obstante, su distribución queda siempre preferentemente limitada a la Península Ibérica (probablemente debido a sus requerimientos ecológicos). También se ha sugerido que la colonización de Europa por el lince boreal, acaecida en Pleistoceno Superior, podría haber desplazado al lince ibérico de Centroeuropa hasta ubicarse de nuevo en la Península, donde la especie presentaba ventaja adaptativa (Kurtén y Granqvist, 1987).

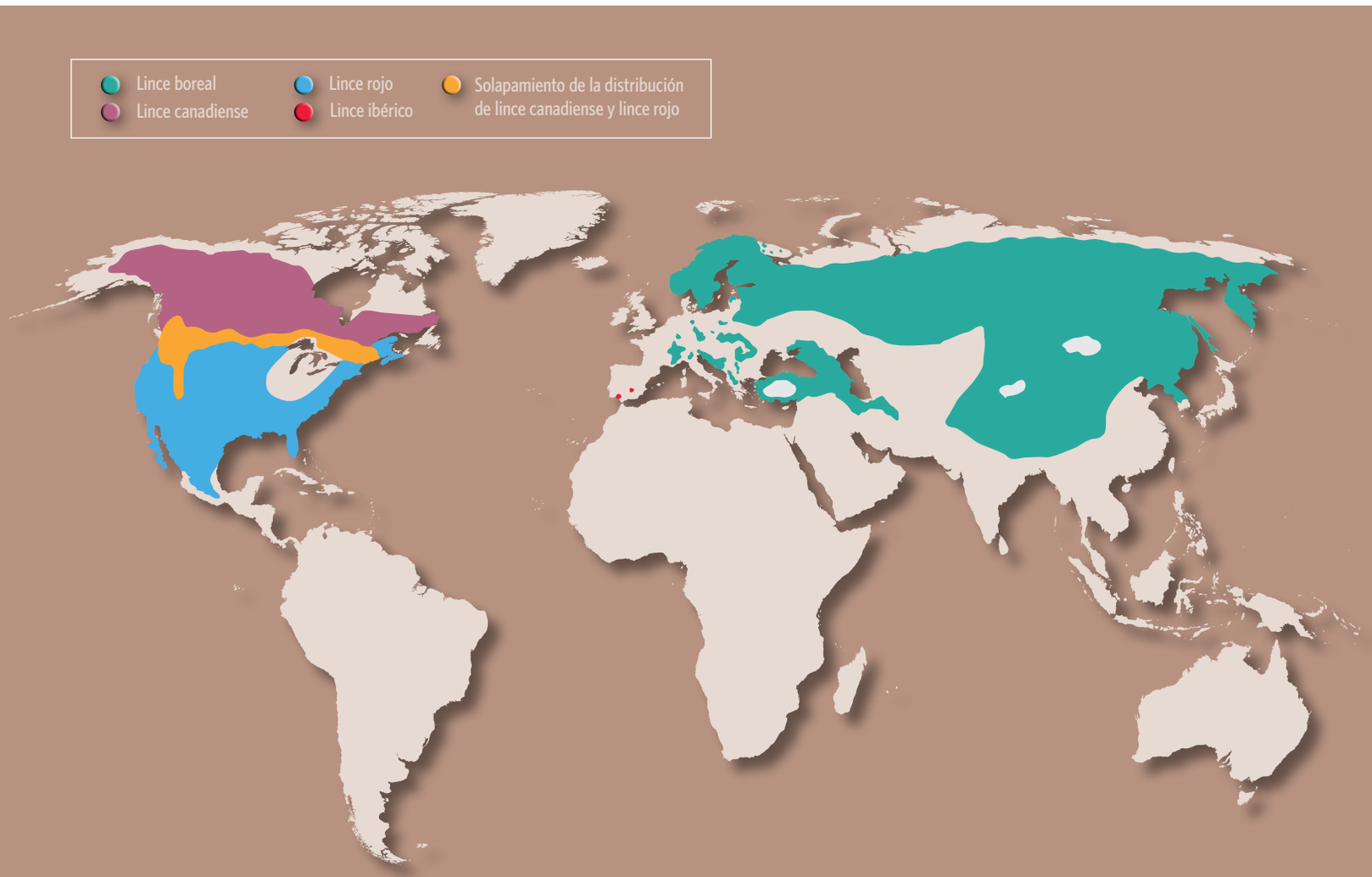
El lince de las cavernas es la forma primitiva del lince ibérico.

Figura 1.
Reconstrucción aproximada de *Lynx issiodorensis* a partir de los restos fósiles (Modificado de Kurtén 1978).



Fuente: Kurten, 1978. Elaboración propia

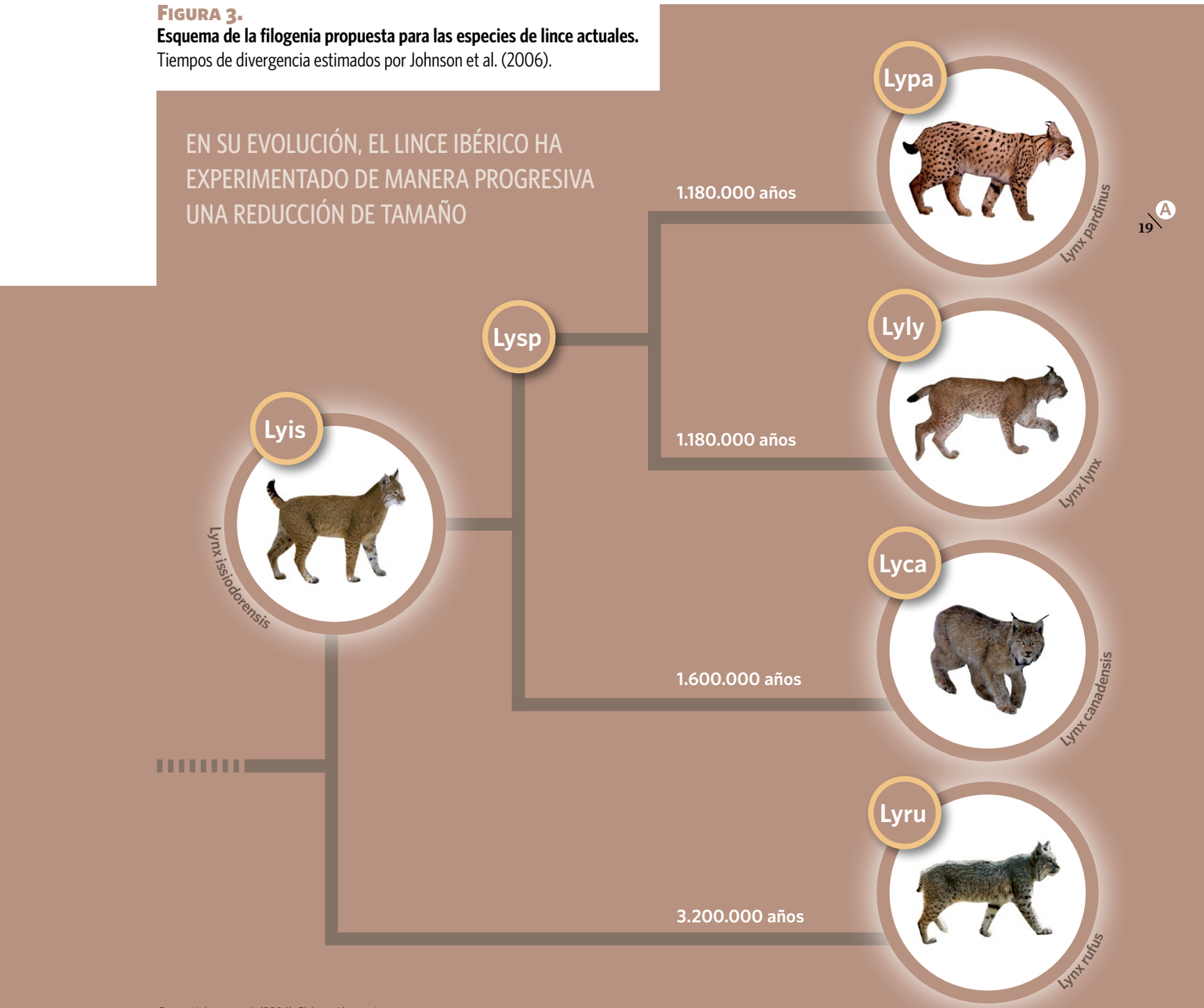
Figura 2.
Distribución actual de las cuatro especies de linces existentes.



Fuente: Fuentes varias. Elaboración propia

En su evolución desde el lince de las cavernas a la actualidad, el lince ibérico ha experimentado de manera progresiva una reducción de tamaño, un alargamiento de las extremidades, un ensanchamiento de las manos y un achatamiento de la cabeza, adaptaciones que deben de estar relacionadas con la vida en el matorral mediterráneo y la explotación de los recursos tróficos disponibles en la Península. Al disponer Iberia de un recurso tan abundante como el conejo de monte, el lince ibérico se especializó en el consumo de esta presa hasta convertirla en imprescindible.

Figura 3.
Esquema de la filogenia propuesta para las especies de lince actuales.
Tiempos de divergencia estimados por Johnson et al. (2006).



Fuente: Johnson et al. (2006). Elaboración propia

SU DESCRIPCIÓN



JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El lince ibérico es un felino de mediano tamaño que tiende a ser estilizado y posee unas largas extremidades culminadas en grandes manos y pies. Presenta distintivas barbas largas sólo comparables en longitud con las del lince canadiense, penachos prominentes en la cúspide de las orejas y una cola ancha y corta terminada en un borlón negro.

Esta especie, rara vez sobrepasa el metro de longitud, incluyendo la cola, mientras que la altura a la cruz en los ejemplares adultos alcanza de media 46 cm en machos y 42 cm en hembras. Este pequeño gran gato no es muy pesado, ya que los machos adultos no suelen sobrepasar los 14,5 kg y las hembras adultas los 10,5 kg. A lo largo del año, los linces ibéricos cambian dos veces de pelaje, presentándose éste largo y denso en otoño-invierno y otro corto y menos denso en verano que les confiere un aspecto notablemente más menudo.

El pelaje del lince ibérico es muy característico. Éste presenta un color pardo-grisáceo parcheado con motas de color negro de diferentes formas y tamaños. Cada ejemplar posee un patrón de motas único que sirve para su identificación individual (de manera análoga a las huellas dactilares en los humanos). Hay tres grupos principales de presentación del moteado (fenotipo) en el lince ibérico. En primer lugar, hay un tipo de pelaje de manchas pequeñas y profusas que se disponen en gran densidad por toda la superficie corporal, patrón denominado “mota fina”. En segundo lugar, existe un patrón de manchas grandes dispuestas en una densidad menor y que tienden a alinearse, patrón denominado “mota gruesa”. En éste el cuello aparece estriado por amplias rayas longitudinales. Y el tercer patrón, el más heterogéneo, es en el que aparece una disposición de las manchas intermedia entre los dos patrones anteriores, denominado “mota intermedia”.

El pelaje del lince ibérico puede presentar diferentes patrones en función del tamaño y densidad de las motas.

MOTA FINA



Ejemplar de lince ibérico de mota fina (P.N. Sierras de Cardeña y Montoro). MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

MOTA INTERMEDIA



Ejemplar de mota intermedia (P.N. Sierras de Cardeña y Montoro). MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

MOTA GRUESA



Ejemplar de mota gorda (Espacio Natural de Doñana). DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

La gradación de pelajes existente hace que en ocasiones no sea sencillo diferenciar entre los distintos patrones, siendo la disposición de las manchas del cuello un criterio útil en estos casos. Los ejemplares de mota fina carecen de líneas, los de mota intermedia presentan manchas alineadas que dibujan líneas discontinuas y los de mota gruesa presentan líneas anchas y continuas. Todos los patrones de moteado han estado presentes en todas las poblaciones de lince ibérico en el pasado. Hoy en día, la población de Sierra Morena conserva todos ellos. En cuanto a la de Doñana, perdió los de mota fina e intermedia sobre los años 60 del pasado siglo (Beltrán y Delibes, 1993) y gracias al programa de refuerzo genético de esta población (2007), en el marco del proyecto LIFE06NAT/E/000209, estos fenotipos se han recuperado en el año 2010.

Los ojos del lince ibérico son frontales, lo que le permite tener una visión tridimensional de gran utilidad para cazar a sus presas. El color del iris varía entre el marrón avellana y el verde pálido, existiendo diferencias interindividuales sensibles. Asimismo, éste también cambia con la edad, siendo generalmente más oscuro en cachorros que en adultos. La pupila de los linces es redonda (a diferencia de la de los gatos) y de gran tamaño, lo que permite a los linces ver en condiciones de baja luminosidad.

La fórmula dentaria de la especie (3.1.2.1/3.1.2.1) es característica dentro de los felinos por presentar únicamente dos premolares en ambas mandíbulas. La dentición definitiva la alcanzan habitualmente sobre los cinco y seis meses de edad. La dentadura se desgasta con el tiempo y habitualmente a los diez años los colmillos están ya muy desgastados, caracterizados por tener su punta roma. Los datos de campo recogidos por la Consejería de Medio Ambiente desde 2002 sugieren que la integridad de los colmillos es importante para poder defender el territorio. Se ha observado que ejemplares con los colmillos muy desgastados, independientemente de su edad, han sido desplazados de su territorio por ejemplares más jóvenes. Como en el resto de felinos, la mandíbula del lince ibérico no es capaz de desplazarse hacia los lados, pero en contrapartida es extremadamente potente para poder triturar sus presas.

Las barbas crecen durante los primeros 3-5 años de vida y son sensiblemente más largas que las de los linces boreal y rojo. Se conforman por pelos largos y gruesos de color blanco con el extremo distal negro en su mayoría, configurando un disco facial. Las barbas tienen una gran importancia tanto en la relación intraespecífica como interespecífica de la especie. En función de su disposición (replegadas, caídas o abiertas), el individuo manifiesta su estado emocional, de manera que cuando caen libremente el ejemplar está tranquilo, cuando las disponen abiertas indican agresividad, peligro o exhibición y cuando están replegadas suele ser signo de atención o en alerta. También son importantes por su utilización, frecuente, en el marcaje de las áreas de alimentación restregándolas minuciosamente por la superficie.

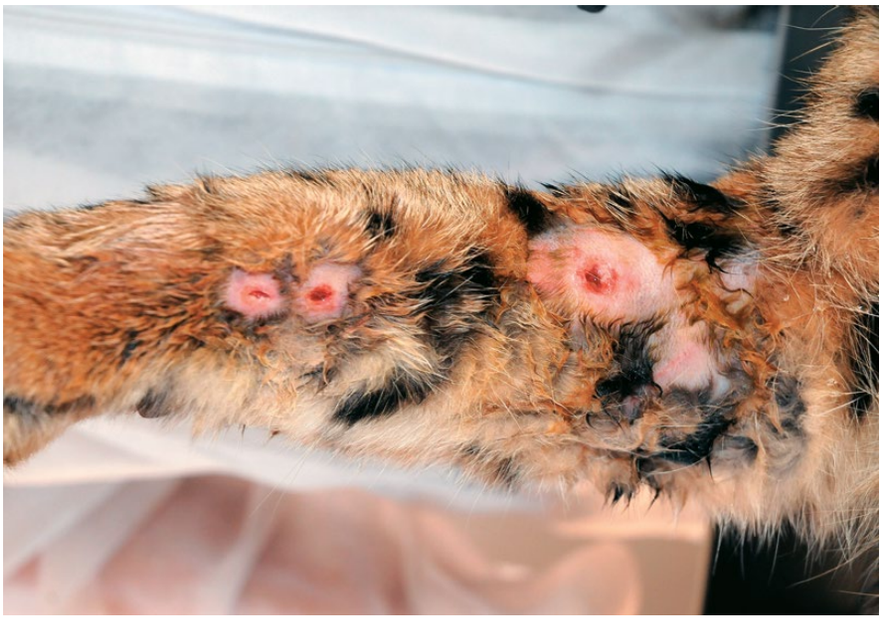
Al igual que las barbas, la cola del lince ibérico sirve de señal en la comunicación intraespecífica. En condiciones de reposo, los linces mueven la punta de la cola con un ritmo constante y la disposición del miembro suele ser horizontal o ligeramente caída. Cuando la cola la colocan en posición vertical e inmóvil suele denotar atención, mientras que una disposición vertical y en movimiento suele ser signo de exhibición ante otro individuo. Como sucede en muchos felinos, los cachorros del lince ibérico juegan frecuentemente con la cola de su madre mientras ésta se encuentra en reposo.

Las extremidades posteriores del lince ibérico son enormemente largas y potentes, lo que se considera una adaptación al salto, fundamental para la caza del conejo de monte y otras presas de menor tamaño. En contrapartida, el lince ibérico no está muy adaptado a la carrera, por lo que normalmente ha de cazar mediante grandes saltos (acecho) o pequeños *sprints*. Las manos en las extremidades delanteras son des-

Como en el resto de felinos, la mandíbula del lince ibérico no es capaz de desplazarse hacia los lados, pero en contrapartida es extremadamente potente para poder triturar sus presas

proporcionadamente grandes en comparación con otros felinos de mediano tamaño, y acaban con unas grandes uñas que le permiten agarrar sus presas con gran facilidad. En las agresiones intraespecíficas, los linces ibéricos suelen morderse y en algunas ocasiones también utilizan las manos para arañarse. Los mordiscos que se causan los linces ibéricos en estas peleas suelen dirigirse al pecho, la parte superior del cuello y la cara interna de los brazos, mientras que los arañazos se suelen concentrar en la cara.

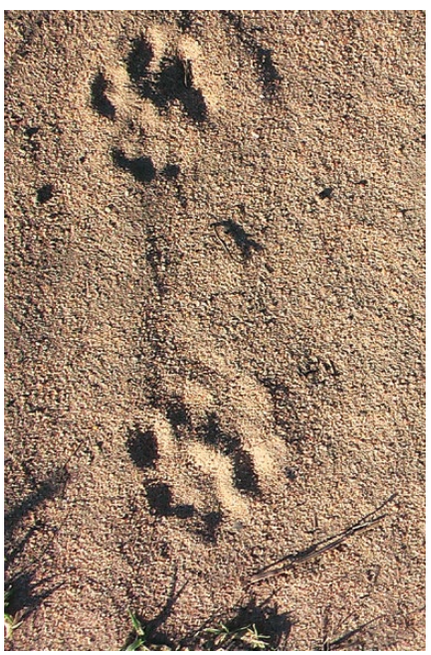
Las huellas del lince ibérico muestran las características generales de todos los felinos: son redondeadas, con disposición asimétrica de los dedos, y generalmente no marcan las uñas. En buenas condiciones de marcaje, las almohadillas suelen dejar un contorno trilobulado evidente en su parte caudal, pudiéndose apreciar en ocasiones un bilobulado en el ángulo ventral. Las huellas de las manos son más redondeadas y las de los pies más alargadas. Las medidas normales son 5,5-6,5 cm y anchura de 5-6 cm.



Mordeduras en la cara interna del antebrazo tras una pelea. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Huellas y mano y pie de lince ibérico (Lynx pardinus).

HUELLAS



MANO



PIE



A la izquierda, huellas de lince ibérico, en el centro mano y a la derecha pie de lince ibérico (Lynx pardinus). Imagen izq. GRJ (izq.) y GLZ (centro y der.). Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

SU ALIMENTACIÓN



Hembra de lince ibérico transportando un conejo previsiblemente para alimentar a sus cachorros. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Todos los estudios de alimentación realizados en la especie han concluido en señalar al felino como un depredador de mamíferos especializado en el conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*). Estos trabajos de investigación han demostrado la gran dependencia que el lince ibérico tiene con el conejo, siendo su presa mayoritaria e insustituible. Independientemente de la densidad de conejos en el medio, más del 70% de la biomasa ingerida por el lince corresponde a esta especie.

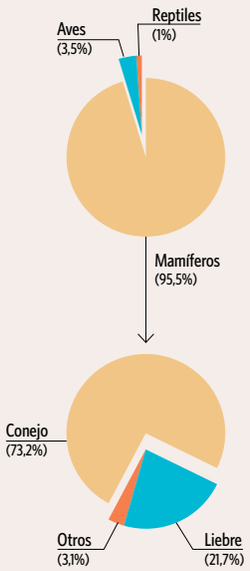
Cuando la densidad de conejos es baja los linces amplían sus áreas de campeo para aumentar sus posibilidades de captura. En estos casos, los porcentajes de conejo ingerido pueden disminuir con respecto al que se encuentra en zonas de abundancia del lagomorfo, pero nunca lo hace por debajo del 70% de la biomasa ingerida.

Asimismo, cuando la densidad de conejos en un área baja por debajo del umbral límite establecido para el lince ibérico (que oscila entre 0,5-0,8 conejos/ha en época de mínimos), la especie no puede subsistir (no existe presa de sustitución) y se ven forzados a abandonar la zona, ya que la energía que habría que gastar para cazar un conejo no compensa a la obtenida por su ingesta.

Los diversos estudios existentes acerca de la alimentación del lince ibérico se han efectuado bien mediante análisis de tubos digestivos en ejemplares muertos, o bien mediante análisis de excrementos recogidos en el campo. La primera técnica posibilita la asignación inequívoca del contenido alimenticio al lince ibérico, proporcionando datos 100% fiables, mientras que la segunda posee un mayor porcentaje de error inherente, derivado de la posible asignación a lince ibérico de excrementos de otra especie. Para evitarlo sería necesario realizar análisis genético de las muestras a estudiar.

El análisis de tubos digestivos se realizó en los años 70 del siglo pasado sobre linces procedentes de Montes de Toledo y Sierra Morena (Delibes *et al*., 1975; Aymerich, 1982). Estos estudios muestran en conjunto que el 84,7% de las presas ingeridas por el lince ibérico fueron mamíferos, que en términos de biomasa representaban el 95,5% de la ingesta (Tabla 1). El conejo de monte apareció en el 76,8% de los tubos digestivos analizados y supuso un total del 63,6% de las presas y del 73,2% de la biomasa ingerida. Las siguientes presas en importancia para la especie fueron la perdiz roja (*Alectoris rufa*), la liebre (*Lepus granatensis*) y el lirón careto (*Eliomys quercinus*), que representaron el 9,7%, 6,3% y 5,6% de las capturas respectivamente. En cuanto a biomasa, la liebre fue la principal presa secundaria en importancia, representando un 21,7% de la ingesta, frente a un 3,4% y un 0,3% de la perdiz y el lirón careto respectivamente.

TABLA 1. Resultados de los estudios de la alimentación del lince ibérico efectuados en base a análisis del contenido de tubos digestivos de linces abatidos en Montes de Toledo y Sierra Morena en los años 70.
Se expresa el porcentaje de capturas de la especie (% capturas), el porcentaje de tubos digestivos en los que apareció cada especie (%presencia) y el porcentaje de biomasa sobre la ingesta (% biomasa).



COMO PUEDE OBSERVARSE EN LAS GRÁFICAS, EN CONJUNTO LOS RESULTADOS MUESTRAN QUE EL 95,5% DE LA BIOMASA INGERIDA POR LOS LINCES SON MAMÍFEROS, SIENDO EL 73,2% EXCLUSIVAMENTE CONEJO DE MONTE.

		Delibes *et al.*, 1975 *n = 16*	Aymerich 1982 *n = 40*	Total *n = 56*
MAMÍFEROS	**% capturas**	**91,3**	**81,6**	**84,7**
	% presencia	**87,5**	**92,5**	**91**
	% biomasa	**96,2**	**95,3**	**95,5**
Conejo	% capturas	52,2	68,5	63,6
	% presencia	68,8	81	76,8
	% biomasa	75,7	72,4	73,2
Liebre	% capturas	4,3	7,1	6,3
	% presencia	6,3	9	7,1
	% biomasa	18,9	22,7	21,7
Ratón de campo	% capturas	17,4	2	6,9
	% presencia	18,8	2,5	7,1
	% biomasa	2,5	<0,1	0,2
Ratón común	% capturas	4,3	0	1,4
	% presencia	6,3	0	1,8
	% biomasa	0,2	0	<0,1
Topillos	% capturas	0	2	1,4
	% presencia	0	2,5	1,8
	% biomasa	0	<0,1	<0,1
Lirón careto	% capturas	13	2	5,6
	% presencia	6,3	2,5	3,6
	% biomasa	0,9	0,1	0,3
AVES	**% capturas**	**4,3**	**16,3**	**12,5**
	% presencia	**6,3**	**17,5**	**14,3**
	% biomasa	**1,9**	**4,1**	**3,5**
Perdiz roja	% capturas	4,3	12,2	9,7
	% presencia	6,3	15	12,5
	% biomasa	1,9	3,9	3,4
Abubilla	% capturas	0	2	1,4
	% presencia	0	2,5	1,8
	% biomasa	0	0,2	0,1
Paseriformes	% capturas	0	2	1,4
	% presencia	0	2,5	1,8
	% biomasa	0	<0,1	<0,1
REPTILES	**% capturas**	**4,3**	**2**	**2,8**
	% presencia	**6,3**	**2,5**	**3,6**
	% biomasa	**1,9**	**0,6**	**1**
Lagarto ocelado	% capturas	4,3	2	2,8
	% presencia	6,3	2,5	3,6
	% biomasa	1,9	0,6	1

Fuente: Delibes et al.; Aymerich (1982)

LOS DIVERSOS ESTUDIOS EXISTENTES ACERCA DE LA ALIMENTACIÓN DEL LINCE IBÉRICO SE HAN EFECTUADO BIEN MEDIANTE ANÁLISIS DE TUBOS DIGESTIVOS EN EJEMPLARES MUERTOS, O BIEN MEDIANTE ANÁLISIS DE EXCREMENTOS RECOGIDOS EN EL CAMPO.

Tabla 2. Resultados de los estudios de análisis de excrementos de lince ibérico realizados en el Sistema Central occidental, Sierra Morena oriental y Doñana.
La frecuencia de aparición de conejo de monte en las muestras analizadas oscila entre el 70,1% y el 97,3%. Se expresa la frecuencia de aparición de la especie (Frec. aparición) y el porcentaje de biomasa sobre la ingesta total (% biomasa).

		Sistema Central occidental	Doñana				Sierra Morena oriental
		Delibes *et al.* 1975	Rogers, 1978	Delibes, 1980	Beltrán y Delibes, 1991	Fedriani *et al.*, 1999	Gil-Sánchez *et al.*, 2006
		n = 37	*n = 351*	*n = 1537*	*n = 209*	*n = 212*	*n = 360*
MAMÍFEROS	Frec. aparición						
	% biomasa						95,2
Lagomorfos	Frec. aparición					99,5	93,9
	% biomasa					98,7	90,9
Conejo	Frec. aparición	97,3	84,0	88,4	70,1		93,9
	% biomasa						90,9
Liebre	Frec. aparición	5,4	0,3	0,3			0,0
	% biomasa						0,0
Roedores	Frec. aparición		3,1				6,7
	% biomasa						1,5
Ratones	Frec. aparición	27,0		1,2			0,6
	% biomasa						
Topillos	Frec. aparición	8,1		0,0			0,0
	% biomasa			0,0			0,0
Lirón careto	Frec. aparición	0,0		0,8			0,3
	% biomasa	0,0					
Otros roedores	Frec. aparición	5,4		0,5			5,8
	% biomasa						
Ungulados	Frec. aparición	0,0	2,6	4,3	1,8		3,6
	% biomasa	0,0					2,8
Cérvidos	Frec. aparición	0,0	2,6	4,3	1,8		1,9
	% biomasa	0,0					
Muflón	Frec. aparición	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7
	% biomasa	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
AVES	Frec. aparición						
	% biomasa						4,7
Perdiz roja	Frec. aparición	5,4	1,1	2,0			13,1
	% biomasa						4,5
Anátidas	Frec. aparición	0,0	11,4	17,7	11,8		0,0
	% biomasa	0,0					0,0
Otras aves	Frec. aparición	10,8	1,4	3,3			0,6
	% biomasa						0,2
REPTILES	**Frec. aparición**	**0,0**	**0,0**	**0,1**			**0,0**
	% biomasa	**0,0**	**0,0**	**0,0**			**0,0**
Lagarto ocelado	Frec. aparición	0,0	0,0	0,0			0,0
	% biomasa	0,0	0,0	0,0			0,0
Culebra de escalera	Frec. aparición	0,0	0,0	0,1			0,0
	% biomasa	0,0	0,0				0,0
INSECTOS	**Frec. aparición**	**2,7**	**2,6**	**2,5**		**1,4**	**1,4**
	% biomasa					**<0,1**	**<0,1**

Fuente: Delibes et al., 1975; Rogers, 1978; Delibes, 1980; Beltrán y Delibes, 1991; Fedriani et al., 1999; Gil Sánchez et al., 2006

Más del 70% de la biomasa ingerida por el lince corresponde a conejo.

La mayor parte de los estudios de alimentación del lince ibérico basándose en análisis de excrementos se han realizado en Doñana (Rogers, 1978; Delibes, 1980; Beltrán y Delibes, 1991; Fedriani *et al*., 1999), acumulando un total de 2309 heces analizadas.

Fuera de esta área existe un trabajo realizado en el Sistema Central occidental (Sierras de Gata y Lagunilla) (Delibes *et al*., 1975), basándose en 37 muestras, y otro en Sierra Morena oriental (Gil-Sánchez *et al*., 2006), basándose en 360 excrementos. Si bien los datos obtenidos de los diferentes trabajos no son siempre comparables (Tabla 2), la frecuencia de aparición de conejo en los excrementos de lince ibérico oscila entre el 70,1% y el 97,3%. La frecuencia global de aparición del lagomorfo en excrementos de la especie en Doñana (exceptuando a Fedriani *et al*., 1999) es del 85,8%, siendo del 93,9% en Sierra Morena oriental y del 97,3% en el Sistema Central occidental.

Los resultados obtenidos en los diferentes estudios muestran que el lince ibérico puede regular el consumo de presas secundarias en función de la disponibilidad de conejo. De ahí que se tenga constancia del consumo de anátidas en Doñana, consumo de ungulados en Sierra Morena y Doñana, y un mayor consumo de micromamíferos en el Sistema Central occidental (no se puede descartar que parte de estas diferencias se deban al error inherente de la prueba existente en estos trabajos). Igualmente, los estudios muestran que el lince ibérico carece de esa plasticidad para reemplazar el conejo por otras fuentes de alimento.

JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



SU HÁBITAT



Hábitat preferente del lince ibérico en el área de Doñana.
GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El lince ibérico se ha adaptado a la vida en el ecosistema mediterráneo, donde encuentra cubiertas sus necesidades de refugio y alimento. Los datos que acumula la Consejería de Medio Ambiente sobre el uso del espacio de la especie, conjuntamente con la bibliografía histórica, (Palomares, 2001b) denotan que el factor más importante en la presencia del lince ibérico en una zona es la abundancia de conejos.

En segundo lugar se identifica la disponibilidad de refugio, generalmente éste en forma de matorral, como esencial para su subsistencia. Por tanto, los linces seleccionan positivamente las áreas con mayor densidad de conejos, siempre que éstas posean refugio y que se lo permitan los congéneres.

La necesidad de refugio por parte del lince ibérico se pone de manifiesto porque la especie evita siempre las zonas abiertas (Palomares *et al.*, 2000), aunque éstas tengan buenas densidades del lagomorfo. En la dispersión, los ejemplares juveniles utilizan cualquier tipo de hábitat forestal, rechazando siempre las zonas abiertas. Ahora bien, aunque el paradigma del hábitat del lince ibérico son las formaciones densas de matorral noble (probablemente por tratarse de uno de los óptimos ecológicos de la especie), el lince puede habitar zonas con otro tipo de refugio, tales como roquedos, áreas de abundante matorral serial, e incluso formaciones arboladas dispersas (olivares o dehesas) con abundantes parches de matorral y/o vegetación de ribera.

Los roquedos mediterráneos con formaciones arbustivas ofrecen al lince un refugio de gran calidad.
GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



La protección del lince ibérico implica la conservación de grandes extensiones de monte mediterráneo.

En el área de Doñana, la presencia estable del felino se ha ligado tradicionalmente a las formaciones de matorral mediterráneo denso, que son las que permiten a la especie encontrar el refugio y los recursos que precisa (Palomares, 2001b). Aquí la abundancia de conejo ha mostrado estar inversamente relacionada con la superficie de los territorios de lince.

Además, el hábitat seleccionado positivamente por las hembras en Doñana para la reproducción ha manifestado estar directamente relacionado con la abundancia de ecotonos entre pasto y matorral (Fernández *et al.*, 2003), probablemente por ser estas las áreas que presentan mayores densidades de conejo. En Sierra Morena (valle de los ríos Jándula y Yeguas), se ha detectado una selección positiva de la especie por las áreas rocosas con matorral denso (Fernández *et al.*, 2006), probablemente también asociadas a la presencia de conejos (roquedos graníticos del batolito de Los Pedroches).

Para poder subsistir como población, el lince ibérico necesita de grandes extensiones con disponibilidad de conejo y refugio, ya que el tamaño de territorio suele oscilar entre las 250 y las 2100 hectáreas de superficie, dependiendo de la abundancia de su principal presa. Dado que una población autosostenible debe contar al menos con 50 ejemplares y el solapamiento intersexual de los territorios, se obtiene que un área capaz de albergar lince ibérico ha de contar con al menos 20000 ha con conejo y refugio. Por ello la protección de la especie implica la protección de grandes extensiones de monte mediterráneo.

Las formaciones forestales con baja densidad de matorral (como dehesas, olivares, etc.) tienen una capacidad de carga notablemente menor para el lince que las zonas óptimas con abundancia de refugio. En este sentido, uno de los principales problemas en la conservación del hábitat de la especie ha sido el manejo forestal realizado por el ser humano desde antaño.

Durante el siglo XX se promovieron las plantaciones forestales con crecimiento rápido de coníferas y eucaliptal por toda la geografía Ibérica al amparo del Plan Nacional de Repoblaciones. Estas plantaciones sustituyeron en ocasiones a la superficie de monte mediterráneo dando lugar a extensiones muy densas de arbolado poco propicias para la presencia de sotobosque. Estas repoblaciones no constituyen inicialmente un buen hábitat para el conejo y el lince ibérico, a no ser que se realicen actuaciones selvícolas que favorezcan su conversión en formaciones aclaradas con presencia de matorral y claros. Por otro lado, un manejo selvícola en las áreas linceras que no tengan en cuenta criterios de compatibilidad de hábitat con los requerimientos de la fauna menoscaba la capacidad de acogida de los sistemas forestales para el lince ibérico, habiéndose llegado a identificar este manejo forestal inadecuado como el principal factor de destrucción del hábitat del lince ibérico en España (Delibes, 1979; Rodríguez y Delibes, 1990; Grande del Río, 1993).

Pinares en la comarca de Doñana.
JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



USO DEL ESPACIO Y ACTIVIDAD



El felino aumenta su actividad diurna cuando las temperaturas invernales son muy bajas. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El lince ibérico es una especie territorial de hábitos principalmente nocturnos y crepusculares, aunque no es raro ver ejemplares activos a plena luz del día si la temperatura no es muy cálida. Sus ritmos de actividad están muy ligados a la temperatura y al fotoperiodo, variando durante el año. En general, las temperaturas templadas y las altas presiones aumentan su actividad (Beltrán y Delibes, 1994). Del mismo modo, la actividad nocturna de los linces aumenta cuando avanza el ciclo lunar y conforme disminuyen las horas de noche con luna (posiblemente asociada a un cambio en los patrones de actividad de los conejos). Los ejemplares juveniles en dispersión presentan ritmos de actividad diferentes, mostrando menor actividad y más diurna que los adultos y aumentándola cuando las temperaturas son muy bajas en invierno.

El tamaño normal del territorio del lince ibérico oscila entre 250 y 2100 ha, dependiendo de la abundancia de conejos y de la calidad del hábitat. Los más pequeños (entre 250 y 500 ha) se ubican en áreas con refugio abundante y densidad de conejo mayor de 4 ejemplares/ha. Por el contrario, en áreas donde las densidades de conejo rondan 1 ejemplar/ha (mínima densidad que permite la presencia estable de la especie) y escasa cobertura de matorral los territorios fluctúan entre las 1500 y las 2100 ha. El tamaño del territorio de los machos tiende a ser algo mayor que el de las hembras. Éstas reducen el tamaño del área de campeo por debajo de los valores normales durante las primeras semanas después del parto, habiéndose descrito superficies de hasta 170 ha en ese periodo (Ferreras *et al.*, 1997). Dentro de un territorio, los individuos tienen zonas que usan con mayor frecuencia (áreas en las que pasan más del 50% de su tiempo). Éstas suelen representar alrededor del 40% de la superficie total del territorio (entre 100 y 800 ha) y su extensión es similar en machos y en hembras. Los territorios vecinos de lince pueden llegar a solaparse hasta un 40% en las hembras y un 25% en los machos, excepto el de las parejas que llega a solaparse el 100%.

Para el marcaje y la defensa del territorio el felino emplean señales visuales y olfativas. Las letrinas son abundantes en los territorios de ejemplares territoriales, aunque estos se encuentren solos, y todos los individuos pertenecientes a un territorio las utilizan. Se ha postulado en el lince rojo que la función del marcaje territorial con orina y heces está encaminada a evitar las confrontaciones directas en la defensa del territorio (Anderson y Lovallo, 2003). En el lince ibérico se ha comprobado que las letrinas son más grandes en las áreas externas de los territorios, especialmente en zonas de contacto con territorios adyacentes (Rodríguez *et al.*, 2009).



Hembra de lince ibérico marcando con orina el territorio. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

SU REPRODUCCIÓN



DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El lince ibérico presenta un sistema de emparejamiento monógamo, en el que la relación de sexos en la fracción adulta es 1:1. Cuando la capacidad de carga del medio no permite ésta, la especie tiende a la poliginia (Ferreras *et al.*, 1997). Así, en las poblaciones actuales la razón de sexos media es 0,7:1.

La especie es sexualmente madura a partir de su segundo año, si bien hasta el tercero en las hembras o el cuarto en los machos no alcanzan su máximo potencial reproductor. Las hembras son monoéstricas estacionales y el celo tiene lugar generalmente entre diciembre y febrero, aunque ocasionalmente se han documentado celos tardíos hasta mayo. A diferencia de otros felinos, el lince ibérico puede presentar ovulación espontánea sin mediación de cópula, aunque se desconoce si se trata de algo ocasional o frecuente. En general, la interacción intraespecífica entre machos es muy intensa en época de celo, aumentando las agresiones. Los niveles de testosterona aumentan antes del inicio de ésta y se mantienen altos durante toda la primavera para decaer de nuevo en el verano hasta el nivel basal (Jewgenow *et al.*, 2006). Cuando una hembra entra en celo, el macho la persigue entre 48 y 72 horas, periodo en el que se producen las cópulas y en el que el macho trata de expulsar a otros machos que intentan acceder a la hembra. Cada cópula dura alrededor de un minuto, alcanzado un máximo de 20 y 30 cópulas durante el celo (Vargas *et al.*, 2009). La gestación dura entre 63 y 65 días y, al igual que en el resto de especies de lince, los niveles de estrógenos en las hembras aumentan durante el transcurso de la misma (Jewgenow *et al.*, 2009; Dehnhard *et al.*, 2010). El tamaño de camada oscila entre 2 y 4 cachorros, aunque el éxito reproductor varía, principalmente, en función de la abundancia de recursos. Las hembras de lince ibérico no pueden presentar un segundo celo en la misma temporada de cría, ya que los cuerpos lúteos del ovario se mantienen activos desde el parto hasta la siguiente temporada de cría (Göritz *et al.*, 2009).

Los partos suelen producirse entre la segunda semana de marzo y la primera de abril, aunque ocasionalmente se producen nacimientos tardíos (hasta junio). Las hembras seleccionan para parir oquedades protegidas en roquedos, huecos en grandes árboles, montones de tocones (procedentes de tratamientos selvícolas), matorrales densos, etc. Los cachorros nacen recubiertos de borra, sin poder erguirse, con los ojos cerrados, sin dientes y con las uñas no retráctiles. Los ojos los abren entre los días 12 y 15 y con el color del iris azul, tardando tres meses en adquirir la coloración adulta. Los primeros dientes en salir son los caninos superiores y lo hacen el día 17 (Rivas *et al.*, 2009). Durante los primeros 20 días,

la hembra mantiene a los cachorros en la trueca de parto y a partir de ese momento suelen mover a sus cachorros a truecas auxiliares que se ubican a menos de 135 m de la primera (Fernández *et al*., 2002). En éstas los cachorros permanecen una media de 8 días. El promedio de truecas que una hembra utiliza por camada es de 4 y 6, situadas a una distancia media de 250 m con la anterior. Las uñas de los cachorros se vuelven retráctiles alrededor del día 24 y sobre el 33 son ya capaces de coordinar sus movimientos para andar (Rivas *et al*., 2009). Cuando los cachorros tienen dos meses de edad, abandonan la trueca y empiezan a acompañar a la madre en sus andanzas por el territorio (Fernández *et al*., 2002). En esa época empiezan a comer carne de presas que la madre les ofrece. El consumo de carne va aumentando progresivamente y a los quince días de salir de la trueca los cachorros realizan los primeros intentos de caza.

A pesar de ello, el destete no se produce hasta los 3 meses y medio de edad (Vargas *et al*., 2009). La sustitución de los dientes de leche por los definitivos sigue el siguiente orden: incisivos, molares, caninos y premolares y abarca desde el quinto al séptimo mes de vida (García-Perea, 1996). Los cachorros comienzan a matar presas por sí mismos coincidiendo con el destete, aunque dependen de su madre aún varios meses más. Durante el tiempo que están con la madre pasan la mayor parte de su tiempo jugando, determinando éstos la jerarquía en la camada. Es posible que, al igual que sucede en cautividad (Antonevich *et al*., 2009), algunos cachorros silvestres llegan a matarse en las peleas derivadas de estos juegos, aunque parece que el impacto de éstas es mucho menor en el campo que en cautividad.

Los cachorros abandonan el territorio materno en busca del suyo propio entre los 12 y los 24 meses (Ferreras *et al*., 2004), siendo a partir del séptimo cuando comienzan a hacer vida independiente en el territorio materno. En estos meses los cachorros pasan tiempo con ambos progenitores, siendo mayor con la madre que con el padre. La función del macho adulto en esta fase es la de proteger a la hembra y sus cachorros, ya que existe el riesgo de que un macho expulse o elimine a los cachorros si entra en el territorio. Este comportamiento se ha descrito en casi todos los felinos. Los machos suelen ser más precoces en la independencia que las hembras. Si los recursos lo permiten, la hembra reproductora admite la compañía de un cachorro, casi siempre una hembra, junto a ella durante el proceso de cría de los cachorros del año siguiente. Aparentemente, este comportamiento es una importante experiencia de aprendizaje de las conductas maternales por parte de las hembras jóvenes. Cuando inician la dispersión los cachorros comienzan a buscar un hueco próximo al territorio materno, no llegando a desplazarse más de 60 km. Mientras lo encuentran, la fracción subadulta de la población se mueve por zonas periféricas a la población, generalmente de peor calidad (en cuanto a hábitat y a disponibilidad de recursos) y realizan incursiones periódicas a la población a la espera de encontrar su oportunidad.



Los cachorros con tres meses de edad no se alejan mucho de la madre. JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Camada de tres cachorros de lince ibérico con seis meses de edad. DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



RELACIONES SOCIALES INTRAESPECÍFICAS



Fuera del periodo de reproducción la observación de conductas de sociabilización son muy comunes. JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Diversos estudios ponen de manifiesto que el lince ibérico es un felino solitario, ya que las únicas relaciones sociales que se han descrito tienen que ver con el periodo de reproducción.

El lince ibérico es un carnívoro escaso, esquivo y especialmente crepuscular, por lo que la frecuencia de sus avistamientos ha sido una cuestión anecdótica. Como resultado, el conocimiento, para entender el comportamiento social de la especie de manera objetiva hasta la fecha ha sido insuficiente. Sin embargo, la población local del núcleo del valle del río Yeguas (guardas, cazadores, etc.), asegura que, antes de la llegada de la neumonía a comienzos de los 90, las observaciones de linces eran comunes dada su abundancia. Relatan avistamientos de hasta ocho individuos juntos, pudiéndose vislumbrar la existencia de grupos familiares. Los datos recogidos en los cuatro últimos años por los equipos de seguimiento del proyecto LIFE lince en Andalucía muestran consonancia con estos testimonios.

En la actualidad, el lince no se encuentra sometido a la continuada presión de aquellos años, la mortandad no natural se halla en niveles muy bajos y la densidad de conejo es la más alta desde la llegada de la EHV, consumándose un hábitat de alta calidad. Ello ha posibilitado alcanzar la saturación poblacional, logrando territorios con una estructura completa. Bajo el actual escenario y la abundancia de las observaciones, en los últimos tres años se ha podido documentar conductas muy poco conocidas de su sociabilidad, como por ejemplo, la existencia de grupos familiares numerosos y con un cierto grado de jerarquía.

A continuación se exponen una serie de observaciones interesantes de grupos de linces registradas no sistemáticamente, en su mayoría en la margen derecha del valle del río Yeguas. Éstas apuntan a que todavía hay mucho por hacer respecto al conocimiento del comportamiento social de esta especie, tal como ya sugerían las valiosas anotaciones recopiladas por Llorens Folgado (2008) entre los años 2001 y 2003 en el valle del río Jándula.

2006-2009, VARIAS OBSERVACIONES DE UN GRUPO DE 5-6 LINCES EMPARENTADOS.

Una hembra juvenil acompaña a su madre y los cachorros de esta última.

"Barbi, nacida en 2005 e hija de Conquista, no se ha dispersado, quedándose en el territorio materno. Entre los años 2006-2009 se le ha observado acompañando a la madre e incluso ayudando en la crianza de sus hermanos, durante varias generaciones"



Grupo familiar entre el borde del matorral y el sembrado, poco antes de la caza de palomas torcaces y perdices. MMC, PROYECTO LIFE LINCE. CMA, JUNTA DE ANDALUCÍA.

AVISTAMIENTO DE 5 LINCES EMPARENTADOS

Macho juvenil jugando con dos cachorros sobrinos y su hermana

"En julio de 2007, se observa al hijo de Azuel de la camada de 2006, Casper, jugando con sus sobrinas, Dulce y Dehesa, y su hermana Candela, mientras Azuel se acicala a pocos metros".

En 2008, Casper se dispersó hacia el núcleo del valle del río Jándula y Azuel abandonó el territorio después de haberlo compartido con su hija durante dos años. Una vez más, esta hembra cede el territorio a una de sus hijas mostrando un comportamiento errante en zonas marginales desde entonces. En cuanto a los cachorros, en agosto de 2008 se dispersa Dehesa y en abril de 2009 lo hace Dulce, estando hasta ese momento integrada en la nueva camada de su madre de ese mismo año (Espino, Estrella y Encanto).

CAZA COOPERATIVA Y COOPERACIÓN DE JUVENILES

Hembra adulta territorial con sus cuatro cachorros del año y sus dos hijos juveniles nacidos en 2008

"Una mañana de agosto, éstos se hallan en una zona de borde entre matorral y sembrado, en el que se alimenta una bandada de palomas torcaces y perdices. Mientras tres de los cachorros del año, Furioso, Flavia y Fukaina, juegan a la sombra junto a su madre Candela. Los juveniles de 2008, Espino y Estrella, junto con el cuarto cachorro, Floreal, se internan en el sembrado proyectando la mirada hacia el grupo de aves y dirigiéndose hacia ellas al acecho. Éstos, temiendo provocar una estampida, muestran una postura un tanto disimulada, tumbándose y no dejando de observarlas. Una vez relajadas las aves, los juveniles se acercan hasta llegar a unos diez metros, cada uno escondido a cada lado de un arbusto. Se precipitan sobre el bando, pero sólo Estrella tiene éxito capturando una perdiz. Ésta lleva la presa semiinconsciente durante varios metros, hasta que la deja caer entre la hierba, separándose unos dos metros en postura de acecho, y esperando su reacción. A los diez segundos la perdiz se reanima e intenta escapar, siendo inmediatamente apresada de nuevo. Uno de los cachorros sale a su encuentro siguiéndola y finalmente se dirigen al matorral donde se halla los demás cachorros".



Imagen de fototrampeo (2008): *Candela*, *Dulce*, *Espino*, *Encanto* y *Estrella*. PROYECTO LIFE LINCE CMA JUNTA DE ANDALUCÍA.

Espino dejó de fotografiarse aproximadamente en abril de 2010, coincidiendo con la llegada de un nuevo macho al territorio.

Esta observación puede ser un episodio de cooperación, en dos sentidos, por un lado de caza cooperativa entre los dos juveniles, y por otro de ayuda en la alimentación de los cachorros a cargo de uno de los juveniles. La presencia de juveniles puede tener una función benefactora ya que actúan como ayudantes, proporcionando no sólo protección y alimento, sino también como instructores en la caza.

2007, varias observaciones de grupos de linces emparentados. Avistamiento de 4 linces emparentados

Una hembra adulta territorial acompañada de sus dos cachorros del año y su madre

"Entre estas dos hembras adultas, Azuel (madre) y Candela (hija nacida en 2004), existe una cierta tolerancia, llegándose a observar en varias ocasiones cómo Azuel acompaña a su hija y a los dos cachorros de ésta última (Dehesa y Dulce) dentro de la misma área".

2009, varias observaciones de un grupo de dos linces machos emparentados

Juvenil macho junto al adulto territorial

"Yeguas anda y marca con orina el borde de un camino, mientras que Encanto le sigue, olfateando y remarcando".

En varias ocasiones, Encanto, hijo de Candela, se ha observado acompañando al padre probable (Yeguas), en movimientos prospectivos dentro de los límites del territorio vecino. Con frecuencia se ha registrado a ambos juntos en varias estaciones de fototrampeo.

2009, varias observaciones de un grupo de 6 linces emparentados

Hembra adulta con sus tres cachorros del año y el macho territorial con su previsible hijo juvenil

"En posición de reposo, se ha observado por dos ocasiones al macho Yeguas junto a la hembra Conquista con sus tres cachorros (Fulko, Felina y Fiera). En esta ocasión se le suma Encanto, un macho juvenil de 2008 hijo de Yeguas con otra hembra (Candela), que muestra los genitales a los adultos. El macho muestra indiferencia, mientras que la hembra parece tolerar su presencia, guardando las distancias, gruñendo y con una actitud amenazante. En otra ocasión se observa a Encanto jugando con los cachorros, estando totalmente integrado en el grupo familiar".

Se concluye de esta observación que los cachorros deben ser hijos de Yeguas, pues se observa cómo éstos son admitidos por el macho.



Candela, con sus hijas *Estrella* (2005) y *Flavia* (2009). MMC, Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía.

2010, varias observaciones de grupos de linces emparentados. Avistamiento de 6 linces emparentados

Una hembra adulta de 2005 (Barbi) y su único cachorro (Garbanzuelo) se observan junto a su madre (Conquista) y a los cuatro cachorros de esta última (Guijarro, Gugni, Gitano y Guitarra)

Una hembra adulta (Conquista), sus cuatro cachorros (Guijarro, Gugni, Gitana y Gomera), junto un macho subadulto de 2009 (Encanto)

Avistamiento de 9 linces emparentados

Hembra adulta (Conquista) con sus cuatro cachorros (Guijarro, Gugni, Gitana y Gomera), su hija de 2008 (Barbi) con su único cachorro (Garbanzuelo), y el macho territorial (Yeguas) con su hijo subadulto (Encanto)



Espino (2008), junto a su hermano *Furioso* (2009). MMC, Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía.



Estrella con sus dos cachorros, *Guadiato* y *Guadalora*, y su hermano *Godín*. MMC, Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía.

Avistamiento de 3 linces emparentados

Macho subadulto (Encanto) marcando, junto con dos cachorras hermanas (Gitana y Gomera) previsiblemente de padre. Posteriormente se acicalan en un pastizal

2010, varias observaciones de grupos de linces emparentados con evidencias jerárquicas ligadas a la edad

Hembra adulta territorial acompañada de sus cuatro cachorros de 2009 y una hija juvenil de 2008, realizando diversas actividades de forma conjunta (juegos, alimentación, encame, etc.)

"Estando Candela (hembra adulta territorial) y Estrella (hija de 2008) con los cuatro cachorros del año (Floreal, Furioso, Flavia y Fukaina) se puede observar cómo la juvenil ocupa una posición secundaria, mostrando total sumisión ante la madre, levantando la cola y mostrando los genitales. Este comportamiento también lo practican los cachorros, tanto con su hermana del año anterior (Estrella) como con el macho territorial (el padre probable, Yeguas)".

Juveniles nacidos en 2009 junto a sus hermanos de 2010

"En un cercado de alimentación suplementaria, la hembra juvenil de 2009 Estrella le quita a su hermana Fukaina (2010) un conejo que se está comiendo, sin que ésta ofrezca resistencia, a pesar de sus gruñidos" "El macho juvenil de 2009, Espino, le quita un conejo a su hermano de camada de 2010, Furioso. En este caso, el juvenil no ha dejado que el cachorro comiera hasta que éste no se hallado saciado".

Fukaina y Flavia se dispersaron, la primera hacia el valle del río Jándula y la segunda hacia la zona de reintroducción de Guadalmellato. Floreal y Furioso permanecieron con la madre y con su hermana, manteniendo una estrecha relación hasta que fueron subadultos. Estas observaciones ponen de manifiesto la existencia de individuos dominantes y subordinados, manteniendo una cierta jerarquía entre los miembros del grupo. Cuando un ejemplar se acerca a uno de rango superior, se inicia una serie de pautas etológicas tales como maullidos, muestra de genitales y su rastreo, etc.)



Estrella meando a su madre *Candela*.
MMC, Proyecto LIFE Lince, CMA.
Junta de Andalucía.

2010, observación de grupos de linces emparentados con evidencias de relaciones jerárquicas. Avistamiento de 8 linces emparentados

Dos hembras adultas (madre e hija), con sus respectivos cachorros, junto con un juvenil de 2010 de la matriarca del grupo

"Las dos camadas reunidas, la hembra territorial Candela con sus cachorros de ese año (Guadalmez, Guerrillero y Godín), y su hija adulta Estrella (2008) con sus cachorros de ese mismo año (Guadiato y Guadalora), además del juvenil Furioso (2010), hermano de Estrella. Todos los individuos muestran gestos pacíficos, incluso los cachorros chocan sus frentes. Los cachorros de Candela son aceptados por Estrella, mostrándole los genitales, mientras que los cachorros de Estrella, al acercarse a Candela (su abuela) ésta les gruñe, aunque sin agredirles.

Estrella al mismo tiempo que muestra sus genitales, lanza chorros de orina sobre su madre, intentando esquivarlos.

La diferencia entre los cachorros nacidos en abril (de Candela) y los de junio (de Estrella) es significativa. Según su comportamiento, los más pequeños son de rango inferior ante todos los miembros del clan, incluso con los cachorros de Candela".

La relación entre las dos hembras se mantiene invariable, aunque Estrella continúa mostrando los genitales a su madre Candela y le lanza chorros de orina.

2010, observación de un grupo de 2 linces emparentados con evidencia de crianza cooperativa

Hembra juvenil nacida en 2009 junto a su hermano de 2010

"Estrella deja caer un conejo que portaba en la boca, da un maullido e inmediatamente se acerca su hermano de la camada de 2010, Furioso, con gestos de júbilo mostrando genitales. Estrella se pierde de vista. Mientras, Furioso olisquea el conejo permaneciendo sentado a dos metros de la presa mirándola fijamente. A los pocos segundos el conejo se reanima e intenta escapar, siendo alcanzado a escasos metros por Furioso. Sigue jugando con la presa, da grandes saltos y la arroja por encima, hasta que finalmente el conejo muere".

Avistamiento de 5 linces emparentados

Hembra adulta junto con sus cachorros, su hermano juvenil y el macho territorial

"Estrella está junto a sus cachorros (Guadiato, Guadalora) y su hermano, el juvenil Furioso (2009). Al grupo se une el macho territorial (Yeguas), saliendo todos al encuentro. Muestran genitales, Furioso se aproxima dando saltos levantando la cola y acercándole el trasero hasta el punto de interaccionar con él, pero no reacciona. El macho, en un primer momento muestra indiferencia con actitud flexible, hasta que la insistencia de los cachorros de pegar el trasero al rostro termina enfureciéndolo, lanzando leves zarpazos hacia los cuartos traseros cada vez que éstos le rozan"

2010, OBSERVACIÓN DE UN GRUPO DE 4 LINCES CON POSIBLE INTENTO DE INFANTICIDIO

Macho subadulto nacido en 2008 usurpa parte de un territorio y coincide con la hembra territorial y sus cachorros

"Estrella y sus cachorros se encontraban en reposo cuando aparece Endrino (macho subadulto nacido en 2008) que ha aprovechado la zona sur del territorio de Yeguas para establecerse. La hembra sale de forma enérgica a su encuentro hasta darse de cara con el macho. Los dos se ponen frente a frente, con las barbas desplegadas y dando fuertes maullidos, mientras que los cachorros se refugian entre las grietas de un pedregal. Endrino rodea el pedregal mientras la madre lo custodia, intentando expulsarlo con gestos amenazantes y maullidos"

Cada vez que estos dos linces tienen un encuentro, interactúan agresivamente. Dos meses más tarde de este hecho, uno de los cachorros apareció muerto a pocos metros de este lugar.

2010, OBSERVACIÓN DE UN GRUPO DE 2 LINCES MACHOS EMPARENTADOS

El juvenil Guijarro, nacido en 2010, y su sobrino Garbanzuelo, igualmente de 2010, acechan totalmente solos la boca de un majano de conejo

2010, VARIAS OBSERVACIONES DE UN GRUPO DE 5 LINCES EMPARENTADOS Y NO EMPARENTADOS

Macho juvenil (Flecha) junto con una hembra adulta no emparentada (Charneca), los dos cachorros de ésta y el macho territorial (Cándalo), padre probable del juvenil

"Se observa a Flecha jugando en dos ocasiones con las cachorras mientras Charneca los observa tranquila".

RELACIONES SOCIALES INTERESPECÍFICAS





Turón y meloncillo muertos por el ataque de un lince ibérico (mordedura en el cuello). El lince ibérico abandona el cadáver sin alimentarse de él. JMS (IZQ.) Y GLZ (DER.), PROYECTO LIFE LINCE, CMA. JUNTA DE ANDALUCÍA.

EL TAMAÑO DEL TERRITORIO de un lince permite ejercer una baja presión sobre las poblaciones de conejo, favoreciendo su mantenimiento y recuperación. Por ello, el felino consume de manera sostenible las poblaciones del lagomorfo que regenta en su territorio. Una vez establecido en el mismo, expulsa o elimina de manera sistemática a otros depredadores de pequeño y mediano tamaño como meloncillos (*Herpestes ichneumon*), gatos monteses (*Felis silvestris*), ginetas (*Genetta genetta*), turones (*Mustela putorius*), garduñas (*Martes foina*) y zorros (*Vulpes vulpes*) cuando se los encuentra (Palomares *et al.*, 1996). Esta estrategia está destinada a reducir la competencia con estos carnívoros obteniéndose una baja abundancia de mesodepredadores en las áreas donde habita el lince ibérico, llegando a ser especialmente escasos los meloncillos y los gatos monteses. Probablemente, como resultado de este comportamiento, la presencia del lince ibérico se traduce en un aumento de la población de conejos (Palomares *et al.*, 1995) y perdices en su área, contribuyendo a mantener y aumentar los recursos cinegéticos de caza menor.



MMC

APARTADO A

2 /DISTRIBUCIÓN Y TENDENCIAS HISTÓRICAS

SUS PRIMEROS VESTIGIOS

INFORMACIÓN HISTÓRICA RECIENTE

TENDENCIAS EN EL SIGLO XX

Tradicionalmente, han sido numerosos los estudiosos e investigadores que han especulado con la presencia del lince ibérico en Andalucía, basándose en citas y datos fidedignos hallados a lo largo de la Historia.

Así, los registros más tempranos de linces en Andalucía se localizan en los yacimientos plio-pleistocénicos de distintas zonas de Granada, con unos 1,2-2,2 millones de años de antigüedad, correspondiéndose probablemente con la especie *Lynx issiodorensis*. El lince ibérico propiamente dicho se encuentra bien documentado desde el pleistoceno medio hasta la edad del bronce, siendo común su presencia en los yacimientos del arco Bético, donde son más frecuentes las cuevas y otros refugios rocosos por la predominante naturaleza calcárea.

Las múltiples investigaciones efectuadas conducen a pensar que, entre los siglos XVI y XIX, pese a la extensa distribución de la especie, es en las cordilleras Béticas donde el felino acumula una mayor presencia, aunque sin duda ello se debe a un sesgo artificial.

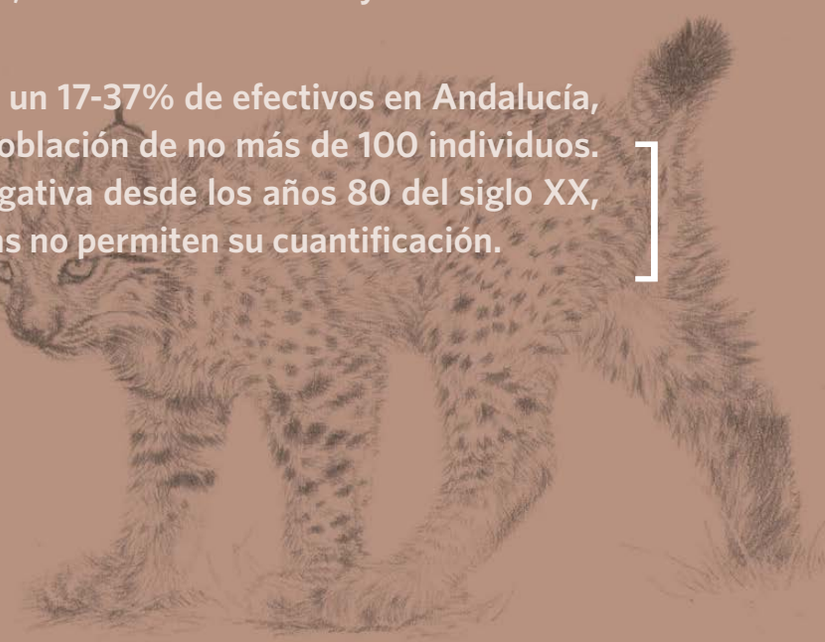
En la primera mitad del siglo XX sólo quedaban linces ibéricos en Doñana y en Sierra Morena, estando constatada su extinción en las Sierras Béticas.

Esto marcó el inicio del declive del lince ibérico, que ha ido desapareciendo progresivamente. Durante los años 70, fueron diversos los estudios de autores que, siendo algunos más optimistas que otros, se atrevieron a estimar la población de la especie en Andalucía.

En 1992, Rodríguez y Delibes publican la primera estimación científica del tamaño poblacional de la especie. Ésta habla de unos 590 ejemplares en Andalucía.

A comienzos del siglo actual, la Consejería de Medio Ambiente comenzó a poner en marcha diversos programas de actuación para el fomento de la conservación y recuperación del lince ibérico en Andalucía. Estos trabajos han permitido obtener que, pese a la notable regresión de la especie, su decaimiento no haya sido tan dramático, como se sospechaba.

Desde 1993 a 2003 se perdieron en torno a un 17-37% de efectivos en Andalucía, dependiendo de la estima, pasando a una población de no más de 100 individuos. Aunque la tendencia ha sido claramente negativa desde los años 80 del siglo XX, las diferentes aproximaciones metodológicas no permiten su cuantificación.



SUS PRIMEROS VESTIGIOS



Húmero izquierdo incompleto de *Lynx* sp. procedente del yacimiento de Venta Micena, Orce (Granada). A) vista anterior; B) vista medial; C) vista posterior; D) vista lateral; E) vista distal. Clasificación realizada por Bienvenido Martínez Navarro (ICREA, IPHES, Tarragona); fotografía y montaje por Sergio Ros Montoya (SRM) Museo de Prehistoria y Paleontología de Orce.

Los registros más tempranos del género *Lynx* aparecen en los yacimientos plio-pleistocénicos de las Hoyas de Guadix y Baza, concretamente en la famosa localidad de Orce (Granada) y en los no menos interesantes depósitos de grandes mamíferos de la Solana del Zamborino (Granada). Los restos datan de una antigüedad máxima de unos 2 millones de años y, aunque la especie no se ha identificado con absoluta certeza, probablemente se correspondan con el lince villafranquiense (*L. issiodosernsis*).

Estos grandes linces primigenios procedían de Norteamérica (Johnson *et al*., 2006) y en Andalucía curiosamente formaron parte de una mastocenosis donde se mezclaban especies típicamente euroasiáticas con elementos de origen africano, como felinos dientes de sable (*Megantereon whitei*), hienas (*Pachycrocuta brevirostris*), hipopótamos (*Hippopotamus antiquus*) o el mismo género *Homo*, recién llegado a Europa junto al resto de esta fauna tropical (Arribas y Palmqvist, 1999).

A mediados del Pleistoceno (en torno a 150.000 años) ya aparecen en Andalucía restos del felino identificados como *L. pardinus*, si bien probablemente estos ejemplares se correspondan más bien con el ancestro directo del lince ibérico actual, el lince de las cavernas (*L. pardina spelaea*), tal como confirma el hallazgo de numerosos restos en yacimientos musterienses posteriores (Tabla 3).

En estos últimos, los linces ibéricos ancestrales coexistieron con el hombre de Neandertal (*Homo neanderthalensis*), pero también con leopardos (*Panthera pardus*), hienas (*Crocuta sp.*) y cuones (*Cuon alpinus*). Posteriormente, en el Paleolítico Superior se cita la presencia de *L. lynx* en la cueva de Nerja (Málaga), aunque se trata de un defecto de identificación debido a que hasta hace relativamente poco tiempo, el lince ibérico se consideraba una subespecie del lince euroasiático.

Los restos Paleolíticos aparecen dispersos exclusivamente por las Cordilleras Béticas (Fig. 4), sin duda debido a que los yacimientos se encuentran asociados a cuevas y refugios kársticos propios de la naturaleza calcárea de estas sierras.

En el Neolítico y hasta la Edad del Bronce no aparece el *L. pardinus* actual. La distribución de yacimientos con presencia de linces sigue estando ligada al sur del río Guadalquivir, aunque en esta etapa ya existen más yacimientos (sobre todo poblados) dispersos por la campiña y por Sierra Morena (Agosta Martínez, 1995). En esta etapa llama la atención la aparición de numerosos restos en la provincia de Almería, si bien hace 2000 años esta provincia ofrecía un aspecto ambiental muy diferente del pseudo-desierto actual, ya que existía una notable representación de formaciones forestales (que la propia cultura agro-pastoral argárica llevó al colapso; Navas, 2004). Todos estos datos son escasos (25 registros) y ofrecen una cronología difícil de interpretar en detalle, aunque al menos ponen de manifiesto que la especie ha estado muy distribuida en Andalucía desde tiempos remotos.

Tabla 3. Citas arqueológicos de presencia de lince ibérico en Andalucía.

Ref.	YACIMIENTO	PERIODO	DATACION	MUNICIPIO	SP/NOTAS	REF. BIBLIOGRÁFICA
1	Venta Micena	PLIO-PLEISTOCENO	1,2-2,2 ma	Orce	L. aff. issiodorensis	Arribas y Palmqvist (1999)
2	Fonelas P-1	PLIO-PLEISTOCENO	1,7-2 ma	Fonelas	L aff. issiodorensis	Arribas *et al.*, 2001
3	Solana Zamborino	Final Pleistoceno medio-pleistoceno superior Achelense	-	Fonelas	*L. cf. pardina*	Martín Penela (1988)
4	Cueva del Grajo	PLEISTOCENO MED-SUP	166-155 ka	Rute	*L. cf. pardina*	Carmona-Ávila *et al.*, 2004
5	-	PLEISTOCENO SUPERIOR	-	Villaluenga del Rosario	*L. pardina*	Santiago y Giles 2009
6	Cueva del Agua	-	-	Alfacar	*L. pardina spelaea*	Ruiz *et al.*, 1982 cit. en Grande del Brío R., 1993
7	Cueva del Boquete	MUSTERIENSE	33000-30000	Zafarraya	*L. pardina*	Barroso Ruiz (2003)
8	Cueva Horá	MUSTERIENSE	-	Darro	*L. pardina*	Yavedra (2005)
9	Cueva de Gorham	MUSTERIENSE	-	Gibraltar	*L. pardina*	Carrión *et al.*, 2008
10	Cueva de Nerja	PALEOLITICO SUPERIOR- solutrense	24000-17500 AC	Nerja	*Lynx lynx*	Jordá Pardo *et al.*, 2008
11	Cueva de Nerja	-	12500-9500 AC	Nerja	*Lynx lynx*	Jordá Pardo *et al.*, 2008
12	Cueva de Nerja	PALEOLITICO SUPERIOR- solutrense	20-17,5 ka AC	Nerja	*L. pardina,* 3 ind.	Riquelme Cantal (2005)
13	Cueva Ambrosio	PALEOLITICO SUPERIOR Auriñaciense y Solutrense	16950-16300 AC	Vélez Rubio	*Lynx sp.*	Ripoll López (1986)
14	Pirulejo	PALEOLITICO SUPERIOR	No indicado 32000-8200 AC	Priego	*L. pardina*	Carrasco-Rus *et al.*, 2004
15	Molino del Vadico	EPIPALEOLITICO	>8200 AC	Yeste	*L. pardina*	Vega Toscano (1993)
16	Cueva del Parralejo	NEOLITICO INICIAL	-	Arcos de la Frontera	-	Acosta Martínez (1995)
17	Dehesilla	NEOLITICO ANTIGUO	6300-4565 AC	Algar	*L. pardina*	Acosta Martínez (1995)
18	Dehesilla	CALCOLITICO	3100-1900 AC	Algar	*L. pardina*	Acosta Martínez (1995)
19	Terrera Ventura	CALCOLITICO	3300-2500 AC	Tabernas	*L. pardina*	Pellicer-Catalán (1995)
20	Castellón Alto	CALCOLITICO	-	Galera	*L. pardina*	Contreras *et al.*, 2000
21	Los Millares	CALCOLITICO	No indicado	Santa Fe de Mondújar	*L. pardina*	Navas (2004)
22	Fuente Álamo	BRONCE (ARGAR)	2250-1000 AC	Cuevas Almanzora	-	Manhart *et al.*, 2000
23	Cuesta del Negro	BRONCE (ARGAR)	2250-1000 AC	Purullena	-	Lauk, H. D. (1976)
24	Gatas	BRONCE (ARGAR y POST-ARGAR)	2250-1000 AC	Turre	*L. pardina,* 5 ind.	Castro Martínez *et al.*, 1999
25	La Muela de Cástulo	-	-	Linares	*L. pardina*	García-Gelabert Pérez y Blázquez (1983)

Fuente: Varias fuentes. Elaboración propia

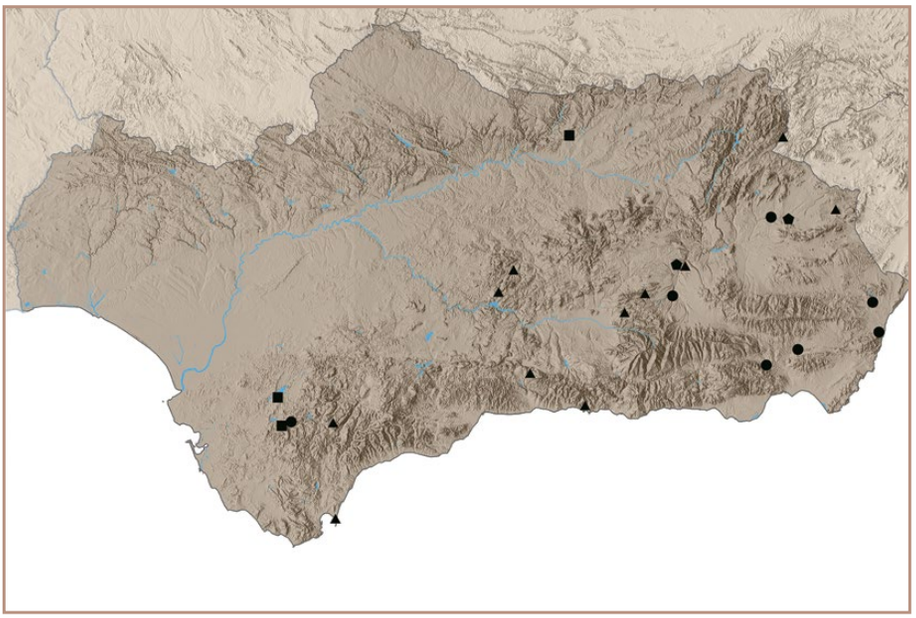


Figura 4.
Citas Prehistóricas del lince ibérico en Andalucía

Fuente: Varias fuentes. Elaboración propia

INFORMACIÓN HISTÓRICA RECIENTE

Siglos XVI – XIX

En una revisión bibliográfica sobre la distribución histórica del lince en Andalucía, Gutiérrez Alba (2007) localiza la cita escrita más temprana en el año 1575 en la *Relación de los pueblos de Jaén, de Felipe II*, donde se indica la presencia del *gato cerval* en Beas de Segura, Benatae, Hornos, Orcera y Segura de la Sierra, localidades de la Comarca Sierra de Segura, en el sector norte del actual Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas.

Este autor localiza varias citas de presencia dos siglos más tarde, en 1774 en *Lomo del Grullo* (Doñana, Huelva) y en 1789 en el norte de la provincia de Almería, donde se menciona su abundancia en el municipio de Vélez Rubio y en la Sierra de Baza (Granada). En 1798 es citado de nuevo en dicha sierra.

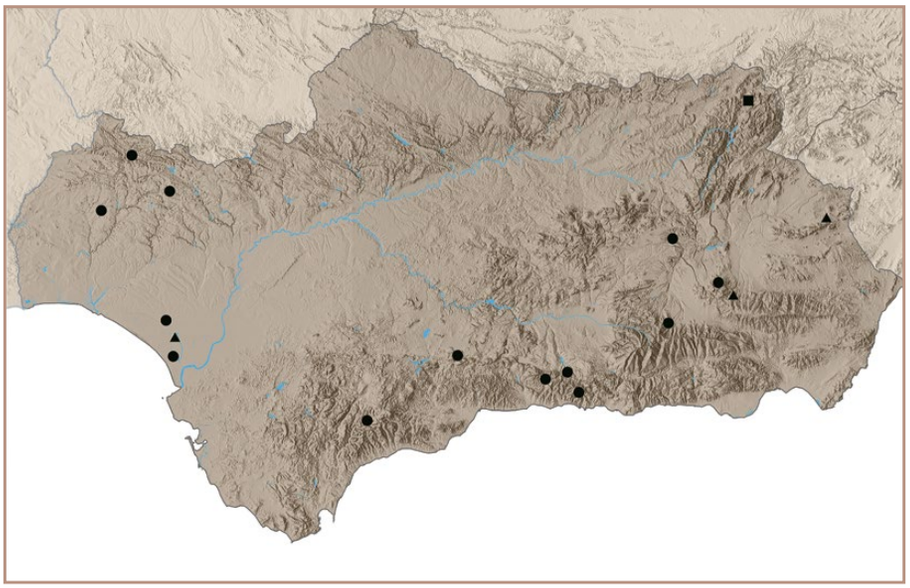
> *"Esta serranía produce animales de campo como jabalíes, venados o ciervos, corzos, lobos, gatos clavos, gatos cervales (...) y otros que aún se ignora su nombre"*

Fuente: Diccionario del Geógrafo Real Tomás López

En el siglo XIX, Gutiérrez Alba (2007) aporta información que nuevamente demuestra la presencia del lince en Sierra Morena, Doñana y Sierras Béticas. En Sierra Morena se cita en las localidades de Calañas, La Nava y Cumbres de San Bartolomé en Huelva, y en Montoro y el poblado de San Calixto (Hornachuelos) en Córdoba. En la Comarca de Doñana se cita en Bollullos del Condado y en el propio Coto de Doñana. Y en las Sierras Béticas, en 1885 se cita por tercera vez en la Sierra de Baza, con una interesante y profusa descripción, además de en la Serranía de Ronda en 1867 y en la cara norte de la Sierra de Almijara en 1880.

Por su parte, Pascual Madoz (1886) indica la presencia de algunos linces en las sierras del partido judicial de Motril, donde se incluye en parte las sierras de Almijara, Los Guájares y de Lújar, al sur de Granada. Además, se conoce la existencia de dos ejemplares naturalizados de lince ibérico procedentes de la bética de dicha provincia; uno de ellos se conserva en el instituto Padre Suárez, procede del Marquesado del Cenete (cara norte de Sierra Nevada) y fechado en 1870; y el otro pertenece a la colección del Departamento de Biología Animal y Ecología de la Universidad de Granada, ejemplar que fue preparado por José Antonio Sánchez García. Éste citó que había disecado varios ejemplares procedentes de los municipios granadinos de Jayena (Sierra de Almijara) y Dehesas de Guadix (Hoya de Guadix; Sánchez-García, 1885).

Figura 5.
Citas históricas del lince ibérico (ejemplares de museos) en Andalucía en los siglos XVI, XVIII y XIX



Fuente: Varias fuentes. Elaboración propia

Por tanto, al menos hasta mediados-finales del siglo XIX había linces no sólo en los tradicionales feudos de Doñana y Sierra Morena, sino también en diversos sectores de las Sierras Béticas, destacando entre estas la Sierras de Baza, Nevada y Almijara, en la provincia de Granada, que acumulan la mayor parte de las citas decimonónicas de la especie para toda Andalucía, incluyendo los dos linces naturalizados (Fig. 5).

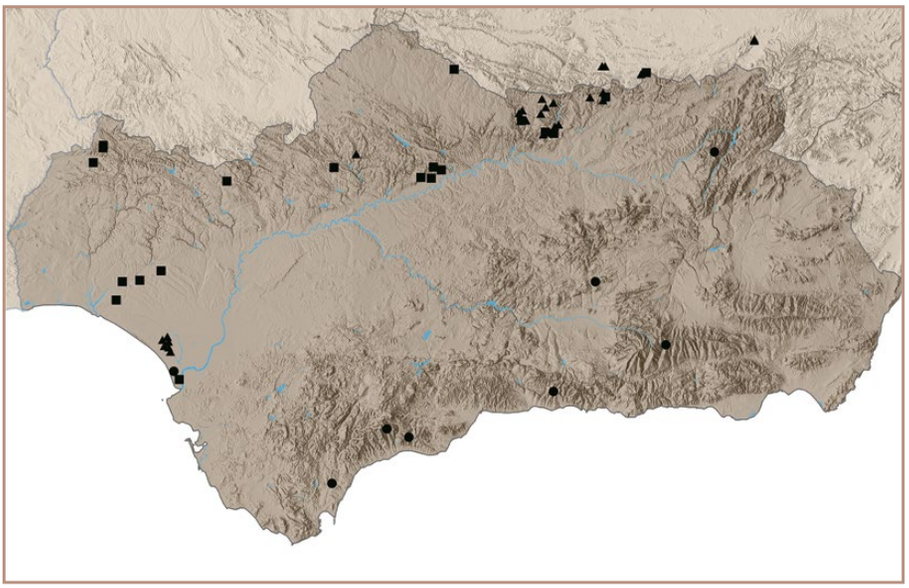
Inicios del siglo XX

Abel Chapman y Walter Bukc cazaron numerosos ejemplares en Doñana entre finales del siglo XIX (Chapman y Buk, 1982a; 1982b). Además, citaron la presencia del felino en dos puntos de Sierra Morena, finca *Mezquitillas* (hoy llamada *Los Canónigos*) en la sierra de Hornachuelos (Córdoba) y en Sierra Quintana, en el Parque Natural Sierra de Andújar (Jaén). También opinaron que en Sierra Nevada debían *"estar presentes algunos linces"* (Chapman y Buk, 1982b). Precisamente en esta sierra es citada la especie a principios del siglo XX por Martín Lecumberri (1916).

A principios del siglo XX, Cabrera (1914) afirma que el lince era todavía muy común en el sur de España, aunque no cita localidades concretas y, de nuevo, la escasez de información tal vez se deba a la propia rareza de la especie. Al menos esa es la opinión de Gutiérrez Alba (2007), quien, aparte de realizar la revisión de referencias bibliográficas, buscó, sin demasiado éxito, datos sobre linces en archivos municipales andaluces (actas de la Administración) donde se registraban las ordenes de pagos por eliminación de alimañas (un ejemplar pagado en San Roque, en Cádiz).

Rodríguez y Delibes (1990), según información aportada por carta por Eduardo Trigo de Yarto (directivo de la Federación Española de Caza), indican los años en los que se extinguió la especie en varios puntos de las Sierras Penibéticas: 1905 en la Sierra de Frigiliana, 1910 en Sierra Blanca, 1930 en Sierra Bermeja, de las Nieves y Sierras de Tolox, 1880 en los montes de Antequera, en Málaga, y 1890 en las Alpujarras (Granada-Almería).

En 1997 el agente de medioambiente Jose F. Sánchez Clemot localizó en el municipio de Colomera (Granada) dentro de una covacha un canino y una hemi-mandíbula inferior de la especie. No se conoce la antigüedad de los restos, aunque por su estado de conservación probablemente fueran de la primera mitad del siglo XX. En resumen, la escueta información disponible indica que a principios del mismo ya sólo quedaban linces en Doñana y Sierra Morena, mientras que en las Sierras Béticas se habían extinguido o estaban a punto de hacerlo (Fig. 6).



Fuente: Varias fuentes. Elaboración propia

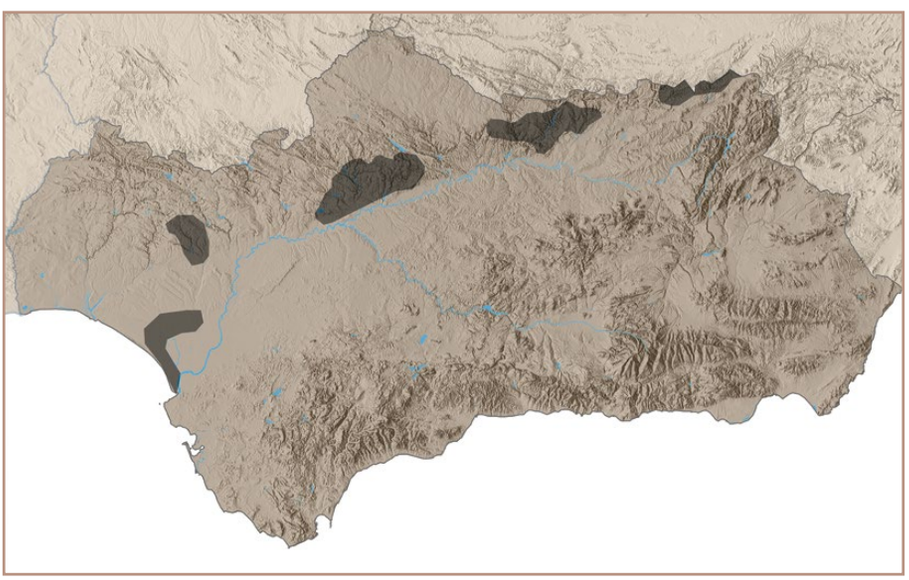
Figura 6.
Citas de lince ibérico en Andalucía en el siglo XX (trofeos, museos y otras fuentes)

Mediados del siglo XX

No es hasta mediados del pasado siglo cuando se vuelve a realizar un análisis sobre el estado de conservación y distribución del lince ibérico en España. José Antonio Valverde (1963) aportó información sobre la situación de la especie y realizó el primer mapa de distribución del lince ibérico a nivel nacional. En este trabajo ya se ofrece un panorama desalentador para principios de los años sesenta, apareciendo el lince en poblaciones muy fragmentadas, para las que el autor añade el comentario *"...su desaparición es inminente si no se toman medidas para evitarla."*.

En Andalucía, Valverde dibuja cinco poblaciones (Fig. 7): zona alta del río Guadalmena, sierras de Andújar y Cardeña, sierra de Hornachuelos, río Guadalmellato, Sierra Norte de Sevilla y Doñana. Curiosamente las poblaciones recientes de Andújar y Cardeña, y Doñana coinciden en gran medida con la distribución ofrecida por este autor. En concreto, Valverde realizó una valoración detallada de Doñana, estimando trece parejas, cifra que sorprendentemente coincide con las primeras estimas de los años 90 (Gaona *et al.*, 1998).

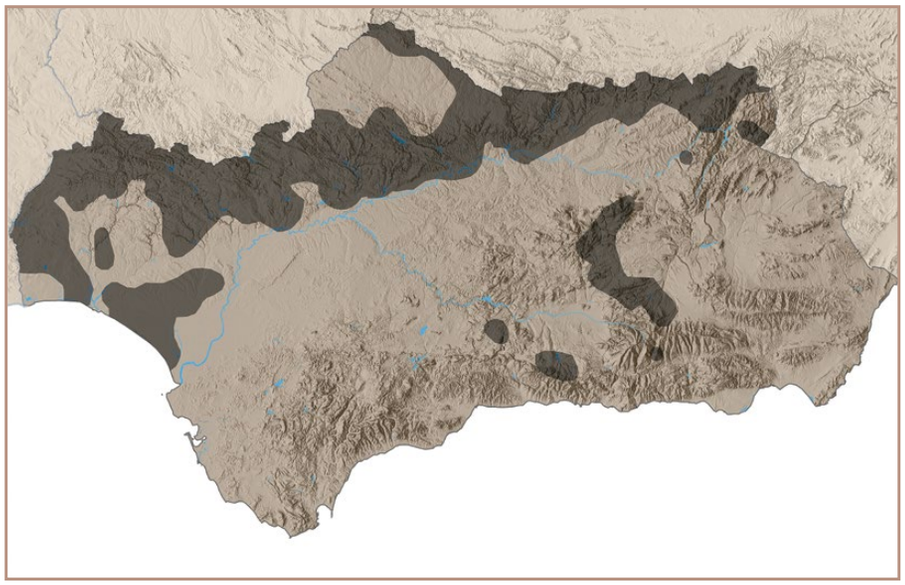
En tiempos recientes, Rodríguez y Delibes (1990) reconstruyen la situación del lince ibérico en España durante los años sesenta, para lo cual utilizan funda-



Fuente: Valverde, 1963. Elaboración propia

Figura 7.
Distribución del lince ibérico en Andalucía en 1963

Figura 8.
Distribución del lince ibérico en Andalucía en los años sesenta



Distribución años sesenta según Rodríguez y Delibes (1990)

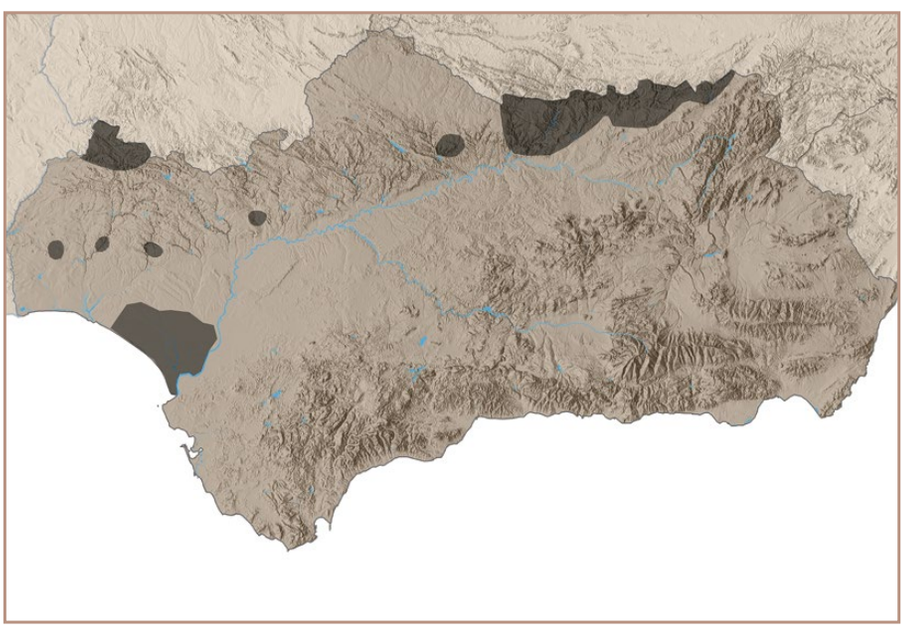
Fuente: Distribución estimada para los años sesenta (Rodríguez y Delibes, 1990). Elaboración propia

mentalmente los datos recopilados en una encuesta postal dirigida principalmente al sector cinegético. Estos autores muestran para Andalucía (Fig. 8) un panorama notablemente más optimista que el de Valverde, con una extensa y continua población lincera a lo largo y ancho de Sierra Morena y varias pequeñas poblaciones aisladas situadas en Doñana y en las Sierras Béticas orientales entre Málaga, Granada y Jaén (montes de Antequera, Sierras de Tejeda y Almijara, Sierra de la Contraviesa, y un arco continuo desde Sierra Mágina a Sierra Nevada, pasando por Sierra Harana). Sin embargo, tal como se expondrá en detalle más adelante, los datos de las encuestas han demostrado ser de dudosa utilidad, al menos para el caso del lince ibérico, de modo que la interpretación para los años sesenta de la encuesta de estos autores debería realizarse con mucha cautela.

Años 70 (siglo XX)

Tras Valverde, Garzón (1973) y Delibes (1979) vuelven a realizar sendas aproximaciones a la distribución y situación del lince en España. En el caso de Andalucía, es más detallada la propuesta del segun-

Figura 9.
Distribución del lince ibérico en Andalucía en los años setenta



Distribución años setenta según Delibes (1979)

Fuente: Delibes, 1979. Elaboración propia

do autor, que, utilizando fuentes bibliográficas y citas inéditas, identifica tres poblaciones principales y varios núcleos de muy escasa entidad dispersos por Sierra Morena (Fig. 9).

En este sentido, por orden de importancia, la primera población de las tres propuestas se situaba entre el actual P.N. Sierras de Cardeña y Montoro y la cuenca del río Guadalmena. Ésta sería una mancha continua que incluía, además de las dos áreas extremas citadas, a la sierra de Andújar, Despeñaperros y valle del río Montizón, y que se extendería hacia la cara norte de Sierra Morena, ya en Castilla La Mancha. La segunda en Doñana y su entorno, y la tercera en Sierra Morena onubense.

Por otro lado, se indicaba la presencia dudosa de la especie en la provincia de Cádiz. Delibes (1979) no realizó una estima poblacional, sino que hizo referencias a la tentativa de Garzón (1973), que aventuró la cifra de 300 ejemplares para Sierra Morena oriental, incluyendo Castilla La Mancha.

Finales del siglo XX

En 1987 el antiguo ICONA encarga un estudio detallado sobre la situación del lince ibérico en España, cuyos resultados son publicados tres años después en un libro (Rodriguez y Delibes, 1990) y cinco años después como artículo científico (Rodríguez y Delibes, 1992). Esta obra sigue siendo hoy día la referencia más reciente sobre el estatus de la especie en España. Los autores exponían la existencia de unos 1100 individuos, 350 hembras reproductoras repartidas en 48 núcleos de reproducción, incluidas en 9 subpoblaciones distintas para toda España.

Valverde, Garzón y Delibes han realizado estudios sobre la población de lince en los 70, siendo algunos más optimistas que otros.

En Andalucía se localizaron unos 590 ejemplares, en 5 subpoblaciones (Fig. 10), siendo éstas por orden de importancia Sierra Morena oriental (coincidiendo aproximadamente con la citada por Delibes, 1975), Sierra Morena central (sectores dispersos de la sierra de Hornachuelos y Sierra Norte de Sevilla, algunos ya indicados por Delibes, 1975), Sierra Morena occidental (coincidiendo de nuevo con la citada por Delibes, 1975), Doñana y, como novedad, respecto a los otros trabajos del siglo XX, citan la presencia de poblaciones residuales al sur del río Guadalquivir, concretamente en las Sierras Subbéticas de Jaén (Sierra Mágina) y Granada (S. Harana y alrededores), y sierras costeras.

Justo tras darse a conocer estos resultados, la Delegación Provincial de Granada de la por entonces Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía encargó en el año 1990 una actualización de la información de las supuestas poblaciones de las Sierras Subbéticas granadinas (Granados *et al.*, 1992).

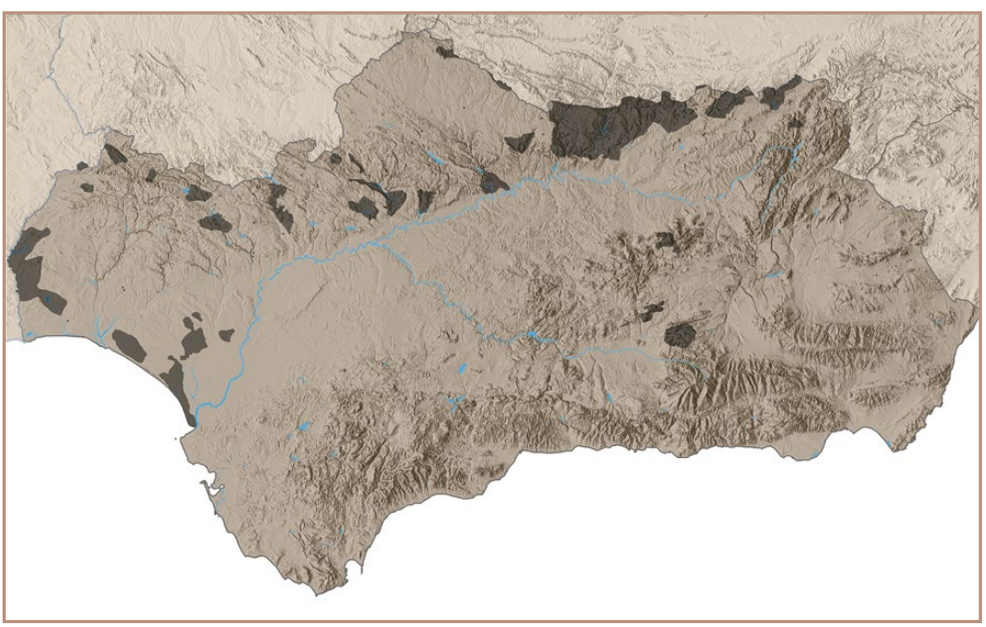


Figura 10.
Distribución del lince ibérico en Andalucía en los años ochenta

Fuente: Distribución estimada para los años ochenta (Rodriguez y Delibes, 1990). Elaboración propia

Los servicios centrales de dicha Administración asumieron este trabajo para el resto de las provincias con supuesta presencia de lince ibérico (Rodríguez y Delibes, 1993).

En el caso de Granada, se llevó a cabo un notable esfuerzo de campo buscando indicios de presencia de la especie y, aunque los autores citaron el hallazgo de varios excrementos y un rastro, la revisión posterior de éstos indicó inequívocamente que fueron confusiones con otras especies. En el resto de las provincias no se realizó trabajo de campo y tan sólo se utilizaron algunas citas esporádicas actualizadas.

En referencia a esto, los autores concluyeron que todavía sobrevivían, al menos, las mayores poblaciones (Sierra Morena oriental y Doñana), mientras que otras de menor entidad se podrían haber extinguido, como el caso de Picos de Aroche (Parque Natural Sierra de Aracena y Picos de Aroche, Huelva). Obtuvieron citas posteriores a 1989, además de en las dos citadas poblaciones, en el río Bembézar (P.N. Sierra de Hornachuelos) y entorno de Adamuz, en la provincia de Córdoba, y el río Viar (P.N. Sierra Norte) en Sevilla. En conjunto aportaron cifras tentativas de alrededor de 400 linces en Jaén, 60 en Córdoba, 30 en Sevilla y 100 en Huelva (de los que 50 estarían en Doñana), aunque no elaboraron mapas de distribución actualizados.

Posteriormente varios equipos independientes realizaron sondeos de campo sobre algunas poblaciones. Gil-Sánchez *et al.* (1998) y Sánchez *et al.* (1998), realizaron un sondeo íntegro de las supuestas poblaciones de las Sierras Béticas de Granada y Jaén, localizando varios rastros asignados a linces en la Sierra de Almijara, en la Sierra de Montillana, en Sierra Harana y en el río Guadiana Menor, próximo a Sierra Mágina. Sin embargo, tras volver a analizar los documentos gráficos correspondientes a todos los rastros localizados, en ningún caso se pudo confirmar inequívocamente su identificación y, probablemente, se tratara en todos los casos de huellas de gato montés (*Felis silvestris*). La Junta de Andalucía llevó a cabo un estudio sobre los carnívoros de Sierra Harana (Barea-Azcón *et al.*, 2006) en un sector donde habían aparecido rastros posibles de lince y en el que existen muchas citas. Tras trabajos intensivos de búsqueda de indicios, fototrampeo y capturas con jaulas trampa, sólo aparecieron gatos monteses.

En Sierra Morena oriental, Gil-Sánchez *et al.* (1997b) realizó entre 1994 y 1995 un sondeo parcial de la población de la Sierra de Andújar basado en muestreos sistemáticos de excrementos. Éste puso de manifiesto que los linces ya sólo aparecían en ciertas zonas del sector sur, no hallándose indicios en todo el sector norte y suroeste donde Rodríguez y Delibes (1993) asumían, un año antes, una población continua en densidades estimadas medias-altas, según a las citas. Aunque la información obtenida difiere notablemente según la fuente consultada, la demostrada fiabilidad del método de búsqueda de indicios de la especie frente a la recopilación de citas de avistamiento (Guzmán *et al.*, 2004; Sarmento *et al.*, 2004; Gil-Sánchez *et al.*, 2010; y Gil-Sánchez y McCain, en prensa) hacen que consideremos los resultados obtenidos mediante el primer método como los más cercanos a la realidad.

Entre 1996 y 1999 se desarrolló en Andalucía un trabajo, dentro del marco del proyecto LIFE Naturaleza *Actuaciones para la conservación del lince ibérico*, con el que se crearon varios equipos provinciales de seguimiento (Simón Mata *et al.*, 2009). Estos equipos, en colaboración con personal de la Estación Biológica de Doñana, realizaron un sondeo global de las distintas áreas andaluzas con presencia potencial de linces establecidas basado en un modelo predictivo y apoyado por técnicas de identificación genética de excrementos (Palomares *et al.*, 1999). Entre febrero y marzo de 1999 se muestrearon 73 cuadrículas de 2,5 km x 2,5 km, durante aproximadamente cuatro horas cada una, y complementariamente se obtuvieron, de manera no sistemática, algunos excrementos de otras zonas. Fueron recogidas un total de 79 muestras positivas, tras los análisis de laboratorio, repartidas del siguiente modo:

- **Sierra Morena (65 positivos):** sierras de Andújar-Cardeña (59 positivos), río Guarrizas (2), río Rumblar (2), Sierra de Hornachuelos (1) y Sierra Norte de Sevilla (1).
- **Sierras Béticas (14 positivos):** Dehesa de Cúllar (9 positivos), Sierra de la Pera (1), Sierra de Alhama (1), Sierra Nevada (1), Sierra del Rayo (1) y Alcornocales (1).

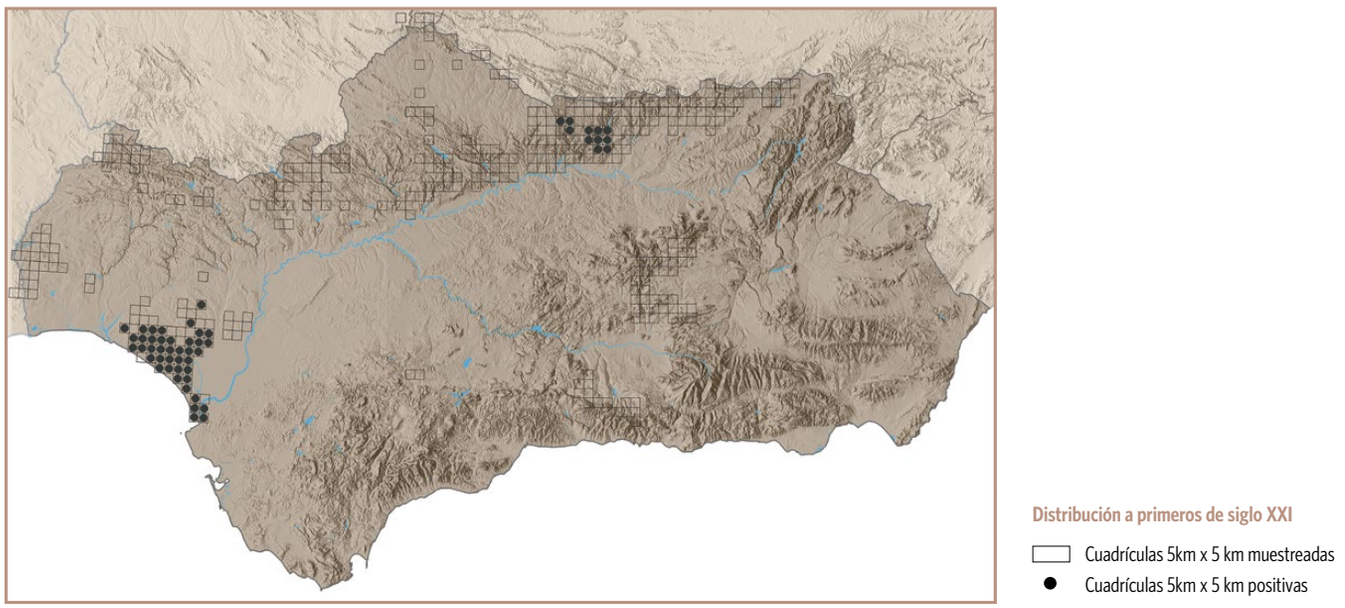
Sin embargo, tras afinar la técnica de laboratorio, se pudo confirmar posteriormente que varios excrementos habían sido identificados incorrectamente, de modo que tan sólo el área de las sierras de Andújar y Cardeña ofreció resultados inequívocamente

positivos. Este trabajo vino a confirmar el trabajo de Rodríguez (1995), quien constató la existencia de la especie en dichas sierras a través de radioseguimiento realizado entre 1993 y 1996. La población de Doñana, objeto de varios estudios científicos en ese momento, no se incluyó en este proyecto por conocerse bastante bien su situación (Palomares *et al*., 1991).

Resumidamente, a finales de los noventa sólo se tenía constancia irrefutable de dos poblaciones andaluzas de lince ibérico, una en Doñana con unos 50 ejemplares y la otra en las sierras de Andújar y Cardeña sin estima poblacional.

En 2001 la Consejería de Medio Ambiente pone en marcha un ambicioso Plan de Conservación del Lince Ibérico en Andalucía, que hoy día sigue vigente.

Figura 11.
Distribución del lince ibérico en Andalucía a primeros de siglo XXI



Fuente: CMA, Junta de Andalucía. 2002. Elaboración propia

Inicios del siglo XXI

En el año 2001 la Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía) pone en marcha un ambicioso plan de conservación del lince ibérico en Andalucía, *Programa de Actuaciones para la conservación del lince ibérico I*, el cual incluye un programa de seguimiento continuo a largo plazo y que sigue vigente hoy día.

En una primera etapa (2001-2002), se realizó un nuevo sondeo sistemático de las poblaciones citadas a finales del siglo XX, para el que se utilizó como unidad geográfica de muestreo la cuadrícula UTM de 5 km x 5 km (Fig. 11). Los resultados confirmaron lo expuesto previamente, sólo se encontraron linces en 41 cuadrículas en Doñana y en 11 en el sector granítico de las sierras de Andújar y Cardeña.

A partir de ese momento se ha desarrollado un plan continuo de conservación y recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía, mediante los proyectos europeos LIFE Naturaleza LIFE02NAT/E/008609 y LIFE06NAT/E/000209. Éstos contemplan tanto un programa de seguimiento y control poblacional de la especie, así como de comunicación y sensibilización, los cuales se exponen más adelante. Cabe adelantar que las estimas de población desde entonces han oscilado para el periodo 2002-2010 entre 41 y 73 ejemplares en Doñana y entre 53 y 196 para Sierra Morena (sierras de Andújar y Cardeña).



Macho de lince ibérico capturado en el valle del río Guadalmellato.
Foto realizada en el zoológico de Córdoba, año 1975. JBM

TENDENCIAS EN EL SIGLO XX

¿De 590 a 150 linces en diez años (1993-2003)?

Si se contrasta estrictamente la primera estima poblacional disponible en Andalucía en 1990 (Fig. 10) con los datos obtenidos una década después (Fig. 11), cabe concluir una dramática regresión de la especie. Se habrían perdido 22 núcleos poblaciones (en Sierra Morena onubense, Sierra Norte de Sevilla, río Guadalmellato, Sierras Subbéticas, etc.). Los efectivos andaluces habrían caído un 83%, de unos 590 linces estimados en 1993 (Rodríguez y Delibes, 1993) a los 100 ejemplares localizados en 2003 (presente obra). A pesar de que a lo largo del siglo XX ha existido una importante pérdida poblacional de la especie, la regresión asumida *a priori* para finales del mismo podría no haber sido tan drástica, aun siendo grave en sí misma.

Recientemente se ha puesto de manifiesto que las estimas de lince ibérico elaboradas con encuestas no muestran coherencia con los sondeos rigurosos de campo. Las citas de las encuestas sobrevaloran la presencia y abundancia de la especie, incluso tras imponer un riguroso filtrado: en el *Censo Diagnóstico de lince ibérico en España*, Guzmán *et al.* (2002) elimina el 76% de las citas y, aun así, la información de las más fiables reflejaba la existencia de numerosas poblaciones hoy día extintas o no confirmadas tras un exhaustivo sondeo de campo.

Estos mismos autores ponen de manifiesto que, incluso en poblaciones de baja densidad, la especie es detectable a través de sus rastros o por fototrampeo, tras un esfuerzo de campo razonable. En Portugal, Sarmento *et al.* (2004, 2008 y 2009) encontró numerosas citas en zonas donde el felino ya se había extinguido y concluyó con una crítica de las estimas realizadas previamente por Palma *et al.*, (1999), mediante citas. Por último, Ruiz-Olmo *et al.* (2001) hizo una interesante valoración de las citas para el lince boreal (*Lynx lynx*) en los Pirineos, concluyendo lo mismo que los dos trabajos citados anteriormente. Las circunstancias arriba descritas, comunes a otras especies elusivas (Mckelvey *et al.*, 2008), hacen que no se pueda realizar una reconstrucción objetiva de la evolución reciente de la especie en Andalucía.

Recientemente, Gil-Sánchez y McCain (en prensa) hacen un análisis retrospectivo de la distribución del lince ibérico mediante la información disponible procedente de fuentes fidedignas fechadas desde la década de los cuarenta del siglo XX (trofeos cinegéticos homologados, colecciones científicas y ejemplares de zoológicos). Al menos se conoce el origen andaluz de 154 linces según las citadas fuentes, y tan sólo 16 de ellos (10%) proceden de zonas distintas de las dos poblaciones actuales. Si bien estos datos no desmienten la extensa distribución estimada para 1960 (Rodríguez y Delibes, 1990), tampoco la sostienen. Más bien sugieren que por entonces, el grueso de la población andaluza del felino estaba concentrado en los dos núcleos actuales, siendo rara su existencia en poblaciones muy localizadas fuera de éstos. Por otro lado, de estos 16 ejemplares, 15 fueron colectados antes de 1971, por lo que mientras nueva información fehaciente no lo desmienta, es probable que varias de las pequeñas poblaciones estimadas por la encuesta de Rodríguez y Delibes (1990) ya estuvieran extintas a principios de los años ochenta, en concreto las situadas en la Sierra Morena onubense y sevillana y en las Sierras Subbéticas.

Sin embargo, existen datos que apoyan la presencia en los 80 de otras poblaciones hoy extintas. En primer lugar, cabe citar un ejemplar juvenil atropellado en 1989 en Sorihuela del Guadalimar, en plena campiña jienense entre los ríos Guadalquivir y Montizón. El dato podría apoyar la existencia de linces a finales de los ochenta en el extremo oriental de Sierra Morena, ya que tal vez el ejemplar localizado en Andalucía fuera un dispersante proveniente de los restos de la población de la sierra de Relumbrar, en Albacete. Aunque también existe la posibilidad de que éste llegase desde el núcleo de Andújar, tal como se ha confirmado en 2009 con un ejemplar radiomarcado por el proyecto LIFE06NAT/E/000209. En segundo lugar, Ruiz I. (1986), localizó a mediados de los 80 un área con presencia de linces en el río Guarrizas, dentro del municipio de La Carolina (Jaén), aunque consideraba que eran muy escasos, a diferencia de Rodríguez y Delibes (1990), que marcaron allí un área de alta densidad. En tercer lugar, en una finca situada en el valle del río Guadalmellato se capturó en 1975 un lince que vivió varios años en el zoológico de Córdoba.



Cachorros mixtos (reforzamiento genético de Doñana). DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

En definitiva, no se puede saber cuántos ejemplares había en los años ochenta en Andalucía, aunque en cualquier caso no parece correcto enfrentar la cifra de 590 linces para 1993 con las estimas de 2010. A principios de los ochenta y según la disponibilidad de hábitat, en cada uno de los tres núcleos extintos de Sierra Morena (entorno de los ríos Guadalmez y Guarrizas, y extremo oriental) quedarían no más de una o dos decenas de linces, en las sierras de Andújar y Cardeña entre 100 y 150, y en Doñana entre 40 y 60 ejemplares. ¿Tal vez sería mejor decir que la población de linces en Andalucía pasó *"de unos 170-270 linces en 1980 a unos 100 en 2003"*?

Se ha demostrado que las citas de las encuestas, tradicionalmente han sobrevalorado la presencia y abundancia del lince ibérico en Andalucía.



JAB

APARTADO A

3 / ¿QUÉ AMENAZA AL LINCE IBÉRICO?

LA DESTRUCCIÓN DEL HÁBITAT

EL CONEJO, UNA ESPECIE EN DECLIVE

MORTALIDAD NO NATURAL

MORTALIDAD NATURAL

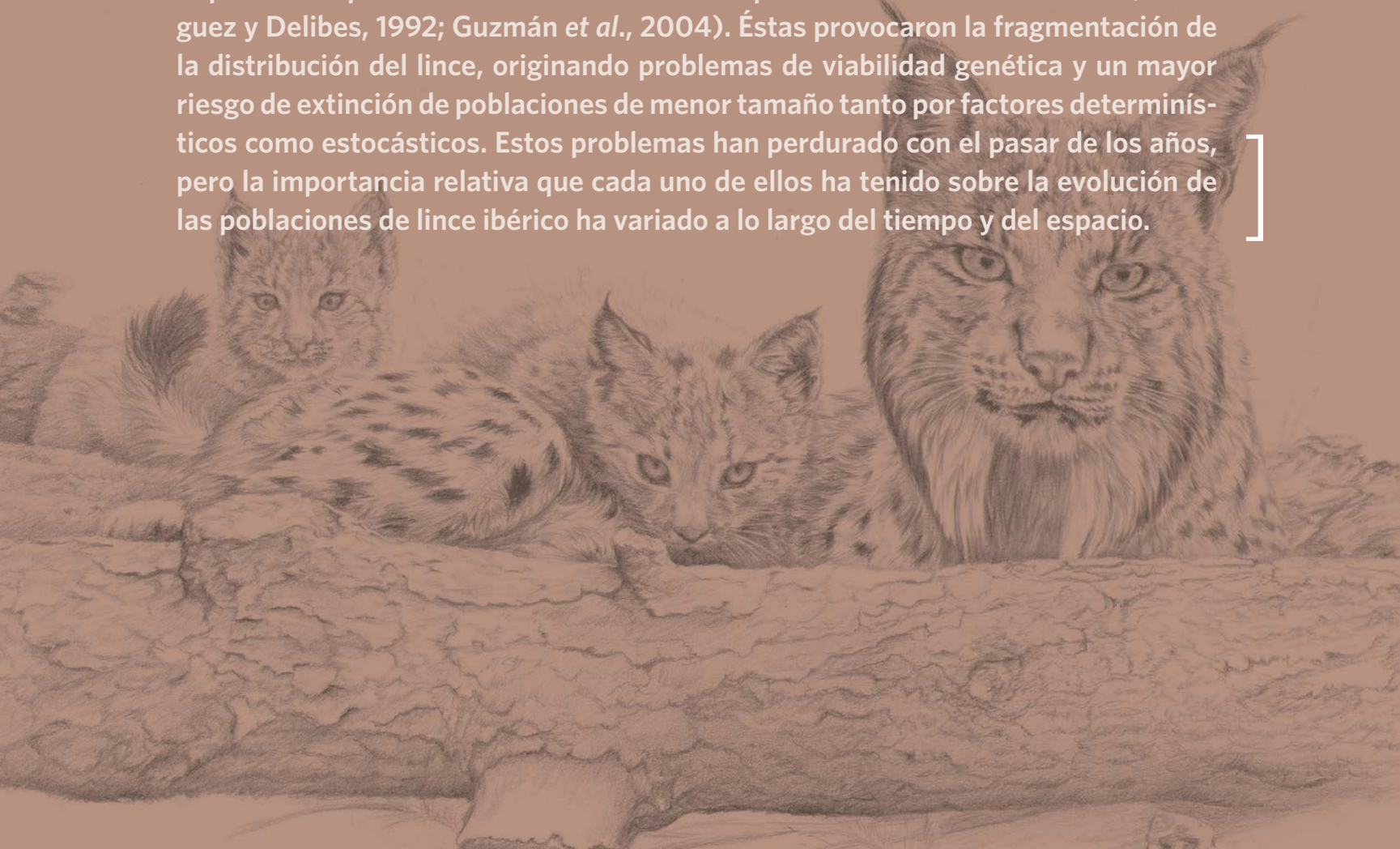
PÉRDIDA DE LA VARIABILIDAD GENÉTICA

Hasta llegar a la situación actual, la población de lince ibérico ha tenido que hacer frente a múltiples amenazas que la han mermado. La destrucción de su hábitat, que comenzó cuando el hombre se convirtió en su gestor y beneficiario directo, marcó el inicio del declive de la especie.

Además de éste, la mixomatosis y el EHV, a partir de 1953, afectaron drásticamente a la población de conejo, principal sustento alimenticio del lince ibérico. Tal fue la virulencia con la que estas enfermedades redujeron los efectivos que, entre 2000 y 2003, en el 81,8% del área de distribución del lince ibérico el conejo estaba prácticamente ausente.

La mortalidad no natural, sobre todo durante la primera mitad del siglo XX, y, en menor medida, la natural, también han sido factores decisivos en la disminución de la población de lince ibérico. Todo ello, desencadenó problemas de viabilidad genética y, por lo tanto, un mayor riesgo de extinción de poblaciones de menor tamaño.

La distribución actual del lince ibérico es consecuencia de la conjunción de una serie de factores que han influido en su supervivencia. La pérdida del hábitat, la mortalidad no natural y la reducción de las poblaciones de conejo son las causas más importantes que se han identificado como las promotoras de esta situación (Rodríguez y Delibes, 1992; Guzmán *et al*., 2004). Éstas provocaron la fragmentación de la distribución del lince, originando problemas de viabilidad genética y un mayor riesgo de extinción de poblaciones de menor tamaño tanto por factores determinísticos como estocásticos. Estos problemas han perdurado con el pasar de los años, pero la importancia relativa que cada uno de ellos ha tenido sobre la evolución de las poblaciones de lince ibérico ha variado a lo largo del tiempo y del espacio.



LA DESTRUCCIÓN DEL HÁBITAT



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

La alteración del bosque es un proceso antiguo que comenzó cuando el hombre dejó de ser una parte más de los sistemas ecológicos que lo mantenían para convertirse en el gestor y beneficiario directo de su capacidad productiva (Tellería, 2004). La expansión de sus campos de cultivo, de los pastos para el ganado y de los poblados establecidos, en permanente crecimiento, fueron alterando y reduciendo el primitivo paisaje vegetal.

Los primeros pobladores de la Península Ibérica generaron paisajes que podrían haber favorecido a las especies vinculadas a los estados de sucesión del bosque mediterráneo, como el conejo europeo (Flux, 1994). Con la expansión romana, se inició una drástica modificación de la cubierta forestal. Según los historiadores, las legiones de Roma expandieron una organización del paisaje de acuerdo con el trinomio *ager-saltus-silva*. Es decir, la expansión de los cultivos (*ager*) y de los pastizales (*saltus*), a costa de desmontar buena parte de los bosques (*silva*), convertidos ahora en fuente de recursos madereros y cinegéticos. Hace 2000 años, los bosques habían comenzado a ser relegados hacia las lomas y sierras periféricas.

La alteración del bosque comenzó cuando el hombre se convirtió en su gestor y beneficiario directo.

Durante los siglos XV y XVI se extinguió en Andalucía el Oso pardo (*Ursus arctos*), un buen indicador de la calidad y extensión de las masas forestales. A finales del siglo XVI y principios del XVII, los bosques sufren un deterioro gradual debido al aumento de la población, y por consiguiente de las tierras de cultivos y los pastos, y la necesidad de extraer grandes cantidades de madera para una incipiente actividad industrial. El descubrimiento de América y el mantenimiento del Imperio necesitaron del bosque para la industria naval. Entre un 30-50% de la madera usada por los astilleros era de coníferas, pino silvestre (*Pinus sylvestris*) principalmente, y entre el 50-70% madera de frondosas, en su mayoría robles (*Quercus robur* y *Quercus petraea*).

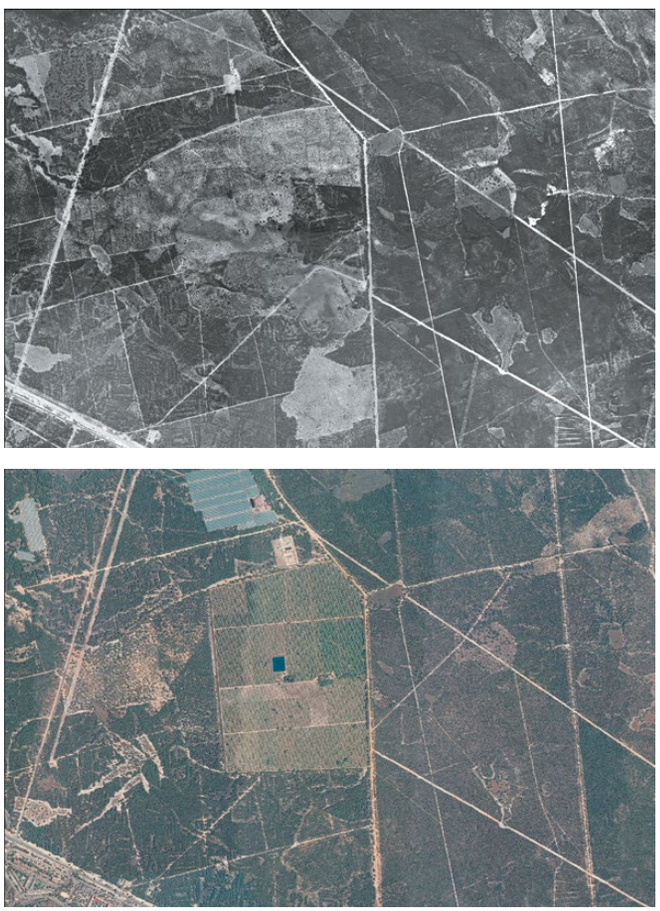
A mediados del siglo XIX, grandes áreas de España fueron deforestadas por la demanda de madera necesaria para construir el ferrocarril, para las explotaciones mineras, y como primera fuente de energía (Gómez-Mendoza, 1989).

Fue en el siglo XX cuando se produjeron los cambios más drásticos en el paisaje de la Península Ibérica debidos principalmente a la intensificación de la agricultura, cambios en los usos del suelo y plantaciones forestales masivas.

Intensificación de la agricultura

A mediados del siglo XX, con la promulgación de la *Ley de 20 de diciembre de 1952*, se inicia en España la denominada concentración parcelaria. Básicamente por motivos históricos, las fincas rústicas fueron dividiéndose hasta alcanzar un fraccionamiento excesivo en pequeñas parcelas. Esta ley reorganizó las explotaciones congregándolas y asignando a cada propietario una porción de terreno equivalente al que tenía, con el objeto de facilitar el sistema de cultivo. El aumento del tamaño de la propiedad rústica, a costa de la modificación y/o eliminación de las lindes, junto con el desarrollo de la mecanización del campo, enfocadas a la intensificación de la producción, supuso un cambio de los sistemas agrícolas. Este proceso conllevó la eliminación de la cubierta leñosa natural de prácticamente todas las zonas de suelos profundos y la desaparición de formaciones marginales tales como setos, sotos y bosques de ribera, incrementándose las superficies de cultivo, su transformación en regadío y por tanto su productividad.

La evolución de las políticas agrícolas desde mediados de siglo XX ha provocado la intensificación de la agricultura promoviendo grandes áreas de monocultivo, la reducción de las tierras de barbecho asociado al incremento de los fertilizantes inorgánicos (Cabezas-Díaz *et al.*, 2009), y el incremento del uso de productos fitosanitarios para control de plagas y eliminación de *malas hierbas*. Esta homogenización del hábitat afectó notablemente a toda la fauna, incluyendo al conejo. Los conejos están casi ausentes de los mayores cultivos de tierras de agricultura y sus poblaciones están limitadas a la interfase entre la vegetación mediterránea y el cultivo (Virgós, observación personal). La causa principal parece ser la inestabilidad de estas tierras en términos de requerimientos de refugio y alimento (Cabezas-Díaz *et al.*, 2009).



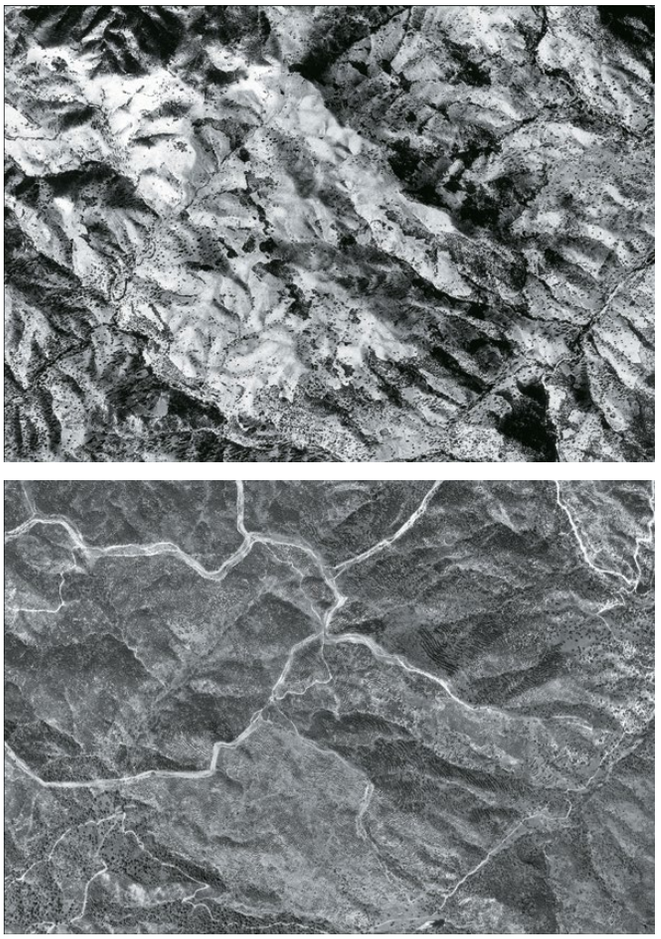
Comparativa de la transformación del hábitat en los últimos 40 años del entorno Laguna de los cinco pinos (Moguer), área de distribución actual de lince ibérico. Se puede observar la modificación de algunas parcelas de cultivo en matorral, por abandono de la actividad agrícola, y la transformación de éstas en superficies de cultivo intensivas y homogéneas.

Fuente: Vuelo Fotogramétrico Interministerial (IRYDA) de la región de Andalucía (1977-83) y Ortofotografía Expedita Color de Andalucía 2009 del Instituto de Cartografía de Andalucía, Junta de Andalucía. CMA, Junta de Andalucía.

Cambio en los usos del suelo

En las décadas de los cincuenta y sesenta se produjeron cambios demográficos desencadenados por la creciente liberación e industrialización de la economía española. Los movimientos migratorios hacia zonas industriales, en incremento, redujeron de una manera importante la población en el medio rural.

Este factor implicó el abandono de las tierras de labor y la pérdida de los usos tradicionales del campo, como el *artigueo* (cultivos itinerantes que se hacían rozando y quemando el monte), o el *piconeo* (aprovechamiento de la madera del monte como leña menuda y carbón). En épocas de mucha demanda de leña y carbón (contexto socioeconómico de principios y mitad del siglo XX) estos trabajos acabaron con gran parte de la vegetación esclerófila del monte mediterráneo, llegando a dejar grandes extensiones de superficie sin formaciones vegetales. Con el tiempo, estas actuaciones se limitaron a trabajos de limpieza y mantenimiento del monte. Estos tratamientos que tradicionalmente se venían



El *piconeo* y *carboneo* provocaron la deforestación de grandes extensiones de monte mediterráneo. Cerro de Valdecañas (Cardeña) a finales mediados de los años 50 (1956).

Fuente: Vuelo Fotogramétrico de Andalucía (1956-1957). CMA, Junta de Andalucía, 2011

haciendo en el matorral favorecían a las poblaciones de conejo (Moreno y Villafuerte, 1995).

El abandono rural provocó la recuperación de la vegetación en amplias superficies de origen forestal, creando grandes extensiones de matorral serial, un hábitat homogéneo donde la superficie de pasto es muy escasa, factor este último fundamental para el mantenimiento de herbívoros, entre los que destaca el conejo. El notable incremento de la caza mayor que se produce a partir de los años 70 en el suroeste de España, en parte provocado por la pérdida de rentabilidad de la caza menor debido al descenso de sus poblaciones y una progresiva transformación de los paisajes, remplazando los parches de matorral intercalados con pastizales, favorables para los conejos y el lince, por parches gruesos y continuos de matorral, donde los conejos no alcanzan altas densidades (Rodríguez y Delibes, 2002), son los principales factores que han incidido en la regresión de las poblaciones del conejo de monte.

Grandes plantaciones forestales

La continua expansión histórica del olivar en Andalucía ha afectado a la cubierta vegetal, marcando su paisaje profundamente. Desde finales del siglo XVIII hasta mediados del siglo XX, se asistió a una expansión continua de la superficie olivarera. Cada coyuntura comercial favorable provocó un incremento de la superficie, como ocurrió en el periodo 1913-1933 (la llamada *época de oro del olivo español*) y en las décadas posteriores a la Guerra Civil. Hoy en día, el cultivo del olivar progresa y coloniza suelos antes ocupados por monte mediterráneo (encinares), instalándose en laderas cada vez más escarpadas, hasta conformar el paisaje actual (Consejería de Agricultura y Pesca, 2002).

En los orígenes, el cultivo tradicional del olivar funcionaba a modo de un bosque aclarado, asemejado a una dehesa, que acogía una fauna variada, incluyendo conejos y/o lince. En las modernas condiciones de cultivo tecnificado, con profusión de abonado químico y productos fitosanitarios y la adopción de variedades cada vez menos arbóreas y de marcos racionales de plantación, es evidente que muchas de las funciones ecológicas del olivar tradicional se han perdido, en aras de una fuerte elevación de los rendimientos aparentes (Consejería de Agricultura y Pesca, 2002).



Plantación de pinos, eucaliptos y olivos en una zona de distribución histórica de lince. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



A/58 Plantación de pinos en el área de Doñana.
JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

A partir de la creación, en 1971, del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), adscrito al Ministerio de Agricultura, se fomentó la realización de plantaciones industriales utilizando especies de árboles de rápido crecimiento para su aprovechamiento forestal.

Las especies plantadas fueron principalmente coníferas, pino marítimo (*Pinus pinaster*), pino piñonero (*Pinus pinea*) y pino negral (*Pinus nigra*), y eucaliptos (*Eucalyptus globulus*), generalmente alóctonas y en densidades bastante elevadas. Para la creación de estas plantaciones se destruyeron grandes extensiones de vegetación mediterránea, algunas de ellas ya muy degradadas por los aprovechamientos tradicionales, modificándose la fisonomía de muchos montes mediante el método de aterrazamiento.

Estas plantaciones de árboles no dejan de ser cultivos, y tienen un valor similar al resto, desde el punto de vista de la conservación de la biodiversidad (Cordero, 2011). El modelo de gestión forestal aplicado en estas plantaciones fomentó el arbolado y no permitió el crecimiento de matorral ni pasto, generándose hábitats simples y homogéneos. Se ha comprobado que los pinares son hábitats de mala calidad para los conejos, donde mantienen densidades entre 15 y 20 veces menores que en las zonas de monte mediterráneo maduro (Palomares, 2001b). Este tipo de manejo forestal ha sido identificado como el principal factor de destrucción del hábitat del lince ibérico en España (Delibes, 1979; Rodríguez y Delibes, 1992; Grande del Brío, 1993).

En la actualidad, se ha impulsado el desarrollo de proyectos de diversificación de estas masas monoespecíficas de pinar. El objetivo es la transformación de las repoblaciones, mediante tratamientos selvícolas de aclareo y podas, hacia bosques mixtos de coníferas y frondosas, recuperando la diversidad biológica. El escaso, e incluso nulo, beneficio que actualmente tiene la madera, condicionando y dificultando esta medida, y la consolidación de las gestiones forestales anteriormente mencionadas, son los principales problemas con los que se encuentra la recuperación de los montes afectados.

La destrucción o modificación de la cubierta vegetal natural ha provocado la fragmentación del hábitat del lince ibérico

Fragmentación del hábitat

La destrucción o grave modificación de la cubierta vegetal natural como consecuencia de la intensificación de la agricultura, los cambios del uso del suelo, las repoblaciones forestales masivas y el desarrollo de las vías de comunicación, a lo largo del siglo XX, han provocado la fragmentación del hábitat del lince ibérico.

Una población fragmentada es consecuencia de la distribución heterogénea de los recursos necesarios para la supervivencia de la especie. En el caso del lince ibérico, la pérdida de continuidad del matorral mediterráneo, así como de las poblaciones de conejo, ha provocado la fragmentación de sus poblaciones. Esta fragmentación reduce la posibilidad de la existencia de grandes y continuas poblaciones de linces. Si además, los hábitats utilizados para la dispersión también están alterados se incrementa la mortalidad de los linces en dispersión (Ferreras, 1992) y se reducen los contactos entre poblaciones cercanas, provocando la progresiva pérdida de variabilidad genética entre los núcleos más aislados (Hanski, 1999; Rodriguez y Delibes, 2002).

EL CONEJO, UNA ESPECIE EN DECLIVE

Mixomatosis

La mixomatosis es una enfermedad producida por el virus *Mixoma*, de la familia *Poxviridae*, género *Leporipoxvirus* (Murphy *et al*., 1995). Procede de los conejos americanos del género *Sylvilagus*, a los que no les causa la muerte.

La mixomatosis fue introducida en Australia en 1950 para reducir las poblaciones de conejo europeo que causaban cuantiosos daños en la agricultura, llegando a provocar mortalidades de hasta el 99% (Williams *et al*., 1995). La mixomatosis fue introducida deliberadamente en Francia en 1952 y, un año más tarde, se detecta el primer caso en España (Cabezas-Díaz *et al*., 2009).

Su transmisión se debe a pulgas y mosquitos. La enfermedad comienza con una lesión nodular en el punto de inoculación y con inflamación de los párpados, y va evolucionando hasta la aparición de múltiples nódulos por todo el cuerpo del individuo. En función de la virulencia de la cepa el conejo muere entre 9 y 35 días después de la infección.



Conejo afectado por Mixomatosis.
MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

EHV

La Enfermedad Hemorrágico Vírica (EHV) es producida por un virus del grupo de los *Calicivirus* dentro de la familia *Caliciviridae*. (Ohlinger *et al*., 1990). Fue detectada por primera vez en el año 1984 en China (Liu *et al*., 1984), pero estudios filogenéticos y serológicos, han demostrado que el EHV ya se encontraba presente en los conejos europeos, en una forma no virulenta, décadas antes de la gran epidemia de finales de los ochenta (Forrester *et al*., 2006).

El primer reporte de la EHV en España es de 1988 (Rogers *et al*., 1994) y parece que el primer brote pudo suceder tan sólo un año después (Virgos *et al*., 2007), llegando a provocar unas tasas de mortalidad del 80% (Peiró y Selva, 1991; Blanco y Villafuerte, 1993; Villafuerte *et al*., 1995; Calvete *et al*., 2002)

El virus se transmite por el aire o vía oro-fecal. En la forma aguda, la viremia ocasiona un fallo orgánico múltiple que provoca hemorragias y casi siempre la muerte súbita del animal.

Calvete (2006) encontró que la incidencia de la EHV sobre una población de conejos se relaciona con la densidad de la misma, y ésta a su vez influye en la edad a la que el conejo entra en contacto con el virus. En las poblaciones de alta densidad la enfermedad se propaga fácilmente, llegando a infectar a los conejos en sus primeras etapas de vida. Los conejos con menos de 4 semanas aún mantienen los anticuerpos de la madre, siendo capaces de sobrevivir a la enfermedad e inmunizarse frente a ella. De este modo la rápida circulación de la enfermedad genera inmunidad en la población. En las poblaciones de conejo de densidad media la enfermedad se propaga con facilidad, pero no tan rápido como en las de alta densidad, infectándose conejos de edades avanzadas en los que la enfermedad es letal. En poblaciones con densidades bajas de conejo la transmisión de la enfermedad es mucho menor, con lo que su incidencia, al igual que en las poblaciones de conejo de alta densidad, es baja.

Era tan frecuente el conejo en España, según Cátulo, que en las monedas de Adriano el conejo aparece como símbolo de Iberia. Tradicionalmente su distribución se ha considerado continua en España, siendo más escaso en el norte del país (Cabezas-Díaz *et al.*, 2009). Sin embargo, la aparición a partir de mediados del siglo XX de la mixomatosis y la EHV ha provocado la drástica reducción de la especie en gran parte de su área de distribución original.

No existen datos sobre el impacto de la mixomatosis en las poblaciones de conejos ibéricos en las primeras décadas desde su aparición en 1953. Sin embargo se asume que pudo alcanzar tasas de mortalidad de hasta el 90-100%, según valores encontrados en estudios realizados en Reino Unido y Australia (Myers, 1954), produciendo un importante declive de las poblaciones de conejo en España (Muñoz, 1960; Thompson y Kind, 1989).

En 1989 se detecta el primer brote de EHV, un año después del primer registro de la presencia de la enfermedad en España. Éste causó mortalidades de hasta el 80% en muchas de sus poblaciones (Peiró y Selva, 1991; Blanco y Villafuerte, 1993; Villafuerte *et al.*, 1995; Calvete *et al.*, 2002). En los primeros años de la década de los 90, las poblaciones de conejo se habían reducido a la mitad respecto a los valores existentes antes de la llegada de la EHV (Blanco y Villafuerte, 1993; Villafuerte *et al.*, 1995).

La suma de los efectos de la mixomatosis y la EHV redujo drásticamente la distribución original del conejo en la Península Ibérica, llegando a extinguirlo totalmente en zonas donde era tradicionalmente abundante (Blanco y Villafuerte, 1993). Otros factores como cambios en el hábitat, sobrecaza y variaciones climáticas podrían haber contribuido al rápido declive de sus poblaciones (Moreno y Villafuerte, 1995; Fa *et al.*, 1999).

Entre 1993 y 2002 las poblaciones de conejo experimentan una leve pero continua recuperación, aunque en 2002 sus poblaciones eran el 55% menos abundantes que en 1973 (Virgós *et al.*, 2007). Los factores que inciden negativamente sobre la recuperación de las poblaciones de conejos de la Península Ibérica son la presión de caza (Angulo y Villafuerte, 2003; William *et al.*, 2007) y elementos que determinan la calidad del hábitat, entre ellos el uso agrícola (Calvete *et al.*, 2006).

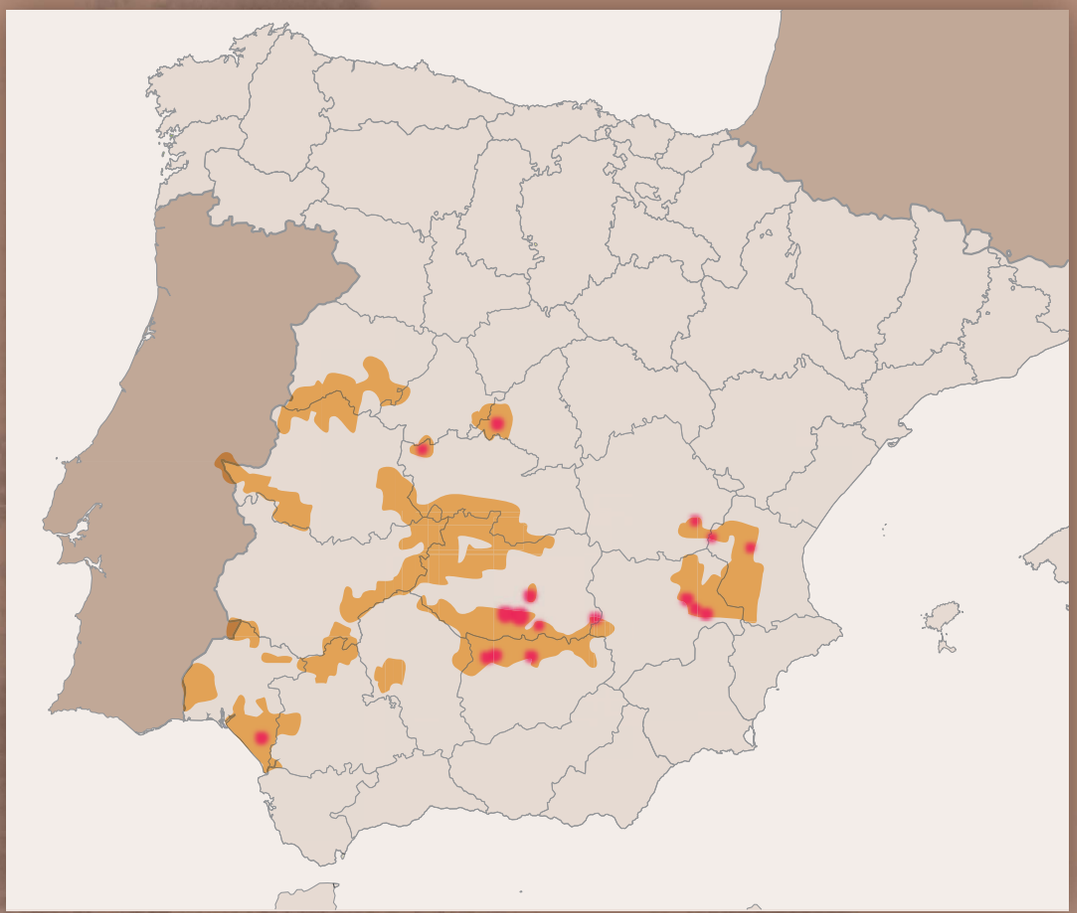
En el último censo nacional de lince ibérico (Guzmán *et al.*, 2004), realizado entre 2000 y 2003, se encontró que en el 81,8% del área de distribución estimada para la especie en la década de los 80, el conejo estaba ausente o su presencia fue anecdótica (Fig. 12). Tan sólo en el 8% del área estudiada existían abundancias adecuadas para albergar territorios estables de individuos reproductores. Las únicas poblaciones reproductoras detectadas se localizaron en las sierras de Andújar y Cardeña, y Doñana. En el resto de áreas con poblaciones de conejo en alta densidad el lince había desaparecido, muy probablemente como consecuencia de la mortalidad por causas antrópicas (Guzmán *et al.*, 2004). La desaparición del conejo en gran parte de su área de distribución provocó el aumento del control de predadores en las fincas donde se aprovechaba aún la caza, aumentando el riesgo de mortalidad en artes ilegales (Cabezas-Díaz *et al.*, 2009; Guzmán *et al.*, 2004; Virgós y Travaiani, 2005)

En las monedas de Adriano, Iberia aparece en forma de mujer de larga túnica a cuyos pies aparece un conejo.



Figura 12.
Abundancia de conejo a principios del siglo XXI (2000-2003) en la estimada área de distribución del lince ibérico para la década de los 80 en España.

LA SUMA DE LOS EFECTOS DE LA MIXOMATOSIS Y LA EHV SOBRE EL CONEJO HA LLEGADO A EXTINGUIRLO TOTALMENTE EN ZONAS DONDE ERA TRADICIONALMENTE MUY ABUNDANTE.



Fuente: Guzmán et al., 2004

Durante la última década, gracias a las actuaciones de los diferentes proyectos LIFE Naturaleza de la Junta de Andalucía, y a las realizadas por el Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN) del Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino, en las fincas de *Lugar Nuevo* y *Contadero Selladores* (Jaén), se ha conseguido mejorar la situación de las poblaciones de conejo en las áreas de presencia de la especie de 2001. Esta recuperación del conejo, junto con otros factores, como la disminución de las causas de mortalidad no natural, ha favorecido el aumento de las poblaciones de lince ibérico. A pesar de ello, la abundancia del lagomorfo sigue siendo un factor limitante de primer orden en la distribución del lince en dichas áreas. Sin embargo, existen áreas con adecuada calidad de hábitat y abundantes poblaciones de conejo que permitirían albergar futuras poblaciones de lince ibérico (Guzmán *et al.*, 2004; Gil-Sánchez *et al.*, 2011), incluso fuera de sus áreas de distribución más reciente (Real *et al.*, 2009). El éxito de los programas de reintroducción y la recolonización natural de estas áreas por parte del lince dependerán de la desaparición de la persecución humana que le afecta en la actualidad en forma de control indiscriminado de predadores (Cabezas-Díaz *et al.*, 2009).

MORTALIDAD NO NATURAL



Piel de lince ibérico de 1978. RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Durante la primera mitad del siglo XX, cientos de linces fueron matados por su piel. Se estima que unas 500 pieles anuales se comercializaron en España hasta 1937 (Zofio y Vega, 2000). A principios del mismo siglo, el felino había desaparecido del norte del país (Miller, 1912; Cabrera, 1914) y en los años 50 se había extinguido casi por completo de la mitad norte y este peninsular (Rodríguez, 2004). Es posible que debido a que la industria peletera se concentraba en el norte del país la presión sobre las poblaciones de lince fueran mayores en esta área (Cabezas-Díaz *et al.*, 2009) provocando su extinción.

El control de las poblaciones de animales que ocasionaban pérdidas económicas a los ganaderos y agricultores ya estaba presente en la legislación española de caza de primeros del siglo XX (Ley de Caza de 16 de mayo de 1902). En 1953, época de auge de los cotos de caza mayor y reservas nacionales de caza, se crearon las *Juntas Rectoras de Extinción de Animales Dañinos y Protección de la Caza*. Éstas incorporaron el concepto de *alimaña* y *alimañero*, al cual se le incentivaba económicamente por pieza abatida, tenía derecho a ayudas y se le podían conceder premios.

En la década de los 60 se aprecia un cambio de actitud de la Administración, mediante la promulgación de la *Orden del Ministerio de Agricultura de 2 de marzo del 1966*, que prohíbe en todo el territorio nacional, por tiempo indeterminado, la caza y captura de la especie lince (*Lynx pardellus*) o mediante la *Orden General de Vedas* del mismo año, según la cual se prohíbe la caza del lince, águilas, milanos halcones, buitres y gavilanes.

Con el *Decreto de 5 de octubre de 1973*, se pone fin a estas Juntas Rectoras y se protegen determinadas especies salvajes, entre ellas el lince. Durante las dos décadas de existencia de estos grupos, las poblaciones de la mayoría de los predadores españoles fueron drásticamente reducidas (Cabezas-Díaz, *et al.*, 2009), situando a muchas de las especies al borde de la extinción.

En un estudio que describe las causas de mortalidad de 44 linces (Colección del MNCN-CSIC) de Sierra Morena y Montes de Toledo entre 1960 y 1983 (García-Perea, 2000) se encontró que el 94% de las muertes antes de 1973 fueron causadas por lazos o cepos y por disparos (47% en ambos casos). Después de la protección de la especie, las muertes por disparos decrecen notablemente (representando un

0,04% del total) y se incrementa el porcentaje de linces muertos debido a lazos y cepos (76% del total). Aunque no es posible conocer hasta qué punto la muestra es representativa de las causas de mortalidad de las poblaciones de lince estudiadas, los resultados son ilustrativos de las mismas antes y después de su protección. La catalogación de la especie "En Peligro" y su protección legal no garantiza su conservación (Ferreras, 1992). El *cepeo* era una actividad muy extendida en las áreas conejeras. Con la finalidad de capturar a los conejos para el comercio de su carne y su piel, o para reducir los daños en la agricultura, se instalaron cientos de cepos donde los linces y otros carnívoros fueron apresados con regularidad (capturas indirectas). Paralelamente, en las mismas áreas se colocaron cepos y lazos, esta vez destinados a la captura de predadores, que se consideraban *competidores* de los humanos en el aprovechamiento cinegético de caza menor. El *cepeo* masivo de conejos en áreas linceras desapareció casi por completo en la década de los 90. Esto fue debido a que el declive de las poblaciones de conejo silvestre, como consecuencia de la aparición de la EHV, conllevó la pérdida de rentabilidad de estas campañas. Paralelamente se produjo la prohibición oficial del empleo del cepo a nivel nacional (Prohibición genérica, Art 34ª, *Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres*) como europea (*Reglamento 3254/91 de prohibición del uso de cepos en la Unión Europea*). A pesar de estas leyes, en algunas zonas aún continúa esta práctica ilegal (Guzmán *et al*., 2004).

Ferreras (1992) estudió la mortalidad de la población de linces de Doñana entre 1983 y 1989 con información de animales radiomarcados. Éste es el único estudio de mortalidad de linces del siglo XX que considera que las tasas de mortalidad atribuidas a cada causa son representativas de la población real. En este periodo, el 41,7% de la tasa de mortalidad anual de la población fue consecuencia de las capturas accidentales de los linces en cepos conejeros y lazos destinados a capturar conejos y zorros. El 16,7% de la mortalidad fue atribuida a atropellos, y el 8,3% tanto a muertes en pozos, como por ataque de perros o muerte natural. En el computo general de este trabajo, aproximadamente el 75% de la mortalidad anual de los linces deriva de actividades humanas. Se sabe que el uso de veneno, lazos y otros métodos no selectivos han tenido notables consecuencias sobre la conservación del lince ibérico (Ferreras *et al*., 1992). Este trabajo también puso de manifiesto la elevada tasa de mortalidad de los individuos dispersantes. En el caso de la población de Doñana, se debe a la fragmentación del hábitat, el cual obliga a estos individuos a atravesar zonas de alto riesgo para encontrar nuevas áreas donde asentarse. Las hembras, con una dispersión próxima al territorio natal y más tardía que los machos, presentaron tasas de mortalidad inferiores. En una muestra de 48 linces encontrados muertos entre 1988 y 1998 en el área de Doñana el 21% de las muertes fueron causadas por artes ilegales (cepos, lazos y jaula trampa) y un 8,3% por disparos (Informes inéditos OAPN). En la Sierra de Andújar, entre 1992 y 1995 (Rodríguez y Delibes, 1995), de una muestra de 10 animales radiomarcados se tiene constancia de la muerte de al menos 3 linces, 2 de ellos como consecuencia de lazos para el control de predadores.

El declive de las poblaciones de conejo provocado por la aparición de la EHV en 1989, causó un incremento en el control de predadores en muchas fincas del área de distribución histórica de la especie con aprovechamiento cinegético de caza menor (Villafuerte *et al*., 1994, 1995) donde aún quedaban densidades adecuadas para su explotación.

Atropello de *Farío* en la A471 (19/09/2010).
GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



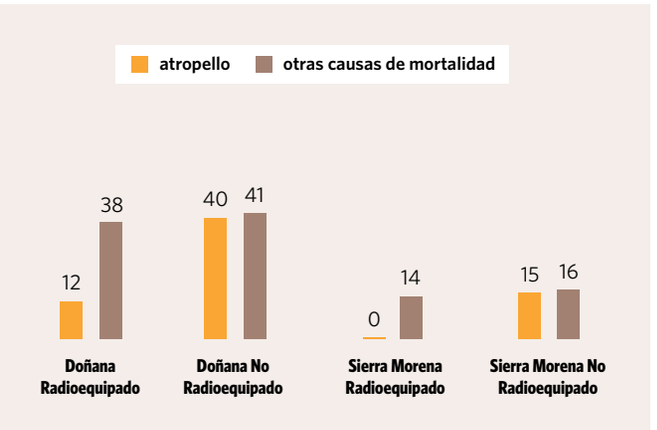
Casualmente, estas áreas eran las únicas que reunían las condiciones tróficas adecuadas para mantener poblaciones de lince, donde seguramente quedaron relegados. Se sabe que el uso de veneno, lazos y otros métodos no selectivos han tenido notables consecuencias para la conservación del lince ibérico (Ferreras *et al*. 1992). Según esta información, la hipótesis más probable es que la desaparición del lince en estas áreas pueda deberse a la mortalidad no natural como consecuencia de la aplicación de métodos no selectivos de control de predadores. A pesar de ello, estas áreas son las únicas, dentro del área de distribución histórica reciente, que reúnen todas las condiciones (hábitat, abundancia de conejo y superficie) para albergar futuras poblaciones viables de lince ibérico. Sin embargo, el éxito de los programas de reintroducción y la recolonización natural de estas áreas por parte de la especie dependerá de la desaparición de la persecución humana que le afecta en la actualidad en forma de control indiscriminado de predadores (Cabezas-Díaz *et al*., 2009). Actualmente el control de predadores autorizado mediante artes no selectivas matan a gran cantidad de predadores, incluyendo especies protegidas (Virgós y Travaini, 2005). El control de predadores ha sido la principal causa de la mortalidad no natural del lince (Nowell y Jackson, 1996; Rodríguez y Delibes, 2004), y la persecución humana la principal de su extinción de la mayor parte de sus áreas de distribución (Cabezas-Díaz *et al*., 2009).

La fragmentación de los hábitats por vías de comunicación (vías asfaltadas y red ferroviaria) produce dos efectos negativos en las poblaciones silvestres (Forman *et al*., 2003): por un lado la destrucción y desconexión de espacios conservados y por tanto de las especies que los ocupan, tanto en valores de biodiversidad como en cuanto a los efectivos poblacionales, y por otro la mortalidad directa por atropellos.

Los primeros registros de linces atropellados se recogen de manera sistemática desde 1979 y empezaron a recopilarse por la EBD-CSIC y posteriormente también por el Parque Nacional de Doñana y Agentes de Medio Ambiente de la Consejería de Medio Ambiente. Los ejemplares de la colección de la EBD fueron revisados, extrayéndose las causas de muerte referenciadas. Estos registros han sido ordenados y complementados con información recogida por los equipos de seguimiento de los proyectos LIFE Naturaleza en la última década.

Un análisis de su conjunto muestra que a diferencia del resto de mortalidades, el porcentaje de individuos muertos hallados radiomarcados es significativamente menor que en otros tipos de mortalidad (X^2_{1gl}= 7,19; p<0,01), o dicho de otro modo, la mortalidad producida por atropello resulta ser la más detectable de las mortalidades antropogénicas que sufre el lince ibérico. Independientemente del porcentaje de la población que en cada momento ha estado radiomarcado, sería esperable que el porcentaje de individuos radioequipados encontrados muertos fuera el mismo independientemente del motivo de su muerte. Sin embargo, en ambas poblaciones se observa un menor porcentaje de linces hallados atropellados con emisor (Doñana 23%; Sierra Morena 0%) frente a los hallados muertos por otras causas, también radiomarcados (Doñana 48,1%; Sierra Morena 31%), (Fig. 13).

Figura 13. Detectabilidad de mortalidad en el lince ibérico



Fuente: fuentes varias. Elaboración propia

Esta circunstancia hace que la mortalidad por atropello haya aparecido como uno de los factores más negativos para la viabilidad de las poblaciones de lince ibérico, y de manera muy particular en la población de Doñana-Aljarafe donde se han registrado 52 de los 67 atropellos de los que se tiene constancia en los últimos treinta años (1979-2010).

A partir de los 70, la puesta en marcha del Plan Almonte-Marisma y la potenciación urbanística del núcleo de Matalascañas desencadenaron el inicio de la creación de la actual red de carreteras en la comarca. Si consideramos que se ha mantenido el mismo número de vías desde los años ochenta, los factores

que han influido en el aumento de los atropellos de fauna son la densidad del tráfico y la velocidad de los vehículos. Los IMD (índice medio de vehículos/día) recogidos por la Consejería de Obras Públicas y Vivienda, de la Junta de Andalucía, muestran un incremento en el tráfico de más de un orden de magnitud (en 1983 la A-483, Almonte-Matalascañas, recogía un tráfico menor de 500 vehículos/día mientras que en 2010 se ha registrado un IMD de 7000-11000 vehículos/día), según el tramo. La velocidad de tránsito se ha incrementado por la calidad y estado de conservación del pavimento de las carreteras, así como por la mejora en los propios vehículos, siendo más notable la efectuada en caminos forestales y agrícolas (algunos de los cuales han pasado de caminos de albero a asfaltados) que en las carreteras.

Es difícil estimar qué aumento en el número de atropellos habrían ocasionado estos dos factores por separado si no se hubieran realizado adecuaciones para tránsito de fauna en Doñana. Las actuaciones realizadas en las vías de comunicación han impedido que se haya disparado la mortalidad por atropello. En la actualidad, los censos de las poblaciones de lince ibérico que anualmente se efectúan tienen un escaso error (en torno al 5%). Esto permite hacer cálculos de la incidencia real que la mortalidad por atropello está teniendo en la población cada año (Fig. 14).

Desde 2006 se tiene una estrategia de integración de actuaciones en permeabilización de vías asfaltadas. Desde 2007 se ha observado una reducción de un 63,1% en la incidencia de la muerte por atropello sobre el total de la población, pasando de una mortalidad media en el periodo 2002-2006 del 7,1 % del total de individuos de Doñana, a un atropello medio de 2,6 % del total de la población en el periodo 2006-2010.

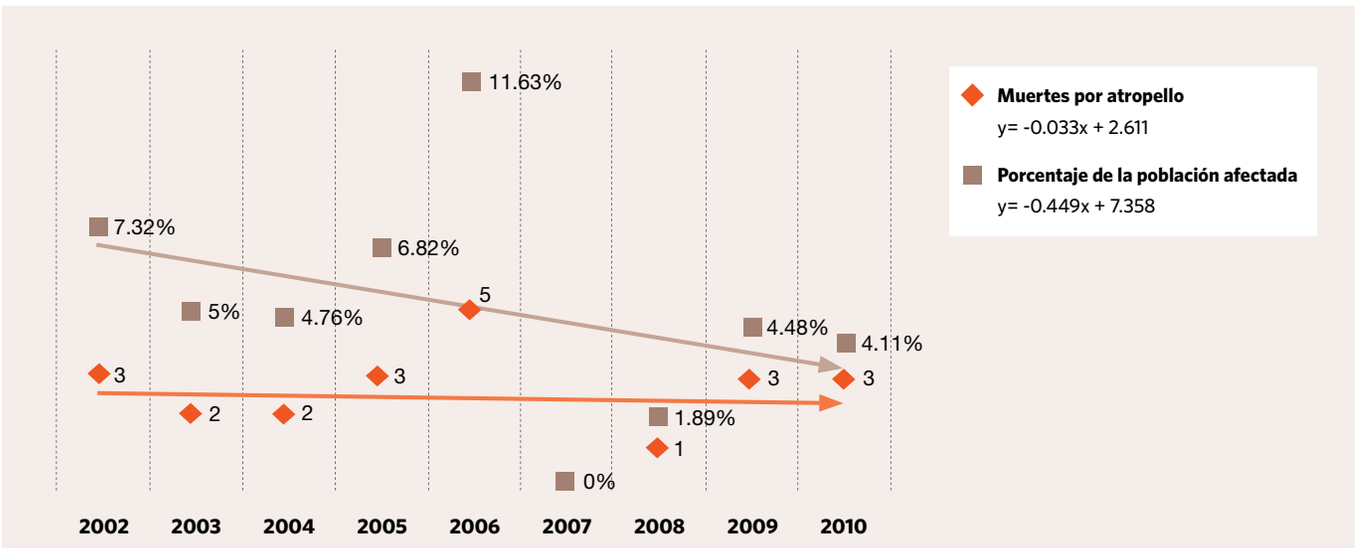
Estas pérdidas por atropellos no están impidiendo el crecimiento de la población en la actualidad. Sin embargo, la mortalidad no natural en su conjunto, encabezada por las enfermedades infecciosas impropias de la especie, es sin duda, una de las causas que limita en mayor medida el incremento de la población de linces.

La ampliación del área de distribución del lince ibérico continuará necesitando de nuevas correcciones. La participación de la Consejería de Obras Públicas y Vivienda de la Junta de Andalucía, como socio del proyecto LIFE Naturaleza LIFE06NAT/E/000209, ha facilitado el control sobre este problema, evaluando los cambios. Actualmente se continúa evaluando los cambios en la distribución de la especie para proponer y ejecutar mejoras en las vías de comunicación, que limiten las muertes por atropello y mejoren la conexión entre núcleos y poblaciones.

Figura 14.

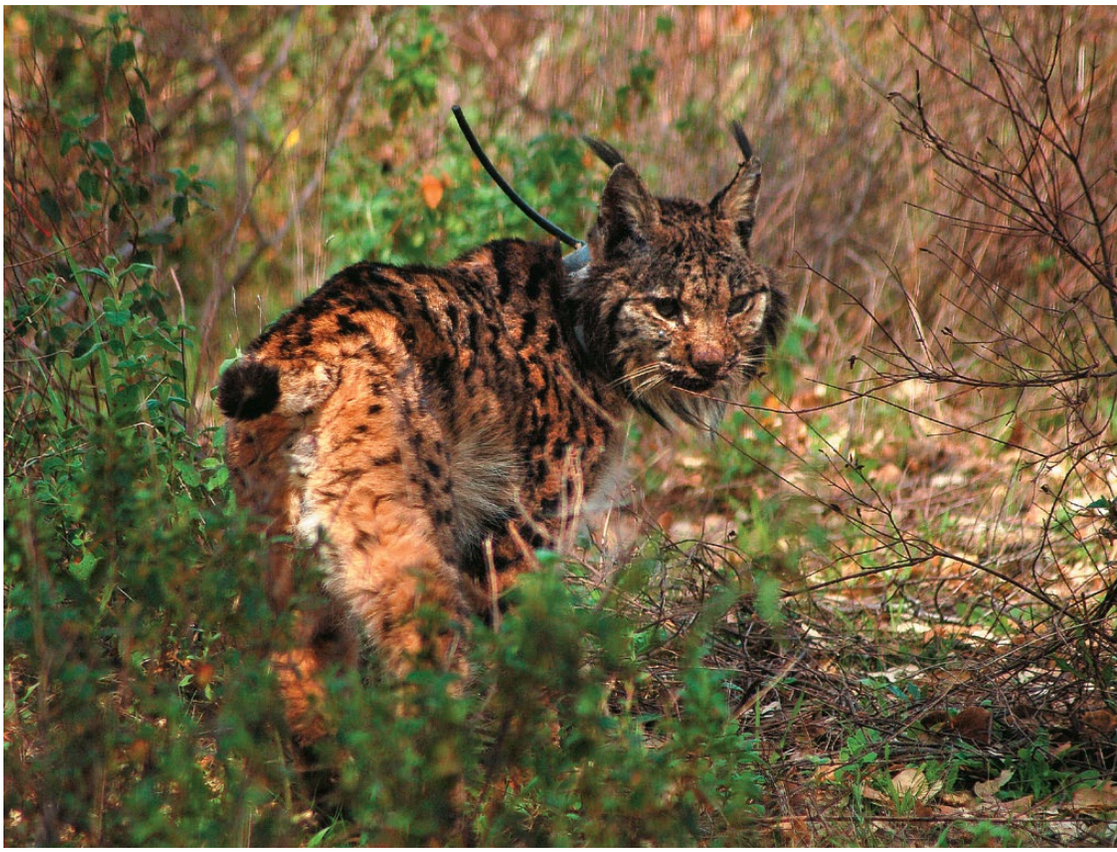
Tendencias de la mortalidad por atropello y de la incidencia sobre la población de Doñana

Los datos muestran el descenso en la incidencia de la mortalidad por atropello (porcentaje de la población afectada del total). La disminución observada en el número neto de individuos que mueren por atropello no ha sido significativa.



Fuente: varias fuentes. Elaboración propia

MORTALIDAD NATURAL



Uda, macho adulto procedente de la población de Doñana-Aljarafe localizado días previos a su muerte de manera natural por Leucemia felina (FeLV).
JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

La mortalidad natural incluye las muertes producidas por causas ajenas a la actividad humana, que surgen de manera normal en las poblaciones: interacciones intra e interespecíficas, enfermedades, etc. Al ser fenómenos naturales, su impacto en la dinámica poblacional de las especies suele ser bajo y, por tanto, no parece que pueda haber sido un factor determinante en el proceso de declive sufrido por el lince ibérico en el siglo XX. Por ejemplo, la mortalidad causada por peleas entre linces adultos es un mecanismo interno de regulación de la densidad (Polis *et al*., 1984), por lo que su influencia en la extinción local de poblaciones debe de haber sido nula. Lo mismo sucede con la predación por predadores naturales, ya que el felino posee muy pocos predadores y casi todos pueden actuar como tales sólo a edades tempranas de la vida de la especie.

En principio, las enfermedades tampoco habrían de ser una causa de mortalidad cuyo impacto en las poblaciones fuera importante, pero, como veremos a continuación, existen una serie de factores que las pueden convertir en una amenaza de primer orden. Esto las convierte en la única causa de mortalidad natural que puede haber contribuido al declive del lince ibérico. Aunque se desconoce su papel concreto en la dramática regresión sufrida por la especie, dado que las enfermedades pueden llegar a ser un importante determinante ecológico en poblaciones con exiguos efectivos, se piensa que su efecto puede haber sido localmente importante.

Existen numerosos ejemplos que explican que las enfermedades han alterado de manera dramática la dinámica poblacional de especies de vertebrados, comprometiendo su supervivencia o provocando su extinción (Smith *et al*., 2009; Thompson *et al*., 2010). A este respecto, el lince ibérico padece los principales factores de riesgo sanitario reconocidos con capacidad de provocar la extinción debida a enfermedades (Castro y Bolker, 2005; Pedersen *et al*., 2007).

Éstos son:

a) **Pequeño tamaño poblacional:** los efectivos con los que cuenta la especie no superan los 300 ejemplares, repartidos únicamente en dos núcleos aislados. El bajo tamaño poblacional hace que factores estocásticos, tales como la aparición de enfermedades infecto-contagiosas, cobren una especial relevancia por ser capaces de provocar por sí mismos la extinción de la especie.

b) **Alta densidad:** tanto en Sierra Morena (donde habita casi un ejemplar por km^2), como en algunas zonas de Doñana-Aljarafe la densidad de linces es muy alta. Desde el punto de vista sanitario, éste es un factor de riesgo, ya que favorece la dispersión de enfermedades infecto-contagiosas en la población.

c) **Baja variabilidad genética:** la baja variabilidad genética y la endogamia son factores que aumentan la susceptibilidad a las enfermedades infecciosas en mamíferos (Acevedo-Whitehouse *et al.*, 2003; Ross-Gillespie *et al.*, 2007; Lyons *et al.*, 2009), y por ello los programas de conservación de especies amenazadas deben trabajar para evitarlas (Spielman *et al.*, 2004). En el lince ibérico está considerado como una de las causas de su pérdida de efectividad del sistema inmune (Peña *et al.*, 2006).

d) **Convivencia con especies reservorio de agentes patógenos para el lince ibérico:** por su proximidad filogenética, los gatos domésticos y monteses comparten gran cantidad de patógenos con el lince ibérico. De hecho existen evidencias de enfermedades transmitidas de éstos al felino (López *et al.*, 2009; Meli *et al.*, 2009). Existen otros carnívoros, principalmente cánidos y mustélidos, identificados como reservorios de agentes potencialmente patógenos para la especie (Millán *et al.*, 2009a; Meli *et al.*, 2010). Por otra parte, los ungulados silvestres presentan una alta prevalencia de tuberculosis en las áreas de distribución del lince (Gortázar *et al.*, 2005; Vicente *et al.*, 2007; Romero *et al.*, 2008; Notario *et al.*, 2010), enfermedad constatada en lince ibérico en varias ocasiones (Briones *et al.*, 2000; Aranaz *et al.*, 2004). Otras especies, como roedores y rumiantes domésticos, pueden actuar asímismo como reservorios de agentes patógenos para el lince, tales como *Leptospira spp* (Millán *et al.*, 2009b).

La enfermedad es la única causa de mortalidad natural que puede haber contribuido al declive del lince ibérico.

Aunque la mayor parte de las enfermedades de la fauna silvestre no son de nueva aparición, se piensa que van adquiriendo un papel cada vez más importante en la dinámica poblacional de las especies debido a la acción del hombre. La degradación del hábitat, que favorece la concentración de especies e individuos y aumenta las posibilidades de contacto con especies domésticas, así como el flujo de especies, que incrementa el riesgo de enfermedades, son varias de estas acciones (Daszak *et al.*, 2000). Por ejemplo, el brote de rabia que diezmó en tres cuartas partes las poblaciones de caberú (*Canis simiensis*) en los años 90, fue originado por contacto con perros domésticos infectados (Sillero-Zubiri *et al.*, 1996). Para solventar el brote hubo que actuar mediante un programa de vacunación selectiva y la monitorización de las poblaciones. En el caso del lince ibérico, la acción del ser humano ha provocado un mayor contacto con ungulados y carnívoros domésticos, favoreciendo la transmisión de enfermedades infecciosas entre ellos. Esto, unido a los factores de riesgo anteriormente citados, convierte a las poblaciones de lince en vulnerables a sufrir regulación causada por enfermedades (Roelke *et al.*, 2008).



Test de Leucemia felina positivo. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

PÉRDIDA DE LA VARIABILIDAD GENÉTICA



Cachorro procedente de una de las camadas mixtas de la población de lince ibérico. JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El declive demográfico y la fragmentación que muchas especies están sufriendo como consecuencia de la actividad humana puede afectar de manera severa a la composición genética de las poblaciones, al menos en dos sentidos distintos.

Por un lado, se pierde variación genética que resulta imprescindible para que la especie se adapte a cambios ambientales futuros. Por otra, algunas variantes genéticas (alelos) deletéreas pueden alcanzar frecuencias altas en la población y llegar a tener niveles altos de expresión, facilitados por la mayor probabilidad de cruces entre parientes (i.e. mayores niveles de endogamia). Uno de los ejemplos paradigmáticos de estos fenómenos lo ofrece la pantera de Florida, que después de sufrir un cuello de botella durante varias generaciones empezó a mostrar una alta incidencia de anormalidades morfológicas, baja calidad seminal y otros defectos congénitos (Johnson *et al*., 2010).

El lince ibérico ha sufrido en las últimas décadas un intenso proceso de declive que ha relegado la especie a sólo dos poblaciones pequeñas y aisladas en Andalucía. Distintos indicios previos ya indicaron que estos procesos podían haber afectado a la composición genética de las poblaciones. La variación de pelaje existente en el pasado se perdió totalmente en la población de Doñana con la desaparición en la década de los 60 de la mota fina (Beltrán y Delibes, 1993). Igualmente, las variaciones en tamaño y forma observadas entre poblaciones y las sufridas por los linces de Doñana a lo largo del tiempo sugieren la ocurrencia de efectos genéticos derivados del declive (Pertoldi *et al*., 2006).

Resultados preliminares (Johnson *et al*., 2004) y los análisis más recientes del grupo de genética evolutiva del departamento de biología de la conservación de la Estación Biológica de Doñana (CSIC), basados en marcadores moleculares, confirman estos indicios indirectos. Los datos obtenidos con marcadores microsatélites muestran una diversidad genética muy reducida en los linces ibéricos en comparación a la mayoría de poblaciones de felinos silvestres analizadas y cercanas a la de los casos más extremos, entre los que se incluye la pantera de Florida.

Estos efectos son especialmente preocupantes en Doñana, donde la diversidad genética es un 33% menor que en la población de la Sierra de Andújar. Ade-

más, la composición genética de las dos poblaciones silvestres remanentes es bastante diferente, lo que confirma la ausencia de intercambio reciente y sugiere un periodo relativamente prolongado de aislamiento entre ellas. Los patrones genéticos contemporáneos son compatibles con un efecto predominante de la deriva genética en tiempos recientes en ambas poblaciones, y en mayor medida en la población de Doñana, que es más pequeña y que se ha mantenido aislada del resto de la distribución histórica durante más tiempo. Además las estimas de tamaño efectivo permiten prever una reducción adicional de la diversidad genética a la mitad de la contemporánea en apenas sesenta años en Doñana-Aljarafe si las condiciones se mantienen (Godoy *et al*., 2009).

El análisis de ejemplares históricos de lince ibérico guardados en colecciones públicas y privadas han permitido obtener una visión inestimable de los procesos que han afectado a la especie en el último siglo y medio, al aportar una instantánea de cómo eran los patrones genéticos en el pasado y en las poblaciones ahora extintas. Los resultados preliminares muestran una diversidad genética globalmente mayor y más uniformemente distribuida en el pasado y evidencian las pérdidas progresivas de diversidad que han ocurrido en las poblaciones de Doñana y Andújar en tiempos recientes. Estos datos sugieren, además, que el aislamiento genético de la población de Doñana es más antiguo que los aproximadamente sesenta años asumidos hasta ahora (Casas-Marce, datos no publicados). Los datos históricos confirman pues que la composición genética de las poblaciones de lince ha sido severamente afectada por el declive demográfico de la especie y alertan sobre los riesgos que pueda conllevar para la persistencia de las poblaciones remanentes.

Es difícil saber hasta qué punto estos procesos están afectando a las poblaciones contemporáneas de la especie, pero algunas observaciones recientes podrían estar revelando los efectos negativos de la deriva genética en la población de Doñana. Por ejemplo, se han reportado incidencias anormalmente altas de glomerulonefritis membranosa (Jiménez *et al*., 2008) y de depleción linfoide (Peña *et al*., 2006). Además, existen indicios de una reducción del tamaño de camada en tiempos recientes, a pesar de los recursos aportados por el programa de alimentación suplementaria de los proyectos LIFE Naturaleza. Finalmente, es posible que un sistema inmune comprometido esté detrás del incremento reciente en la mortalidad natural y del brote de leucemia felina vírica en la población de Doñana en el año 2007 (Meli *et al*., 2009). De hecho, los datos del equipo de genética evolutiva de la EBD apuntan a una ausencia total de variación para genes del complejo mayor de histocompatibilidad de clase II, que codifican elementos claves en el desencadenamiento de la respuesta frente a patógenos extracelulares, en Doñana (Roques, datos no publicados). Este conjunto de indicios sugiere que la población de Doñana puede haber entrado en una dinámica de vórtice de extinción en la que las probabilidades de extinción aumentan progresivamente en el tiempo por la interacción de factores genéticos y demográficos (Palomares *et al*., enviado).

Los datos confirman que la composición genética de las poblaciones de lince ha sido severamente afectada por el declive demográfico de la especie.

La única actuación posible para la prevención o remediación de los efectos genéticos en poblaciones pequeñas, como la de Doñana, es la entrada de nuevos genes procedentes de otras poblaciones. Esto podría alcanzarse a medio plazo con el establecimiento de nuevas poblaciones que pudieran servir de piedras de paso para la reconexión genética con el resto de la distribución mediante dispersión natural. Una actuación a más corto plazo pasa por la translocación de individuos de una población a otra, reforzamiento, al menos hasta que el desarrollo de la tecnologías reproductivas no permitan el movimiento de genes a través del almacenamiento de esperma y la fecundación asistida (Roldán *et al*,. 2009).

Las actuaciones para el reforzamiento genético de la población de Doñana se iniciaron en 2007 y se han repetido en 2008 y en 2010. La consecución de los objetivos perseguidos con las translocaciones pasa necesariamente por la reproducción de los individuos translocados y la supervivencia de su descendencia hasta la edad reproductora. La reproducción exitosa del primer macho translocado (*Baya*) en los años 2008, 2009 y 2010 ha generado los primeros individuos de ascendencia mixta que, al incorporar

genes de las dos poblaciones, presentan una diversidad genética muy superior a la del resto de individuos nacidos en Doñana, lo que puede introducir un punto de inflexión en la trayectoria descendente de la diversidad genética de esta población en tiempos recientes (Fig. 15).

Este efecto ha de consolidarse, no obstante, con la reproducción de otros individuos translocados y con la reproducción de los descendientes mixtos. Supone por tanto una excelente noticia la confirmación de la reproducción de un hijo de *Baya* del 2008, *Esencia*, en la temporada reproductora de 2010.

La restauración de la variación genética que las translocaciones persiguen debería resultar en un aumento del potencial adaptativo y una disminución de los índices de endogamia de la población de Doñana, lo que supondrá un alivio de los riesgos de naturaleza genética para la persistencia de la población. Aportando un antecedente esperanzador, la translocación de ejemplares de puma desde Tejas a Florida ha tenido efectos beneficiosos notables en la demografía, la genética y el estado sanitario de la población receptora (Johnson *et al*., 2010).

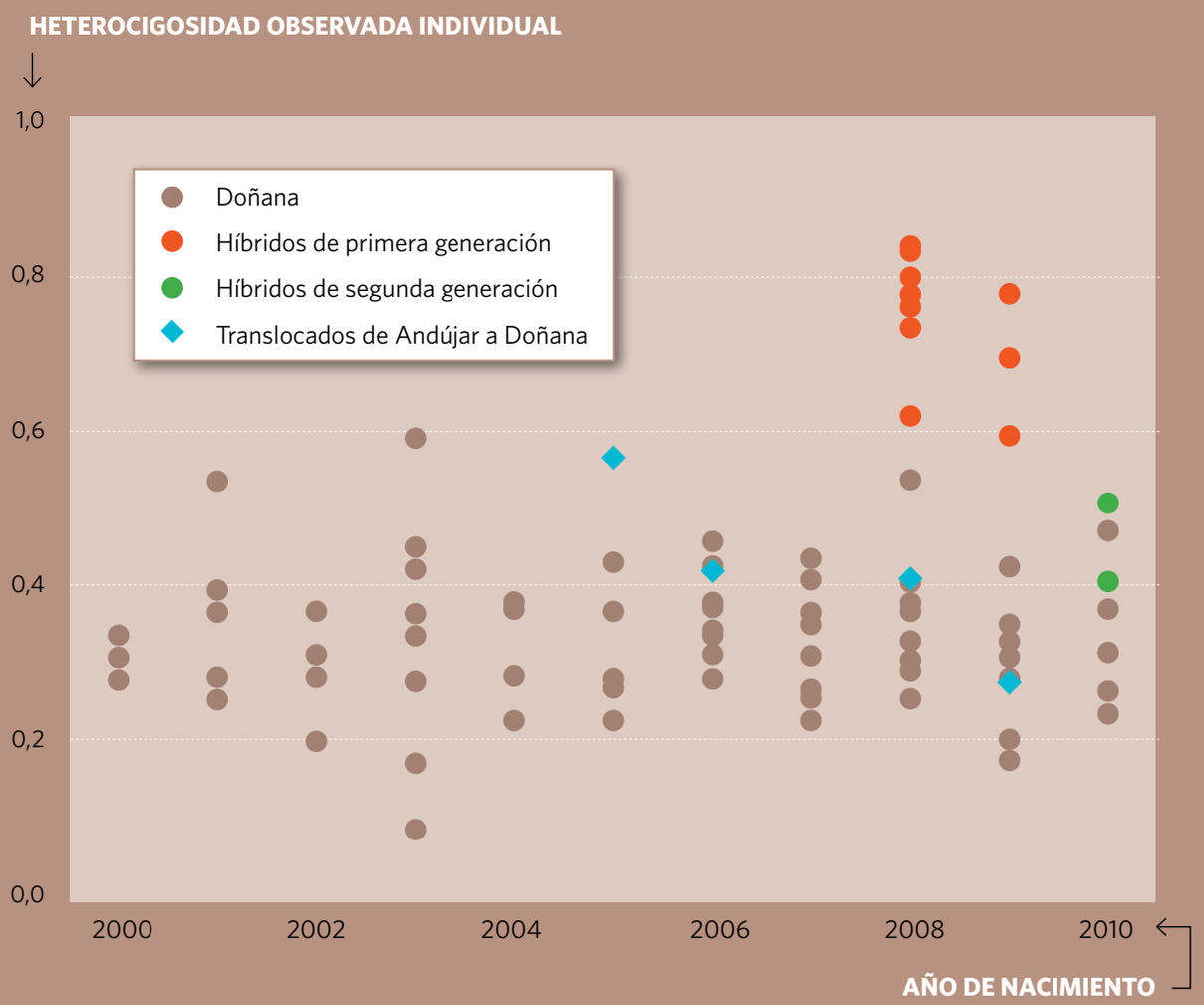
La conservación de la especie es una tarea compleja que demanda actuaciones en múltiples frentes para responder a las diversas amenazas que se ciernen sobre la especie. Entre estos, los riesgos genéticos resultan menos visibles pero pueden llegar a adquirir una importancia capital en un escenario como el del lince ibérico. Las actuaciones iniciadas responden a estas amenazas y suponen un motivo más de esperanza para la especie.



Baya, primer ejemplar traslocado a la población de Doñana-Aljarafe para reforzamiento genético. JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Figura 15.
Heterocigosidad observada para cachorros nacidos en Doñana entre el año 2000 y el 2010 (círculos) e individuos translocados desde la Sierra de Andújar (rombos).

LOS CACHORROS NACIDOS DE PARENTALES DE DOÑANA SE REPRESENTAN EN MARRÓN, MIENTRAS QUE LOS DESCENDIENTES DE BAYA APARECEN EN ROJO Y SUS NIETOS EN VERDE. LOS CUATRO INDIVIDUOS TRANSLOCADOS DESDE ANDÚJAR A DOÑANA EN 2008, 2009 Y 2010 SE MUESTRAN CON ROMBOS AZULES. LA ENTRADA DE NUEVOS GENES MEDIANTE LA REPRODUCCIÓN DE INDIVIDUOS TRANSLOCADOS DEBERÍA AUMENTAR LA DIVERSIDAD GENÉTICA, DISMINUIR LOS NIVELES DE CONSANGUINIDAD POBLACIONALES EN DOÑANA Y REDUCIR LOS RIESGOS DE NATURALEZA GENÉTICA PARA LA PERSISTENCIA DE ESTA POBLACIÓN.



Fuente: J.A. Godoy y M. Casas-Marce, 2011.

APARTADO B

EL PROGRAMA DE CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO EN ANDALUCÍA

1 / CONSERVACIÓN DE LAS POBLACIONES ACTUALES

2 / RECUPERACIÓN DE LAS POBLACIONES EXTINTAS: REINTRODUCCIÓN

3 / COLABORACIÓN DEL PROGRAMA DE CONSERVACIÓN EX-SITU





MMC

APARTADO B

1 / CONSERVACIÓN DE LAS POBLACIONES ACTUALES

INTRODUCCIÓN

CUSTODIA DEL TERRITORIO

EL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DEL LINCE

EL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DEL CONEJO

EL PROGRAMA DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS POBLACIONES ACTUALES

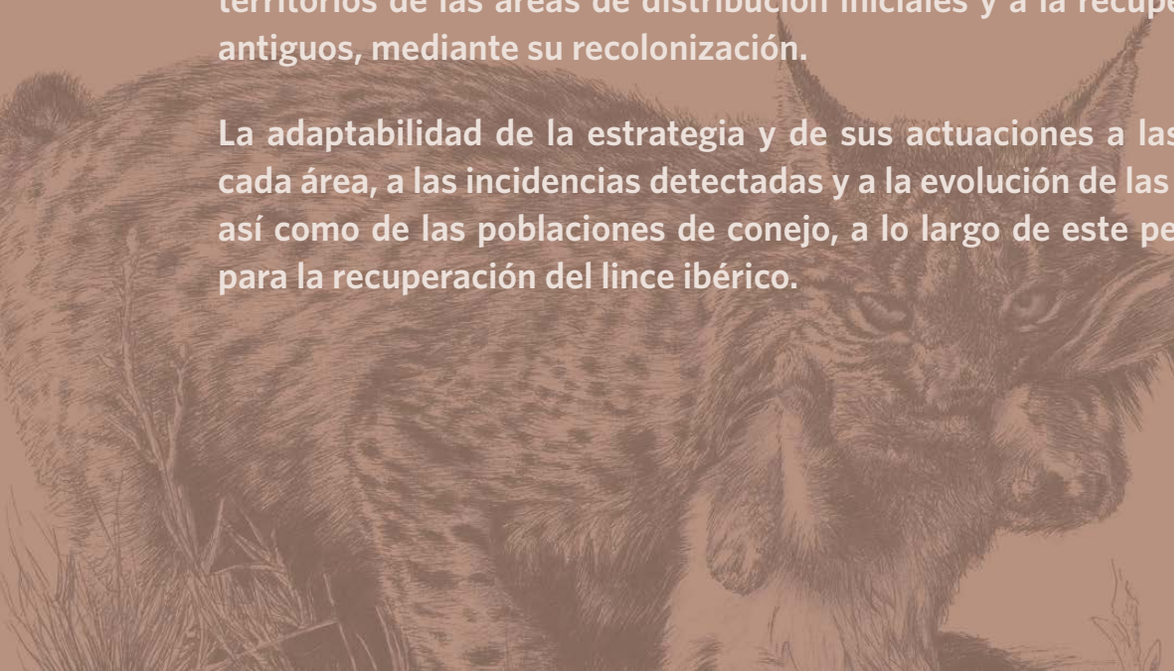
VALORACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LAS ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN

El Programa de conservación y recuperación del lince ibérico ha podido ponerse en marcha gracias al apoyo de la Comisión Europea a través los programas LIFE Naturaleza, como instrumento de financiación de actuaciones de conservación en Medio Ambiente.

La crítica situación en la que se encontraba la especie a primeros del siglo XXI hizo que la Administración Pública andaluza, a través de la Consejería de Medio Ambiente, desarrollara una estrategia de conservación con el fin de frenar la tendencia regresiva y de extinción que presentaba el lince en aquel momento. Para ello se definieron unos objetivos y se seleccionaron unas actuaciones de conservación a poner en marcha para la recuperación de las dos únicas poblaciones de lince ibérico en todo el territorio peninsular.

Son dos las etapas por las que ha pasado dicha estrategia de conservación y recuperación en los últimos diez años, diferenciados en el tiempo por el ámbito temporal de los propios proyectos LIFE Naturaleza (LIFE02NAT/E/008609 (2002-2006) y LIFE06NAT/E/000209 (2006-2012)) y con unos objetivos demográficos diferentes acordes al estatus poblacional. A pesar de ello, las líneas de actuación fijadas en el primer proyecto LIFE Naturaleza para la consecución de los objetivos marcados han seguido siendo las líneas básicas de actuación para el segundo. Las diferentes actuaciones puestas en marcha in situ están dirigidas hacia la mejora de alimento (mejora de las poblaciones de conejo y alimentación suplementaria), reducción de la mortalidad no natural (prevención de la mortalidad por caza ilegal, atropellos y desfragmentación del hábitat), reducción de la mortalidad natural (prevención de los efectos negativos de la endogamia y de las enfermedades), mejora de la disponibilida de agua y de la disponibilidad de cubiles de cría. Todas éstas actuaciones están dirigidas hacia dos objetivos muy concretos, la mejora de las condiciones de territorios de las áreas de distribución iniciales y a la recuperación de territorios antiguos, mediante su recolonización.

La adaptabilidad de la estrategia y de sus actuaciones a las particularidades de cada área, a las incidencias detectadas y a la evolución de las poblaciones de lince, así como de las poblaciones de conejo, a lo largo de este periodo ha sido crucial para la recuperación del lince ibérico.



INTRODUCCIÓN



MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El fenómeno de la depredación implica complejas redes de interacciones socio-ambientales, lo que provoca que la recuperación y conservación de mamíferos carnívoros suela ser una actividad complicada (Gittleman *et al*., 2001; Hayward y Somers, 2009; MacDonald & Loveridge, 2010). Si ya de partida dicha circunstancia es inherente al lince ibérico como depredador, los programas aplicados a la salvación de esta emblemática especie son además particularmente complejos, ya que coinciden cuatro circunstancias que complican en gran manera su desarrollo. En primer lugar, el lince ibérico es el felino más amenazado del mundo, en una situación tan crítica que podría considerarse como irreversible según las teorías demográficas y genéticas más recientes (Johnson *et al*., 2004). En segundo lugar, debido a su extrema dependencia por una sola especie-presa (Palomares *et al*., 2001), el conejo, uno de los principales problemas de conservación se encuentra condicionado en gran medida por la interacción de un virus con la presa básica (Calvete, 2006), situación que complica sobremanera el panorama del manejo. En tercer lugar, la mayor parte de sus efectivos poblacionales se sitúan en terrenos de titularidad privada (Simón-Mata *et al*., 2009). Y en cuarto lugar, su hábitat potencial es escaso y se encuentra muy fragmentado (Real *et al*., 2009). Esta situación es realmente excepcional por su complejidad y apenas existen experiencias de conservación similares, con la excepción del caso del turón de patas negras en Estados Unidos (*Mustela nigripes*), que presenta las mismas cuatro peculiaridades (Wilson y Mittermeier, 2009). Una parte importante de esta desfavorable situación es consecuencia del carácter súper-especialista del lince ibérico (Ferrer y Negro, 2004). De hecho, nunca ha sido una especie abundante en términos absolutos, ya que ha estado prácticamente ligado a la Península Ibérica desde su aparición hace un millón y medio de años aproximadamente (Johnson *et al*., 2004).

Aunque el panorama de partida era realmente desalentador, se decidió actuar de manera contundente mediante la elaboración y desarrollo de una estrategia de conservación, diseñada no sólo para evitar la inminente extinción de la especie, sino también para garantizar su supervivencia a largo plazo. Dicha estrategia se fundamentó en dos pilares básicos, la conservación de las poblaciones supervivientes y la restauración de antiguos núcleos poblacionales. La finalidad última es conseguir recuperar poblaciones demográfica y genéticamente sanas viables a largo plazo. En la actualidad, la creación de nuevos núcleos poblacionales se ha convertido en el tercer pilar del programa de conservación para la viabilidad de la especie a largo plazo. Para la consecución de estos objetivos la custodia del territorio ha tenido un papel esencial desde el inicio del programa, no siendo posible desarrollarlo de no haber tenido a los titulares de las fincas o cotos de caza del lado de la conservación del felino.

En el presente capítulo se detallan el desarrollo y los resultados del programa de conservación del lince ibérico en Andalucía obtenidos durante el periodo 2001-2010. Si bien todavía ha transcurrido poco tiempo desde su inicio, la información preliminar aporta esperanza y, además, puede ser de gran utilidad para su aplicación tanto a la recuperación del lince ibérico fuera de Andalucía, como para experiencias dirigidas a otras especies.

CUSTODIA DEL TERRITORIO



Espacio Natural de Doñana. JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

En 1990, Alejandro Rodríguez y Miguel Delibes publican un trabajo auspiciado por el antiguo ICONA, en el que aproximan la situación del lince ibérico en España. Estos autores muestran para Andalucía una extensa y continua población lincera a lo largo y ancho de Sierra Morena, y varias pequeñas poblaciones aisladas situadas en Doñana, en las Sierras Béticas orientales y un arco desde Sierra Mágina a Sierra Nevada, pasando por Sierra Harana.

En el año 2001 la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía puso en marcha un *Programa de actuaciones para la conservación del lince ibérico* con fondos propios. Entre las medidas que contemplaba estaba la realización de un sondeo sistemático de las poblaciones citadas a finales del siglo XX, revisando las áreas con presencia dadas en el trabajo de Rodríguez y Delibes. Este censo dio como resultado la aparición de indicios de la especie sólo en Doñana y en las sierras de Andújar y Cardeña. Pero además se comprobó que la mayoría de la superficie ocupada pertenecía a fincas de titularidad privada y/o a terrenos cinegéticos gestionados por sociedades de cazadores.

A lo largo del siglo XX las políticas de conservación de la naturaleza han ido evolucionando no sólo en el ámbito legislativo y administrativo, sino también desde un punto de vista contractual. El desarrollo de una abundante legislación, así como de diversas normativas sectoriales, han sido las formas más normales para enfocar la conservación del medio natural en nuestro país. Esta tendencia ha ido cambiando paulatinamente desde una nueva concepción de los espacios protegidos, avanzando hacia una implicación voluntaria de la propiedad privada.

La participación de la iniciativa privada en los trabajos de conservación es algo reciente. La Fundación CBD Hábitat y Adena-WWF iniciaron con éxito en los años noventa, en Castilla-La Mancha y Andalucía, un programa de convenios de colaboración con propietarios privados basado en el pago de derechos de arrendamiento de caza menor.

Este sistema de colaboración viene funcionando desde hace años en otros países con mayor tradición en políticas activas de conservación. Así por ejemplo el *National Trust* (http://www.nationaltrust.org.uk/), en Inglaterra, está considerado la mayor institución conservacionista de Europa. Posee varias delegaciones en Inglaterra, Gales, Irlanda del Norte y Escocia. Su finalidad no es solo la preservación del patrimonio natural sino también el cultural y el histórico. Posee más de 248000 hectáreas, 900 kilómetros en zonas de costa, 466 lugares de especial interés científico, 940 monumentos industriales y cerca de 40000 yacimientos arqueológicos.

Otros proyectos de custodia del territorio de gran interés son los desarrollados por instituciones como la *Scottish Natural Heritage* (http://www.snh.gov.uk/), con multitud de acuerdos con propietarios particulares en las High Lands en el norte de Escocia.

En Canadá, la custodia cobra un papel especial debido a que la mayor parte de la biodiversidad se concentra en la parte sur del país donde la mayoría del territorio es de titularidad privada, mientras que el centro y norte son mayoritariamente terrenos públicos, el bosque boreal. Por esta razón, la propia administración desarrolla una política de custodia del territorio (http://www.ec.gc.ca/).

En Estados Unidos existen más de 1.600 asociaciones de tierras (Land trusts), para colaborar con los propietarios de fincas rústicas en la custodia de sus tierras. Además de la labor realizada por el *Fish & Wildlife Service* (http://www.fws.gov/), las asociaciones privadas, a fecha de diciembre de 2010, custodiaban cerca de 1,6 millones de hectáreas de propiedad privada, que albergan valores naturales de gran interés. Además grandes asociaciones nacionales como *The Nature Conservancy* (http://www.nature.org/) protegen cerca de 3,2 millones de hectáreas, bien mediante acuerdos o con propiedad plena. La Administración americana ha creado mecanismos de desgravación fiscal que permiten reducir los impuestos patrimoniales a los propietarios que cedan parcial o totalmente los derechos en una parte o en la totalidad de su propiedad. Las asociaciones de tierras son las depositarias de estos derechos y ayudan al propietario a gestionar su finca de acuerdo con las cesiones que se concretan.

¿Y en qué se concreta la custodia del territorio? Cualquier propietario de una finca rústica puede ceder una parte de los derechos correspondientes a sus terrenos mediante los llamados títulos de conservación (*Conservation easements*) muy parecidos a los convenios de colaboración que se practican en España.

La mayoría de los ordenamientos internacionales que modernamente se han replanteado la gestión de los espacios naturales protegidos han incorporado la custodia del territorio como un instrumento valioso para la conservación del patrimonio natural y el uso sostenible de la biodiversidad. Ésta se debe entender como una herramienta que permite trabajar en colaboración con propietarios, privados o públicos, de lugares de interés natural y por tanto el objetivo que se persigue es fomentar en ellos la responsabilidad de conservar los valores naturales, culturales, sociales y paisajísticos.

En línea con dichos movimientos, el ordenamiento jurídico español ha recogido a través de la *Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*, no sólo el concepto de custodia del territorio sino la base legal y de su fomento mediante un régimen de ayudas estatales. Además, la promulgación de esta ley ha coincidido en el tiempo con otros dos importantes instrumentos vinculados con principios y maneras relevantes para la custodia: la promulgación de la *Ley 45/2007, de 13 de diciembre, para el Desarrollo Sostenible del Medio Rural* y la ratificación por las Cortes Generales, el 26 de noviembre de 2007, del Convenio Europeo del Paisaje, que entró en vigor en España el 1 de marzo de 2008.



Sierra Morena. MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Una vez aprobado este nuevo marco normativo el gran reto que se presenta es, sobre todo, la aprobación y puesta en marcha de los instrumentos previstos en el mismo, momento que condiciona la operatividad y aplicación real de sus medidas. Ahora son las Comunidades Autónomas las que deben desarrollarlo para permitir que este movimiento pueda expresarse y desarrollarse siguiendo como criterio normativo lo expuesto en la Ley 42/2007.

1 El caso de Andalucía y el lince ibérico

En el ámbito de la Comunidad Autónoma de Andalucía la *Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y Fauna Silvestre de Andalucía*, posibilita suscribir convenios de colaboración entre la Consejería de Medio Ambiente y los propietarios privados y/o gestores de terrenos.

Con el inicio del *Programa de actuaciones para la conservación de la especie* se realizaron los primeros convenios. La base fundamental fue que las tierras se encontraran en áreas linceras y que los acuerdos establecidos no conllevaran un pago, salvo que hubiera una pérdida económica por la propiedad derivada del mismo. El procedimiento seguido ha sido contactar con la propiedad para determinar su actitud hacia el acuerdo, realizar una visita técnica con una propuesta de actuaciones de mejora de hábitat, la cual se ponía a disposición de la propiedad, y en el momento que había consenso se firmaba el convenio.

El objeto de éstos es definir las condiciones generales de colaboración entre las partes, los fundamentos jurídicos en los que se asientan, los derechos y obligaciones que las mismas se reconocen en el ámbito de dicha colaboración y las actuaciones previstas por unidades de obra y anualidades a ejecutar. Los convenios han sido por tanto, y lo son en la actualidad, acuerdos vinculantes entre la administración y la propiedad y/o gestores cinegéticos, firmados por el Consejero de Medio Ambiente y los titulares del terreno o de derechos.

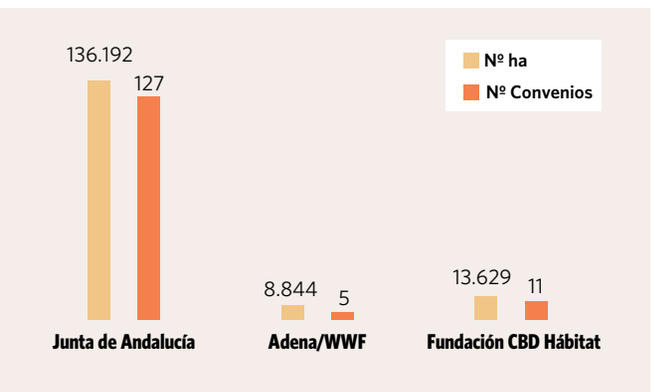
De este modo, los propietarios se convierten en protagonistas ya que asumen su parte de responsabilidad en la conservación del lince y en una gestión sostenible de su territorio. Además otros agentes sociales como los cazadores, ganaderos y agricultores pueden sumarse a esta iniciativa.

En 2002 la Comisión Europea aprobó el primer proyecto LIFE Naturaleza *(LIFE02NAT/E/008609) "Recuperación de las poblaciones de lince ibérico (Lynx pardinus) en Andalucía"* y en 2006, el segundo Proyecto LIFE Naturaleza *(LIFE06/NAT/E/000209) "Conservación y reintroducción del lince ibérico (Lynx pardinus) en Andalucía"*. Ambos (http://ec.europa.eu/environment/life/) contemplaban la custodia del territorio mediante convenios de colaboración como forma de disponer del terreno para ejecutar actuaciones de recuperación del lince ibérico y el conejo. En el primero este sistema se aplicó en los núcleos de presencia de la especie, en las sierras de Andújar y Cardeña, y Doñana-Aljarafe. Y durante el segundo se incorporaron las dos áreas de reintroducción, el valle del río Guadalmellato (Córdoba) y el valle del río Guarrizas (Jaén).

En este momento, existen 158665 ha con convenios de colaboración que se distribuyen entre la Junta de Andalucía con 136192 ha (126832 ha de particulares y 9360 ha de montes públicos), 8844 ha Adena/WWF y 13629 ha Fundación CBD Hábitat. Estas dos últimas entidades sólo tienen convenios de colaboración en la Sierra de Andújar (Fig. 16).

La superficie total convenida se distribuye según la Fig. 17, destacando Doñana-Aljarafe con 61379 ha, seguida de la Sierra de Andújar con 60314 ha. Las sierras de Cardeña y Montoro son una zona de expansión de la población de la Sierra de Andújar que se encuentra limitada por las dehesas, para apro-

Figura 16.
Superficie y número de convenios por entidad, 2002-2011.

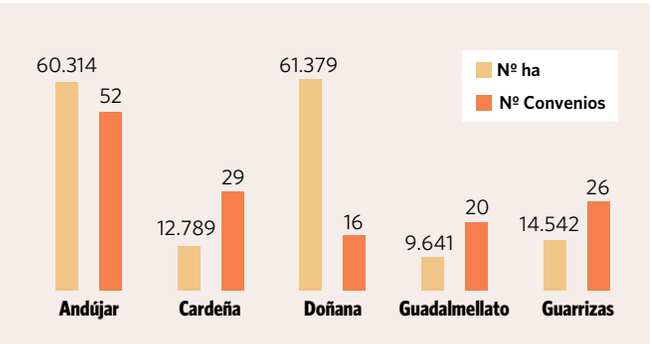


Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia.

vechamiento ganadero, que limitan la presencia de matorral y por tanto del conejo y el lince. Las áreas de los valles de los ríos Guadalmellato y Guarrizas, como zonas de reintroducción recientes, sólo tienen convenio en la superficie seleccionada. Una vez comprobada la evolución de los linces liberados y establecidos los correspondientes territorios se reevaluará la necesidad de nuevos acuerdos.

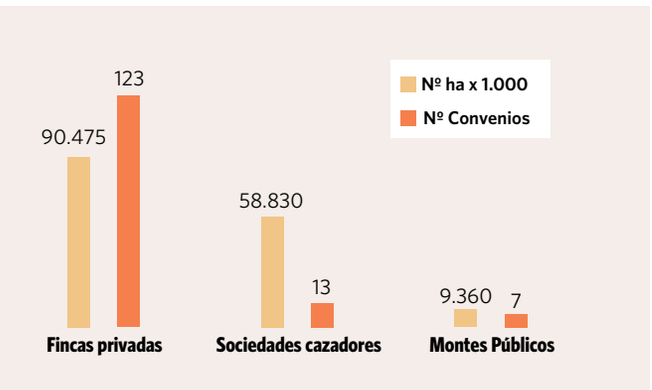
En cuanto a la titularidad de los terrenos, predominan las fincas privadas con 123 convenios y 90.475 ha, seguido de sociedades de cazadores con 13 convenios y 58.830 ha, y por último los montes públicos. Las sociedades de cazadores gestionan una superficie muy grande, en particular, la *Sociedad de Cazadores Propios de Almonte* tiene 18.774 ha, estando la media en 4.527 ha (Fig. 18).

Figura 17.
Superficie y número de convenios por área de trabajo, 2002-2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia.

Figura 18.
Superficie y número de convenios según el carácter de titularidad del terreno, 2002-2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia.

2 Limitaciones a la caza menor

La caza es una actividad tradicional considerada en origen como una forma de subsistencia y desarrollada en la actualidad como actividad deportiva, con una gran importancia cultural, económica y social en Andalucía. Según los datos recogidos por la Federación Andaluza de Caza (FAC) hay adscritos 109500 cazadores deportistas y un total de 1475 sociedades deportivas de caza.

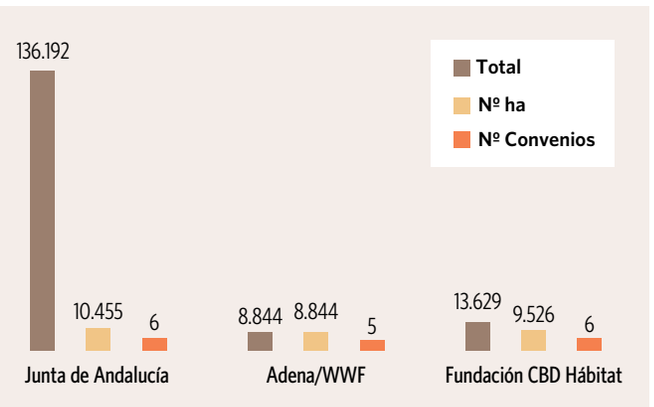
Los aprovechamientos tradicionales en el ámbito de actuación de los proyectos LIFE Naturaleza de conservación del lince, desde el punto de vista cinegético y ganadero, varían en función de la zona y el tipo de gestión. En Doñana, la mayoría de la superficie corresponde a sociedades de cazadores que practican la caza menor de perdiz y conejo, realizando ocasionalmente alguna batida de jabalí. En Guadalmellato existe cierto aprovechamiento ganadero meramente productivo y la caza está enfocada a la caza menor de perdiz y conejo, y caza mayor de ciervo y jabalí. En las sierras de Cardeña y Andújar, el principal aprovechamiento es cinegético de caza mayor, convirtiéndose en una actividad económica alternativa en la zona. Y en Guarrizas el principal recurso es la ganadería y la práctica cinegética es de caza menor, de conejo y perdiz. Las densidades del lagomorfo en todas ellas son variables, siendo de menor a mayor la zona de Doñana-Aljarafe, valles de los río Yeguas y Jándula y de los ríos Guadalmellato y Guarrizas.

Los arrendamientos de los aprovechamientos cinegéticos suelen realizarse sólo cuando es necesario limitar totalmente la caza del conejo y por tanto supone una renuncia a dicha actividad y consecuente pérdida económica. La Junta de Andalucía tiene un 5% de convenios con arrendamiento, Adena/WWF un 100% y Fundación CBD Hábitat un 55%. La tendencia futura será la eliminación total de los arrendamientos.

Las limitaciones a la caza menor difieren según el área de que se trate y están condicionadas por el tipo de aprovechamiento y la densidad de conejos existente. Así en los valles del río Guadalmellato y Guarrizas, con densidades altas (8-10 conejos/ha), no se establecen restricciones algunas, salvo la contenida en la *Ley 8/2003, de 28 de octubre*, artículo 38. Los planes técnicos de caza y de pesca establecen la obligatoriedad de constituir un 5% del total de la superficie del coto como Zona de Reserva.

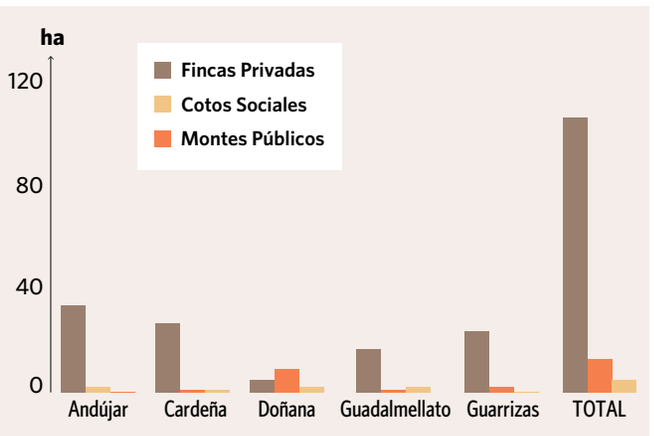
Las sociedades de cazadores representan un caso especial en la ejecución de convenios. En primer lugar, la mayoría se encuentran en Doñana-Aljarafe, 9 vs. 5 para las otras cuatro zonas, y en segundo lugar su aprovechamiento principal es la caza de conejo y perdiz. Limitar totalmente estas especies supondría condenar a los cotos a su desaparición. Por esta razón en el convenio se incluye la Zona de Reserva, negociando su ubicación, en función de la presencia de territorios estables de linces, y su superficie, incrementando el 5% al que legalmente están obligados. Posteriormente todas las actuaciones de mejora de hábitat dirigidas hacia la recuperación de las poblaciones del conejo se realizan dentro de estas zonas.

FIGURA 19.
Superficie y número de convenios según el carácter de titularidad del terreno, 2002-2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia.

FIGURA 20.
Número de convenios por núcleo de población de lince ibérico y titularidad de los terrenos 2002-2011.

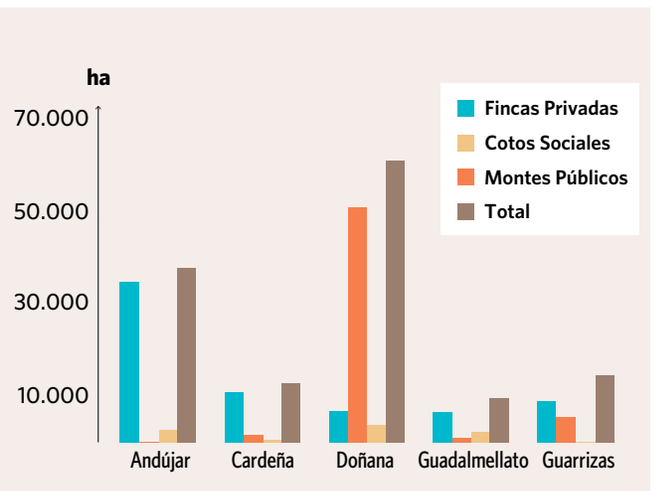


Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia.

Por último en la Sierra de Andújar el aprovechamiento principal es la caza mayor, ejerciéndose una presión, en general, muy baja sobre la caza menor por lo que no es necesario limitarla. Algo similar ocurre en Cardeña. En ambos casos, si es necesario, se incluye la Zona de Reserva y se negocia su superficie.

Podemos concluir que los convenios de colaboración constituyen una herramienta fundamental en la estrategia de conservación del lince ibérico en Andalucía, no siendo posible la ejecución de todas las acciones de conservación que se verán más adelante sin ésta. Además ha originado nuevos canales de comunicación y colaboración entre la Administración, ONG y propiedad privada y/o titulares de derechos. Este sistema ha sido adoptado en otros proyectos de conservación a nivel andaluz, como el águila imperial (*Aquila adalberti*), buitre negro (*Aegypius monachus*), aves esteparias y flora amenazada entre otros. Por otra parte, los convenios son una buena herramienta de concienciación, integración e implicación en el proyecto de los diferentes agentes sociales. Baste pensar que en la actualidad el número de convenios asciende a 136, eliminados los montes públicos, y esto supone un número muy importante de personas y familias, más aún si tenemos en cuenta que las sociedades de cazadores suelen tener un gran número de socios y pueden tener a otros ciudadanos como colaboradores activos en la conservación de la fauna silvestre.

FIGURA 21.
Superficie de convenios por núcleo de población de lince ibérico y titularidad de los terrenos 2002-2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia.

EL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DEL LINCE:

métodos y resultados

JMS, Proyecto LIFE Lince.
CMA, Junta de Andalucía.



El conocimiento preciso de la demografía es fundamental no sólo para saber cuáles son las tendencias de una especie amenazada, como el lince ibérico, sino también para establecer cuáles son los factores limitantes que afectan a la población y para valorar adecuadamente el efecto de las actuaciones de conservación (Nowell y Jackson, 1996; Gittleman *et al.*, 2001; MacDonald y Loveridge, 2010).

Un buen programa de recuperación de una especie amenazada debe obligatoriamente partir de un estudio y seguimiento a largo plazo de los parámetros demográficos básicos: tamaño poblacional, tanto total como efectivo o N_e, definido aproximadamente como el número de ejemplares reproductores (Allendorf y Ryman, 2002), estructura por sexos y edades, y natalidad y mortalidad. Son numerosos los estudios existentes en felinos: león *Pantera leo* (Loveridge *et al.*, 2010), tigre *P. tigris* (Tilson y Nyhus, 2010), lince rojo *L. rufus* (Hansen, 2001), lince boreal *L. lynx* (Andrén *et al.*, 2002; 2006); puma de Florida *Puma concolor coryi* (Onorato *et al.*, 2010), etc., además de los trabajos realizados con el propio lince ibérico (Gaona *et al.*, 1998; Ferreras *et al.*, 2001).

A fin de obtener todo este volumen de información demográfica se han utilizado diversas metodologías, ampliamente evaluadas y utilizadas para el seguimiento poblacional de felinos y otros mamíferos carnívoros. Uno de los factores clave del programa de seguimiento fue establecer unos protocolos que fueran no sólo fiables, sino también viables desde un punto de vista logístico y económico. Por ejemplo, el radio-seguimiento es una metodología que ofrece unos resultados detallados muy fiables (Millspaugh y Maezluff, 2001), pero es tremendamente costosa y difícil de utilizar a gran escala, ya que deberían capturarse un elevado número de ejemplares (por ejemplo, Andrén *et al.*, 2006 radiomarcaron 245 linces boreales en la Península Escandinava). Por otro lado, ésta es una técnica invasiva que requiere del manejo directo (captura, anestesia, etc.) y que por tanto no está exenta de ciertos riesgos potenciales para los individuos (Millspaugh y Maezluff, 2001). Aunque sin duda, es un método que aporta no sólo una información de gran calidad, por ejemplo sobre causas de mortalidad, sino que es imprescindible para el seguimiento y control de ejemplares en dispersión. Esta técnica, junto con el muestreo de indicios (como huellas y excrementos) y el fototrampeo (Barea-Azcón *et al.*, 2006; Long *et al.*, 2008) se ha establecido el *Programa de Seguimiento del lince ibérico en Andalucía (PSLIA)*, con los siguientes objetivos:

1. **Establecer el área de distribución.**
2. **Estimar el tamaño poblacional.**
3. **Establecer la estructura demográfica (la composición por sexos y edades).**
4. **Estimar la super vivencia y establecer las causas de mortalidad.**
5. **Estimar la natalidad.**
6. **Evaluar el estado sanitario y la diversidad genética.**

En 2002, tras realizar el sondeo global de la especie en Andalucía, se puso en marcha el *PSLIA* como un programa de monitoreo demográfico a desarrollar a largo plazo, de manera que sus seis objetivos se cuantifican y evalúan anualmente. Los datos demográficos obtenidos son útiles, además, para realizar *Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA)*, que permiten hacer proyecciones a largo plazo de la evolución de la población (Beissinger y McCullough, 2002). Los *PVA* no sólo permiten predecir hacia dónde se dirige cada población, sino valorar distintos escenarios de manejo, tal como ya se estudió en el caso de Doñana hace una década (Ferreras *et al.*, 2001). En la actualidad los *PVA* se encuentran en desarrollo para el conjunto meta-poblacional de Sierra Morena, que incluye los núcleos reintroducidos.

La exposición del *PSLIA* se ha organizado en dos grandes bloques, información sobre distribución y demografía, e información genético-sanitaria, esta última incluida en un apartado específico posterior.

A continuación se detallan las metodologías específicas para cada objetivo y se exponen los resultados de los ocho primeros años (2002-2010).

1 Distribución y demografía del lince ibérico en Andalucía

Metodología

EQUIPO HUMANO

Tanto en Sierra Morena como en Doñana trabajan varios equipos de seguimiento responsables de la ejecución del *PSLIA*. Su composición ha sufrido ciertas variaciones desde el inicio del programa, si bien en la actualidad ya han alcanzado cierto nivel de estabilidad.

Son tres los equipos que operan respectivamente en las sierras de Andújar-Cardeña, en la comarca de Doñana y en las áreas de reintroducción. Cada uno se compone de dos o tres técnicos (biólogos), de cuatro a seis auxiliares de biodiversidad y todo el conjunto cuenta con el apoyo de dos veterinarios. En total son 25 personas trabajando a diario a pie de campo, a los que hay que sumar los técnicos de divulgación y apoyo, y personal administrativo, que colaboran de manera indistinta con el equipo de campo. Cabe citar que en la Sierra de Andújar también participan el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, la Fundación CBD-Hábitat y WWF-España, aportando cada uno varios técnicos y auxiliares de campo.

TRABAJO DE CAMPO

Área de distribución

El área de distribución del lince ibérico se establece cada año por medio de indicios indirectos, básicamente huellas y excrementos. Debido a las evidentes diferencias ambientales entre Doñana y Sierra Morena, en cada área el tipo de indicio dominante es claramente distinto, de manera que en Doñana su sustrato arenoso da lugar a un escenario ventajoso para localizar huellas (Palomares *et al.*, 1991), mientras que éstas son raras en los suelos duros y rocosos de Sierra Morena, donde la localización de letrinas ha demostrado ser un método adecuado (Gil-Sánchez *et al.*, 2011). Estos dos tipos de indicios básicos se obtienen por medio de dos procedimientos distintos:

a) Localización continua de indicios:

Desde otoño de 2001, los equipos de campo recogen información continua sobre el lince ibérico, tanto durante las labores rutinarias de seguimiento de actuaciones de conservación del hábitat, como en muestreos extraordinarios específicos de indicios de la especie. Básicamente, éstos últimos se realizan bien durante la búsqueda de camadas en primavera, o bien en rastreos dirigidos en zonas concretas por razones varias. En Doñana este tipo de información comenzó a estar disponible a partir de 2004, cuando el equipo de *PSLIA* empezó a operar de manera continua por toda la comarca.

b) Muestreos anuales sistemáticos en cuadrículas UTM 2,5 km x 2,5 km:

Desde 2003 en Sierra Morena y 2008 en Doñana, durante los meses de junio y julio, se realiza un recorrido fijo a pie de 2 horas en cada cuadrícula UTM 2,5x2,5 km

con presencia confirmada de lince en el año previo, así como en algunas cuadrículas periféricas susceptibles de ser ocupadas pero con ausencia confirmada previamente. Estos recorridos se utilizan fundamentalmente para cartografiar letrinas de conejo, aprovechando para anotar los excrementos de lince localizados.
En Sierra Morena todos los años se han muestreado entre 42 (en 2003) y 55 (en 2010) cuadrículas, y en Doñana entre 96 (en 2008) y 113 (en 2010).

La confusión de las letrinas de lince con otros carnívoros simpátricos, como zorros o gatos monteses, es poco probable debido a las características, altamente específicas, de este indicio. En cualquier caso, la identificación fiable de excrementos de lince puede realizarse mediante análisis genético (Palomares *et al.*, 2002). A fin de evaluar la eficacia de la identificación *in situ*, 24 excrementos fueron recogidos durante 2010 en Doñana y asignados a lince en campo por el equipo de seguimiento. Los resultados de laboratorio mostraron una eficacia del 70,8% en la identificación (Godoy, 2011). Los errores estuvieron asociados a excrementos aislados (confundidos con zorro), mientras que la eficacia de la identificación de letrinas de lince fue del 100%.

Parámetros demográficos

Para la obtención de los datos que permiten calcular todos los parámetros demográficos básicos objeto, se combinan dos metodologías de uso habitual en este tipo de estudios, el trampeo fotográfico y el seguimiento remoto por radio-collares.

a) Trampeo fotográfico:

Consiste en la detección de individuos mediante cámaras fotográficas instaladas en la zona de estudio, en las que se pretende que los ejemplares se autofotografíen (O'Connell *et al.*, 2011). Es una técnica muy desarrollada para estudiar especies esquivas difíciles de observar y especialmente útil para animales con patrones individuales identificables, como es el caso de los felinos con patrones de pelaje con rayas o manchas, como tigres *Panthera tigris* (Karanth and Nichols 1998; Carbone *et al.*, 2001), jaguares *P. onca* (Wallace *et al.*, 2003; Maffei *et al.*, 2004; Silver *et al.*, 2004; Soisalo and Cavalcanti, 2006), leopardos *P. pardus* (Ghoddousi *et al.*, 2008), leopardos de las nieves *P. uncia* (Jackson *et al.*, 2005), guepardos *Aninonyx jubatus* (Marker *et al.*, 2008) y ocelotes *Leopardus pardalis* (Trolle and Kéry, 2003). También es el caso del propio lince ibérico (Garrote *et al.*, 2010), que de las cuatro especies de su género es la que presenta el patrón de manchas más marcado (Wilson y Mittermeier, 2009). Como ya se ha citado, estos diseños de manchas o rayas son individuales, de manera que cada ejemplar es inequívocamente reconocible.



La identificación de un ejemplar de lince ibérico por el patrón de manchas es inequívoca. Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía.



El fototrampeo del *PSLIA* se realiza en general en aquellas zonas donde ya se conoce la presencia de linces a través de los sondeos de indicios ya expuestos. De este modo, se pretende controlar anualmente todos los territorios de lince presentes y los de nueva formación respecto a años anteriores, con los siguientes objetivos:

- Confirmar la presencia de linces adultos.
- Conocer la identidad de los linces presentes.
- Delimitar en la medida de lo posible los territorios.
- Confirmar la reproducción, identificando a su vez las camadas.
- Obtener información sobre la fracción no reproductora (juveniles y sub-adultos).
- Obtener información sobre el estado de los animales en base a su apariencia.
- Evaluar la eficacia de las actuaciones de conservación.

Hasta septiembre de 2007 se utilizaron cámaras trampa con dispositivos de pisada y cámaras de película, que han ido siendo sustituidas por cámaras digitales con sensores de infrarrojo pasivo PIR (ver detalles en Gil-Sánchez *et al.*, 2010). Desde septiembre de 2007 a junio de 2009 se utilizaron preferentemente cámaras *Leafriver*® y desde junio de 2009 el material se ha complementado o tendido a sustituir con cámaras *DCL Cover*®, que ofrecen mejores resultados por su rapidez de disparo y ahorro en batería.

Las cámaras de pisada debían ir acompañadas de un atrayente que dirigiera a los linces hacia la planchuela, que debía accionar el animal pisándola (una doble plancha de 20x20 cm.). En las primeras experiencias, la orina de lince obtenida en los centros de cría en cautividad resultó un cebo eficaz. A partir de 2003, también se utilizó cebo vivo dentro de una jaula, habitualmente palomas y, ocasionalmente, conejos domésticos. Los animales que se emplean como atrayente son revisados una o dos veces por semana, disponiéndoles agua y comida. El cebo vivo es un atrayente significativamente más eficaz que la orina (Guil *et al.*, 2010), y, aunque evidentemente presenta más limitaciones logísticas, con frecuencia una sola cámara permite obtener fotografías de sendos flancos de cada animal, por lo que las estaciones no necesitan estar duplicadas como en otros estudios; de hecho, en cada estación de fototrampeo sólo se instala una cámara (Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

Con los últimos modelos de cámaras digitales de infrarrojos las campañas de fototrampeo se complementan con estaciones situadas en letrinas de lince o al paso en sendas utilizadas por la especie, como es habitual en grandes felinos (Karanth and Nichols, 1998; Jackson *et al.*, 2005). En estas especies (tigres, jaguares, etc.), los equipos suelen ser de infrarrojos activos, que resultan más eficaces aunque son notablemente más caros que las cámaras accionadas por infrarrojos pasivos (aproximadamente 3000 euros vs 150 euros por estación), por lo que sólo se pueden utilizar simultáneamente apenas una docena de estaciones (Karanth and Nichols, 1998; Trolle and Kéry, 2003; Jackson *et al.*, 2005; Soisalo and Cavalcanti, 2006).

En el caso del *PSLIA*, cada año se realiza una campaña de fototrampeo durante la cual se instala una densidad aproximada de una estación / km^2 en casi toda la superficie ocupada por indicios de lince y /o con presencia conocida el año anterior. La ratio mínima es de 4 cámaras / territorio, de modo que llegan a funcionar de manera simultánea hasta 343 estaciones de fototrampeo en cada población (Tabla 4).

En Sierra Morena la campaña anual se inicia en junio y se suele prolongar al menos cuatro meses durante los que operan más de 300 estaciones (Tabla 4). Esta fenología responde a la necesidad de detectar cachorros para estimar lo más finamente posible el éxito reproductor. En Doñana, debido a limitaciones logísticas y, sobre todo administrativas, las campañas anuales de fototrampeo han sido más irregulares, situación que se ha corregido y normalizado a partir de 2009. Debido a que los linces de Doñana, a pesar de su menor tamaño poblacional, se extienden por una superficie notablemente superior a la población de las sierras de Andújar-Cardeña, la campaña anual de fototrampeo se organiza por bloques discretos (de 5 a 7 bloques). Aquí, las cámaras permanecen 2 meses, de manera que se hace un barrido de todos los territorios a lo largo del año (Fig. 22).

Algunas actuaciones de conservación (como la alimentación suplementaria) llevan asociado un programa de fototrampeo continuo. Habitualmente se coloca una estación en cada cercado de alimentación suplementaria. El esfuerzo de fototrampeo del *PSLIA*, hasta algo más de 34000 cámaras/ noche por año, es notablemente superior al habitualmente utilizado en otros estudios de felinos, en los que no se

Tabla 4. Resumen del esfuerzo anual de fototrampeo para cada población de lince ibérico.

	POB. ANDÚJAR-CARDEÑA		POB. DOÑANA-ALJARAFE	
	Estaciones fototrampeo	Esfuerzo (cámaras/día)	Estaciones fototrampeo	Esfuerzo (cámaras/día)
1999-2001	-	-	0	0
2002	119	-	543	16290
2003	260	-		
2004	323	33727	75	2364
2005	314	34813	21	988
2006	227	28393	35	3052
2007	291	30266	67	2892
2008	328	34440	52	6044
2009	343	38948	541	13836
2010	466	44875	213	5387

Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

suele sobrepasar las 5000 cámaras/noche (Karanth and Nichols, 1998; Carbone *et al.*, 2001; Trolle y Kery, 2003; Wallace *et al.*, 2003; Silver *et al.*, 2004; Jackson *et al.*, 2005). Esta notable diferencia es resultado de la necesidad de realizar un seguimiento muy detallado de la población de lince ibérico, dada la crítica situación de la especie.

b) Seguimiento remoto por radio-collares:

Los objetivos concretos perseguidos por el radioseguimiento son ligeramente diferentes entre Sierra Morena y Doñana.

El programa de radioseguimiento se inició en Andújar-Cardeña en julio de 2006 con dos objetivos básicos: 1) obtener información sobre individuos dispersantes, y 2) controlar ejemplares establecidos en zonas de riesgo potencial (áreas humanizadas del núcleo del Jándula). Hasta 2008 se han utilizado emisores de radio convencionales con sensor de movimiento, instalados en un collar de cuello de 250 gr, método habitual en el seguimiento de linces (collares *Wagener*). Entre 2008 y 2010 se han utilizado radiocollares GPS-GSM, que permiten la localización mixta tanto vía satélite como por emisión VHF (collares *Tellus-Televit* y *Mycrosensory Systems*). En total se han equipado de radio collar 35 linces (26 con collar VHF y 9 con GPS): 19 en el núcleo del Yeguas y 16 en el núcleo del Jándula; 20 machos y 15 hembras; 11 adultos, 9 sub-adultos y 15 juveniles, en el momento de su captura.

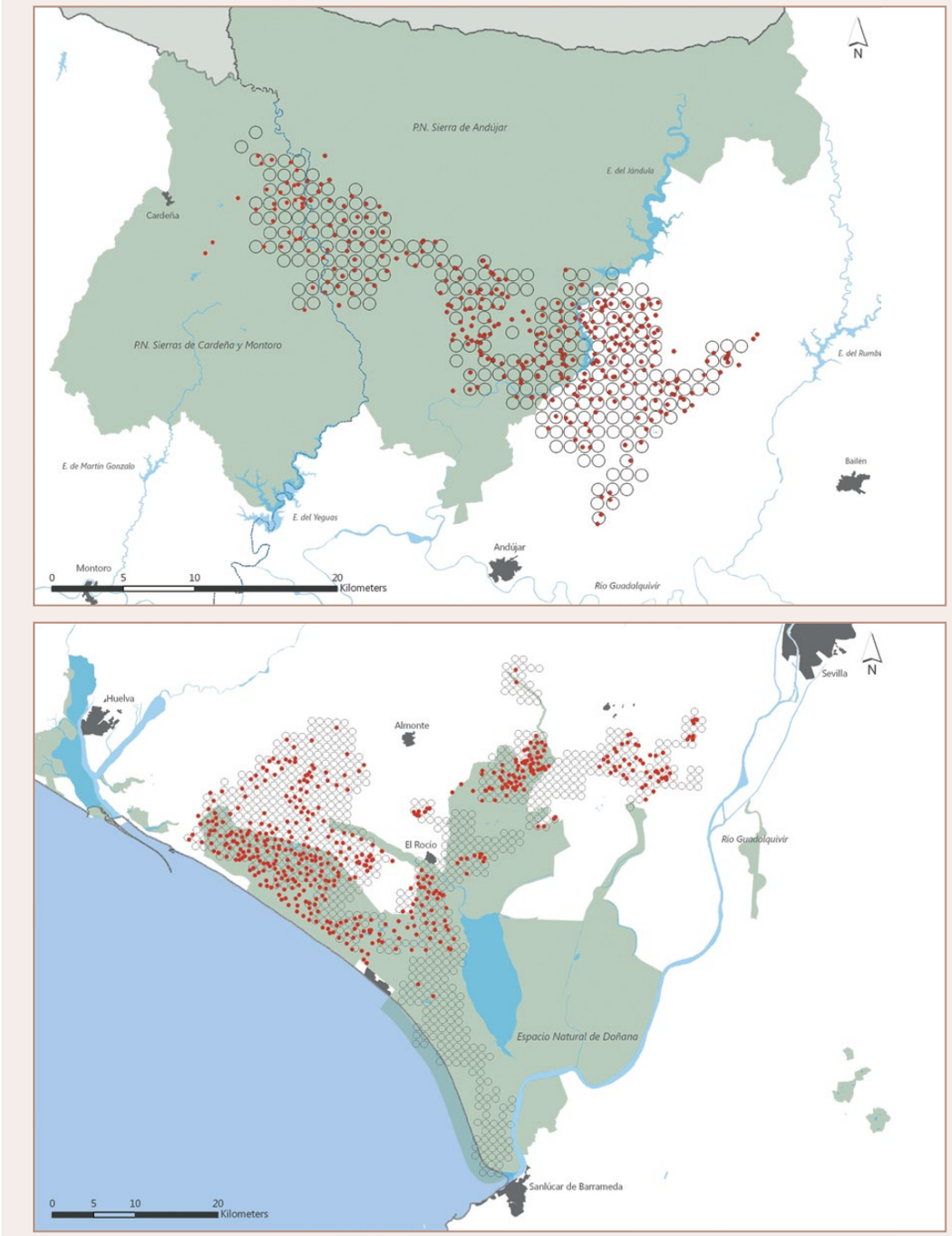
En el caso de Doñana, debido a su peor situación demográfica, el objetivo básico es controlar la mayor cantidad posible de ejemplares. A finales de 2004, la Estación Biológica de Doñana (EBD) puso en marcha un proyecto de investigación que entre otros apartados, contemplaba el marcaje con collares emisores de todos los ejemplares presentes dentro del Parque Nacional de Doñana. Desde esa fecha hasta la actualidad se han radiomarcado un total de 18 linces por parte del personal de la EBD. Además de estos ejemplares, en el *PSLIA* se han equipado con collares radioemisores a otros 6 ejemplares dentro del Parque Nacional de Doñana (dos de ellos procedentes de Sierra Morena para reforzamiento genético) y se han sustituido 4 collares a ejemplares previamente marcados por personal de la EBD. Por otro lado, en el marco del *PSLIA* se han marcado a 18 ejemplares fuera del Parque Nacional de Doñana. En total se han equipado de radio collar 29 linces (20 con collar VHF y 9 con GPS): 16 machos y 13 hembras; 9 adultos, 6 sub-adultos y 14 juveniles, en el momento de su captura.

Con el programa de radioseguimiento se intenta obtener entre tres y cinco radiolocalizaciones semanales.

La localización de los collares de los ejemplares, que emiten en VHF, se realiza mediante el método de la triangulación, tomando como válidos ángulos de corte comprendidos entre 60º y 120º. Se tiene en cuenta la actividad del animal, de modo que los ejemplares muy activos no son triangulados hasta que no se detecta cierto reposo, a fin de evitar ubicaciones erróneas.

Los ejemplares se capturan con trampas de doble entrada construidas con malla electro-soldada y cebadas con conejo. Las capturas son llevadas a cabo por personal experto de los equipos de seguimiento, siempre apoyados a pie de campo por un veterinario.

Figura 22.
Localización de las estaciones de fototrampeo de 2010 (puntos en rojo) y cuadrículas 1 km x 1 km de presencia estable de lince ibérico de 2010 (círculos). En verde, los espacios naturales protegidos.
Arriba, área de distribución de Sierra Morena; abajo, área de distribución de Doñana-Aljarafe



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

ANÁLISIS Y EXPOSICIÓN DE DATOS

Área de distribución

El seguimiento continuo y el sondeo de las cuadrículas de 2,5 km x 2,5 km permiten establecer cada año el área de presencia de la especie, para lo que se utiliza la cuadrícula UTM 1 km x 1 km como unidad cartográfica. Esto nos permite tener tanto la información georeferenciada, como un nivel de detalle adecuado adaptado a las necesidades espaciales de los linces.

El muestreo de indicios presenta un defecto potencial denominado como *detección imperfecta*, que consiste en considerar como *sin presencia de la especie sondeada* cuadrículas que en efecto sí son usadas, pero donde no se han encontrado indicios (*falsos negativos*) (MacKenzie *et al.*, 2006; Long *et al.*, 2008; Karanth y Nichols, 1998). El resultado es que se puede subestimar el área de presencia.

En el caso del *PSLIA* se ha tenido especial atención para evitar este sesgo metodológico. Así, se han realizado muestreos experimentales previos en los que se ha demostrado que, en Sierra Morena, 2 horas de muestreo por una persona entrenada son sobradamente suficientes para detectar letrinas en las zonas



Personal del equipo de campo del proyecto LIFE Lince realizando radioseguimiento (núcleo sierras de Cardeña y Montoro). MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Personal del equipo de campo del proyecto LIFE Lince activando una jaula trampa. DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

de presencia estable con baja densidad, de manera que la probabilidad de detección de la especie en estas zonas es del 100% con dicho esfuerzo (Gil-Sánchez *et al.*, 2011). Por tanto, en las cuadrículas muestreadas durante dos horas sin encontrarse letrinas se considera que no hay presencia estable de lince. En Doñana no se ha testado el posible efecto de la *detección imperfecta*, aunque dado el esfuerzo derivado del seguimiento continuo de esta población, cabe asumir una representación anecdótica de los *falsos negativos*.

Cada año quedan sin cubrir por esta metodología algunas cuadrículas, debido a que previamente se han detectado linces por otros métodos, como fototrampeo o radioseguimiento.

Parámetros demográficos

a) Estima poblacional:

La estima de la población se realiza utilizando la información del fototrampeo, complementada por la información generada por el programa de radioseguimiento. Anualmente se han realizado cuatro aproximaciones:

a.1. *Censo absoluto de territorios de hembras adultas* ocupados (incluyendo su delimitación aproximada). Se han considerado como la **unidad básica de control**. Las hembras son consideradas territoriales si cumplen alguna de las siguientes condiciones: 1) son

PRINCIPALES INDICIOS INDIRECTOS DE LINCE IBÉRICO

ARRASTRADERAS



HUELLAS



EXCREMENTOS



GRJ (Izq); RAR (centro), JMS (Der), Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

reproductoras; 2) su historial de capturas fotográficas o radioseguimiento ofrece un área de exclusión donde no se detectan otras hembras. En los felinos, la disponibilidad de hembras territoriales es un buen indicador tanto del tamaño poblacional como del potencial demográfico de las mismas (Kenney *et al.*, 1995; Gaona *et al.*, 1998; Palomares *et al.*, 2001; Ferreras *et al.*, 2002; Fernández *et al.*, 2006; Gil-Sánchez *et al.*, 2010). Se ha valorado la eficacia de esta aproximación para Sierra Morena, con un resultado que indica una elevada detección anual de hembras territoriales, entre el 94,3 y el 100% (Gil-Sánchez *et al.*, 2011).

a.2. *Estima poblacional por extrapolación* de la cantidad media de ejemplares detectados en los territorios mejor controlados, al número total de territorios censados de hembras (Andrén *et al.*, 2002). Este método se basa en una asunción subjetiva, y debe ser valorado como una aproximación con las debidas reservas, de modo que esta estima dejó de realizarse en 2008.

a.3. *Número mínimo de individuos detectados* por fototrampeo y otras fuentes al final del año.

a.4. *Estimas mediante captura-recaptura* mediante el programa CAPTURE (Rexstad y Burnham, 1991). Es una metodología de amplia utilización en felinos identificables individualmente (O'Connell *et al.*, 2011). En el caso de Sierra Morena, para cada año se ha utilizado un periodo de 5 meses (junio-octubre o julio-noviembre) con toda la población cubierta simultáneamente por estaciones de fototrampeo y como ocasión de muestreo se ha considerado cada mes (resultando 6 ocasiones de muestreo). Este esquema de matriz de datos se escogió para incluir la mayor cantidad de ejemplares dentro de un periodo de tiempo (5 meses) en el que cabe asumir estabilidad poblacional. Los cachorros se han excluido del cálculo, debido a su menor susceptibilidad a este tipo de muestreo (Karanth y Nichols, 1998; presente estudio). Los análisis de resultados mostraron que la población se ha comportado siempre como cerrada; el mejor estimador para todos los años ha sido el M_h, es decir, el modelo poblacional de Jackknife, que presenta heterogeneidad individual en la probabilidad de captura, pero que no se encuentra afectado por la respuesta temporal de las cámaras trampa. (Rexstad y Burnham, 1991). En el caso de Doñana, se ha utilizado el estimador de Jolly-Seber para poblaciones abiertas (ver detalles en López-Parra *et al.*, en prensa), debido a su marcada estructura metapoblacional en la que parecen diversos núcleos dispersos en una gran superficie

Para conocer la proyección poblacional a medio plazo, se ha calculado la tasa de cambio interanual o λ, aplicada a la cantidad mínima de ejemplares mayores de un año detectados.

λ = log tamaño poblacional año n / log tamaño poblacional año n-1

La transformación logarítmica se llevó a cabo en base a las recomendaciones de Eberhardt (1985). Para todo el periodo de seguimiento se ha estimado la λ total como la pendiente de la regresión del log tamaño poblacional año *n versus* el log tamaño poblacional año *n-1*.

b) Estructura demográfica:

La composición por sexos y edades se expone al final de cada año directamente a partir de la información del fototrampeo, aunque en Doñana, algunos años, se ha añadido otros tipos de datos para complementar la cobertura existente de las cámarastrampa (ver detalles en López-Parra *et al.*, en prensa).
En la actualidad se puede contar con una información que permite establecer una pirámide demográfica muy precisa, ya que, debido al seguimiento a largo plazo, se conoce con bastante detalle la edad de cada ejemplar. En la exposición y análisis de datos, los individuos se clasifican cada año en tres grupos de edad (Andrén *et al.*, 2006): adultos (linces de tres o más de tres años); sub-adultos (linces de uno a dos años de edad) y cachorros (linces con menos de un año, habitualmente nacidos el mismo año considerado).

c) Estima de la supervivencia:

La supervivencia se estima mediante dos métodos complementarios: a partir de los datos del fototrampeo y por medio de la información del radioseguí-

miento. El fototrampeo permite realizar la estima de la *supervivencia anual aparente o APS* (Millspaugh y Maezulff, 2001) correspondiente al año *n* por medio de los ejemplares detectados el año *n+1* o siguientes. Se trata de una estima conservativa, ya que por un lado depende estrechamente de la eficacia del fototrampeo y se encuentra afectada por la emigración de ejemplares; mientras que, por otro lado, no tiene en cuenta la supervivencia diaria de los ejemplares perdidos.

La información de radioseguimiento ofrece unos cálculos más precisos, ya que sí tiene en cuenta la supervivencia diaria (Millspaugh y Maezulff, 2001), si bien el tamaño de muestra es notablemente inferior debido a que sólo se puede radiomarcar una fracción muy limitada de la población, como ha sido nuestro caso. El estimador utilizado en este caso ha sido el de Mayfield (Millspaugh y Maezulff,, 2001), con el objeto de obtener estimas comparables con trabajos previos sobre el lince ibérico que emplearon el mismo método (Ferreras *et al.*, 1992). Las estimas realizadas mediante radioseguimiento se han comparado con los cálculos de la supervivencia aparente para los mismos ejemplares, a fin de valorar la eficacia de esta última aproximación.

d) Estima del éxito reproductor:

Los datos sobre el éxito reproductor se obtienen de tres fuentes de información complementarias, por orden de importancia: fototrampeo, radioseguimiento y observaciones fortuitas. Además, el sustrato arenoso de Doñana permite localizar camadas gracias a control de rastros específicos, como las huellas de los cachorros o las típicas "arrastraderas" que son el surco que hacen los linces cuando transportan un conejo. Este rastro puede asociarse con el suministro de alimento al cubil de cría, aunque no es un tipo de dato totalmente fiable debido a que los linces no siempre consumen la presa en el lugar de captura.

En los años 2002 y 2006 se realizaron sondeos específicos de rastros de cachorros. Durante las dos primeras semanas de julio se cubrió simultáneamente los principales núcleos de población de lince de la comarca. Cada núcleo era sondeado por varios equipos que buscaban huellas desde un vehículo todoterreno. De este modo, se intentaba realizar un censo de camadas localizando huellas de cachorros, aunque el método presentaba dos limitaciones importantes: la duplicación potencial de datos y el enorme des-



MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

pliegue logístico (en el año 2006 se emplearon cada día durante 2 semanas 7 equipos compuestos por al menos dos personas y un vehículo). Desde 2004 el equipo del *PSLIA* cubre toda el área de Doñana, de manera que gracias al seguimiento continuo ya no es necesario realizar este tipo de sondeo.

Cada fuente de información presenta ventajas y limitaciones específicas. Con el fototrampeo se obtiene un mayor número de hembras controladas, pero sólo permite detectar a los cachorros a cierta edad, cuando ya siguen a la madre a partir de los dos meses aproximadamente; por tanto, no se puede conocer ni el tamaño de camada durante el parto ni las camadas que se pierden tempranamente. El radioseguimiento puede resolver sendos problemas, si bien, por un lado sólo permite controlar un número limitado de hembras y, por otro, los cubiles no siempre son accesibles a los equipos de seguimiento, sobre todo en Sierra Morena donde los linces suelen parir en grandes berrocales de granito. Y por último, las fuentes de información fortuitas son evidentemente aleatorias. En cualquier caso, la combinación de todas permite ofrecer una estima mínima útil del éxito reproductor. Es más, gracias al seguimiento de camadas controladas desde momentos posteriores al parto, se ha podido estimar el error de la información obtenida por el fototrampeo.

En el caso de Sierra Morena, el control de 12 camadas con 37 cachorros controlados con menos de dos meses de edad ha permitido estimar que el 77,7% de éstos son detectados por la campaña anual de fototrampeo. En Doñana, el control de 9 camadas, con al menos 19 cachorros con menos de 2 meses de edad, ha permitido estimar que el 89,4% de éstos es detectado por cámaras trampa, bien en sesiones específicas o en los cercados de alimentación suplementaria.

Se han utilizado dos parámetros descriptivos del éxito reproductor: 1) el porcentaje de hembras territoriales reproductoras, y 2) el promedio de cachorros por hembra territorial (inclusive las no reproductoras ese año). Ambos sin duda se encuentran subestimados, puesto que, además del error asociado al fototrampeo previamente expuesto, algunas hembras que pierden los cachorros tempranamente pueden pasar desapercibidas. En cualquier caso, la información procedente del radioseguimiento indica que los fracasos tempranos son escasos (1 caso de 15 intentos de reproducción en S. Morena y 7 de 26 intentos en Doñana). Se ha estudiado si sendos parámetros son densodependientes, así como si guardan relación con la disponibilidad de alimento. Para ello se ha tomado como variables explicatorias: 1) la cantidad de cachorros y subadultos presentes en cada territorio entre octubre y diciembre el año previo, y 2) la abundancia de conejo el año previo. Se ha utilizado el año anterior, debido a que el celo ocurre en enero, por lo que el estado fisiológico de las hembras durante dicho periodo está condicionado por las condiciones del año *n-1*.

Los análisis se han efectuado tomando como unidad de muestra el promedio poblacional de cada año para cada variable; se ha realizado una aproximación estadística básica, de modo que, en primer lugar, se han elaborado regresiones simples y a continuación se han analizado todas las variables juntas mediante regresión múltiple.

e) Estima de las causas de mortalidad:

Las causas de mortalidad se estudian por medio del hallazgo fortuito de ejemplares muertos y por medio del radioseguimiento. Éste último ofrece una distribución correcta de las causas de mortalidad, ya que no se encuentra sujeto a los sesgos derivados del encuentro casual de cadáveres. Por ejemplo, es más fácil detectar un lince atropellado que un lince muerto por enfermedad en el interior de un matorral o un roquedo. Por esta razón, los datos se exponen de manera separada.

Resultados

DISTRIBUCIÓN DEL LINCE IBÉRICO EN ANDALUCÍA 2002-2010

a) Sierras de Andújar-Cardeña:

El primer sondeo global de Andalucía mostró que la población de linces de Sierra Morena había quedado relegada a los valles contiguos de los ríos Jándula y Yeguas, donde en el año 2001 ocupaban dos pequeños núcleos poblacionales bien definidos y ligados a los relieves graníticos de los parques naturales de las sierras de Andújar (y alrededores) y de las sierras de Cardeña y Montoro.

El *PSLIA* puesto en marcha en 2002 ofreció un área de presencia estable de 125 km², de los que 28 km² pertenecían al núcleo del Yeguas y 97 km² al núcleo del Jándula (Fig. 23). Desde entonces la población ha crecido de manera continua hasta alcanzar en 2010 los 264 km² (Tabla 5).

El crecimiento del área de presencia estable ha sido desigual para cada uno de los dos núcleos iniciales; así, en el valle del río Yeguas la expansión se ha producido en casi toda la periferia, mientras que en el valle del río Jándula se ha limitado básicamente al borde sur-sureste.

Por otro lado, destacan dos hitos fundamentales: la conexión física de ambos núcleos alcanzada en 2009, y la expansión hacia el valle del río Rumblar iniciada en 2008. Esta última es especialmente importante, ya que acorta la distancia de separación con el área de reintroducción del valle del río Guarrizas, situada a 23 km.

Tabla 5. **Resultados del Plan de seguimiento del lince Ibérico en Andalucía, periodo 2002-2010.**

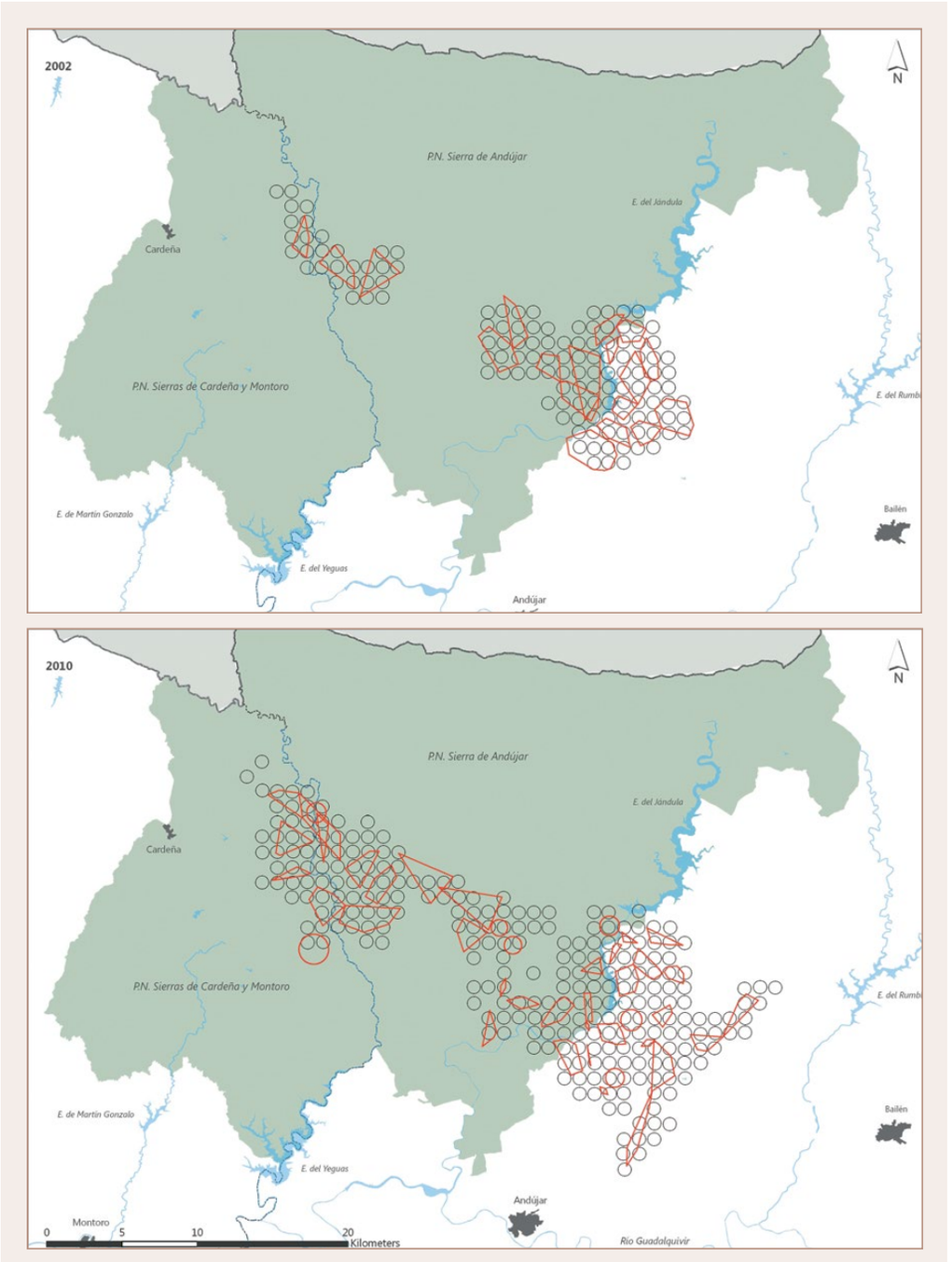
	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
MÉTODO	**POBLACIÓN SIERRAS DE ANDÚJAR-CARDEÑA**								
Área de presencia (km²)	125	135	153	204	203	221	224	236	264
Nº territorios *	17	20	22	27	30	35	38	40	41
Nº hembras territoriales *	17	20	22	28	32	31	38	45	48
Nº mínimo TOTAL *	53	60	79	89	134	119	160	167	196
Nº mínimo sin cachorros *	37	49	50	66	80	97	101	118	134
Captura – recaptura, sin cachorros (IC 95%)	-	-	-	64 (59-78)	81 (76-86)	99 (93-117)	95 (101-122)	-	-
Extrapolación TOTAL (IC 95%)	-	80 (66-93)	101 (69-134)	111 (85-135)	152 (138-165)	128 (108-147)	-	-	-
Linces/ km² (en base al nº mínimo)	-	-	0,38	0,43	0,66	0,53	0,68	0,70	0,74
Linces/ km² (sin cachorros)	-	-	0,32	0,32	0,39	0,43	0,43	0,50	0,50
Hembras territoriales / 10 km²	1,36	1,48	1,43	1,37	1,57	1,40	1,62	1,90	1,81
	POBLACIÓN DOÑANA-ALJARAFE								
Área de presencia (km²)	-	-	402	378	405	530	552	651	799
Nº hembras territoriales *	9	10	14	14	11	14	17	18	20
Nº mínimo TOTAL *	41	40	42	44	43	48	53	67	73
Nº mínimo sin cachorros *	29	30	31	34	30	36	35	46	50
Captura – recaptura, sin cachorros (IC 95%)	-	-	36 (34-37)	43 (36-39)	36 (34-38)	40 (37-41)	35 (36-40)	-	-
Linces/ km² (en base al nº mínimo)	-	-	0,10	0.11	0.106	0.090	0.096	0.102	0.091
Linces/ km² (sin cachorros)	-	-	0.07	0.089	0.074	0.067	0.063	0.070	0.062
Hembras territoriales / 10 km²	-	-	0.34	0.37	0.27	0.26	0.30	0.27	0.26

** Estas cifras pueden variar respecto a otros documentos publicados desde el proyecto LIFE Lince tras su revisión retrospectiva.*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

en línea recta (de hecho, el Guarrizas forma el siguiente valle al este del río Rumblar). Otro dato a destacar es que en 2010, al menos dos linces se han asentado en un pequeño núcleo situado a 10 km al norte del área de presencia estable, en una zona no granítica donde se está realizando una importante actuación para la recuperación del conejo en las fincas *Fontanarejo, Lentisquillo y Selladores-Contadero* (realizadas por el OAPN. Es un dato muy preliminar y aún es necesario confirmar la estabilización de este nuevo núcleo, aunque sin duda abre nuevas e interesantes posibilidades para la expansión de los linces fuera del área granítica. Por último, cabe citar que los linces han utilizado temporalmente alguna zona periférica, como el coto de los *Cuarterones*, situado en la salida del río Rumblar a la campiña del río Guadalquivir, si bien hasta la fecha no se ha confirmado su estabilización por medio del asentamiento de ejemplares territoriales.

Figura 23.
Evolución del área de distribución del lince ibérico en las sierras de Andújar-Cardeña (2002-2010)
(en círculos negros cuadrículas de 1 km x 1 km) y los territorios de las hembras reproductoras (polígonos en rojo).

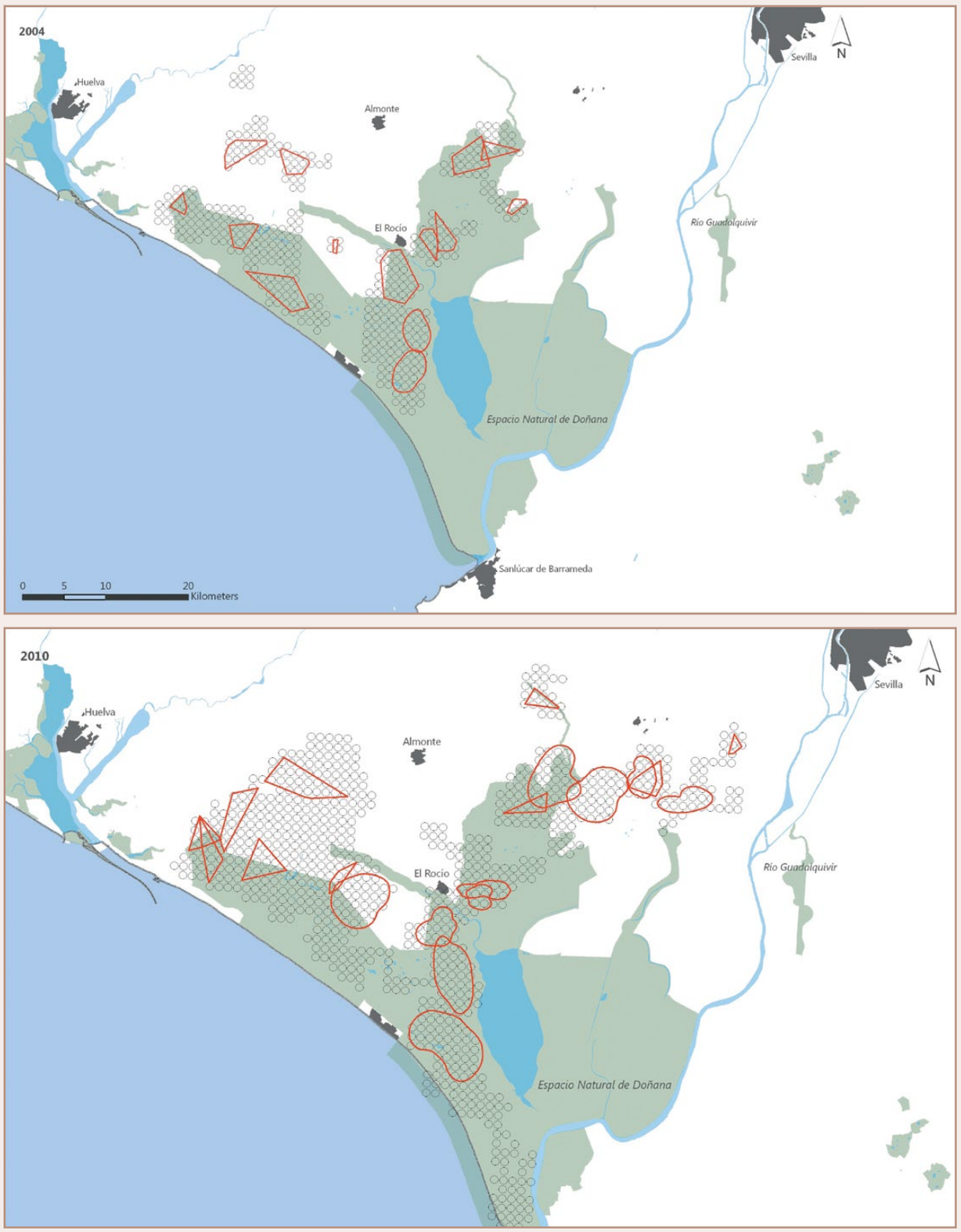


Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010.

Figura 24.

Evolución del área de distribución del lince ibérico en la comarca de Doñana-Aljarafe (2004-2010)

(en círculos negros cuadrículas de 1 km x 1 km) y los territorios de las hembras reproductoras (polígonos en rojo).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010.

b) Comarca de Doñana-Aljarafe:

Para la comarca de Doñana, los primeros datos detallados del *PSLIA* estuvieron disponibles en 2004, cuando se detectaron indicios inequívocos de presencia de lince en 402 cuadrículas UTM de 1x1 km (Fig. 24). Los linces ocupaban entonces tres núcleos de presencia estable, ordenados por tamaños del siguiente modo: montes del Parque Natural entorno de Doñana y áreas periféricas al oeste del Parque Nacional (200 km²), montes del Parque Natural entorno de Doñana al norte del Parque Nacional (54 km²), y Parque Nacional de Doñana (148 km²). Sin embargo, dentro de cada uno de estos núcleos la abundancia de indicios no era homogénea, de manera que, a diferencia de la compacta población de Sierra Morena, aparecían áreas dispersas y muy localizadas de mayor intensidad de uso (López-Parra *et al.*, en prensa).

En comparación con la información disponible para la década 1990-1999 (ver Gaona *et al.*, 1998) destacaban los siguientes cambios espaciales: 1) desaparece el núcleo de Marismillas; 2) pierde superficie el núcleo clásico de la Reserva Biológica de Doñana; 3) el área de Los Sotos aparece como una nueva zona de presencia estable dentro del Parque Nacional; 4) el núcleo del Abalario y el núcleo del Coto del Rey aumentan de tamaño; 5) desaparecen los pequeños núcleos de Torrecuadros y Aznalcázar. Tan sólo el núcleo de Matas Gordas permanece más o menos estable, de modo que el balance resultante es que el Parque Nacional pierde superficie de presencia estable a favor de las áreas periféricas.

Dos razones explican esta dinámica. Por un lado, la población de conejo sufre un nuevo desplome en el Parque Nacional (Moreno *et al.*, 2007), y por otro lado, la supervivencia de los linces fuera de éste (los sumideros de los noventa, Gaona *et al.*, 1998) empieza a mejorar en relación con el programa de conservación puesto en marcha por la Consejería de Medio Ambiente (en un apartado posterior se detalla la información). Al igual que en Sierra Morena, desde el año 2004 el área de presencia estable ha crecido de manera continua (Tabla 5), y así en 2010 se han detectado indicios de presencia segura en 799 cuadrículas UTM de 1x1 km.

Se siguen observando los tres núcleos poblacionales, si bien la discontinuidad entre ellos es muy reducida. Destacaban los siguientes cambios espaciales: 1) se observa un aumento muy importante del núcleo del Parque Nacional, de modo que la distribución de indicios se hace continua desde Matas Gordas a Marismillas; y 2) igualmente se incrementa notablemente el área de presencia estable tanto del núcleo del Abalario y sus zonas periféricas, como del núcleo norte; este último se expande hacia el este y como resultado se recoloniza el área de Aznalcázar. Es remarcable el caso de esta última, ya que desde su total desaparición a finales de los noventa del pasado siglo, se ha recuperado hasta representar una de las zonas más importantes del lince en toda la Comarca de Doñana-Aljarafe.

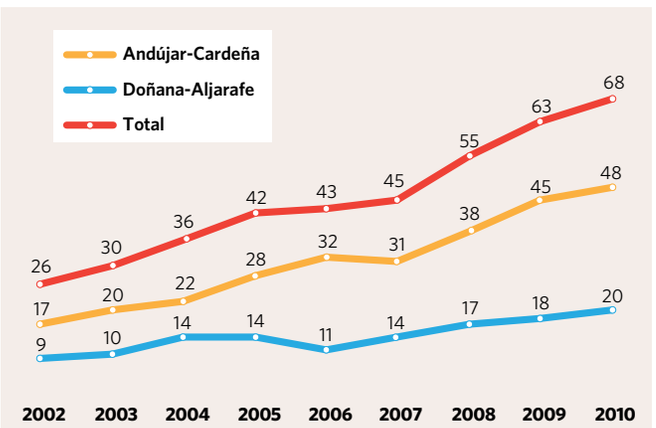
Demografía del lince ibérico en Andalucía 2002-2010

a) Estima poblacional:

a.1. *Sierras de Andújar-Cardeña:* En 2002 se localizaron 18 hembras territoriales en Sierra Morena. Desde entonces, este parámetro poblacional se ha incrementado de manera continua hasta las 48 hembras territoriales de 2010, exceptuando el ligero descenso de 2007 (Fig. 25) que estuvo motivado por un fuerte descenso de la población de conejo debido a una epidemia de EHV.

Puede observarse que el número de territorios y el número de hembras territoriales no siempre es coincidente, ya que en algunos territorios se ha detectado

FIGURA 25.
Evolución de la cantidad de hembras territoriales de lince ibérico en las poblaciones de Andújar-Cardeña y Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia



JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

la co-existencia de dos hembras adultas residentes, siempre madre e hija (con reproducción simultánea algunos años). El proceso de recolonización de territorios ha podido ser seguido con cierto detalle, de manera que para la mayor parte de ellos se conoce el origen de la hembra establecida.

El análisis comparativo del resto de las estimas poblacionales empleadas indica claramente que el número mínimo de ejemplares localizados es un dato bastante fiable del tamaño de la población, excluyendo los cachorros. Efectivamente, en la Tabla 5 puede observarse la notable coincidencia entre las estimas por captura-recaptura y el número mínimo. Sin embargo, la estima por extrapolación siempre ha dado lugar a una aparente sobreestima de las cifras (comparadas con el número mínimo). Este resultado probablemente se debe a la contribución de los cachorros de los territorios subjetivamente clasificados como "mejor controlados". En efecto, tal como ha demostrado el seguimiento detallado de camadas, una parte importante de los cachorros menores de 2 meses escapa al fototrampeo (19,5%), aunque este defecto metodológico pudo tener menor efecto en los territorios seleccionados para la extrapolación. En otras palabras, la extrapolación podría representar mejor el número total de linces ya que representaría a su vez de una manera más aproximada el número de cachorros. En cualquier caso, el método por extrapolación se encuentra definido por criterios subjetivos, por lo que debe tomarse con muchas reservas.

El número mínimo indica claramente el incremento poblacional desde el año 2004, cuando se cubrió casi toda la zona por el fototrampeo (λ = 1,037, sin cachorros). Cabe destacar que el descenso observado el año 2007 no afectó a los ejemplares mayores de un año, lo que probablemente ayudó en el notable reclutamiento de hembras territoriales registrado en 2008. La densidad promedio total ha sido de 0,41 ±0,031 linces / km², excluyendo a los cachorros, y al igual que lo observado para los parámetros anteriores, se ha registrado un incremento de sus valores (Tabla 5). Por último, cabe citar que el número total acumulado de ejemplares localizados desde el año 1999 (cuando Guzmán *et al.*, 2004 iniciaron el fototrampeo a pequeña escala) ha sido de 403.

La población se encuentra limitada por la capacidad de carga, de modo que ha existido una estrecha relación estadística (Rs = 0,95, P = 0,01) entre las variaciones anuales del número de territorios y la cantidad de cuadrículas UTM de 2,5 km x 2,5 km con uno o más conejos /ha en junio (y = 0,54x + 8,31).

a.2. *Doñana-Aljarafe:* En la comarca de Doñana, entre 2002 y 2006, se observó una cierta estabilidad del número de hembras territoriales, que se mantuvo entre 9 y 14 territorios. En 2006 se produce un descenso y a partir de 2007 se observa un importante incremento de este indicador poblacional, hasta alcanzar las 18 hembras territoriales en 2009, cifra que se incrementa en 2010 hasta las 20 (Tabla 5; Fig.25). De nuevo, el proceso de colonización de territorios ha podido ser seguido de manera que, para la mayor parte de ellos, se conoce el origen de la hembra establecida.

En Doñana no se ha realizado el análisis por extrapolación, mientras que las estimas por el número mínimo y por captura-recaptura ofrecen valores muy aproximados. A diferencia de Sierra Morena, el número mínimo anual se ha encontrado casi siempre por debajo de la estima por captura-recaptura, probablemente por la menor eficacia del fototrampeo debido a las limitaciones que presenta la comarca (ver metodología). A partir de 2008, se ganó en eficiencia con las cámaras trampa y, de hecho, ese año se observa una total coincidencia entre ambas estimas. Este dato apoya la validez del número mínimo como método de estima poblacional para los ejemplares mayores de un año.

Al igual que en Sierra Morena, la población total, sin duda, se encuentra subestimada debido al sesgo en la detección de cachorros por las cámaras trampa. Hasta el año 2006 la población se mantuvo relativamente estable, mientras que a partir de 2007 se produce un incremento hasta alcanzar el máximo número de linces registrado históricamente en Doñana (λ = 1,013 para 2002-2010, sin cachorros). La densidad promedio total ha sido de 0,071 ±0,003 linces / km² excluyendo a los cachorros, observándose una tendencia relativamente constate, aunque con ciertos altibajos (Tabla 5). Esta densidad es un orden de magnitud inferior a la de Sierra Morena debido a las diferencias que existen en la capacidad de carga (básicamente la distribución y abundancia del conejo). El número total acumulado de ejemplares localizados desde el año 2002 hasta junio de 2010 ha sido de 167.

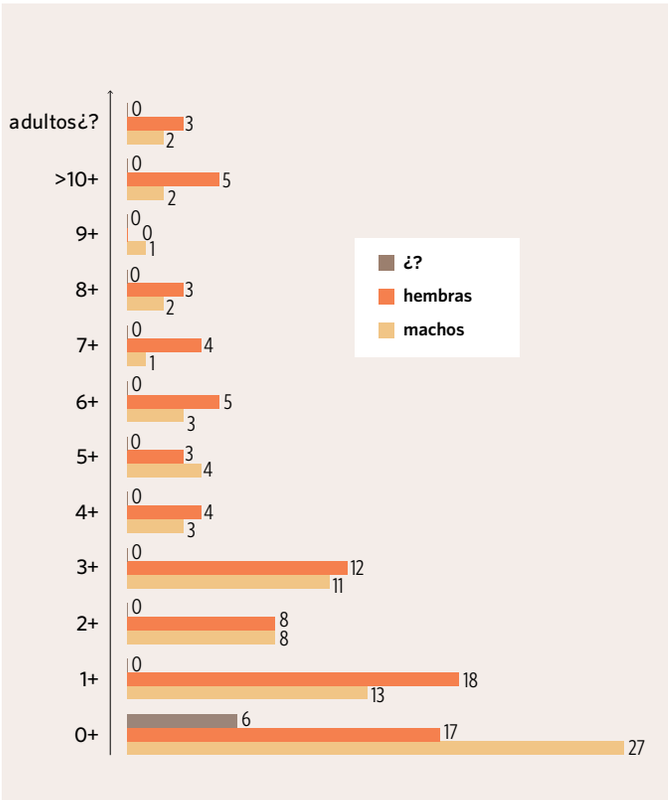
La población aparentemente se encuentra algo por debajo de la capacidad de carga (situación que afectaría exclusivamente al núcleo noreste), de modo que al aplicar la función lineal obtenida en Andújar-Cardeña (en Doñana todavía no hay suficientes datos para su elaboración), el número potencial de territorios sería de 25, es decir, 5 más de los detectados en 2010.

b) Estructura demográfica

b.1. *Sierras de Andújar-Cardeña:* La composición demográfica de la población de Sierra Morena muestra una pirámide de base ancha propia de una población demográficamente sana y en crecimiento (Fig. 26), con una desviación de sexos relativamente equilibrada en su conjunto (machos/hembras = 0,92 en 2009); en dicha pirámide aparecen algunas muescas que reflejan las variaciones interanuales del éxito reproductor.

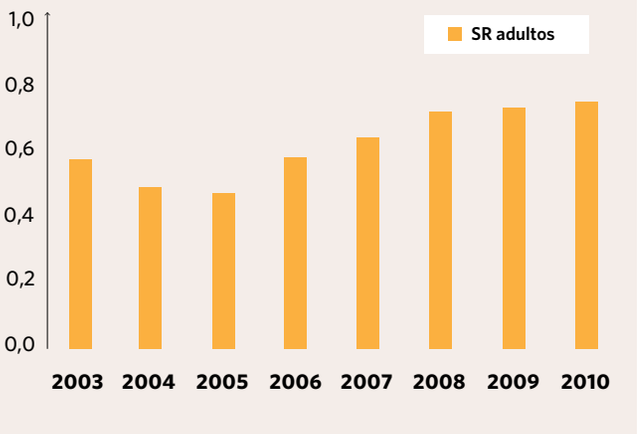
La desviación de sexos muestra algunas variaciones por grupos de edad, de modo que el promedio de los años 2003-2010 se encuentra desviada a favor de las hembras en los adultos (0,63±0,038), mientras que no se desvía significativamente del equilibrio en el resto de los grupos de edad: subadultos (0,93 ±0,098) y cachorros (0,99 ±0,13). Sin embargo, cabe destacar que la relación de sexos de los adultos ha tendido al incremento entre 2003 y 2010 (Fig. 27).

Figura 26:
Pirámide demográfica de la población de las sierras de Andújar-Cardeña (2009).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2009. Elaboración propia.

Figura 27:
Evolución de las relación de sexos (machos/hembras) de la población de las sierras de Andújar-Cardeña.

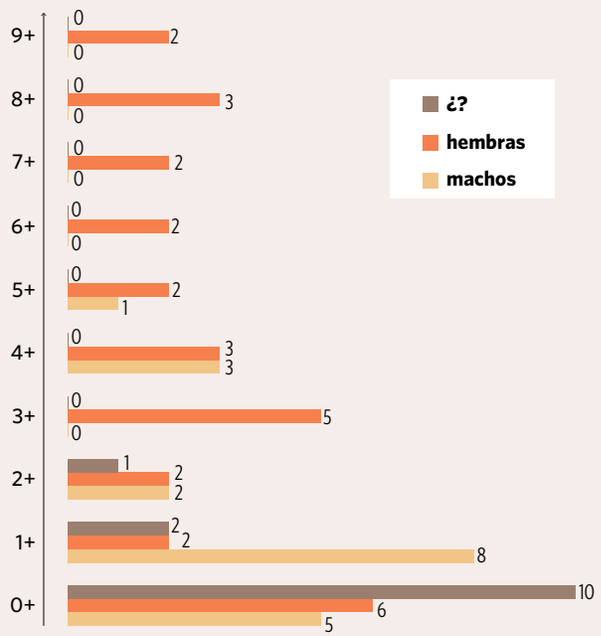


Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

b.2. *Doñana-Aljarafe:* La población de Doñana ha sufrido un importante cambio en su estructura demográfica los últimos años, especialmente debido a una alteración en la relación de sexos. Si bien en general, la pirámide reciente muestra bastante similitud con la observada en Sierra Morena, sobre todo por su amplia base propia de una población aparentemente saludable y en crecimiento, un vistazo más detallado pone de manifiesto la notable escasez de machos adultos, sobre todo de más de cinco años, literalmente ausentes (Fig. 28).

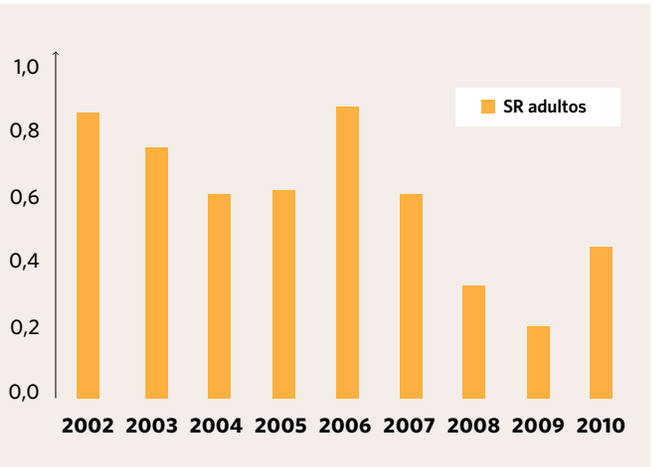
Este fenómeno es relativamente reciente, pues hasta entre 2002 y 2007 la relación de sexos promedio para los adultos fue de 0,74 ±0,052 (machos/hembras), algo superior a la observada en dicho periodo en Sierra Morena. En 2008 la sex-ratio de Doñana cae bruscamente (Fig. 29) debido a la epidemia de Leucemia felina que afectó sobre todo a los machos adultos (López *et al*., 2009), de manera que sus efectos se han alargado hasta 2009. Afortunadamente el reclutamiento de machos territoriales está empezando a compensar la desviación de sexos y, de hecho, las cohortes de 2008 y 2009 presentes en 2010 (es decir, los machos juveniles y sub-adultos) representan una cifra de 12 ejemplares, por lo que cabe esperar que continúe la mejora demográfica a este nivel. En el resto de los grupos de edad, aunque sufren de variaciones interanuales, en promedio la sex-ratio se desvía del equilibrio hacia las hembras en los subadultos (0,79 ±0,13) y está equilibrada en los cachorros (0,95 para 80 cachorros de sexo conocido).

Figura 28:
Pirámide demográfica de la población de Doñana-Aljarafe (2010).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 29:
Evolución de la relación de sexos (machos/hembras) de la población de Doñana-Aljarafe.

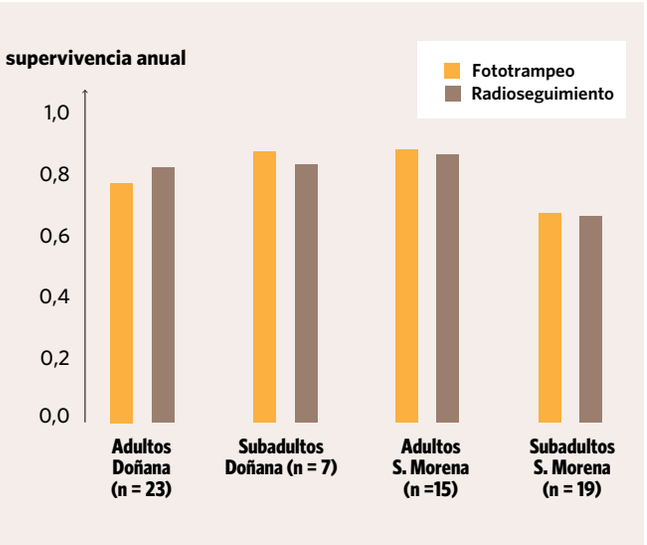


Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.



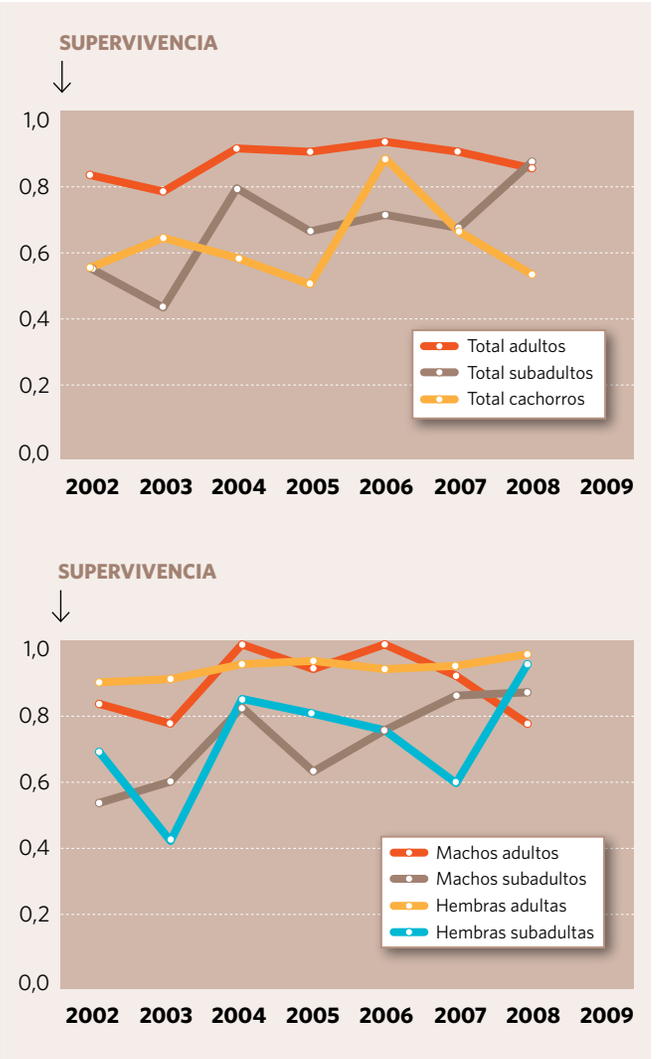
MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Figura 30.
Comparación de la supervivencia calculada mediante el estimador APS (fototrampeo) y mediante el estimador de Mayfield (radioseguimiento)



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 31.
Evolución de la supervivencia anual aparente (APS) de la población de las sierras de Andújar-Cardeña.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2009. Elaboración propia.

c) Supervivencia y causas de mortalidad:

Los datos obtenidos de la supervivencia mediante la estima a priori conservativa, a partir de la información del fototrampeo, no fueron estadísticamente distintos (pruebas U de Mann-Whitney con P>0,05 en todos los casos) de los datos del radioseguimiento (Fig. 30), ni para Sierra Morena, ni para Doñana, ni por edades. Por tanto, en la exposición de la supervivencia se han utilizado los datos correspondientes a los cálculos por re-capturas interanuales con fototrampeo, por representar un mayor número de individuos.

c.1. *Sierras de Andújar-Cardeña:* La supervivencia anual aparente del periodo 2002-2009 ha sido de 0,89 ±0,02 para los adultos, 0,69 ±0,055 para los ejemplares subadultos (1-2 años de edad) y 0,64 ±0,048 para los cachorros. Solamente para los subadultos se ha observado una ligera tendencia interanual, positiva aunque no significativa (Rs=0,71, P=0,08), mientras que los adultos y los cachorros han mostrado respectivamente una gran estabilidad y grandes variaciones (Fig. 31).

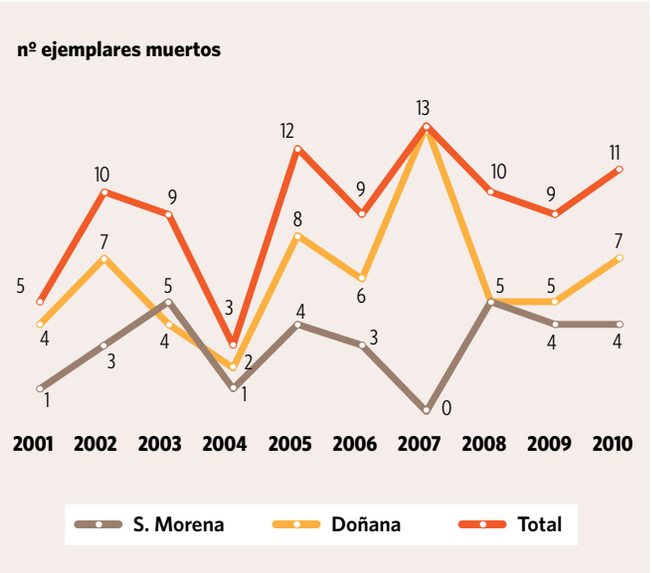
Por sexos (excluyendo a los cachorros) la supervivencia anual ha sido algo mayor en las hembras adultas (S_a = 0,92 ±0,01) que en los machos adultos (S_a = 0,87 ±0,10), aunque sin diferencias estadísticas (prueba U). En el caso de los subadultos, ambos sexos han ofrecido similar valor, (S_a = 0,69 ±0,07, para las hembras y S_a =0,69 ±0,05 para los machos). Durante el periodo 2002-2009 se ha observado una tendencia temporal ligeramente positiva en el caso de las hembras adultas (Rs = 0,71, P=0,08), y significativa en los machos subadultos (R=0,84, P=0,028).

Durante el periodo 2001-2010 se han registrado 30 linces muertos en Sierra Morena, dentro de los cuales se han incluido tres ejemplares enfermos que murieron en cautividad tras ser capturados en el campo,

así como dos ejemplares gravemente disminuidos que debieron ser mantenidos en cautividad. Se han localizado un promedio de 3,0 ejemplares / año (rango = 0-4), con una evolución estable (Fig. 32).

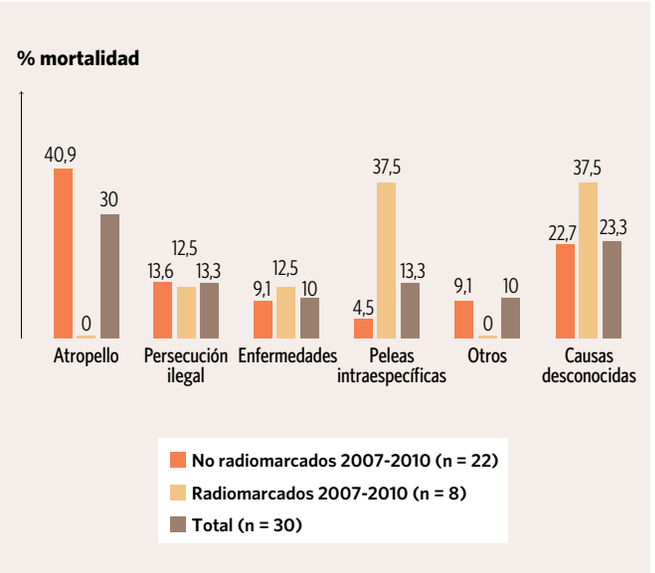
Las causas de mortalidad de origen natural han representado el 36,6% del total de los casos con origen conocido (*n* = 22), entre las que destacan las peleas intraespecíficas (Fig. 33). De hecho, de ocho casos de mortalidad de linces radiomarcados, cuatro (50%) murieron por esta causa. Dos de los tres casos de mortalidad por enfermedad estuvieron causados por tuberculosis, y el tercero por un tumor de origen desconocido. Entre las causas de origen antrópico, destacan los atropellos como fuente principal de morta-

Figura 32.
Evolución del número de hallazgos de lince ibérico muertos.



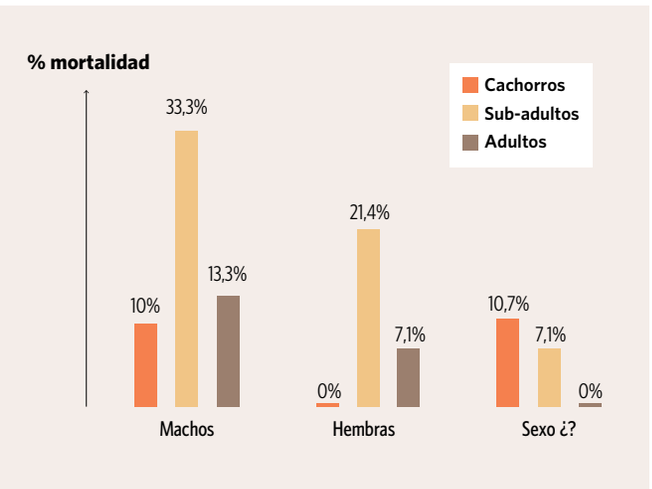
Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 33.
Causas de mortalidad de la población de las sierras de Andújar-Cardeña (2001-2010).



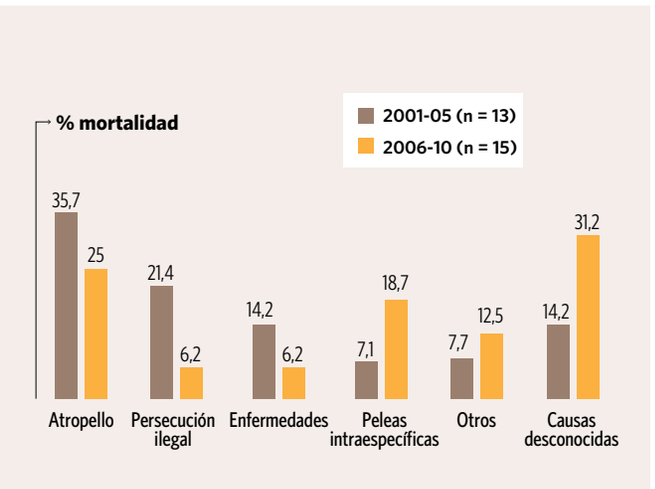
Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 34.
Distribución por sexos y edades de los linces encontrados muertos en la población de las sierras de Andújar-Cardeña.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 35.
Variaciones por periodos de las causas de mortalidad de linces en la población de las sierras de Andújar-Cardeña.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

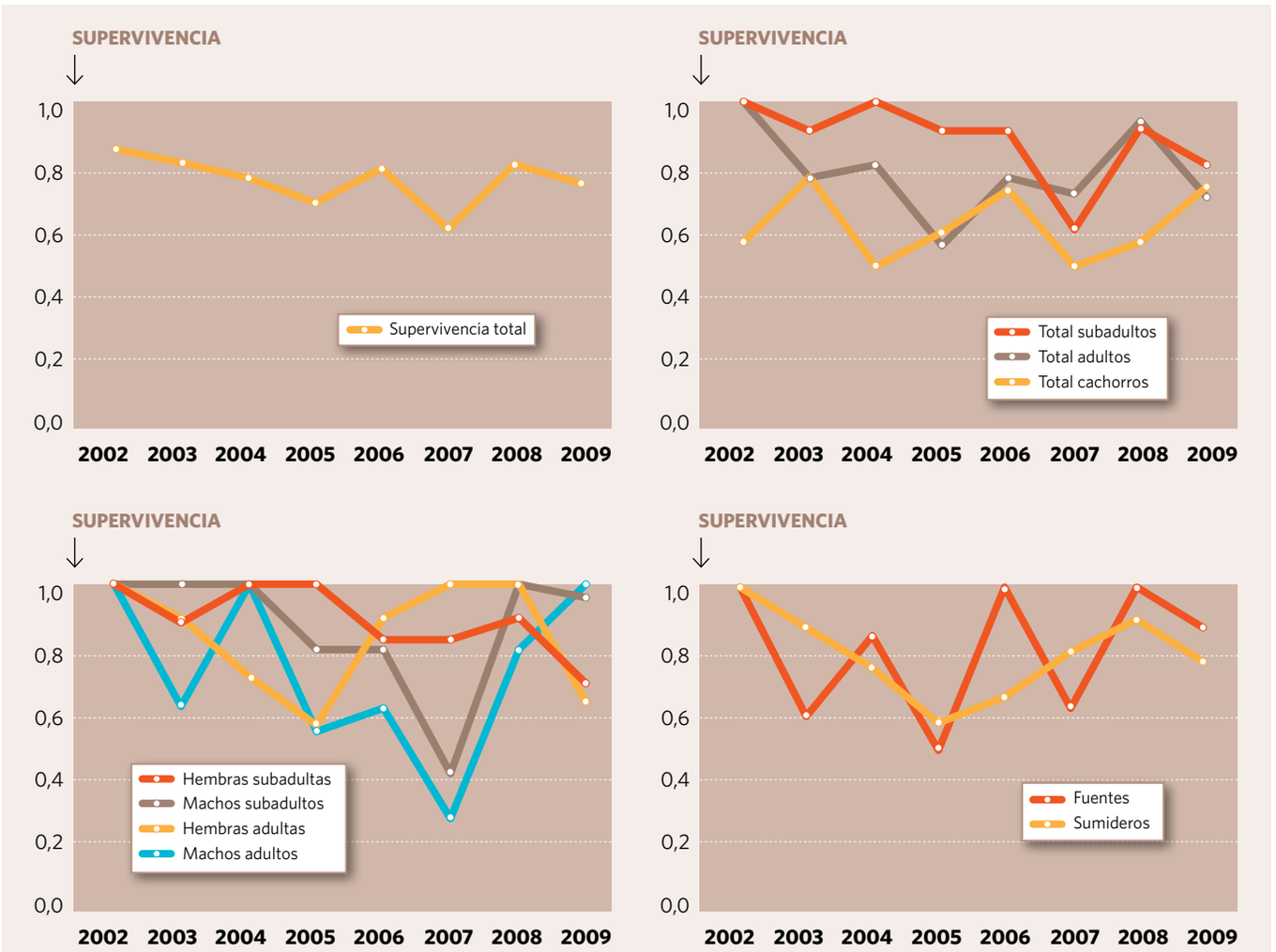
lidad, si bien cabe aclarar que tres de los ocho casos registrados fueron ejemplares en dispersión muy alejados del área de presencia estable (30-70 km).

Por edades, son más frecuentes los hallazgos de ejemplares subadultos (Fig. 34), que representan el 60,7% del total de la muestra. Por sexos, son los machos los ejemplares más representados, con una cifra global del 65,2% (*n* = 23 ejemplares muertos con sexo conocido).

Se han detectado diferencias significativas entre los dos periodos 2001-2005 y 2006-2010 (χ^2 = 24,48, P = 0,0002, g.l. = 5). Las causas de mortalidad de origen humano han disminuido casi a la mitad, del 57,1% en 2001-2005 al 31,2% en 2006-2010, tanto atropellos como acciones de caza ilegal (Fig. 35), mientras que se han mantenido las causas de mortalidad natural, con el 21,3% y 24,9% respectivamente. En este caso cabe destacar el aumento de las agresiones intraespecíficas como causa de muerte, aunque se trata de un resultado sesgado por la metodología (en el segundo periodo se realiza radio-seguimiento). Durante el segundo periodo se observa un importante aumento de los casos de mortalidad sin origen aclarado. Cabe destacar que tres de las cuatro bajas por persecución directa (dos por cepo y uno por disparo) se registraron los años 2001 y 2003, mientras que el tercero murió envenenado dentro de un gallinero en 2008.

Los datos procedentes del radioseguimiento muestran una distribución estadísticamente diferente (χ^2 = 81,79, P < 0,0001, g.l. = 5) de la que representan el

Figura 36.
Evolución de la supervivencia total anual aparente (APS) de la población de Doñana-Aljarafe.



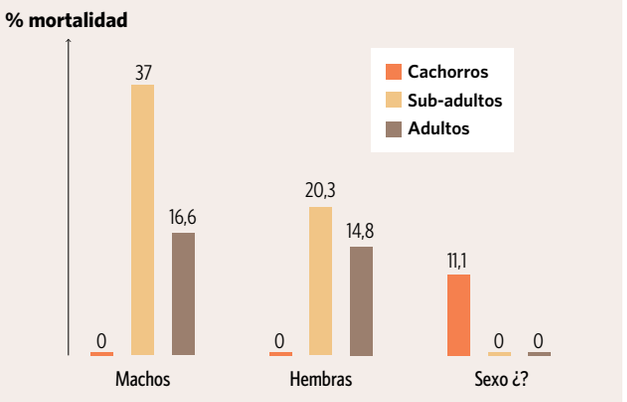
Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2009. Elaboración propia.

resto de los datos (Fig. 33). Si bien esta comparación debe tomarse con reservas debido al escaso tamaño de muestra para los ejemplares radio-marcados, al menos sugiere que los atropellos y la mortalidad por peleas intraespecíficas son sobreestimados y subestimados respectivamente por los hallazgos fortuitos.

c.2. *Doñana-Aljarafe:* La supervivencia anual aparente del periodo 2002-2009 ha sido de 0,78 ±0,049 para los adultos, 0,88 ±0,044 para los ejemplares subadultos (1-2 años de edad) y 0,62 ±0,039 para los cachorros. Se pueden deducir dos etapas diferentes, una con tendencia descendente y poco variable hasta el año 2005 y otra desde el año 2006, en la que la supervivencia se recupera, pero con notables variaciones interanuales (Fig. 36), si bien dicha variabilidad se encuentra muy condicionada por un solo año, 2007 (crisis FeLV). La supervivencia promedio para todas las clases de edad juntas es similar entre ambas fases: S_a = 0,78 ±0,054 y S_a = 0,74 ±0,045 respectivamente. Si se excluye el año claramente excepcional de 2007, la supervivencia anual total queda en 0,78 ±0,049. Por edades, esta tendencia se observa para adultos y subadultos, mientras que los cachorros han sufrido notables variaciones interanuales. Por sexo y edad, al igual que en Sierra Morena, la supervivencia anual ha sido mayor en las hembras adultas (S_a = 0,84 ±0,061) que en los machos adultos (S_a = 0,73 ±0,093), aunque sin diferencia estadística (U=24,5, Z=-0,78, P=0,43). En éstos últimos, si se excluye el excepcional año 2007, que afectó sobre todo a machos adultos, la supervivencia anual mejora (S_a = 0,79 ±0,076). En el caso de los subadultos, ambos sexos han ofrecido de nuevo similar valor, (S_a = 0,89 ±0,038 para las hembras y S_a = 0,87 ±0,072 para los machos). Las hembras subadultas han sufrido una tendencia negativa aunque no significativa (Rs=0,62, P=0,098). Por último, los machos de ambas clases de edad han mostrado una dinámica temporal común significativamente correlacionada (Rs = 0,78, P =0,039). En el periodo de estudio los valores medios de supervivencia de los ejemplares adultos han sido similares entre el núcleo poblacional del Parque Nacional (S_a = 0,80 ±0,072) y los núcleos exteriores (S_a = 0,79 ±0,048). Las tendencias han sido similares a la descrita para el conjunto de la población, si bien el Parque Nacional ha experimentado variaciones interanuales mayores.

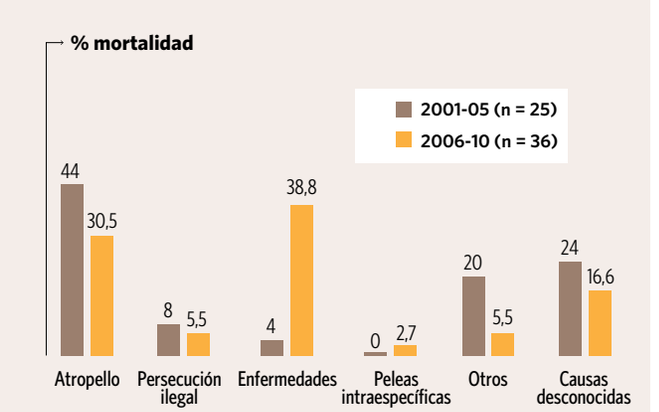
En Doñana se han registrado 61 linces muertos durante el periodo 2001-2010, dentro de los cuales se han incluido dos ejemplares enfermos con FeLV extraídos del campo y mantenidos en cautividad. Se han localizado un promedio de 6,1 ejemplares / año (rango = 1-13), con una evolución relativamente estable, aunque destaca el pico de 2007 (Fig. 32) relacionado con la crisis provocada por la epidemia de leucemia felina.

Figura 37.
Distribución por sexos y edades de los linces encontrados muertos en la población de Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 38.
Variaciones por periodos de las causas de mortalidad de linces en la población de Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Por edades, son más frecuentes los hallazgos de ejemplares subadultos, representando el 57,3% del total de la muestra. Por sexos, son los machos los ejemplares más representados, con una cifra global del 60,4% (*n* = 48 ejemplares muertos con sexo conocido) (Fig. 37).

Las causas de mortalidad de origen natural han representado el 37,7% del total de los casos con origen conocido (*n* = 23), entre las que destacan las enfermedades infecciosas (Fig. 38). La mayor parte de los casos de mortalidad por enfermedad estuvieron causados por el brote de leucemia felina (FeLV) de 2007 (10 casos), el cual se localizó en un área muy concreta de la población. Esto facilitó un rápido control de dicha enfermedad infecciosa tras el inicio de un potente *Programa de control del virus de la FeLV*. Desde entonces, el seguimiento sanitario de las poblaciones de lince ibérico cuenta con un *Programa de Vigilancia Epidemiológica del virus*. El resto fueron 4 ejemplares muertos por moquillo, tuberculosis, parvovirus y peritonitis. Entre las causas de origen humano, destacan los atropellos como fuente principal de mortalidad.

Se han detectado diferencias significativas entre los dos periodos considerados (χ^2 = 41,15, P <0,0001, g.l. = 5). Las causas de mortalidad de origen humano han disminuido del 52,0% en 2001-2005 al 36% en 2006-2010, tanto atropellos como acciones de caza ilegal, mientras que han aumentado las causas mortalidad natural, del 24,0% al 44,%; en este caso cabe destacar el aumento de las enfermedades como causa de muerte, en relación con el brote de FeLV. La tasa de atropellos experimentó una tendencia ascendente entre 2002 y 2006, en 2007 cayó bruscamente y desde entonces ha experimentado un leve ascenso hasta 2010 (Fig.39).

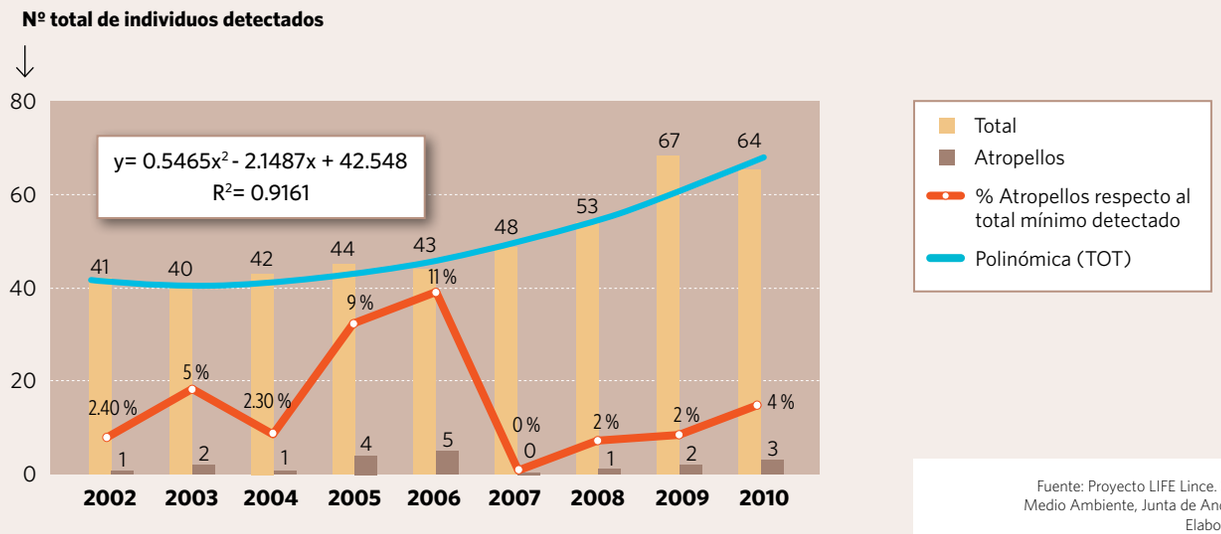
d) Éxito reproductor:

d.1. *Sierras de Andújar-Cardeña:* Durante el periodo 2002-2010 el porcentaje promedio de hembras territoriales reproductoras para Sierra Morena ha sido del 61,33% ±4,32. El número de cachorros detectado por hembra reproductora ha sido de 2,08 ±0,15.

Se ha registrado una interesante dinámica interanual, en la que la cantidad de hembras reproductoras experimenta un ciclo de máximos y mínimos bienales, que se corresponden respectivamente con los años pares e impares (Fig. 40). La natalidad por su parte se ha mantenido relativamente constante desde 2002, con la excepción del brusco descenso sufrido en 2007.

El éxito reproductor en Sierra Morena tiende a relacionarse positivamente con la abundancia de conejo, mientras que se ha observado una paralela relación densodependiente negativa. El mejor modelo que

Figura 39.
Evolución del tamaño poblacional y de la tasa de atropellos en la población de Doñana-Aljarafe (2002-2010).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

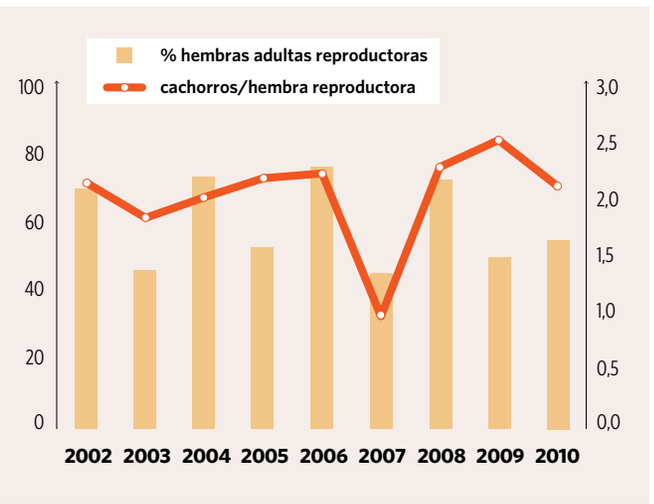
se ajusta al porcentaje de hembras reproductoras es la regresión múltiple que incluye la disponibilidad de conejo el año previo y la cantidad de sudadultos presentes por territorio. En el caso de la cantidad de cachorros por hembra reproductora, la abundancia de conejo el año *n-1* por sí sola es la que ofrece el modelo con mejor probabilidad, muy próximo al nivel de significación (Tabla 6).

Tabla 6. Relación de las variables descriptivas del éxito reproductor del lince ibérico con la disponibilidad de conejos y con al sedimentación de juveniles y subadultos en los territorios de las hembras. Se muestran análisis de correlación simple (Rs) y análisis de regresión múltiple (R).

VARIABLES	Conejo año previo *(ind./ha), n = 7*	Juveniles y sub-adultos/territorio *oct.-dic. año previo, n = 7*
POBLACIÓN ANDÚJAR-CARDEÑA		
Cachorros / hembra reproductora	Rs = 0,71 (**P = 0,08**)	Rs =0,39 (P = 0,33)
% hembras reproductora	Rs =0,28 (P = 0,48)	Rs = -0,78 (**P = 0,05**)
Cachorros / hembra reproductora	R =0,64 (P = 0,34)	
% hembras reproductora	R =0,90 (**P = 0,03**) *Y = 121,5 +5,12X1-34,18X2*	
POBLACIÓN DOÑANA-ALJARAFE		
Cachorros / hembra reproductora	Rs = 0,32 (P = 0,74)	Rs = 0,35 (P = 0,34)
% hembras reproductora	Rs =0,56 (**P = 0,16**) Rs = 0,83 (**P = 0,06**)	Rs =0,37 (P = 0,70)
Cachorros / hembra reproductora	R = 0,45 (P = 0,62; n = 7)	
% hembras reproductora	R = 0,70 (P = 0,25; n = 7)	

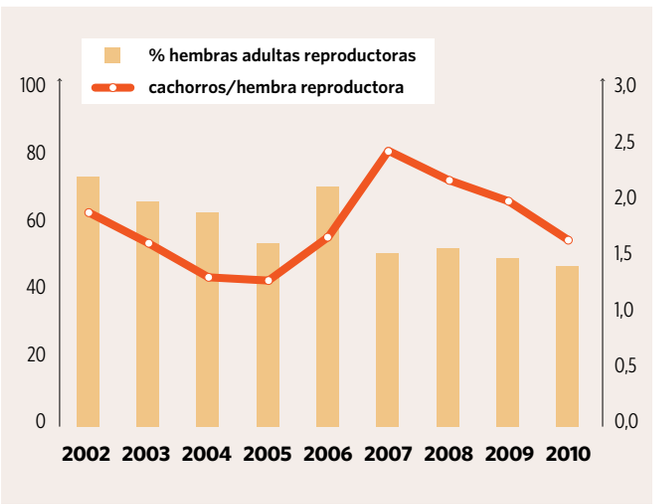
Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 40.
Evolución del éxito reproductor en las poblaciones de las sierras de Andújar-Cardeña.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 41.
Evolución del éxito reproductor en la población de Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

d.2. *Doñana-Aljarafe:* El porcentaje promedio de hembras territoriales reproductoras en el caso de Doñana ha sido del 62,0% ±3,4 para el periodo 2002-2010, similar al registrado en Sierra Morena. El número de cachorros observado por hembra reproductora ha sido 1,88 ±0,13.

La población de Doñana sufrió un descenso de sendos parámetros descriptivos del éxito reproductor de 2002 a 2005 (Fig. 41). Desde entonces, el porcentaje de hembras reproductoras se ha mantenido con un valor estable, mientras que ha mejorado la natalidad hasta alcanzar valores similares a los de Sierra Morena, aunque desde 2007 tiende a descender. En el análisis de la densodependencia y del efecto de la abundancia de alimento, tan sólo la abundancia de conejo el año previo por sí sola se aproxima al valor crítico de significación para el porcentaje de hembras reproductoras (Tabla 6).

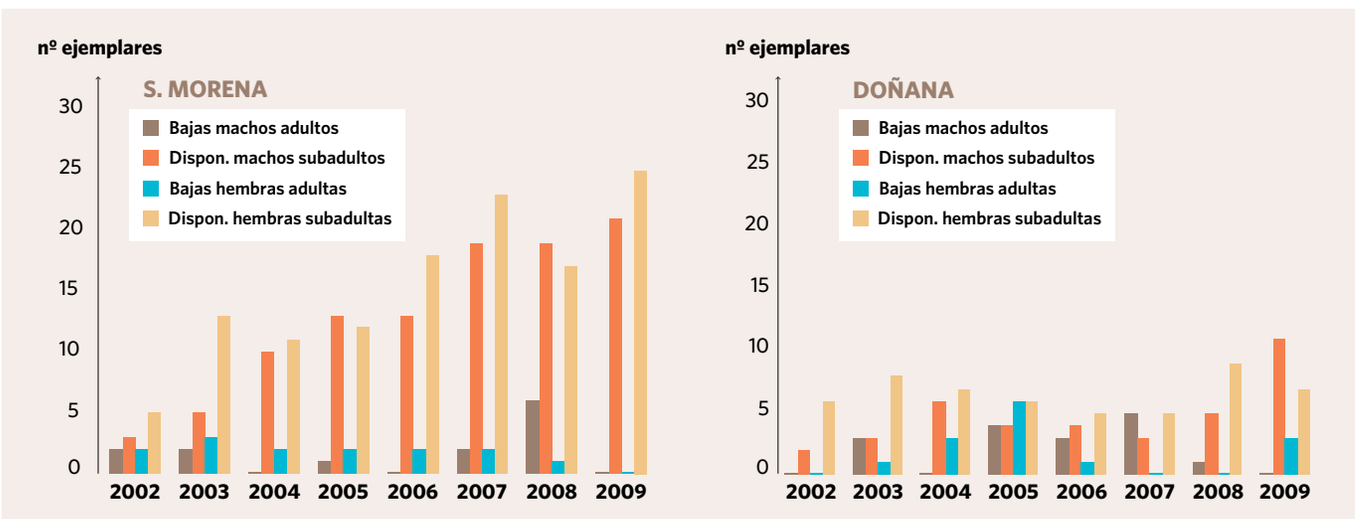
e) Balance demográfico (reclutamiento y mortalidad):

e.1. *Sierras de Andújar-Cardeña:* Tal como ya demuestra la tendencia poblacional favorable previamente descrita, el balance demográfico de Sierra Morena ha sido positivo. En efecto, la natalidad y supervivencia de los ejemplares juveniles supera con creces la mortalidad de los ejemplares adultos territoriales.

En el caso de los machos territoriales, la mortalidad promedio del periodo 2002-2009 ha sido de 1,87 ±0,77 individuos por año, mientras que la disponibilidad promedio de linces subadultos ha sido de 11,71 ±2,35 individuos por año, ofreciendo un balance anual promedio de +10 ejemplares. Para las hembras ambos parámetros han sido respectivamente 2,00 ±0,21 y 14,14 ±2,18 linces por año, con un balance anual promedio de +12 ejemplares. La tendencia interanual del balance es claramente positiva para ambos sexos (Fig. 42).

e.2. *Doñana-Aljarafe:* En Doñana el balance poblacional también ha sido positivo para el periodo 2002-2009. La mortalidad promedio de los machos territoriales ha sido de 2,00 ±0,70 individuos por año, mientras que la disponibilidad promedio de linces subadultos ha sido de 4,75 ±0,99 individuos por año, con lo que resulta un balance anual promedio de +2-3 ejemplares. Para las hembras ambos parámetros han sido respectivamente 1,75 ±0,75 y 6,62 ±0,49 linces por año, con un balance anual promedio de 5 ejemplares. El balance demográfico de los machos tan sólo fue negativo el año 2007, coincidiendo con la epidemia de leucemia felina, aunque afortunadamente se ha registrado una notable mejora posterior (Fig. 42). Las hembras siempre han tenido un balance positivo, excepto en 2005, cuando el resultado fue neutro, igual que en los machos.

FIGURA 42.
Evolución de las bajas en la población adulta y de la disponibilidad de ejemplares reclutables de la población de lince ibérico en Andalucía.

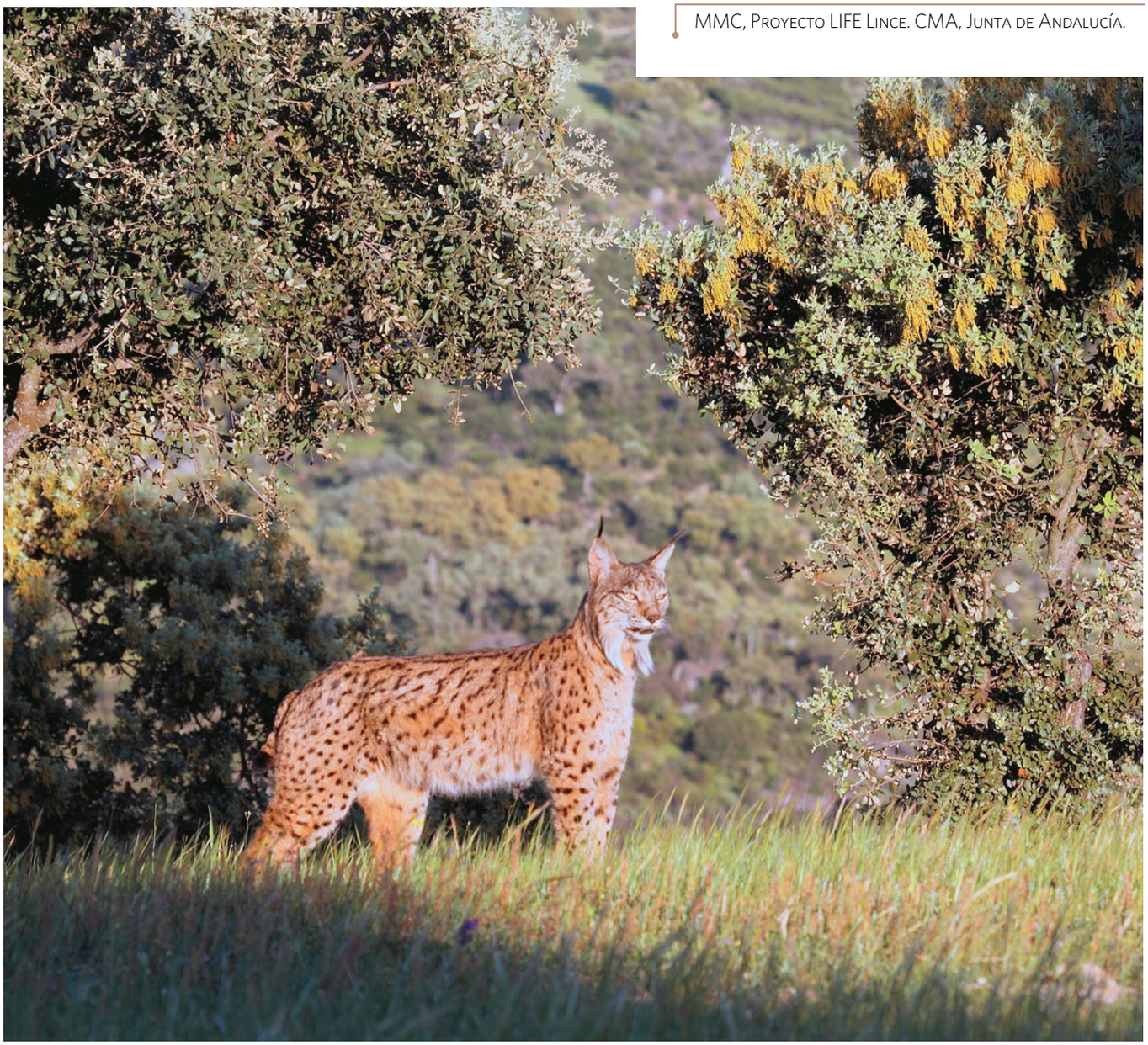


Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2009. Elaboración propia.

Discusión

La notable mejora poblacional observada en las sierras de Andújar y Cardeña, duplicándose el área de presencia estable desde 2002, guarda estrecha relación con el éxito del programa de conservación llevado a cabo, como se expondrá detalladamente en un apartado posterior.

En resumen, cabe adelantar que dos actuaciones han sido la clave del proceso: la mejora de la capacidad de carga por medio del manejo intensivo de la población de conejo (especialmente en el Yeguas), y la mejora de la supervivencia a través del control de la mortalidad no natural (especialmente en el Jándula). Ambas se pusieron en marcha de manera intensiva en 2003, año en que coincide con el inicio de la recuperación local de la especie. Sendas actuaciones han sido los principales factores que han condicionado la desigualdad observada entre los valles del río Yeguas y del río Jándula en el proceso de expansión de los linces. Efectivamente, el manejo de la capacidad de carga se repartió de manera más o menos regular por toda la periferia del Yeguas, mientras que la mejora de la supervivencia se centró en los sumideros de la zona más humanizada



MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

de la sierra, es decir, en el borde sur-suroeste del valle del río Jándula.

A partir de 2010 las posibilidades de expansión de los linces en esta área se encuentran muy limitadas por la disponibilidad de hábitat adecuado. En efecto, las zonas de litología granítica con matorral mediterráneo no ocupadas todavía apenas suponen 30 km^2, y además necesitan de una fuerte intervención para recuperar densidades adecuadas de conejo. Por tanto, la población se encuentra muy próxima a sus posibilidades máximas de expansión, a no ser que se registre un cambio sustancial positivo en la población de conejos. En otras palabras, si el lagomorfo se recuperase sustancialmente fuera del área granítica, las posibilidades de expansión del lince se incrementarían sustancialmente debido a la enorme disponibilidad de matorral mediterráneo en las zonas cuarcítico-pizarrosas de Sierra Morena. En este sentido, la experiencia de recuperación del conejo en las fincas *Fontanarejo*, *Lentisquillo* y *Selladores-Contadero* está ofreciendo unos resultados preliminares muy esperanzadores.

Al incluir los datos publicados correspondientes al periodo 1990-2001 (Gaona *et al*., 1998; Ferreras *et al*., 2001; Garrote *et al*., 2010), en Doñana-Aljarafe pueden establecerse claramente tres etapas o fases en la dinámica poblacional de los linces:

1ª. **1990–1997: se detectan cada año entre 12 y 16 territorios ocupados, la mayor parte de ellos (*n* = 9) dentro del Parque Nacional de Doñana, observándose una cierta estabilidad poblacional.**

2ª. **2001–2006: se detectan cada año entre 9 y 14 territorios, cifras parecidas a la anterior etapa, pero en este caso el Parque Nacional de Doñana pierde 5 territorios y las zonas exteriores ganan 2. Se produce un claro descenso en 2002, aunque posteriormente la población se recupera.**

3ª. **2007–2010: aumenta el número de territorios hasta 20, la mayoría (*n* = 14) fuera del Parque Nacional de Doñana. La población total aumenta hasta alcanzar el máximo histórico conocido.**

Cada una de estas tres etapas coincide con tres situaciones socio-ambientales bien distintas que explican adecuadamente la dinámica poblacional descrita. En primer lugar, durante los noventa del pasado siglo el Parque Nacional de Doñana era un lugar relativamente seguro para los linces, donde el tamaño poblacional probablemente se regulaba por la capacidad de carga, mientras las zonas exteriores se comportaban como sumideros debido a la alta mortalidad (Gaona *et al*, 1998; Ferreras *et al*., 2001), que probablemente era la responsable del menor tamaño poblacional. A partir del año 2001 se observa un desplome de la población de conejo (Moreno *et al*., 2007), que provoca la desaparición de cinco territorios dentro del Parque Nacional. Justo después en 2002 se inicia el Proyecto LIFE02NAT/E/008609 (2002-2006) que actúa básicamente fuera del Parque Nacional, donde se empieza a mejorar la supervivencia de los linces. Por último, en 2006 se pone en marcha el Proyecto LIFE06NAT/E000209 (2006-2011), que a través de los convenios con las sociedades de cazadores crea un clima favorable entre este colectivo. Además se acometen numerosas medidas para la prevención de atropellos, de modo que la supervivencia fuera del Parque Nacional de Doñana mejora sustancialmente: los antiguos sumideros empiezan a actuar como fuentes. Por otro lado, en 2008, el propio proyecto LIFE Naturaleza consiguió gestionar adecuadamente un brote de leucemia felina que afectó gravemente al principal núcleo existente entonces en Doñana (López *et al*., 2009). En resumen, la evolución favorable de la especie en Doñana se relaciona sobre todo, al igual que en Sierra Morena, con dos actuaciones de conservación concretas: la mejora de la capacidad de carga y la mejora de la supervivencia. Esta última ha sido especialmente notable fuera del Parque Nacional de Doñana, como se explicará en un apartado específico.

Las posibilidades de expansión de los linces en Doñana se encuentran actualmente muy condicionadas por la capacidad de carga. En función de la distribución espacial y temporal de la abundancia de conejo en la comarca, cabe deducir que la distribución registrada en 2010 se encuentra muy próxima a su máximo potencial, a no ser que se registren cambios naturales significativos en la dinámica demográfica de los conejos, y este fenómeno parece poco previsible según los datos registrados hasta la fecha. Tan

sólo una política adecuada de gestión forestal dirigida a favorecer a gran escala los hábitats del lince ibérico podría mejorar sustancialmente la situación actual. La nueva situación de la población de Doñana, en caso de mantenerse estable a largo plazo, invalidaría los *PVA* realizados hasta la fecha (Gaona *et al*., 1998; Ferreras *et al*., 2001), ya que ha cambiado por completo el sistema fuente-sumidero descrito para los años noventas del siglo XX. En cualquier caso, entonces se estimó que si Doñana disponía de un área fuente que contase con unos 12 territorios, la probabilidad de extinción en un plazo de 100 años sería nula (Gaona *et al*., 1998). Entre 2009 y 2010 los 20 territorios detectados actuaron como fuentes (natalidad > mortalidad), sobre todo debido a la combinación de unas elevadas supervivencia y natalidad. Ahora llega el momento de conocer si este resultado del programa de conservación puede ser mantenido en el tiempo. Por último, cabe citar que la mejora genética intervenida de la población está contribuyendo a la restauración y conservación de la población de lince Ibérico en la comarca de Doñana.

Los valores de supervivencia anual durante el periodo de estudio han sido algo mayores en Sierra Morena para el caso de los adultos, similares en los cachorros y mayores en Doñana-Aljarafe para los subadultos. En cualquier caso, las diferencias no han sido muy notables y se encuentran dentro de los rangos de valores observados en poblaciones saludables (λ>1) de otras especies de lince, como el lince rojo en poblaciones protegidas o no explotadas legalmente (adultos S_a = 0,78 - 0,97; cachorros S_a = 0,18 – 0,71; Hansen 2007) o el lince boreal (adultos S_a = 0,78-0,88, sub- adultos S_a = 0,49 – 0,90, cachorros S_a = 0,21-0,59; λ = 1,19-1,33; poblaciones con caza legal e ilegal; Andrén *et al*., 2006). Algunos detalles observados en las dos poblaciones de lince ibérico merecen ser discutidos. En primer lugar, en Sierra Morena destaca la mayor supervivencia de las hembras adultas comparada con los machos adultos, lo cual podría ser fruto de las interacciones intra-sexuales propias de una población saturada. En este sentido cabe destacar que las peleas intraespecíficas fueron una importante fuente de mortalidad de los linces radiomarcados, circunstancia así mismo registrada en la población de puma de Florida (Onorato *et al*., 2010). En Doñana llama la atención la elevada supervivencia de los subadultos, que incluso fue algo mayor a la de los adultos, ofreciendo una situación inusual en otras poblaciones de linces (Andrén *et al*., 2006; Hansen, 2007). Este resultado en realidad podría ser fruto de la mejora de las condiciones tanto de alimento como de seguridad durante el periodo de estudio, de hecho, así lo apunta la sedimentación de una parte importante de los ejemplares subadultos como territoriales en las zonas manejadas por el presente programa. La evolución temporal de la supervivencia, con dos etapas bien definidas (2002-2005 baja, 2006-2010 se recupera y estabiliza) se correlaciona con los cambios en las tasas de atropellos.

Los parámetros descriptivos del éxito reproductor han sido muy similares entre Sierra Morena y Doñana-Aljarafe. Los balances demográficos observados indican que la natalidad registrada durante el periodo de estudio ha sido óptima. Palomares *et al*. (2005) no encontraron ninguna relación entre la abundancia de conejos y el éxito reproductor del lince ibérico. Sin embargo, nuestros resultados ponen en evidencia la importancia de la disponibilidad de conejo. La discrepancia entre ambos estudios, sin duda, se debe al reducido tamaño de muestra del estudio de dichos autores, el cual se centró en el núcleo de Matas Gordas (Doñana), con sólo tres hembras territoriales y una elevada disponibilidad de conejo.

Por último, hemos podido confirmar la densodependencia del éxito reproductor del lince ibérico en Sierra Morena, si bien se trata de un fenómeno esperable frecuentemente observado en la naturaleza (Ferrer, 1993). La ausencia de esta relación en la población de Doñana-Aljarafe podría explicarse por su estructura espacial, conformada por núcleos muy dispersos y separados, lo cual sin duda puede relajar los fenómenos competitivos intraespecíficos.

El año 2002 se puso en marcha el Plan de Seguimiento del Lince Ibérico en Andalucía (*PSLIA*), como un programa de monitoreo demográfico a largo plazo. El *PSLIA* es desarrollado por tres equipos de campo que operan respectivamente en las poblaciones de las sierras de Andújar, Cardeña y Doñana-Aljarafe y en las áreas de reintroducción. Con regularidad anual se establece el área de distribución de la especie, su tamaño poblacional y los parámetros demográficos básicos (estructura demográfica, supervivencia y éxito reproductor). La distribución es dibujada en base a las cuadrículas UTM de 1 x1 km donde se localizan indicios de presencia estable inequívocos (como letrinas), por medio de sondeos específicos sobre cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km, apoyados por los hallazgos continuos de señales de presencia por parte de los equipos de campo. La información demográfica se obtiene mediante campañas anuales de fototrampeo, con las que se cubre toda el área de distribución con una densidad aproximada de 1 estación/km^2. Por último, el *PSLIA* se completa con un programa de radioseguimiento, dirigido en Sierra Morena a los ejemplares potencialmente dispersantes y a los residentes que ocupan áreas conflictivas, mientras que en Doñana-Aljarafe es un programa inespecífico, dirigido a cualquier ejemplar.

Los datos recopilados entre 2002 y 2010 indican que la población de Sierra Morena ha crecido de manera continua, tanto en su área de presencia estable (de 125 km^2 a 264 km^2), como en el número de ejemplares localizados (de 79 a 196), de manera que, con 48 hembras territoriales en 2010, en la actualidad se superan los 50 ejemplares reproductores. La evolución de la población Doñana-Aljarafe ha sido más o menos estable de 2002 a 2006, mientras que entre 2007 y 2010 se ha incrementado notablemente. De este modo, el área de presencia estable ha pasado de 402 km^2 en 2004 a 799 km^2 en 2010, y el número de ejemplares localizados ha aumentado de un rango de 40-43 antes de 2007 a 73 en 2010, de los que 20 son hembras territoriales. Esta dinámica positiva en sendas poblaciones guarda relación con los valores óptimos observados tanto en la supervivencia y la reproducción, como en los cambios en la capacidad de carga, todo ello a su vez relacionado con el programa de conservación puesto en marcha a través de los proyectos LIFE Naturaleza. En este programa se le ha dado especial importancia a: a) la mejora de la supervivencia por medio de la reducción de las principales fuentes de mortalidad no natural (caza ilegal y atropellos) y b) la mejora de la disponibilidad de alimento por medio de la recuperación del conejo y de los programas de alimentación suplementaria.

EL PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DEL CONEJO:

métodos y resultados



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Es sobradamente conocido que el conejo silvestre es un elemento clave en la ecología y conservación del lince ibérico. En consecuencia, de manera paralela al plan de seguimiento del felino se ha establecido un programa de seguimiento de las poblaciones de conejo en las áreas de presencia de la especie.

Este programa tiene dos objetivos aplicados básicos:

a) **Detectar reducciones significativas que puedan afectar a la población de linces.**

b) **Relacionar la dinámica poblacional del lagomorfo con las actuaciones de conservación llevadas a cabo.**

El programa de seguimiento del conejo es desarrollado por los equipos de campo de los proyectos LIFE Naturaleza de conservación del lince ibérico en Andalucía, y consiste en la combinación de diferentes metodologías de monitoreo habituales para esta especie, evaluando las variaciones espacio-temporales con regularidad anual: estimas de abundancia absoluta mediante transectos lineales (conteo directo) y estimas de abundancia relativa por medio de 1) conteos de excrementos en aros (sólo en Doñana-Aljarafe), 2) conteo de letrinas en transectos sobre cuadrículas UTM de 2,5 km x 2,5 km, y 3) índices kilométricos de abundancia *(IKA)*, estimados a partir de recorridos fijos en vehículo.

Por otro lado, se ha establecido un subprograma de vigilancia epidemiológica dirigido específicamente a estimar el impacto de la enfermedad hemorrágico-vírica (EHV) y de la mixomatosis.

En este apartado se expone la metodología y los resultados generales del seguimiento de las poblaciones de conejo en las áreas de las sierras de Andújar-Cardeña y comarca de Doñana y Aljarafe. Esta información será especialmente útil para comprender mejor las actuaciones de recuperación emprendidas para mejorar la situación del lagomorfo.

Metodología

TRABAJO DE CAMPO

Estimas de abundancia absoluta

a) Conteo directo:

Se ha seguido la metodología empleada por Palomares *et al.* (2001), que consiste resumidamente en la realización de transectos a pie previamente y durante el crepúsculo.

La estima del número de ejemplares por unidad de superficie (conejos / ha) se realiza mediante una ecuación de regresión que considera sólo los ejemplares observados en la banda de 10 m + 10 m (***conejos / ha = 0,57x conejos/ km***). Esta metodología se escogió fundamentalmente con el objeto de obtener valores comparables con la información de referencia disponible para áreas con presencia estable de lince ibérico (Palomares *et al.*, 2001). Los censos se realizan dos veces al año, durante los periodos de máxima abundancia estacional (junio) y de mínima abundancia estacional (octubre-noviembre) del conejo. Los transectos tienen una longitud mínima de 1 km y máxima de 3,5 km.

Los censos de conejo se iniciaron en las sierras de Andújar-Cardeña el año 2002 con 9 itinerarios fijos, a los que posteriormente se fueron añadiendo otros hasta los 47 itinerarios de censo que se repiten anualmente desde el año 2005 (14 en el núcleo del valle del río Yeguas y 33 en el núcleo del valle del río Jándula).

En Doñana, debido a las limitaciones de personal, estos censos no se iniciaron hasta el año 2005. Sin embargo, la detectabilidad de los conejos resultó allí en general muy baja, debido a la estructura de la vegetación y la orografía de la zona, ya que la ausencia de relieve unida a la estructura densa del matorral, dificulta enormemente la detección de conejos. De este modo, debido a los malos resultados obtenidos en los censos de 2005, esta metodología se desestimó para la comarca de Doñana. Como salvedad, en los años 2009 y 2010, se llevaron a cabo en junio 5 itinerarios de censo dentro de Matas Gordas, repetidos los dos años con la finalidad de evaluar el uso de letrinas como metodología de estima de la población de conejo.

b) Estimas indirectas:

Las letrinas son un método utilizado para cuantificar la abundancia del conejo que presenta unas importantes ventajas metodológicas, destacando su utilidad para muestrear grandes superficies con relativo poco esfuerzo (Blanco y Villafuerte, 1993; Iborra y Lumaret, 1997; Fernández, 2003; Virgós *et al.*, 2003).

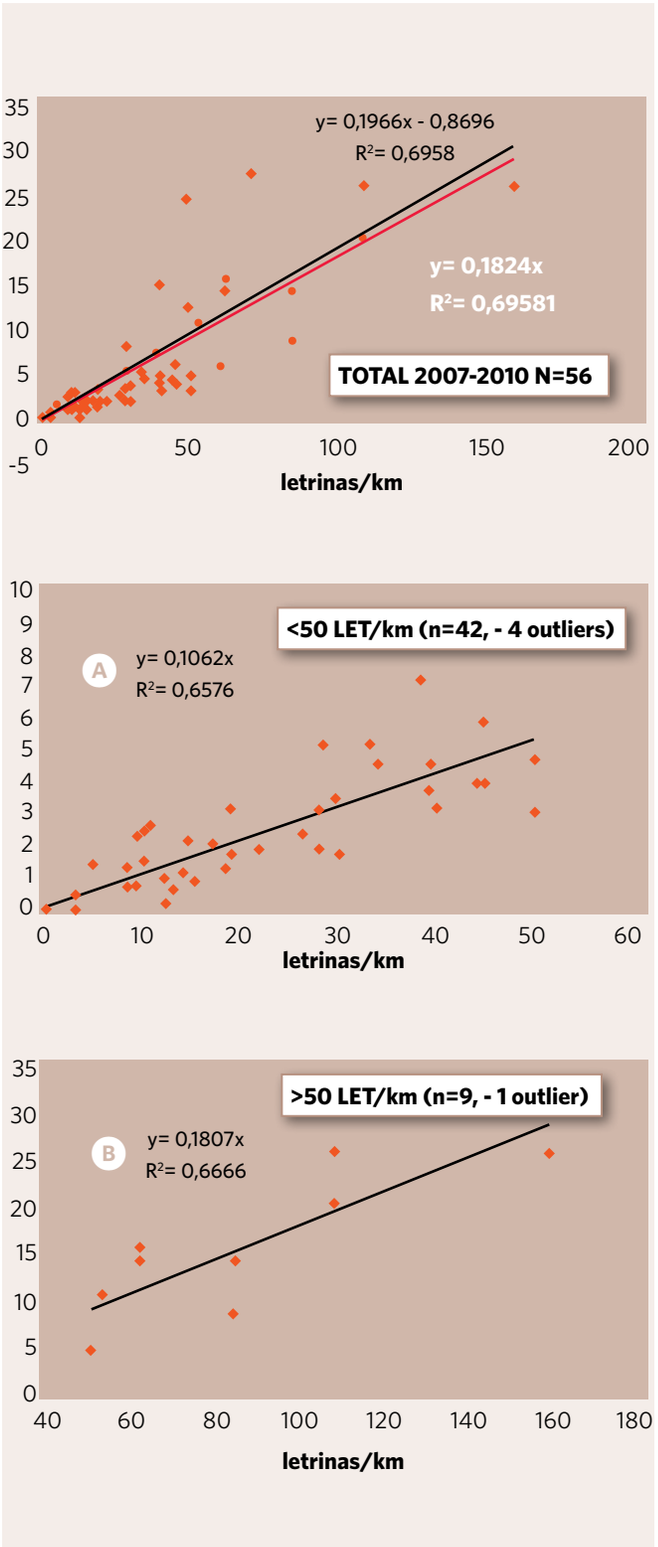
Entre los años 2007 y 2010 el equipo del *PSLIA* estudió su relación con la abundancia real de conejo. Para ello se diseñaron itinerarios de censo (método de Palomares *et al.*, 2001) en junio, sobre los que se realizó un conteo de letrinas simultáneo en la banda de 2 m+2 m. Se contabilizaron las agrupaciones de excrementos de más de 20 cm de diámetro, con apariencia de uso reciente y con deposiciones de distintos eventos.

Se llevaron a cabo 7 itinerarios en las sierras de Andújar y Cardeña (repetidos 3 años), 5 en el valle del río Guarrizas (repetidos 2 años), 5 en el valle del río Guadalmellato y 5 en Doñana (Matas Gordas, repetidos 2 años). En total suman 22 itinerarios, 17 en Sierra Morena y 5 en la comarca de Doñana.

Los resultados mostraron una relación muy estrecha entre la densidad de letrinas y abundancia real de conejos, validando la utilidad de los sondeos de letrinas para nuestras zonas de estudio. Por otro lado, se comprobó una relación muy estrecha entre los censos de abundancia absoluta de junio y los de octubre-noviembre (R_s = 0,91, g.l.=66; p< 0,0001; datos de los censos del programa), por lo que los sondeos de letrinas en época de máximos resultan un buen indicador anual con independencia de las variaciones estacionales tras la época de máximos.

Con base en estos resultados, se han utilizado las fórmulas obtenidas para transformar la abundancia relativa (letrinas/km) en densidades reales (conejos/ha). La nube de puntos obtenida se ha ajustado a dos funciones lineales (forzadas a cortar el eje de abscisas en 0) diferentes que dependen de la abundancia del conejo. De este modo, para estimar densidades por debajo y por encima de 50 letrinas/ km se ha utilizado respectivamente la función A y la función B que aparecen en la figura 43.

Figura 43.
Relación entre la abundancia de conejo y la densidad de letrinas (R_s con P<0,05 en todos los casos).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Estimas de abundancia relativa

a) Conteo de excrementos:

El conteo de excrementos es una metodología de amplio uso en el estudio de la abundancia de lagomorfos (Taylor y Williams, 1956; Wood, 1988; Moreno *et al.*, 1995; Iborra y Lumaret 1997; Calvete y Estrada, 2000; Palomares 2001a; Catalán *et al.*, 2008; Ferreira y Célio, 2009).

Entre los años 2000 y 2010 se utilizó esta herramienta metodológica en Doñana, a fin de establecer la distribución espacio-temporal de la abundancia de conejo. En puntos generados al azar en las zonas de distribución de lince ibérico (localizados con GPS), se contaron los excrementos incluidos dentro de un aro de 80 cm de diámetro. El mismo muestreo se repitió en un segundo punto situado a 5 m al norte del primero.

Desde 2000 se han muestreado un total de 10738 puntos (1000 puntos en el 2000, 497 puntos en el 2001, 957 puntos en el 2002, 1070 puntos en el 2003, 1077 puntos en el 2004, 1317 puntos en el 2005, 1002 puntos en 2006, 1133 puntos en 2007, 1245 en 2008, 744 en 2009 y 696 en 2010).

b) Índices kilométricos de abundancia:

Los conteos en vehículo son otra metodología de uso habitual para la estima de la abundancia de conejos (Beltrán *et al.*, 1991; Marchandeau *et al.*, 2006; Williams *et al.*, 2007; Moreno *et al.*, 2007; Barrio *et al.*, 2010).

En algunas áreas-testigo se llevan a cabo conteos en vehículo, con la finalidad doble de: 1) obtener información sobre las variaciones estacionales y 2) detectar cambios bruscos en la abundancia (p. e. por brotes epidemiológicos de EHV).

En Sierra Morena se cubren dos fincas de 1000 y 1100 ha situadas en el núcleo del valle del río Jándula, y otra de 500 ha en el núcleo del valle del río Yeguas. Las tres son de gran importancia, pues implican a ocho territorios de lince. En cada finca se ha establecido un itinerario fijo de 20,0, 10,0 y 10,2 km respectivamente, que es recorrido una vez por semana, a una velocidad inferior a 30 km/ h. Se obtiene así un índice kilométrico de abundancia o *IKA* (*IKA* = Nº conejos / km recorridos).

Esta metodología, de nuevo, tuvo que ser desestimada en la comarca de Doñana debido a la baja detectabilidad de los conejos. Sólo en algunas zonas de esta comarca con alta densidad de conejos y una estructura vegetal algo más abierta es posible aplicar esta metodología (López-Bao *et al.*, en prensa; Moreno *et al.*, 2007).

Valoración de los datos

La información obtenida sobre la abundancia de los conejos se ha clasificado en función de las necesidades de los linces. Se ha comprobado la abundancia mínima de conejos en los territorios estables de lince ibérico estimada por las diferentes metodologías, de manera que los datos expuestos en los mapas de distribución de la abundancia se han clasificado como óptimo o como subóptimos para el felino.

En el caso de la abundancia absoluta (bien estimada por los conteos directos bien estimada por las letrinas) se han observado linces territoriales por encima de 1 conejo/ha en época de máxima abundancia (en torno al mes de junio). En el caso de los conteos de excrementos, el rango 10-20 excrementos /m² en verano ha sido el valor mínimo que ha permitido la presencia de linces territoriales en Doñana-Aljarafe.

Distribución de la abundancia del conejo

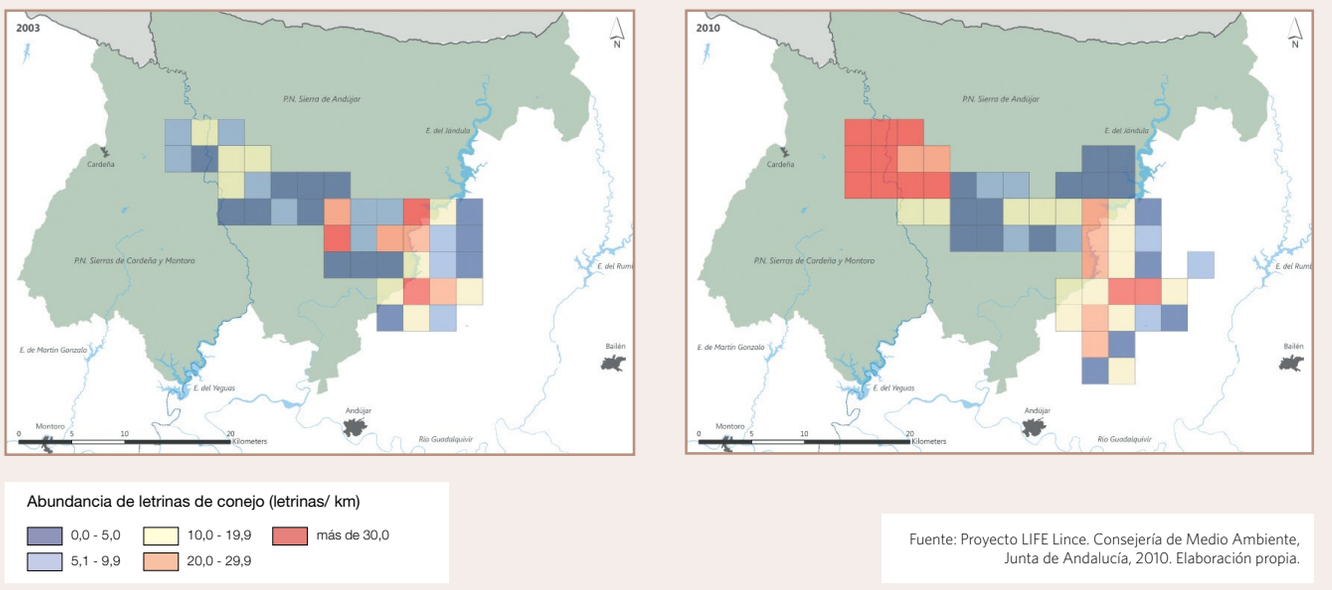
a) Conteo de letrinas:

En el año 2003 se inició un programa de seguimiento interanual del conejo en base al conteo de letrinas, que cubre toda el área de presencia de lince ibérico de las sierras de Andújar-Cardeña y zonas periféricas.

Utilizándose como unidad cartográfica la cuadrícula UTM 2,5 x 2,5 km (*n*= 32-55 cuadrículas, Fig. 44), en cada una se invierte un esfuerzo de 2 horas por una persona (esfuerzo suficiente para cubrir una parte significativa de la cuadrícula), por medio de un itinerario a pie mayoritariamente monte a través y estratificado por hábitats, en el que se buscan letrinas de conejo. Se contabilizan y georreferencian con GPS las letrinas con apariencia de uso reciente.

La gran superficie con presencia de lince ibérico en Doñana, junto con el notable esfuerzo invertido en el conteo de excrementos en aros y el limitado personal disponible, hizo que se inicialmente se desestimara este tipo de muestreo. Una vez puesto en marcha el programa 2006-2011, dotado con más medios humanos, en 2008 se llevó a cabo por primera vez este tipo de muestro realizándose un total de 96 cuadrículas.

Figura 44.
Variaciones interanuales en la abundancia de letrinas de conejo en las sierras de Andújar y Cardeña.
El color azul está por debajo del umbral conocido con presencia estable de lince (10 letrinas /km = 1 conejo /ha). Las cuadrículas azules muestran abundancias subóptimas para el lince ibérico.

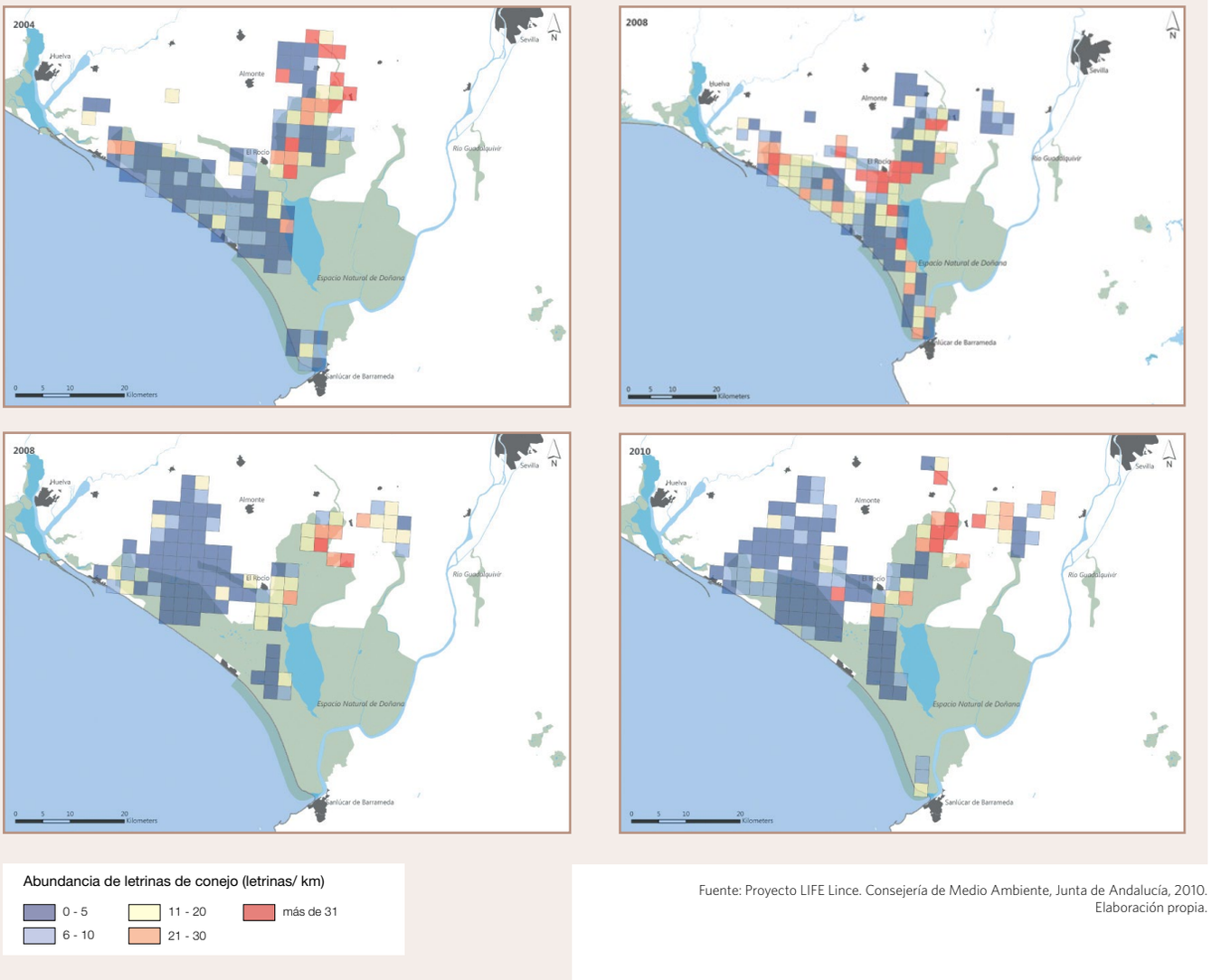


Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 45.

Variaciones interanuales en la abundancia de letrinas de conejo en la comarca de Doñana.

El color azul está por debajo del umbral conocido con presencia estable de lince (10 letrinas /km = 1 conejo /ha). Las cuadrículas azules muestran abundancias subóptimas para el lince ibérico. Arriba, por excremento; Abajo, por letrinas.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Éstas han sido ampliadas a 103 en 2009 y a 113 en 2010 (Fig. 45), debido al aumento del área de presencia de linces. En 2007 no fue posible la aplicación de esta metodología debido al brote de FeLV, el cual absorbió en gran parte el trabajo de campo. Los muestreos se realizan entre junio y agosto y se repiten los mismos itinerarios cada año (levantados mediante GPS), habitualmente por la misma persona cada uno.

La abundancia relativa de letrinas (letrinas/km) es finalmente transformada en abundancia absoluta (conejos/ha) mediante las funciones expuestas en la Fig. 43.

b) Conteo de excrementos:

En Doñana se ha generado una cartografía de la distribución anual del conejo en cuadrículas de 2,5 km x 2,5 km. Se han usado los datos de los muestreos de excrementos en aros de todos los puntos ubicados dentro de cada cuadrícula con los que se ha calculado el valor medio de abundancia en cada año de muestreo.

Esta metodología tiene serias limitaciones, destacando entre otras que el número de puntos incluidos dentro de cada cuadrícula presenta grandes variaciones. Además, desde un punto de vistas logístico se trata de un método muy costoso, por lo que está siendo sustituido actualmente por los muestreos de letrinas.

2 Evaluación de la incidencia de mixomatosis y la EHV



MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Metodología

TRABAJO DE CAMPO

Mixomatosis

Durante el trabajo cotidiano de los equipos de seguimiento se anotan los conejos que presentan síntomas claros de mixomatosis, y también se registran los ejemplares muertos encontrados fortuitamente (Calvete y Estrada, 2000; Calvete *et al.*, 2002). Basándose en todos los conejos observados a lo largo del año, se hace una estima de la prevalencia de los casos de mixomatosis sobre el total de los conejos observados.

Enfermedad hemorrágica vírica (EHV)

Además de anotar los hallazgos fortuitos de ejemplares con síntomas de EHV desde el inicio de los proyectos LIFE Naturaleza, en 2002 (Villafuerte *et al.*, 1994; Calvete y Estrada, 2000; Calvete *et al.*, 2002; Cooke 2002; Cooke y Fenner, 2002), se ha desarrollado un programa específico de detección y cuantificación de conejos muertos por EHV, como método de estima del impacto de la virosis.

En el año 2003 en las sierras de Andújar y Cardeña se diseñaron 5 itinerarios fijos de entre 2 y 6 km, que se ampliaron hasta 15 entre 2004 y 2005. Cada uno es recorrido a pie por una persona que busca minuciosamente ejemplares muertos durante los meses de febrero, marzo, abril y mayo, periodo establecido por la experiencia previa en la zona y por la bibliografía (Blanco y Villafuerte, 1993; Calvete y Estrada, 2000).

Desde el 2005 cada itinerario se repite una vez a la semana. Los resultados se pueden estandarizar como ejemplares muertos por unidad de esfuerzo (bien por kilómetros lineales, bien por superficie muestreada).

Este programa se inició en Doñana en el año 2005 dentro de territorios reproductores de lince. Se trazaron 9 itinerarios fijos, que se ampliaron a 16 entre 2008 y 2009. En 2010, debido a la alta pluviosidad registrada fue literalmente imposible la realización de tres de los recorridos. La Tabla 7 resume el esfuerzo anual de los sondeos. La enfermedad se diagnostica habitualmente por medio de necropsias realizadas in situ en las que se identifican las lesiones típicas (Calvete *et al.*, 2002; Cooke, 2002).

Tabla 7. Distribución interanual del esfuerzo de muestreo de conejos muertos por EHV.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Sierra Morena	16	59	140,65	391	248,6	409,9	343,6	508,9
Doñana	-	-	150,9	49,8	163,4	387,8	504,6	454,0

Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Complementariamente todos los años se han analizado en laboratorio algunos de los ejemplares detectados muertos. Durante 2003-2006 se han analizado en la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Córdoba y a partir de 2006 en el Centro de Análisis y Diagnóstico de la Fauna Silvestre de la Junta de Andalucía (CAD).

Por otro lado, todos los años se hacen entrevistas específicas con los colectivos de cazadores y guardas de los cotos de caza con el fin de obtener información sobre la incidencia de la enfermedad en sus respectivos cotos y, en la medida de lo posible, solicitar su colaboración para la recogida de ejemplares muertos que aún estuviesen frescos para su posterior análisis.

En el valle del río Yeguas se ha estudiado con mayor detalle el impacto de la EHV. Desde 2004 se ha estimado la abundancia de conejo utilizando los mismos itinerarios de control conejos muertos (estima por el método de Palomares *et al.*, 2001). Por otro lado se ha estimado la cantidad acumulada de conejos muertos por EHV (ejemplares/ha) durante los brotes de la enfermedad.

La cantidad de conejos muertos se ha corregido mediante la estima de la probabilidad de detección de cadáveres. Para ello se dejaron 20 cadáveres frescos dentro de 5 itinerarios en la misma época controlados mediante cámaras trampa. Con los datos obtenidos se construyó una función de probabilidad diaria de detección en un periodo de una semana (= periodo entre muestreos), resultando una probabilidad media de 0,57 ±0,081 ($y = -0{,}97x^{-0{,}48}$, $P<0{,}001$). Por último, el impacto de la EHV (I_{EHV}) se ha estimado como:

$$I_{EHV} = \frac{\text{densidad de conejos muertos durante los brotes de EHV}}{\text{densidad de conejo antes de la EHV}} \times 100$$

El índice I_{EHV} se aproxima a la mortalidad total por EHV, pero al tener en cuenta el efecto compensatorio de la reproducción durante la etapa de incidencia de la epidemia, dicha aproximación se encuentra subestimada si se asume que esta mortalidad es aditiva.

Análisis inmunológicos

En 2010 se ha iniciado un muestreo inmunológico de EHV y mixomatosis, que se pretende repetir anualmente siguiendo las recomendaciones de Cotilla *et al.* (2010); en esta fase piloto inicial, se enviaron al CAD muestras frescas de sangre correspondientes a 10 conejos capturados en octubre y noviembre en el valle del Jándula, sobre las que se han llevado a cabo análisis de antígenos, sexológicos y PCRs.

SIERRA MORENA

Evolución de la población

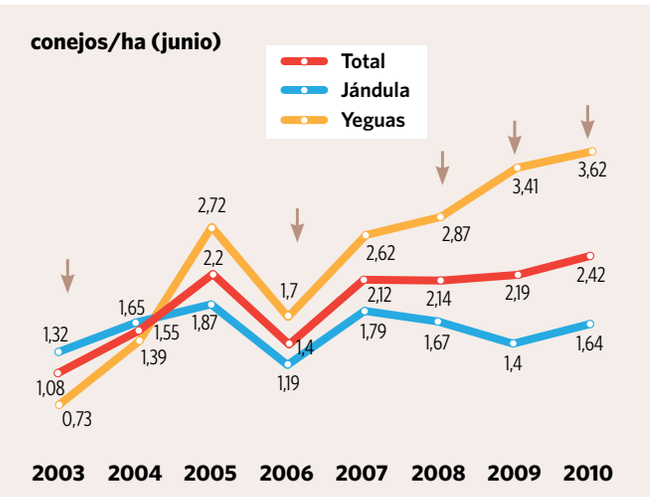
Para describir la evolución interanual de la población se han utilizado los datos procedentes del muestreo de letrinas en unidades 2,5 km x 2,5 km, ya que representan una mayor superficie que los censos de abundancia absoluta y, además, ambos indicadores son redundantes (ver metodología). Los muestreos de letrinas revelan que el balance final desde el inicio del programa de seguimiento ha sido positivo (x 2,24), aunque condicionado por la mejor evolución en el valle del río Yeguas (x 4,45), donde se registra una tendencia estadísticamente significativa (r_s = 0,86; g.l. = 6; p <0,05) y desde 2005 supera a la abundancia de conejos del valle del río Jándula (Fig. 46). En este último núcleo la tendencia ha sido estable desde 2003 (x1,24).

La diferencia en la dinámica demográfica probablemente guarda relación con el reparto de las actuaciones de conservación de los programas LIFE Naturaleza, que han sido notablemente más importantes en el valle del río Yeguas. El efecto de las epidemias de EHV explica el descenso de 2006, la frenada de 2008 y el descenso de 2009 en el valle del Jándula. No se ha observado correlación entre las precipitaciones anuales y la dinámica global de la población (Fig. 47), por lo que la producción de pastos (= capacidad de carga) no ha sido un factor regulador de la población.

En las zonas periféricas sin lince existe una notable disminución del conejo, como es el caso del área que divide a las dos subpoblaciones de lince o las cuadrículas cuarcítico – pizarrosas colindantes. Las cuadrículas óptimas para los linces han pasado de 16 en 2003 a 31 en 2010 (x1,97), si bien esta última cifra está ligeramente infravalorada por no disponer de los datos de 2 cuadrículas con evolución positiva en la finca de Lugar Nuevo.

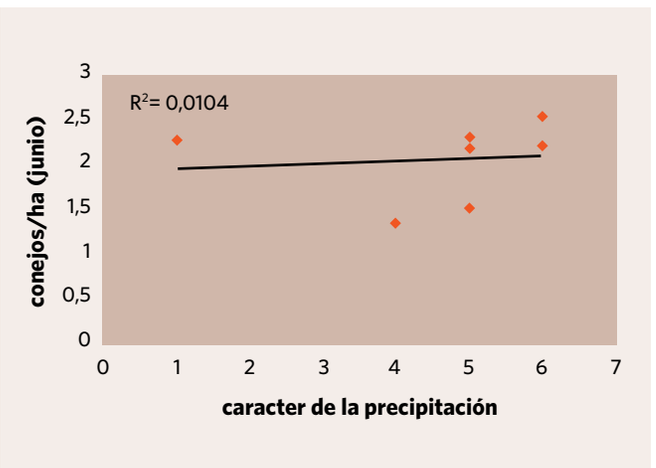
Como información complementaria descriptiva de las variaciones estacionales, se expone los *IKA* de una finca del núcleo del Jándula; éstos muestran una tendencia similar a la descrita por las estimas de abundancia absoluta (Fig. 48). La dinámica estacional es la típica observada en medios mediterráneos ibéricos (Beltrán, 1991; Gil-Sánchez *et al.*, 1999; Palomares *et al.*, 2001; Calvete *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2007). La época del mínimo anual tiene un rango interanual más estrecho (dos meses: noviembre-diciembre) que la época del máximo anual (cuatro

Figura 46.
Evolución del conejo en las sierras de Andújar y Cardeña. Sólo se representan las cuadrículas con datos para los ocho años (n = 29). Las flechas indican las cinco epidemias de EHV detectadas desde 2003.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Figura 47.
Relación entre la pluviosidad anual y la abundancia de conejo en las sierras de Andújar y Cardeña. Carácter de la precipitación anual: 0 = año extremadamente seco; 1 = muy seco; 2 = seco; 3 = normal; 4 = húmedo; 5 = muy húmedo, 6 = extremadamente húmedo.



Fuente: Resúmenes anuales climatológicos de la AEMET (2004-2010). Proyecto LIFE Lince. Elaboración propia

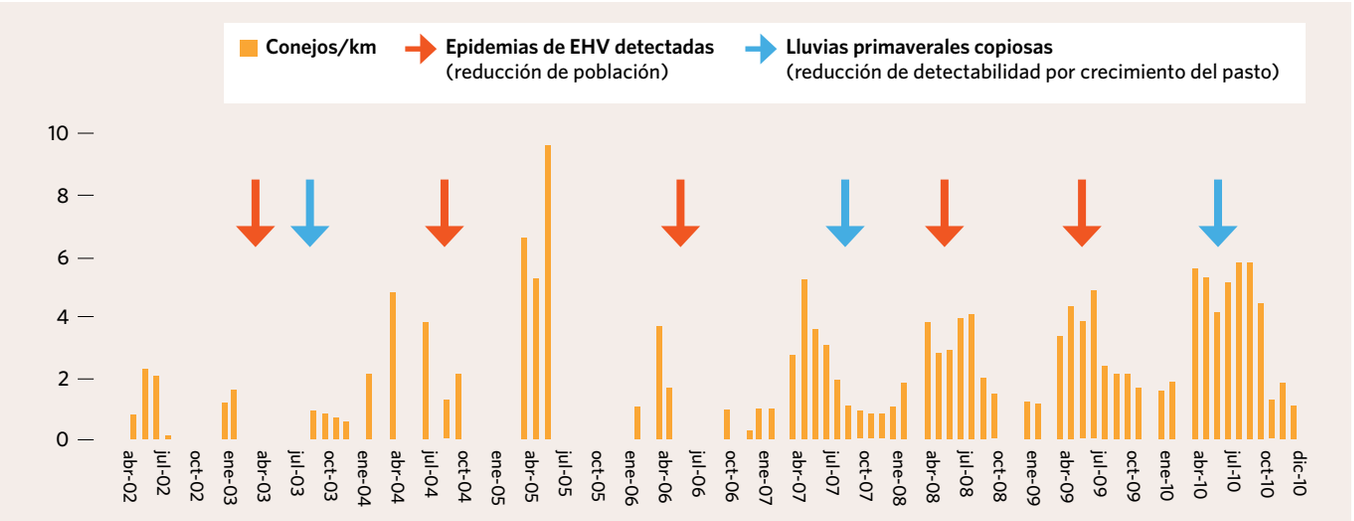
meses: abril – julio). El rango de los mínimos interanuales se encuentra condicionado con el inicio de la reproducción, la cual coincide con los primeros pastos verdes tras las lluvias otoñales, que suelen empezar a brotar entre octubre y noviembre. Por su parte, el mes de máxima abundancia se encuentra condicionado por: a) la cantidad y reparto de las lluvias invernales y primaverales, que determinan la cantidad y duración del pasto verde, que a su vez condiciona el éxito reproductor y la detectabilidad durante los censos; b) por el efecto de la EHV, que actúa entre febrero y mayo reduciendo la población. Estas son las razones por las que el rango interanual de máximos es más amplio.

Enfermedades

a) Mixomatosis:

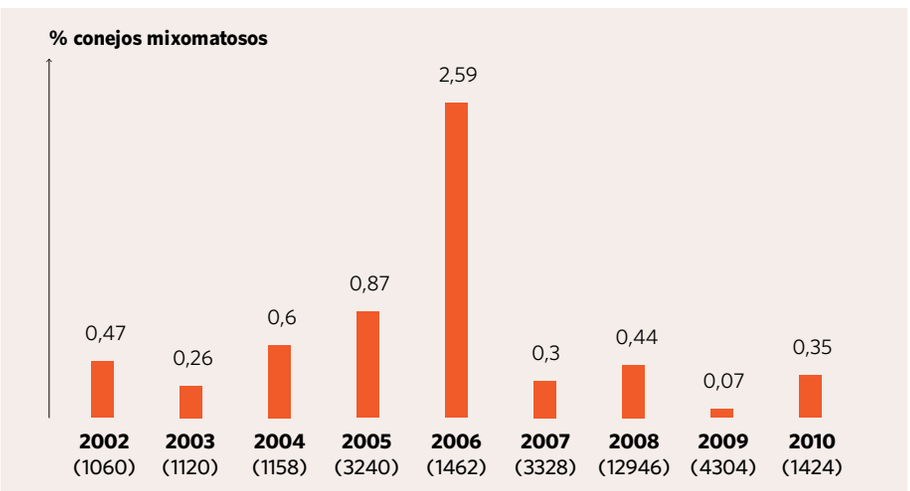
La mixomatosis en S. Morena se ha detectado en un promedio interanual del 0,66 % de los conejos observados. Se han registrado variaciones interanuales, con un incremento de la incidencia hasta 2006 seguido de un fuerte descenso entre 2007 y 2009 (Fig. 49 y 50). La enfermedad se ha detectado a lo largo de todo el año, y si bien se observan algunas diferencias estacionales interanuales, habitualmente se hace más patente en la primera mitad de cada año, con máximos entre enero y febrero.

Figura 48.
IKA máximo mensual en el valle del río Jándula.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

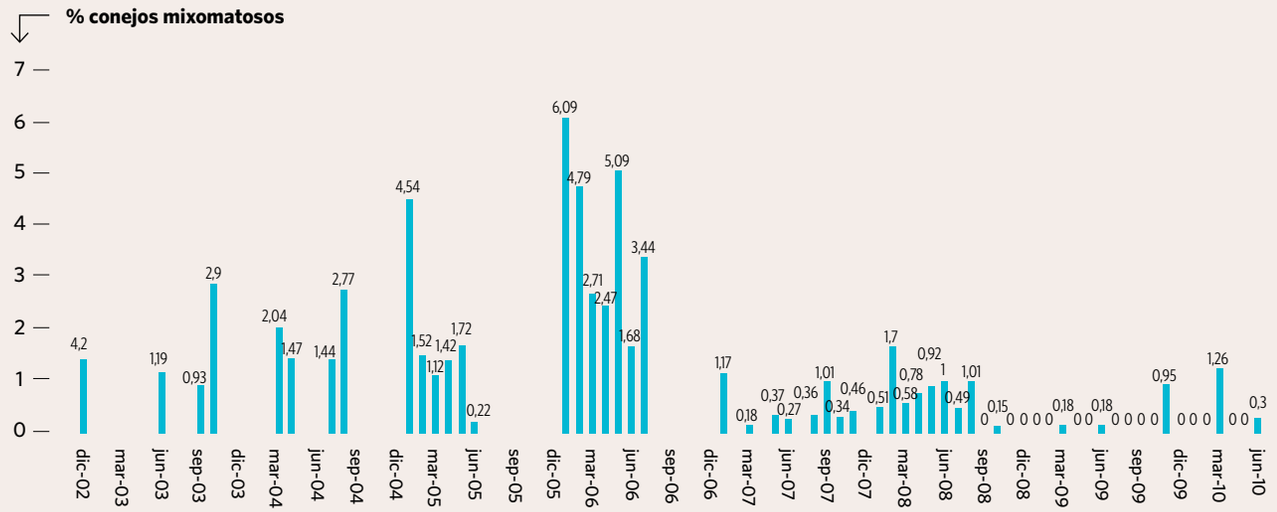
Figura 49.
Evolución interanual del porcentaje de conejos observados con síntomas de mixomatosis en las sierras de Andújar y Cardeña. Incluye muertos (tamaño de muestra).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010 (hasta 31 de julio). Elaboración propia.

Figura 50.

Evolución mensual del porcentaje de conejos observados con síntomas de mixomatosis. Incluye muertos.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Tabla 8.

Cantidad de conejos muertos con síntomas de EHV y fuentes de los datos en las poblaciones de las sierras de Andújar y Cardeña y de Doñana-Aljarafe.

	Recorridos Sistemáticos	Control CRC	Fortuitos	TOTAL
ANDÚJAR-CARDEÑA				
2002	-	-	3	3
2003	3	0	7	10
2004	0	0	0	0
2005	0	0	0	0
2006	75	139	6	220
2007	0	0	1	1
2008	12	9	4	25
2009	4	49	13	66
2010	4	6	11	21
TOTAL	**98**	**203**	**45**	**346**
DOÑANA-ALJARAFE				
2005	-	-	0	0
2006	-	-	0	0
2007	5	0	0	5
2008	26	0	0	26
2009	0	0	3	3
2010	0	0	1	1
TOTAL	**31**	**0**	**4**	**35**

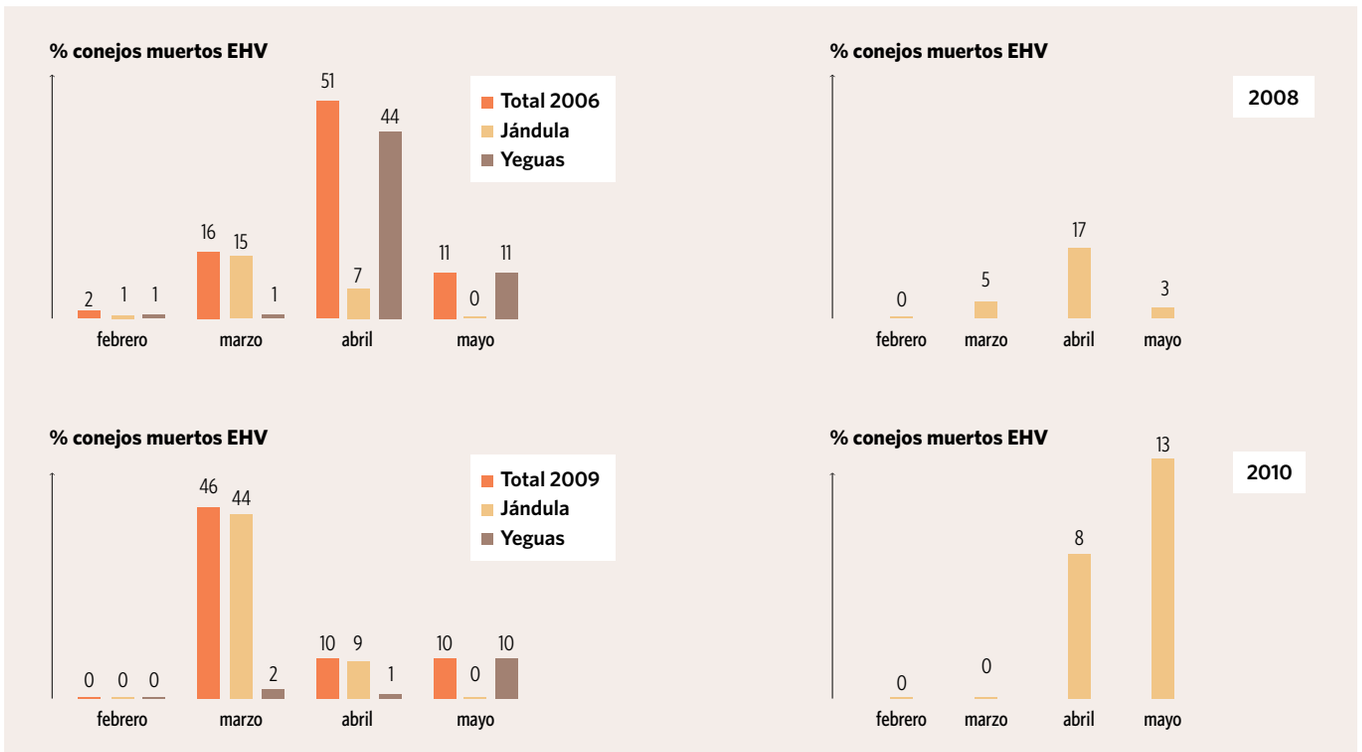
Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

No se han observado relaciones entre las variaciones interanuales de la mixomatosis y las variaciones interanuales en la abundancia de conejo. En general, el impacto sobre la población de conejo debe de ser muy bajo, a juzgar por los valores de prevalencia. Sin embargo el máximo anual observado en 2006 pudo tener efecto negativo significativo en combinación con la epidemia de EHV registrada (ver siguiente subapartado). Las pruebas serológicas en los 10 conejos analizados en 2010 ofrecieron resultados positivos a mixomatosis en el 20% de los casos. Los análisis de antígenos y PCR fueron negativos.

FIGURA 51.

Evolución mensual de los conejos muertos en las poblaciones de las sierras de Andújar y Cardeña con síntomas de EHV en los años 2006, 2008, 2009 y 2010 (sólo se representan los ejemplares que inequívocamente pertenecen al mes indicado).

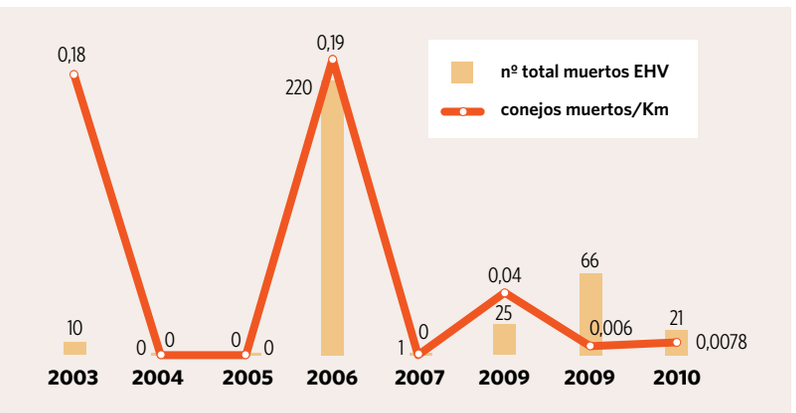
En 2008 todos los conejos se localizaron en el valle del río Yeguas, debido a un sesgo del esfuerzo. En 2010 todos los ejemplares muertos se detectaron de nuevo en la misma población, aunque sin efecto de sesgo en este caso.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

FIGURA 52.

Evolución interanual de los conejos muertos con síntomas de EHV encontrados en los recorridos sistemáticos y en la muestra total (recorridos sistemáticos + control CRC + hallazgos fortuitos) en las poblaciones de las sierras de Andújar y Cardeña.



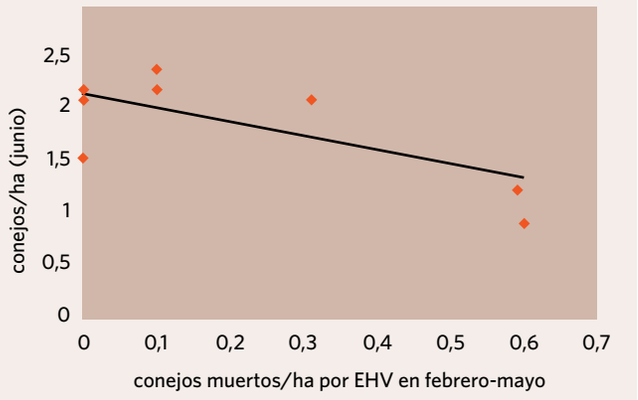
Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

b) Enfermedad hemorrágica vírica (EHV):

La Tabla 8 resume los hallazgos acumulados de conejos muertos con síntomas de EHV. El patrón estacional de actuación de la EHV (Fig. 51) coincide con lo observado en el Parque Nacional de Doñana (Villafuerte *et al*., 1994), salvo en los casos de 2006, 2009 y 2010, cuando la epidemia se alargó hasta mediados de mayo con un patrón más parecido al descrito en el Valle del Ebro (Calvete *et al*., 2002).

Aunque la estacionalidad de los muestreos podría sesgar los datos, cabe destacar que no se han localizado conejos muertos por EHV fuera de dicho periodo, durante el seguimiento continuo tanto de la población de conejo como de las actuaciones de mejora (como en los cercados de reforzamiento de conejo, controlados mensualmente). La evolución interanual de la incidencia de la EHV ha sufrido importantes variaciones (Fig. 52), si bien hay que tomar los datos de 2003 con las debidas reservas, dado el escaso esfuerzo invertido. Existe una relación negativa entre la cantidad de conejos muertos por EHV entre febrero y mayo y la abundancia de conejos observada en junio (Fig. 53). De hecho, los años donde o bien se ha observado la disminución de conejos (2006) o bien la parada de la recuperación respecto al año anterior (2008, 2009 en el valle del río Jándula; Fig. 46), coinciden con epidemias de EHV. Los descensos de conejos observados entre marzo y abril o entre abril y mayo coinciden con los años con presencia confirmada de EHV (Tabla 9).

Figura 53.
Relación entre la abundancia acumulada de los conejos muertos con síntomas de EHV encontrados en los recorridos sistemáticos y la abundancia de conejos en las poblaciones de las sierras de Andújar y Cardeña. Se presentan los años 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009 y 2010 (R = -0,71; g.l. = 7; P = 0,044).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

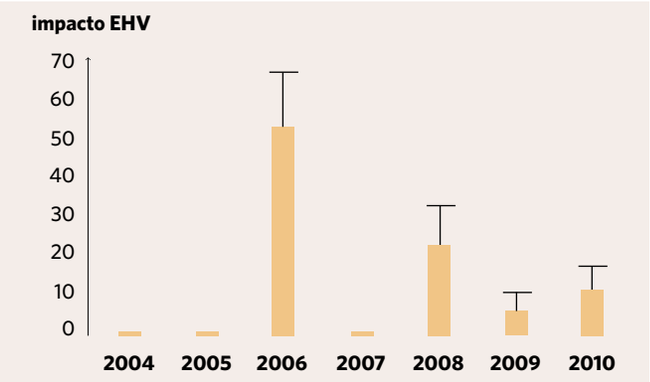
Esos años en promedio la población se reduce aproximadamente a la mitad (x 0,49) entre ambos meses. Por el contrario, los años sin EHV detectada la población se incrementa un promedio del 34% (x 1,34). La epidemia actúa en plena época de reproducción de los conejos, frenando las explosiones demográficas características de principios de primavera (ver *IKA* del valle del río Jándula de 2005 y 2007 en la Fig. 48). En el valle del río Yeguas el impacto

Tabla 9.
Tasas de cambio en la abundancia de conejos en las poblaciones de las sierras de Andújar y Cardeña durante los meses de máxima incidencia de la EHV (cambio marzo-abril)

	VALLE DEL RÍO JÁNDULA *Máx. mensual (IKA Cerrajeros)*	VALLE DEL RÍO YEGUAS *Máx. mensual (Itinerarios control EHV)*
2005	x 1,45	-
2006	x 0,45	x 0,4
2007	x 1,83	x 0,95
2008	x 0,70	x 0,54
2009	x 0,79	x 1,56
2010	x 0,93	X 0,81

Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Figura 54.
Evolución del impacto estimado de la EHV (I_{EHV}) en el valle del río Yeguas (media ±ES; n = 8-9 itinerarios/año)



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

de la mortalidad ha llegado a ser muy severo, como durante el año 2006, cuando la mortalidad mínima estimada alcanzó al 54,2% de los conejos (Fig. 54). Esta cifra se aproxima bastante al 60% de mortalidad estimada en Doñana durante las primeras etapas de la recién llegada virosis (Villafuerte *et al.*, 1994). Las pruebas serológicas y de antígenos fueron negativas en los 10 conejos analizados en 2010. Aunque el tamaño de muestra es muy bajo, estos resultados predecían la alta incidencia de EHV que, efectivamente, se ha observado entre marzo y abril de 2011. En resumen, la información expuesta sugiere que la EHV es un importante factor regulador de la dinámica poblacional del conejo en las sierras de Andújar y Cardeña.

Figura 55.
Zonificación de la comarca de Doñana para el seguimiento de los núcleos poblacionales de conejo.



1. Dehesa del Estero
2. Coto de Mazagón
3. Coto de Almonte
4. Acebuche
5. Asperillo
6. Rocina-Sotos-Mimbrales
7. El Villar
8. Hato Ratón-Juncosilla
9. Pinares de Hinojos
10. Arrayán-Coto del Rey Norte
11. Coto del Rey Sur
12. Matasgordas
13. Marismillas
14. RBD-Parque Nacional de Doñana
15. Torrecuadros
16. La Rociana
17. El Puntal

En verde las figuras de protección de Andalucía.

Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010.

Basándonos en el modelo teórico de densodependencia del impacto de la EVH propuesto por Calvete (2006), la población se encontraría regulada por esta enfermedad en una situación de equilibrio en baja densidad de conejo. Dicha relación densodependiente determina la aparición de brotes epidémicos, que coinciden con los años que los conejos alcanzan densidades en la zona de máximo impacto de la EHV (como los años 2006 y 2008), cuando la prevalencia de los anticuerpos adquiridos en la crisis previa ha disminuido sustancialmente (como en 2010). Estos eventos epidemiológicos recurrentes impiden que la población se recupere. De hecho, recientemente se ha confirmado que las poblaciones de alta densidad de conejo y en recuperación mantienen una elevada prevalencia de anticuerpos frente a la EHV, mientras que ocurre lo contrario en las poblaciones con baja densidad y tendencias descendentes (Cotilla *et al.*, 2010). Otro estudio (Alda *et al.*, 2006) apoya la importancia del impacto diferencial potencial debido a la variabilidad intrínseca del virus, ya que se han localizado al menos 16 haplotipos en la Península Ibérica. Sin embargo, según este mismo estudio, todos los tipos encontrados de virus tienen la misma capacidad de producir la enfermedad, aunque se desconoce el grado de virulencia diferencial. En cualquier caso, dicha variabilidad recomendaría extremar las precauciones cuando se deciden mejoras poblacionales basadas en las translocaciones de conejos. Sin embargo, se han importado al área de estudio varios miles de ejemplares de distintos orígenes, y no se ha observado una relación clara entre las cinco epidemias de EHV detectadas y la fenología e intensidad de las sueltas. De hecho, las translocaciones de conejos han sido notablemente más intensas en el valle del río Yeguas, donde precisamente se observa una significativa recuperación de la especie.

MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

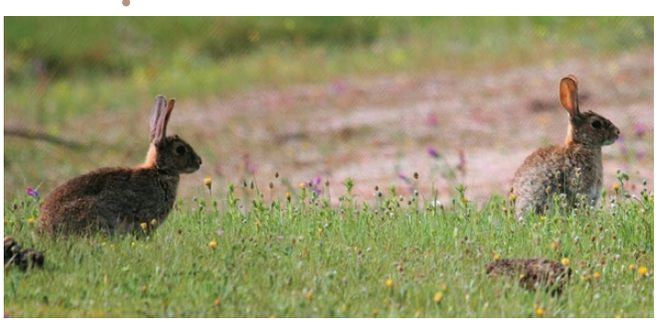
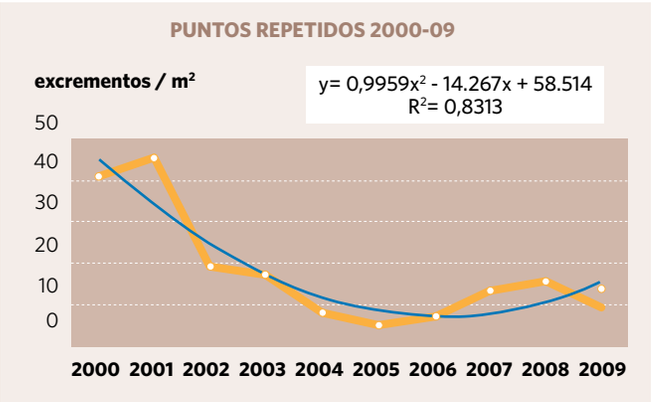


Figura 56.
Evolución del conejo en la comarca de Doñana (se representan sólo los puntos de muestreo repetidos anualmente).



Fuente: varias fuentes, 2009. Elaboración propia.

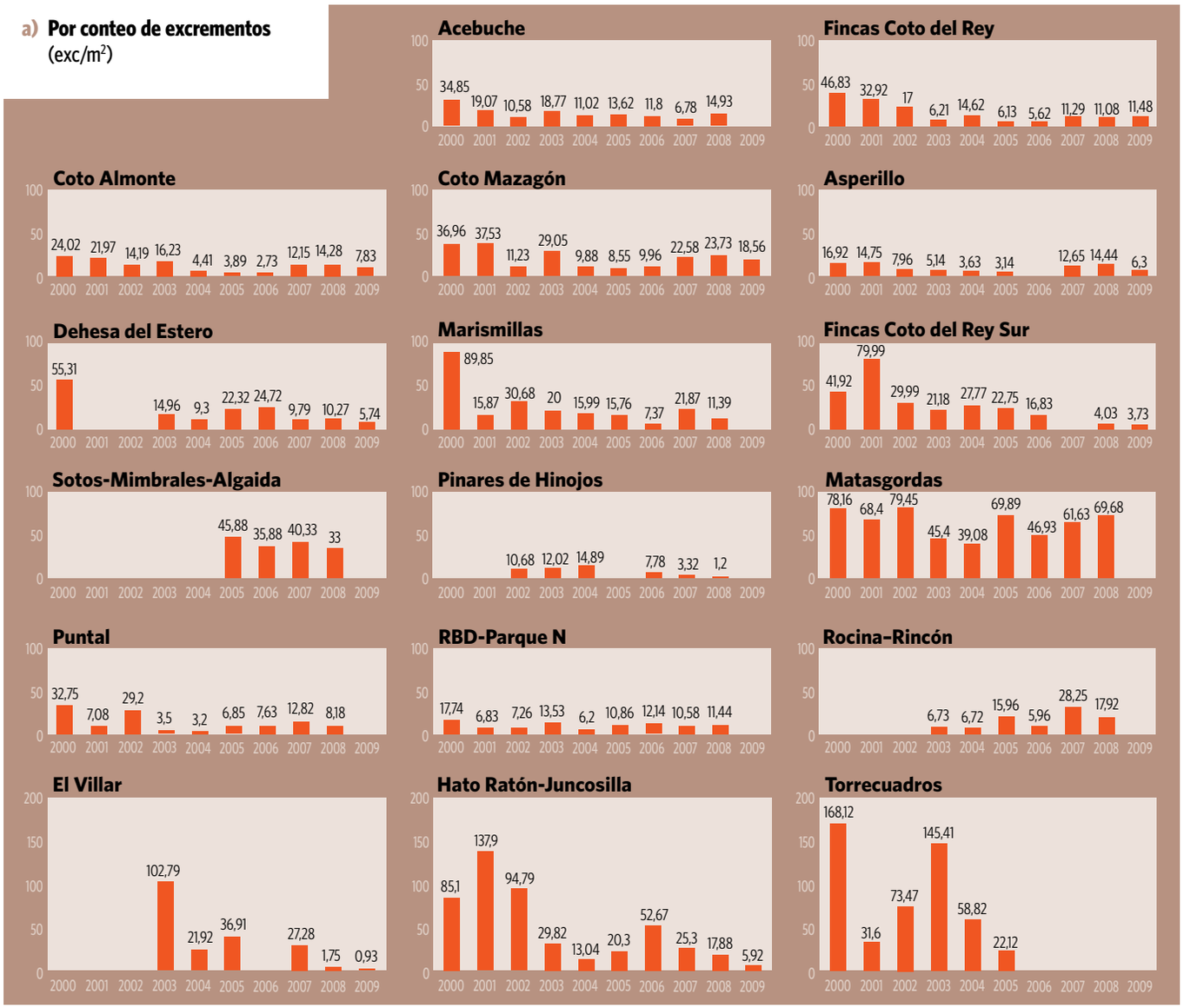
DOÑANA

Evolución de la población

Para describir la evolución interanual de la población de conejo de Doñana se han utilizado los datos procedentes del muestreo de excrementos del periodo 2000-2009 y los muestreos de letrinas en unidades 2,5 km x 2,5 km del periodo 2008-2010. Debido a las características heterogéneas de la comarca, el área de estudio se ha dividido en 17 sectores internamente homogéneos (Fig. 55), con el objeto de estudiar las esperables variaciones espaciales de la abundancia. Los conteos de excrementos muestran un significativo descenso de las abundancias entre el año 2000 y el 2005 (-88,8%), siendo más grave el observado entre el año 2000 y el 2001. A partir del año 2005 se aprecia una leve recuperación de las poblaciones de conejos hasta el año 2008 y en 2009 vuelve a detectarse un ligero descenso de la abundancia relativa; por último, los datos de los muestreos de letrinas indican una ligera recuperación en 2010 (Fig. 56). De este modo, desde el año 2004 la población se encuentra relativamente estabilizada, y el resultado es que en la actualidad el conejo es en general muy escaso en la comarca; tan sólo se alcanzan densidades medias-altas en núcleos muy localizados, concretamente Matas Gordas, norte del Coto del Rey, el área de Aznalcázar y Torrecuadros.

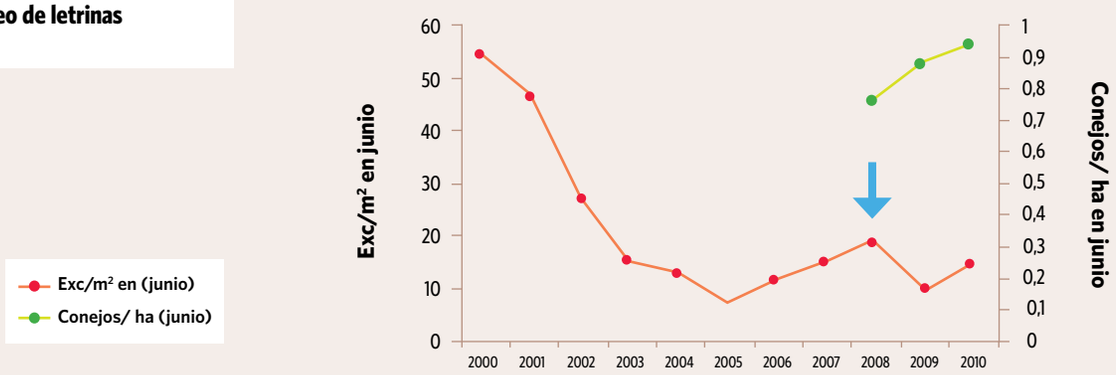
FIGURA 57.
Evolución del conejo en las distintas áreas naturales consideradas en la comarca de Doñana.

a) Por conteo de excrementos (exc/m²)



Fuente: varias fuentes, 2010. Elaboración propia

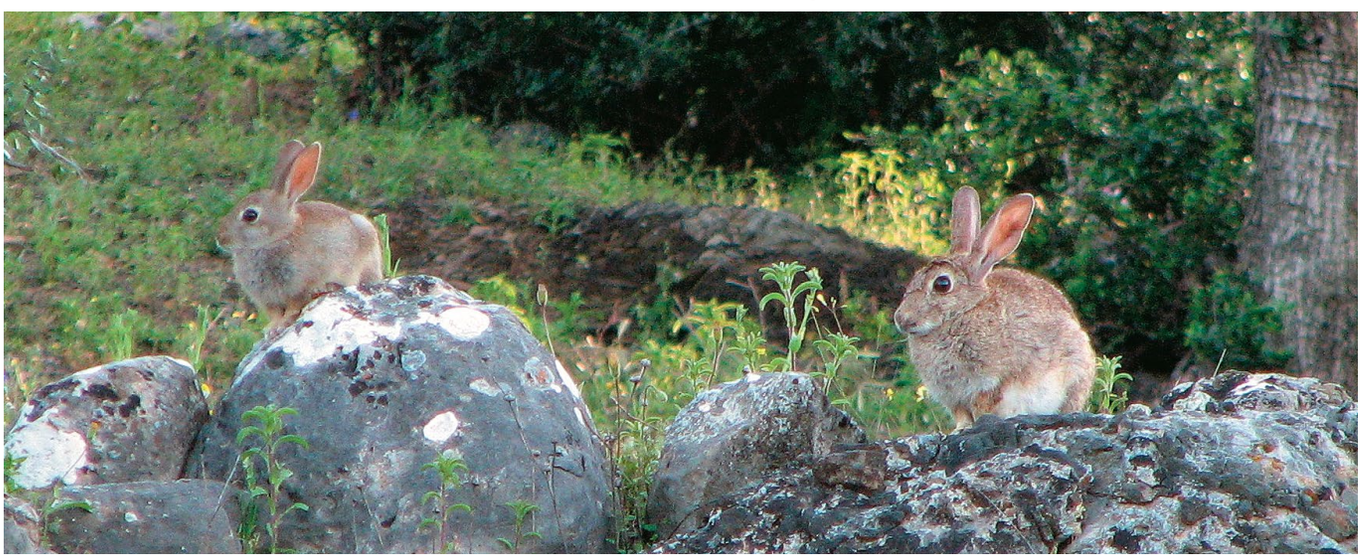
b) Por muestreo de letrinas



Fuente: varias fuentes, 2010. Elaboración propia

La evolución del conejo en los 17 núcleos considerados por los conteos de excrementos no ha sido homogénea, mientras que en la zona nororiental se aprecia un incremento de las poblaciones de conejo, en la parte occidental y sur parece que la tendencia es a la baja (Fig. 57). En zonas como las fincas de Coto del Rey Sur, Dehesa del Estero, El Villar, Hato Ratón-Juncosilla y Pinares de Hinojos se mantiene el descenso paulatino. En las zonas de las fincas de Acebuche, Coto del Rey Norte, Asperillo, Coto de Almonte, Coto de Mazagón y La Rocina se aprecia una cierta recuperación entre los años 2005 y 2008, mientras que en 2009 vuelve a producirse un ligero descenso. En el caso de Marismillas, Matasgordas, Mimbrales-Sotos, El Puntal y Reserva Biológica de Doñana (RBD), en el Parque Nacional, parece que tras el fuerte descenso observado entre los años 2000-2003 las poblaciones se mantienen estables. En el caso de Torrecuadros no se puede valorar la evolución ya que no ha sido posible realizar los censos de 2006, 2007, 2008 y 2009 aunque hasta esta fecha la tendencia era negativa. Basado en la realización de recorridos para el conteo de letrinas, en el caso de la zona más occidental de los pinares de Aznalcázar-Puebla (sin muestreos de excrementos) parece que se aprecia una cierta tendencia al alza de las poblaciones de conejos. El grave descenso general registrado entre los años 2000 y 2003 y el mantenimiento de la baja abundancia no puede ser explicado con los datos disponibles. Las variaciones interanuales en las precipitaciones han tenido un efecto heterogéneo: positivo en Abalario por la producción de pastos (Román *et al*., 2006), negativo en Matasgordas por la inundación de madrigueras (Palomares, 2003) y nulo en la Reserva Biológica de Doñana (Moreno *et al*. 2007), por lo que no explican por sí solas el fenómeno. Como hipótesis más razonable podría establecerse la probable acción de enfermedades infecciosas, especialmente EHV, que puede provocar epidemias poco detectables sin seguimiento específico y mantener posteriormente una situación de equilibro en baja densidad (Calvete, 2006). Moreno *et al*. (2007) sugieren que el mantenimiento de la baja abundancia de la Reserva Biológica de Doñana podría deberse al efecto combinado de las enfermedades y de la depredación, aunque no explican el brusco descenso de 2000-2003. Las cuadrículas óptimas para los linces han pasado de 96 en 2000 a 31 en 2010 (x0,32). Mientras que en la etapa del programa LIFE Naturaleza 2006-2010 han pasado de 48 en 2007 a 31 en 2010 (x0,64). El descenso producido durante este último periodo probablemente ha estado amortiguado por las actuaciones del programa de conservación expuesto en esta obra. Si bien los efectos de las actuaciones de recuperación del conejo todavía no son tan evidentes como en Sierra Morena (probablemente por el mayor retraso de ejecución), al menos se puede apreciar la recuperación del conejo entre 2008 y 2010 en 4 y en 6 cuadrículas del Abalario y Coto del Rey Norte respectivamente, donde las actuaciones llevan funcionando más tiempo.

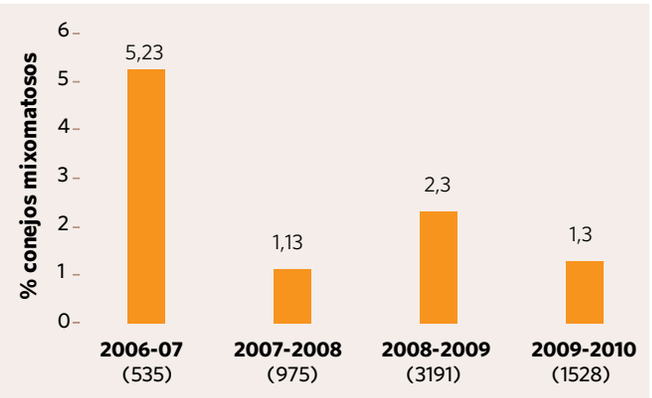
RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía



a) Mixomatosis:

La mixomatosis se ha detectado en Doñana en un promedio interanual del 2,49 % de los conejos observados. El año 2005 fue el de mayor incidencia, mientras en 2006 se observa una importante disminución a un valor que se mantiene relativamente constante los años posteriores (Fig. 58) La enfermedad se detecta especialmente a principios de verano, con algunas excepciones como el brote observado en septiembre de 2009 (Fig. 59). No se han observado relaciones entre las variaciones interanuales de la mixomatosis y las variaciones interanuales en la abundancia de conejo. En general, al igual que en Sierra Morena, el impacto de esta virosis por sí sola debe ser bajo según a los valores observados, los cuales, sin embargo, son superiores en Doñana.

Figura 58.
Evolución interanual del porcentaje de conejos observados con síntomas de mixomatosis en la población de Doñana-Aljarafe. Incluye muertos (tamaño de muestra).

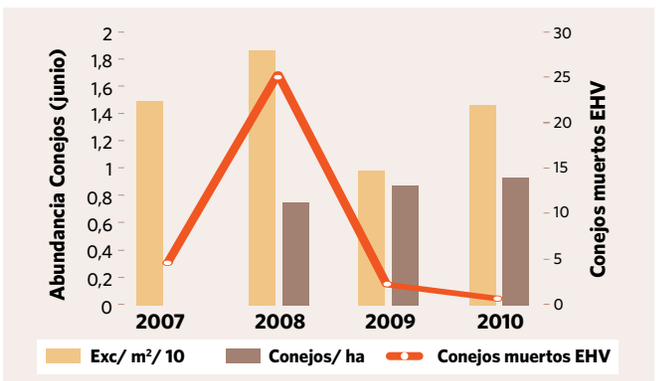


Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010 (hasta julio). Elaboración propia.

b) Enfermedad hemorrágica vírica (EHV):

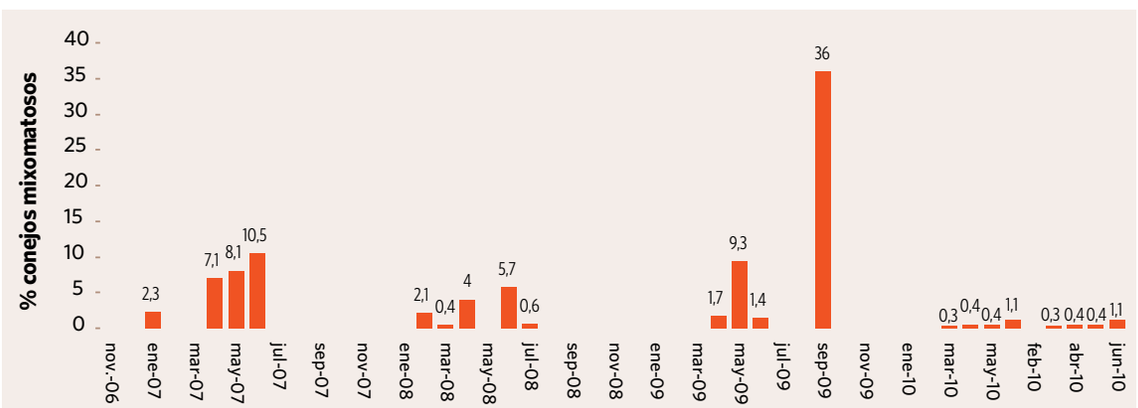
Hasta el año 2008 tan sólo se detectaron algunos casos aislados de EHV, pero en ningún caso graves brotes infecciosos. Sin embargo entre los meses de febrero y mayo de 2008 sí se localizó un importante número de conejos muertos (Fig. 60). En los años 2009 y 2010 no se detectó ningún brote significativo de la enfermedad (2 ejemplares/año). Debido a la corta serie de años de seguimiento, no resulta posible estudiar el papel regulador de la EHV en Doñana con nuestros datos, aunque sugieren que éste no ha sido importante durante el periodo de estudio (Fig. 60). Por otro lado, la baja densidad general de la población sin duda dificulta enormemente la detección de cadáveres de conejo, lo cual además se complica con la gran cantidad de mamíferos y aves carroñeras sobre todo milanos negros (*Milvus migrans*) y cuervos (*Corvus corax*) presentes en la zona de estudio.

Figura 60.
Evolución interanual de los conejos muertos con síntomas de EHV encontrados en los recorridos sistemáticos y en la muestra total (recorridos sistemáticos + control CRC + hallazgos fortuitos) en la población de Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 59.
Evolución mensual del porcentaje de conejos observados con síntomas de mixomatosis en la población de Doñana-Aljarafe (incluye ejemplares muertos)



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

De manera paralela al *PSLIA* se ha establecido un programa de seguimiento de las poblaciones de conejo en las áreas de presencia del felino de las sierras de Andújar y Cardeña y de Doñana-Aljarafe. Este programa tiene dos objetivos aplicados básicos:

a) detectar reducciones significativas que puedan afectar a la población de linces y

b) relacionar la dinámica poblacional del lagomorfo con las actuaciones de conservación llevadas a cabo.

El programa de seguimiento del conejo es desarrollado por los equipos de campo de los proyectos LIFE Naturaleza, y consiste en la combinación de diferentes metodologías de monitoreo habituales para esta especie, repetidas con regularidad anual: estimas de abundancia absoluta mediante transectos lineales y estimas de abundancia relativa por medio de:

1) conteos de excrementos en aros (sólo en Doñana-Aljarafe),

2) conteo de letrinas en transectos sobre cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km y

3) índices kilométricos de abundancia (*IKA*), estimados a partir de recorridos fijos en vehículo.

Por otro lado, se ha establecido un subprograma de vigilancia epidemiológica dirigido específicamente a estimar el impacto de la enfermedad hemorrágicovírica (EHV) y de la mixomatosis. La evolución de la población de conejo de Sierra Morena ha sido positiva en el periodo 2003-2010, si bien este incremento se ha centrado en el valle del río Yeguas, donde las actuaciones de mejora del conejo han sido muy importantes.

En esta población se ha podido confirmar el papel regulador de la EHV. La población de conejos de Doñana-Aljarafe sufrió un fuerte descenso entre los años 2000 y 2005 (88,8%), mientras que se ha observado una ligera recuperación desde entonces, coincidiendo con las actuaciones realizadas por el programa de conservación.

Actualmente sólo se alcanzan densidades adecuadas para los linces en cuatro zonas muy localizadas del sector nororiental. Las causas de este declive son desconocidas, aunque al menos ha podido ser amortiguado en parte por los manejos de mejora.

EL PROGRAMA DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS POBLACIONES ACTUALES



MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

1 Elaboración y desarrollo de las estrategias de conservación

La crítica situación del lince ibérico exigía el desarrollo de un contundente programa de conservación y recuperación, que pudo ser puesto en marcha gracias a los proyectos LIFE Naturaleza concedidos a la Comunidad Autónoma de Andalucía, donde sobreviven las dos últimas poblaciones reproductoras del felino.

Los datos disponibles en el año 2002 sobre la evolución del lince ibérico indicaban que esta especie se dirigía hacia la extinción inminente. Frenar esta tendencia fue el objetivo general perseguido por el proyecto LIFE Naturaleza desarrollado de 2002 a 2006, de manera que se centró en evitar la pérdida de unidades territoriales en ambas poblaciones. En el segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2011) se estableció como objetivo global conseguir al menos una población con más de 50 linces reproductores, para así lograr que la especie se cambiara de la categoría *"en peligro crítico"* a la categoría *"en peligro"* según los escenarios establecidos en la *Estrategia para la conservación del lince ibérico*, aprobada en 2008. Dicha cifra se corresponde con el tamaño efectivo mínimo que supone una pérdida de variabilidad genética del 1% cada generación, y que representa la mínima población viable a corto plazo (Vilá, 2010).

En el presente apartado se expone cómo se han diseñado las estrategias de conservación, proceso que ha pasado por dos etapas, diferenciadas por los proyectos LIFE Naturaleza, y con objetivos demográficos concretos. En primer lugar, se estudió la problemática específica de cada población, mediante una detallada revisión bibliográfica. Una vez identificados los problemas, se seleccionaron las actuaciones más adecuadas para intentar solucionar cada uno de ellos. En este caso no sólo a través de las publicaciones, sino también por medio de aproximaciones intuitivas razonables, dada la escasez inicial de información. Con estas actuaciones, se diseñaron unas estrategias de actuaciones espacialmente explícitas y específicas para cada población y periodo. Éstas respondían a dos objetivos básicos: 1) mantener los territorios presentes (definidos como hembras territoriales) y 2) recuperar unidades territoriales nuevas.

Se definieron unas metas cuantitativas basadas en a la disponibilidad de medios y a las condiciones específicas de las áreas potenciales de actuación de las poblaciones de las sierras de Andújar y Cardeña y de Doñana-Aljarafe. De este modo, se fijó el objetivo de alcanzar 42 territorios de hembras adultas en la población de Sierra Morena, y 22 en Doñana-Aljarafe. La elaboración y desarrollo de las estrategias definidas para cada área ha pasado por cuatro etapas básicas: 1ª) identificación de los factores limitantes; 2ª) selección de actuaciones correctoras; 3ª) diseño y ejecución de las estrategias de actuación, integrando esta última las dos primeras fases; y 4ª) evaluación de la efectividad de las actuaciones. Cada una de ellas se desarrolla en detalle a continuación.

Identificación de los factores limitantes

El éxito de los programas de recuperación o conservación de especies amenazadas se encuentra notablemente condicionado por la elaboración de una correcta planificación previa, a ser posible basada en información científica (Salafsky *et al.*, 2002; Sutherland *et al.*, 2004; Mattson *et al.*, 2006; Macdonald y Loveridge, 2010). En este sentido, es fundamental la identificación adecuada de los factores que condicionan la dinámica poblacional, pues es en éstos donde hay que incidir, planificando y desarrollando las actuaciones que permitan mejorar la situación de la especie según el diseño de una estrategia eficaz (Nowell y Jackson, 1996; MacDonald y Loveridge, 2010; Wilson y Nyhus, 2010).

En el inicio del programa de recuperación del lince ibérico en Andalucía, el primer paso fue establecer el protocolo metodológico que permitiera conocer en detalle la situación demográfica de la especie, tal como ha sido descrito en el apartado anterior. Una vez alcanzado este objetivo, se procedió a identificar y evaluar los factores limitantes, como paso previo al diseño de la estrategia de conservación y a la correspondiente ejecución de actuaciones. Cada población se encuentra condicionada por características socioambientales propias, por lo que el análisis se realizó por separado.

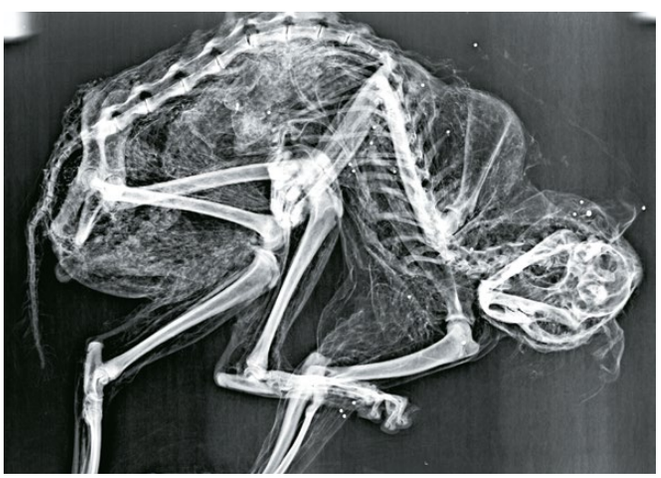
DOÑANA-ALJARAFE

En el caso de Doñana-Aljarafe, se disponía de un importante volumen de información científica, así como varias investigaciones en curso desarrolladas por la Estación Biológica de Doñana. La dinámica poblacional del lince ibérico estaba condicionada por la mortalidad no natural (Gaona *et al.*, 1998; Ferreras *et al.*, 2001) y la escasez de conejo (Moreno *et al.*, 2007). La caza ilegal y los atropellos eran las fuentes más importantes de la mortalidad no natural (Ferreras *et al.*, 1992), que afectaban principalmente a los ejemplares que abandonaban el Parque Nacional, de modo que todas las zonas exteriores con capacidad para albergar linces territoriales se comportaban como sumideros donde la mortalidad era mayor que la natalidad (Gaona *et al.*, 1998; Ferreras *et al.*, 2001).

La caza ilegal se debía a tres fuentes: 1) a la acción directa de los disparos, 2) al uso de métodos ilegales de control de carnívoros (como lazos de acero y cepos) o cepos utilizados para la captura de conejos y 3) los perros de caza, utilizados tradicionalmente en la comarca para cazar jabalíes en recechos nocturnos ilegales. La muerte de linces por armas de fuego no sólo parecía estar relacionada con acciones furtivas propiamente dichas, sino también con jornadas de caza legal en cotos periféricos al Parque Nacional de Doñana.

Los atropellos se encontraban muy distribuidos en la comarca, aunque eran especialmente frecuentes en el tramo de carretera A483, entre El Rocío y Matalascañas, (ver apartado correspondiente), sobre todo porque entonces la zona de La Vera mantenía el principal núcleo de linces y la vía de dispersión obligaba a los ejemplares a cruzar esta carretera.

Respecto a la escasez de conejo, toda la comarca había sufrido el efecto de la mixomatosis en los años 60 del siglo XX (Valverde, 1960) y el de la enfermedad hemorrágica vírica a finales de los 80 (Villafuerte *et al.*, 1994). De hecho, el impacto de esta última pudo ser evaluado en una reducción del 60% hacia 1990 de la población en la zona de matorral del Parque Nacional hacia 1990 (Villafuerte *et al.*, 1994), la zona tradicionalmente más importante para el lince (Gaona *et al.*, 1998). Desde entonces, la población de conejo en esta área ha empeorado notablemente (Moreno *et al.*, 2007), con un efecto negativo sobre los linces: de las seis hembras territoriales de lince existentes en la década de los 80 del siglo XX (Gao-



Radiografía de un lince muerto por disparo (julio, 2011). Centro de Análisis y Diagnóstico (CADFSA). CMA, Junta de Andalucía

na *et al*., 1998), el núcleo llegó a reducirse hasta dos hembras territoriales en 2002. Como causas responsables de la escasez de conejo se ha especulado con el efecto combinado de las enfermedades y del impacto de la predación, esta última agravada por una situación de baja densidad de conejo condicionada por esta enfermedad, ya que la comunidad de consumidores de conejo es muy diversa en Doñana (Moreno *et al*., 2007). Por otro lado, la estructura del hábitat también influye notablemente en la abundancia local del lagomorfo, de modo que resulta extremadamente escaso en los pinares densos, que son la unidad de hábitat no cultivado más extendida en la zona (Palomares *et al*., 2000; Palomares, 2001b). El modelo de gestión forestal tradicional ha sido incompatible con la conservación o mejora del hábitat del conejo (y del lince por añadido), pues se plantaron miles de hectáreas de pino piñonero, que además se manejaron mediante el desbroce del matorral serial, que resulta un elemento clave para la presencia local de núcleos de conejo. Las plantaciones de eucalipto representaban otra actuación negativa (Palomares *et al*., 2000), aunque aparecían con una notable menor extensión que los pinares. Los desmontes ilegales para el cultivo de fresa llevados a cabo desde los años 80 han causado una disminución del hábitat potencial del lince en la comarca de Doñana que afecta sobre todo a manchas de pinar con matorral de los municipios occidentales. Por último, también se han observado limitaciones naturales relacionadas con el tipo de suelo (Román *et al*., 2006). El resultado del impacto de las enfermedades infecciosas y las limitaciones impuestas por la gestión forestal y la edafología ha provocado que en la comarca de Doñana los conejos aparezcan en densidades adecuadas para el lince ibérico en escasos núcleos muy dispersos, lo que a su vez da lugar a una reducida capacidad de carga, estimada en unos 16 territorios de lince ibérico para los años 90 (Gaona *et al*., 1998). Ahora bien, el papel regulador de las enfermedades sigue siendo completamente desconocido (Moreno *et al*., 2007), y éste puede afectar notablemente a la abundancia del conejo en hábitats hoy día desfavorables pero que probablemente podrían mantener densidades adecuadas de conejos en ausencia de epidemias.

Por otro lado, sobre todo en relación con la baja y crónica capacidad de carga, la población de linces de Doñana se encuentra afectada por un alto grado de parentesco y una reducida variabilidad genética debido a su exiguo tamaño poblacional (Johnson *et al*., 2004). Las consecuencias demográficas potenciales son muy graves (ver por ejemplo el caso del puma de Florida, Onorato *et al*., 2010), por lo que estas limitaciones genéticas deben ser consideradas como un factor limitante de primer orden. En parte relacionado con la endogamia y con la baja diversidad genética de la población, también debe ser tenido en cuenta el riesgo aumentado de padecer enfermedades infecciosas (Acevedo-Whitehouse *et al*., 2003; Ross-Gillespie *et al*., 2007; Lyons *et al*., 2009), cuyo efecto en una población tan reducida puede ser demoledor. Algunas de ellas ya habían sido citadas en linces de Doñana, como la leucemia felina (López *et al*., 2009; 2010) y la tuberculosis (Briones *et al*., 2000). De hecho, por ejemplo el grave brote de leucemia felina detectado en 2007 pudo haber tenido consecuencias catastróficas en caso de no haberse manejado correctamente (López *et al*., 2009; 2010).



JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

SIERRAS DE ANDÚJAR-CARDEÑA

En Sierra Morena la información científica disponible a comienzos del programa era muy limitada. Entre 1992 y 1997 personal de la Estación Biológica de Doñana desarrolló un proyecto de investigación acerca de la biología local del lince ibérico, centrado sobre todo en la margen este del río Jándula. Un resultado importante fue la identificación de un área de alto riesgo de mortalidad por caza ilegal en el límite este del núcleo poblacional, sobre todo en la finca Gorgojil (donde era constante el uso masivo de lazos para carnívoros colocados en la malla perimetral) y en el área de las Viñas de Peña Llana (Rodríguez *et al*., 1992; Rodríguez y Delibes, 1995). Por fortuna, las fincas privadas y públicas dedicadas a la caza mayor (salvando el caso de Gorgojil) parecían ser en general lugares seguros para los linces. En 1994 se realizó un sondeo parcial del valle del Jándula, demostrándose que los linces sólo habitaban una zona notablemente inferior a la sugerida por Rodríguez y Delibes (1992) que coincidía con el área granítica, y que la abundancia de indicios del félido se relacionaba significativamente con la abundancia de conejo (Gil *et al*., 1997a). Del núcleo del Yeguas, la poca información disponible eran algunos censos de conejo realizados en vehículo en 1991 en la finca pública de Valquemado (Rodríguez *et al*., 1992). El primer sondeo global de lince y conejo se realizó entre 2001 y 2002 en el marco del presente programa de conservación, confirmándose los resultados parciales de 1994. Así, los linces estaban estrechamente ligados a la distribución del conejo, que a su vez sólo alcanzaba densidades adecuadas en dos núcleos bien definidos. En el área identificada previamente como de alto riesgo por caza ilegal, la abundancia de conejo era óptima, pero no se detectó la presencia de linces, dato que sugería en efecto que la mortalidad no natural podía tener un papel localmente importante. Por tanto, el principal factor limitante de la población era la disponibilidad de conejo, que condicionaba una reducida capacidad de carga que resultó en 18-20 hembras territoriales en 2001; mientras que la caza ilegal afectaba a un sector reducido y bien identificado, aunque representaba la principal causa de mortalidad conocida.

La comparación de los datos obtenidos el año 1991 en el valle del Yeguas (Rodríguez *et al*., 1992) con los obtenidos entre 2001 y 2002, indicaba claramente que desde entonces se había producido un notable descenso de la población de conejo. De valores *IKA* mediante conteos en vehículo de 5 conejos/ km se había pasado en 2001-2002 a menos de 1 conejo / km, es decir, una reducción del 80% al menos. Este cambio se produjo tras la llegada de la EHV a la Península Ibérica en 1989 (Villafuerte *et al*., 2004; Calvete, 2006; Virgós *et al*., 2007; Cabezas-Díaz *et al*., 2009) y, de hecho, los guardas de las fincas de caza confirmaron la reducción de la población de conejos a principios de los noventa. Fue entonces cuando, según los testimonios orales de los guardas, la población se dividió en los dos núcleos poblacionales debido a la práctica desaparición del conejo en el valle del río de La Cabrera. Por tanto, el programa de recuperación del lince se encontró ante una situación similar a la de Doñana: los conejos habían disminuido notablemente por la EVH y habían quedado relegados a hábitats concretos, pero realmente se desconocía el papel regulador de la virosis una vez instalada en las poblaciones. Obviamente, resolver esta duda es un punto clave para el diseño de las actuaciones de recuperación del lagomorfo. Respecto al papel de la mixomatosis, ya se había confirmado la presencia de resistencia genética en las poblaciones de conejo que, de hecho, se estaban recuperando en la P. Ibérica a un buen ritmo hasta la llegada de la EHV (Virgós *et al*., 2007). Por tanto, podía asumirse con poco riesgo que la mixomatosis no era un factor regulador sino un factor limitador más, como la depredación, la disponibilidad de alimento o el tipo de suelo para construir madrigueras. Ante esta situación, en el año 2003 comienza el programa de seguimiento de la EHV en la población de linces de Sierra Morena, que tras ocho años ha permitido demostrar que esta virosis es la responsable de que los conejos no recuperen las densidades iniciales, dando lugar a una situación de equilibrio en baja densidad. Al inicio del programa de conservación esto sólo era una hipótesis, pero se tuvo en cuenta a la hora de diseñar las estrategias de conservación y sus actuaciones asociadas.

Respecto a los efectos de la endogamia y de las enfermedades infecciosas, si bien la población de linces de las sierras de Andújar y Cardeña muestra una mayor variabilidad genética que la de Doñana-Aljarafe, aquí cabría aplicar la misma valoración. Por tanto la endogamia y las enfermedades infecciosas fueron consideradas como dos factores limitantes más.

Selección y descripción de actuaciones

El estudio de los factores limitantes permitió identificar cuatro problemas fundamentales comunes a las dos poblaciones de lince: la escasez de conejo, la mortalidad no natural, la baja variabilidad genética, la endogamia y el riesgo de padecer enfermedades (sobre todo infecciosas). Para cada uno de ellos se estudiaron y seleccionaron actuaciones de manejo específicas, que se describen a continuación, excepto para el caso de las enfermedades, que son expuestas en un apartado específico posterior.



MRV, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

ACTUACIONES DE MEJORA DE ALIMENTO

Mejora de las poblaciones de conejo

A pesar de la importancia del lagomorfo para la conservación de numerosas especies amenazadas, a principios del programa de conservación los estudios disponibles sobre mejoras de la abundancia eran muy escasos. En Doñana se había manejado el matorral serial mediante fuego con buenos resultados (Moreno y Villafuerte, 1995 *et al*., 1995), pero difícilmente aplicables a otras zonas por razones de seguridad y, además, el estudio se realizó antes de la llegada de la EHV. Otro estudio concluía que las repoblaciones tradicionales de conejo, habitualmente sueltas directas de pequeños lotes, tenían muy poca eficacia (Calvete *et al*., 1997). Ante este panorama, se decidió seleccionar varias actuaciones de mejora del conejo que no habían sido previamente evaluadas de manera adecuada, pero que potencialmente podían tener efectos positivos en la precaria situación general de los conejos.

Estas actuaciones se clasificaban en tres grupos principales: a) manejo del hábitat, b) reforzamientos poblacionales y c) arrendamiento de los derechos de caza. En realidad con cada uno de ellos se pretendía alcanzar a lo sumo recuperaciones del conejo a escala muy local, ya que ninguno se enfrenta directamente al principal factor regulador de las poblaciones diana de conejo, la EHV. De hecho, esta enfermedad sólo es potencialmente combatible de manera directa mediante el uso de vacunas, si bien ésta es una medida con demasiadas limitaciones logísticas y con resultados frecuentemente contraproducentes (Calvete *et al*., 2004), por lo que se desechó su empleo. Otro tipo de actuación dirigida a combatir las enfermedades es la fumigación de madrigueras de conejo, a fin de eliminar los vectores (artrópodos hematófagos, Calvete y Estrada, 2000). Esta actuación no se tuvo en cuenta debido a que en las zonas de baja densidad de conejo que se pretendían recuperar para los linces apenas quedaban madrigueras de conejos. Además, Calvete y Estrada (2000) indican que su potencial efecto positivo es realmente bajo y aleatorio.

Manejo del hábitat del conejo

Estaba demostrado que la calidad y abundancia de pastos podían condicionar la abundancia de conejos (Villafuerte *et al*., 1997). Aunque también era cierto que, en general, la estructura del hábitat en nuestras zonas de estudio no había cambiado desde la llegada de la EHV, y que por tanto los conejos se encontraban por debajo de la capacidad de carga, por lo que a priori el manejo del alimento no debía tener efectos significativos. En cualquier caso, se tomó la decisión de trabajar en esta línea para intentar conseguir respuestas numéricas positivas relacionadas con la mejora de la natalidad.

Se seleccionaron las siguientes actuaciones:

a) **Desbroces de matorral serial** en parcelas irregulares a fin de incrementar el ecotono pastizal-matorral que favorece a los conejos (Moreno *et al*., 1997), y de menos de 100 m de anchura, pues en ausencia de madrigueras los conejos no se suelen alejar más de 50 m del refugio que les suministra el matorral.
b) **Abonado de pastizales,** tanto pastizales ya existentes, como parcelas recién desbrozadas. En caso de realizarse desbroces de jara pringosa (*Cistus ladanifer*), el abono seleccionado fue preferentemente el superfosfato de cal, para elevar el PH y ralentizar la regeneración del jaral acidófilo.
c) **Siembras,** de mezclas de veza y avena en parcelas de 0,5-25 ha.

En total hasta 2010 se han desbrozado 2092,13 ha de matorral (1363,13 ha en S. Morena y 729 ha en Doñana), se han abonado 3578,02 ha (3411,02 ha en S. Morena y 167 ha en Doñana), y se han sembrado 1750,92 ha (1082,42 ha en S. Morena y 668,5 ha en Doñana) (Fig. 63-66).

Respecto a la mejora de refugio, en Sierra Morena la evidente relación de la abundancia de conejos y los berrocales graníticos indicaba que el refugio era un factor limitante local, probablemente en relación con la disminución del riesgo de predación por especies zapadoras (Rodríguez y Delibes, 1990), no sólo carnívoros sino también el jabalí, ungulado notablemente abundante en las zonas linceras. Por otro lado, la disminución de las poblaciones lleva al abandono de madrigueras que, sin mantenimiento por los propios conejos acaban perdiéndose. Por tanto, la mejora de la disponibilidad de refugios subterráneos potencialmente podría resultar en una respuesta numérica positiva de los conejos, a través de la mejora de la supervivencia y de la natalidad. Las actuaciones seleccionadas fueron:

a) **Refugios artificiales,** de dos tipos: de palets (Calvete, 2002; Rouco, 2008) y de tubos (González y San Miguel, 2004).
b) **Entaramados tradicionales,** con restos de poda de encina.

En total hasta 2010 se ha construido 16578 refugios, entre vivares de tubos, de palets y entaramados (14917 refugios en Sierra Morena y 1661 refugios en Doñana), y se han podado y desbrozado un total de 3114,11 ha de encina y matorral, respectivamente (Fig. 63-66).

DESBROCE DE MATORRAL SERIAL



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

SIEMBRA Y ABONADO DE UNA ZONA PREVIAMENTE DESBROZADA



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

REALIZACIÓN DE ENTARAMADOS CON RESTOS DE PODA



MRV, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

MAJANO DE PALETS



JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

Reforzamientos poblacionales de conejo

Las translocaciones de conejo en principio eran una actuación no recomendada debido tanto a los riesgos epidemiológicos que entraña (por ejemplo, introducción de diferentes cepas de virus), como a los malos resultados de los manejos tradicionales (Calvete *et al*., 1997). Sin embargo, justo un año después del inicio de la ejecución de actuaciones, se demostró que sueltas bien planificadas mejoran puntualmente y a corto plazo la abundancia local de conejos (Moreno *et al*., 2004). Por otro lado, como ya se ha indicado, el descenso reciente de las poblaciones de conejo en las zonas linceras no estaba relacionado con modificaciones en el hábitat, el cual mantenía una capacidad de carga elevada, al menos para la zona granítica de las sierras de Andújar y Cardeña y para La Vera de Doñana. En este escenario, se decidió realizar translocaciones de conejo en zonas donde la especie aparecía en baja densidad o incluso había desaparecido tras el impacto inicial de la EHV. Inicialmente (2003-2006), se escogió como área de actuación preferente el núcleo del valle del río Yeguas, donde la situación demográfica de los linces apuntaba claramente un escenario de pre-extinción en los años 2001 y 2002 (ver apartado correspondiente). De este modo, si la experiencia previamente no testada tenía un efecto negativo, el impacto sería menos grave que en núcleos de mayor entidad. Además, esta zona se caracteriza por mantener un relieve abrupto donde abundan los berrocales graníticos, en el que ejecutar actuaciones de manejo de hábitat dirigidas a la mejora del alimento para el conejo es muy complicado o sencillamente imposible. Se seleccionaron dos actuaciones básicas: la translocación de conejos dentro de parcelas cercadas, denominadas *reforzamientos cercados de conejo* (*RCC*), y las sueltas libres en áreas previamente mejoradas denominadas *reforzamientos libres de conejo* (*RLC*).

Su objetivo era conseguir núcleos locales de alta densidad de conejo. Éstos podrían actuar como fuentes de expansión o, en cualquier caso, mediante su combinación dentro de unidades de actuación espacialmente definidas, se podría alcanzar el umbral de densidad de conejos necesario para conseguir respuestas numéricas positivas de los linces. A continuación se describen sendas actuaciones:

a) Reforzamientos cercados de conejo (*RCC*):

Son áreas cercadas de entre 0,5 y 7 ha, 3 ha en promedio, que reúnen condiciones adecuadas para los conejos: pasto, suelos blandos para madrigueras y matorral. Los objetivos del cerramiento son dos: 1) reducir la predación terrestre y 2) evitar la dispersión inicial del núcleo, que reduciría la alta densidad inicial deseada.

VALLADO DE UN RCC



JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

REFUGIO DE CONEJO CONSTRUIDO DENTRO DE UN RCC



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

El cierre básico es una malla bien cinegética de 1,8-m de altura, bien de triple o simple torsión, cuyo borde inferior bien se dobla hacia dentro y se entierra en una zanja perimetral de 0,5 m de profundidad, o se dobla hacia fuera y se sella al suelo con grandes piedras. La malla principal se refuerza con una segunda malla de triple torsión de luz más estrecha para evitar la fuga de los conejos. Por último, en el borde superior de la malla se instala un voladizo de malla para evitar el acceso de carnívoros no trepadores.

El interior se complementa con madrigueras artificiales y / o entamados con restos de poda (5 - 10 unidades/ha), actuación que también suele realizarse entorno al perímetro exterior del cercado, bebederos y ocasionalmente con comederos (sobre todo en zonas con escasos pastos naturales de Doñana). Se liberan entre 40 y 60 conejos / ha, cantidad que simula una situación de alta densidad natural. La sex ratio inicialmente se desvió intencionadamente hacia las hembras (para mejorar el éxito reproductor y para reducir la competencia intersexual por el alimento), pero posteriormente se decidió que fuera equilibrada, en función de la disponibilidad de los lotes (para favorecer la variabilidad genética).



Suelta de conejos en refugio artificial.
MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

b) Reforzamientos libres de conejos (*RLC*):

Son áreas sin cercar de entre 40 y 223 ha, donde previamente se ha realizado manejo del hábitat mediante la construcción de refugios artificiales, de tubos y/o de palets con un promedio de 1 refugio / ha. Algunas van acompañadas de otras actuaciones de manejo, como siembras, abonados y refuerzo de refugio mediante entaramados con restos de poda de encina (3-4 entaramados/ha). Se liberan 5-6 conejos por vivar con una sex ratio de 2:3 o de 2:4 a favor de las hembras. Las sueltas se realizan sin protección de los vivares o protegidos temporalmente (3 o 4 días) por una malla perimetral individual de 1 m de altura para evitar la fuga de los conejos y favorecer su fijación al vivar (Calvete, 2002; Rouco, 2008). Más detalles se pueden consultar en la Tabla 10.

Los conejos utilizados (51896 conejos silvestre, hasta junio de 2010) han procedido mayoritariamente de la campiña gaditana, capturados en campo mediante varios procedimientos (lazo con tope, trampas de redes, hurones). En el área de Doñana-Aljarafe, los conejos pasan obligatoriamente un periodo de cuarentena dentro de una nave diseñada para tal efecto. En Sierra Morena los conejos fueron sistemáticamente cuarentenados en un recinto similar hasta el año 2006, cuando se tomó la decisión de eliminar esta fase a fin de reducir la mortalidad por estrés de confinamiento. Además, un estudio había demostrado una alta variabilidad del virus de la EHV pero que no guardaba relación con la variabilidad patogénica del mismo, es decir, todas las cepas parecían tener la misma capacidad de provocar la enfermedad (Alda *et al*., 2006). En cualquier caso, debido a la elevada morbilidad de este virus (Calvete *et al*., 2002) y a las translocaciones ilegales de conejos, intentar mantener las poblaciones de conejos de las áreas linceras aisladas frente a las diversas cepas era un objetivo poco realista. De hecho, desde 2007 a 2010 no se han observado brotes graves de EHV relacionados con las translocaciones sin cuarentena realizados en Sierra Morena. Hasta el año 2006, todos los conejos liberados fueron vacunados frente EHV (*Dercunimix*©) y mixomatosis (*Mixoipra*©, *Cuniprovac*©). Desde entonces, una vez conocida la elevada prevalencia de anticuerpos de ambos virus en la población donante, las vacunaciones se han ido reduciendo paulatinamente. A partir del la anualidad 2010 en Doñana se toma la misma decisión.

TABLA 10. Detalles de los reforzamientos de conejos sin cercar en las áreas de distribución del lince ibérico.

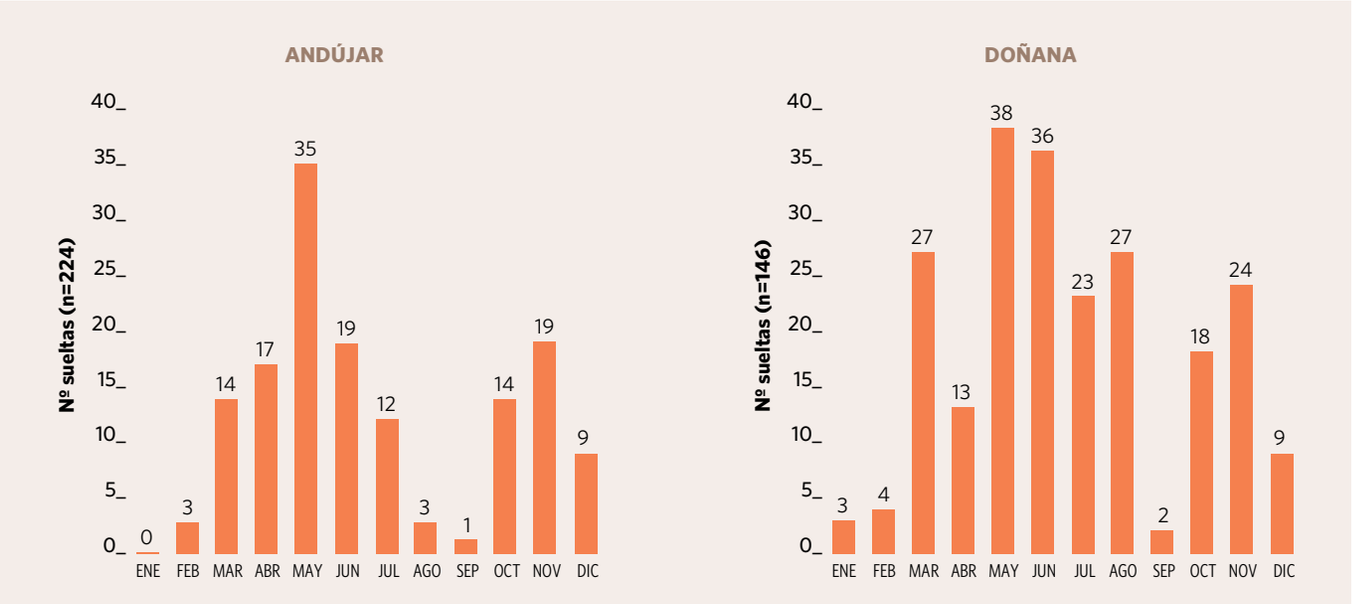
Ref.	Sup. (ha)	Vivares usados	Fecha Suelta	Malla de Protección	Nº conejos
	POBLACIÓN ANDÚJAR-CARDEÑA				
URTC 1*	40	15-tubos	Jun. 2005	En 15	75
URTC 4**	45	21-tubos	May. 2007	En 11	115
URTC 5a**	60	67-palets	Oct. 2007	No	264
			Jun. 2008	No	105
			Nov. 2008	-	100*
URTC 5b**	52	65-palets	Oct. 2007	No	310
			Oct. 2007	-	67*
			Jun. 2008	No	97
			Nov. 2008	No	112*
URTC 5c**	70	75-palets	Mar.-abr. 2007	No	388
			Mar.-abr. 2007	-	109*
URTC 5d**	48	75-palets	Nov. 2008	No	194
			Nov. 2008	No	37
			Abr. 2009	No	125**
			Abr. 2009	-	67*
Territ.18**	75	58-tubos	Feb. 2010	No	297
			Feb. 2010	-	69*
URTC 3**	100	100-tubos	Oct. 2010	No	586

** Ver plano UA 2002-2006 / ** ver plano UA2006-2011*

Ref.	Sup. (ha)	Vivares usados	Fecha Suelta	Malla de Protección	Nº conejos
	POBLACIÓN DOÑANA				
UCT 7	162	45-palets	Oct. 2005	En 25	191
			Dic. 2005	No	226
			Sep. 2005	En 20	146
			Mar. 2006	No	10
URTC 16	196	50-palets	May. 2004	En 10	72
			Jun. 2004	En 40	286
URTC 12	266	65-palets	0ct. 2007	No	310
			0ct. 2007	-	67*
			Jun. 2008	No	97
			Nov. 2008	No	112*
URTC 6	100	49-palets	Nov. 2010	No	140
URTC 18	174	50-palets	Mar. 2005	No	33
			Mar. 2005	No	61
UCT 5	223	91-palets	Sep. 2008	No	13
			Oct. 2008	No	115
			Oct. 2008	No	25
URTC 14	102	42-palets	Mar. 2005	No	67
			May. 2005	No	9
UCT 3	292	96-palets	Jun. 2005	No	90
			Jun. 2006	No	68
			Abr. 2009	No	25
URTC 11	80	15-palets	May. 2005	En 5	27
			Jun. 2005	En 10	43
URTC 15	160	73-palets	Mar. 2006	En 15	70
UCT 1	103	12-palets 14-tocones	Ago. 2004	No	71
UCT 9	160	60-palets	Nov. 2004	En 10	72
			Dic. 2004	En 6	38
			Dic. 2004	En 20	183
			Dic. 2004	En 6	50
			Feb. 2005	En 7	65
			Feb.2005	En 11	105
URTC 10	538	154-palets	May. 2008	40	125
			May. 2008	40	143
			Jun. 2008	50	160
			Jun. 2008	24	72
URTC 9	459	116-palets	Jun. 2008	26	95
			Jun. 2008	45	160
			Jun. 2008	45	164

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Figura 61.
Fenología de sueltas de conejos: a) en la sierra de Andújar (hasta diciembre de 2010) y b) en la comarca de Doñana (hasta febrero de 2011).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Las translocaciones se realizan preferentemente entre octubre y diciembre o entre abril y agosto (Fig. 61). El otoño sería el periodo de elección, ya que los conejos son liberados antes del inicio del celo y cuando en las áreas de destino ya hay disponible pasto verde, que aporta las proteínas necesarias para la reproducción; las sueltas primaverales (no recomendadas por Moreno *et al*., 2004) y las estivales responden más bien a las imposiciones logísticas relacionadas con la etapa de máxima producción de la población donante; estas fechas limitan obviamente el periodo reproductor de los conejos liberados, que a menudo (sobre todo los liberados en mayo) deben esperar al otoño siguiente, de manera que la mortalidad por predación no puede ser compensada hasta entonces. La parada invernal se corresponde con una parada biológica de la extracción a fin de minimizar su impacto en la población donante, que entonces se encuentra en pleno periodo reproductor.

Tanto los *RCC* como los *RLC* pueden ser manejados mediante reposiciones de conejo, que habitualmente sirven para compensar fuertes disminuciones relacionas con la predación (que sobre todo afecta a los cercados más pequeños) o, más raramente con el impacto de la EHV. Entre 2002 y 2010, en los *RCC* del área de la sierra de Andújar se han realizado en promedio 0,4 reposiciones por año y cercado (calculado para *RCC* con más de cinco años de funcionamiento: n = 40), mientras que en Doñana la tasa de reposición anual por cercado en Doñana ha sido de 0,13 (n = 67 *CRC* con más de 5 años en funcionamiento). Las reposiciones habitualmente se llevan a cabo con un menor número de conejos que en el caso de la suelta inicial; en cada *RCC* se soltaron inicialmente un promedio de 52,9 conejos por cercado, mientras que en las reposiciones se liberaron en promedio 38,6 conejos por cercado (n = 144 reposiciones). Desde el año 2002 se han puesto en funcionamiento un máximo de 260 *RCC*, 148 en Sierra Morena y 112 en Doñana. En Sierra Morena el principal esfuerzo de construcción de *RCC* se centró en el periodo 2003-2006, mientras que en Doñana ha sido a partir de 2006.

Los RCL se iniciaron el año 2005 en Sierra Morena (exceptuando varios llevados a cabo por la Fundación CBD-Hábitat) y cinco de ellos (Ref. 12, 13, 14, 15, 16, Tabla 10) se llevaron a cabo como sustitutos de *RCC* en fincas donde los propietarios no permitieron instalar estos últimos. En dicha tabla se aportan los detalles descriptivos de cada reforzamiento.

Arrendamiento de los derechos de caza del conejo

En áreas muy concretas del área de presencia estable del lince todavía se utilizaba el conejo como recurso cinegético en el año 2000. Esto era común en ciertas fincas de la margen este del río Jándula, dentro de la zona de máxima densidad de lince ibérico. Se decidió arrendar los derechos de caza del conejo en esta zona, a fin de evitar este tipo de explotación y proteger de este modo los recursos tróficos la zona más importante para el lince ibérico en Sierra Morena. Estos arrendamientos se han mantenido a lo largo de todo el programa de conservación y han continuado vigentes hasta 2011, afectando a 21.161 ha (Fig. 63-66).

En Doñana la mayor parte del área de distribución del lince ibérico se localiza en terrenos de titularidad pública, siendo la zona de Coto del Rey Norte y algunas fincas del Aljarafe de Sevilla prácticamente las únicas de titularidad privada. Salvo en el caso del Parque Nacional de Doñana, en el resto de fincas públicas el aprovechamiento cinegético lo realizan Sociedades de Cazadores locales. A diferencia del caso de Sierra Morena, en la comarca de Doñana el aprovechamiento cinegético más importante y con mayor tradición es el de la caza menor, especialmente del conejo. En el caso de las fincas privadas, al igual que en los terrenos públicos, el aprovechamiento cinegético suele correr a cargo de Sociedades de Cazadores locales. A tenor de estas características, desde los inicios del programa se consideró que podría resultar contraproducente generar competencia con las Sociedades de Cazadores por los derechos cinegéticos. La percepción del colectivo cinegético al inicio del programa era de cierta desconfianza, siendo su colaboración vital para alcanzar las metas propuestas para la conservación del lince ibérico. Sólo en algunos casos puntuales de fincas privadas en las cuales la actividad cinegética era llevada a cabo por los propietarios, se consideró oportuno el arrendamiento de los derechos cinegéticos. En el resto de fincas gestionadas por Sociedades de Cazadores se ha optado por un incremento de las superficies de reserva de caza del conejo (donde está vedada su caza), contempladas en los planes técnicos de caza. La elección de estas zonas de reserva así como las dimensiones se ha realizado de forma consensuada con las Sociedades de Cazadores que gestionan dichos cotos. De este modo se ha ampliado la superficie de reserva de caza del conejo en 5.162 ha y se han arrendado los derechos cinegéticos en 6.554 ha.

Alimentación suplementaria

Las actuaciones de mejora de las poblaciones de conejo todavía no habían sido testadas, por tanto no existían garantías claras de éxito. Ante esta circunstancia, se seleccionó la alimentación suplementaria de los linces como actuación *in extremis* a fin de evitar la desaparición de territorios, o para mejorar el éxito reproductor y para facilitar la colonización de nuevos territorios. Esta herramienta de conservación ha sido utilizada en mamíferos carnívoros como osos polares *Ursus maritimus* (Lunn & Stirling, 1985), glotones *Gulo gulo* (Persson, 2005), aves rapaces como el águila imperial ibérica *Aquila adalberti* (González *et al*., 2006) y quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* (Oro *et al*., 2008) y otras especies amenazadas (Schoech *et al*., 2008). Recientemente han parecido publicados algunos trabajos que evalúan y apoyan esta herramienta de manejo del lince ibérico (López-Bao *et al*., 2008; 2009a; 2009b), pero esta información no ha estado disponible en la mayor parte de los proyectos LIFE Naturaleza, de modo que, de nuevo, se tuvo que recurrir a una medida de gestión intuitiva o razonablemente necesaria pero poco o nada evaluada. Para ello se diseñaron *cercados de alimentación suplementaria (CAS)*, cuyas dimensiones en promedio se establecieron en unos 400 m², cerrados por una malla de 150-180 cm de alto, enterrada con un doblez hacia el interior a 50 cm de profundidad, o sin enterrar y con un doblez hacia el exterior sellado con grandes piedras; en el interior de cada *CAS* hay refugio para conejos en forma de matorral. Este diseño responde a la necesidad de restar artificialidad en la medida de lo posible (Shepherdson, 1994), sin que ello actúe en detrimento de su control y evaluación. La visera descrita previamente para evitar la entrada de zorros, meloncillos y tejones se instaló cuando fue necesario; de hecho, la entrada de especies no deseadas fue anecdótica, con casos esporádicos con frecuencia ligados a roturas de mallas por jabalíes o a predación por águila real (*Aquila chrysaetos*) en Sierra Morena.

El conejo vivo fue el tipo de aporte suplementario seleccionado, tanto conejos silvestres como conejos domésticos con pelaje similar a los silvestres. En el caso de Doñana, los primeros cercados de alimentación su-

plementaria se pusieron en funcionamiento dentro de un proyecto de investigación de la Estación Biológica de Doñana. Estos cercados están construidos con unas piezas con marcos metálicos y malla electro-soldada. Cada cercado consta de un total de 16 piezas y tiene unas dimensiones de 3 m x 3 m con una altura que oscila entre los 1,3 m y los 1,7 m (ver detalles en López-Bao *et al*., 2008; 2009a; 2009b). Este tipo de cercados fueron ubicados en la Reserva Biológica de Doñana y en Matas Gordas. Posteriormente ya en el marco de los proyectos LIFE Naturaleza, se han construido otros *CAS* en la zona de Coto del Rey. Se elaboran con postes de madera tratada y con malla electro-soldada enterrada hacia el interior del cercado a 0,5 metros de profundidad. Las dimensiones de estos cercados oscilan entre los 70 - 100 m^2 con una altura de 1,7 metros.

Para aplicar la *Alimentación Suplementaria (AS)* se establecieron tres escenarios básicos en función de la situación de los linces, de la abundancia natural de conejo y del contexto de las mejoras asociadas (si las había):

- **Escenario A:** territorios regentados por hembras adultas con baja disponibilidad de conejo. Los objetivos de la *AS* son evitar la pérdida del territorio y mejorar el éxito reproductor. Los umbrales de abundancia se acordaron en 2003 por el *Grupo de Trabajo del Lince Ibérico* en 4 conejos /ha en junio y 1 conejo /ha en octubre, en función de la información disponible entonces, sirviendo como referencia el estudio de Palomares *et al*., (2001) realizado en Matas Gordas (Doñana). Gracias a los avances generados por los programas de seguimiento de lince y conejo, en el año 2009 se revisaron estas cifras (ver cuadro revisión de los escenarios para la *AS* en la página 147), adaptándose las densidades al tamaño de territorio.

- **Escenario B:** áreas de dispersión de juveniles con insuficientes recursos tróficos para mantener territorios, donde el objetivo de la *AS* es mejorar la supervivencia de estos ejemplares.

- **Escenario C:** zonas de recuperación intervenida de nuevos territorios. El objetivo de la *AS* es favorecer la fijación de ejemplares, bien como fuente de atracción bien como complemento similar al primer escenario.



Cercado de alimentación suplementaria en la sierra de Andújar. MRV, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

La cantidad de conejos suministrados depende de la situación particular de cada escenario. En el caso de los escenarios *A* y *C*, la situación trófica de cada territorio o cada zona intervenida para recuperar territorios se establece regularmente mediante el programa de seguimiento del conejo. Se suministra entre el 30 y el 60% de las necesidades alimenticias de los ejemplares que conforman cada unidad familiar, de manera que se han liberado aproximadamente entre 2,1 y 4,2 conejos por individuo y semana (asumiendo que cada ejemplar necesita un conejo diario), lo que supone para cada territorio (se instalan entre 1 y 2 *CAS* por territorio) entre 2 y 7 conejos por semana, que suelen ser liberados en un solo lote. Estas cantidades se decidieron inicialmente de manera arbitraria, aunque con el tiempo han demostrado ser un aporte adecuado para evitar la desaparición de territorios en zonas de baja disponibilidad natural de alimento e incluso para incrementar el éxito reproductor (ver resultados).

Desde el año 2002 se han puesto en funcionamiento un total de 63 *CAS*, 35 en Sierra Morena, y 29 en Doñana-Aljarafe desde el año 2006 (Tablas 11 y 12; Fig. 62) La tendencia reciente de la alimentación suplementaria en la población de las sierras de Andújar-Cardeña es descendente (42% de *CAS* inactivados entre 2009 y 2010, Tabla 11).

TABLA 11. **Ubicación de los CAS de Sierra Morena, objetivos específicos de cada uno y cronograma de actuación.**

Ref.	Org. responsable	Obj.	Cronograma							
			2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	CMA	A, C				X	X	X	X*	
2	CMA	A, C		X	X	X	X	X	X	X
3	CMA	A, C			X	X	X	X	X	
4	CMA	A, C					X	X	X*	X
5	CMA	A, C	X	X	X	X	X	X	X	
6	CMA	A, C	X	X	X	X	X	X	X	X
7	CMA	A, C			X		X	X	X	X
8	CMA	A, C			X	X	X	X	X	X
9	CMA	A, C				X	X	X	X*	X
10	CMA	A, C		X	X	X	X	X	X*	
11	CMA	A, C	X	X	X	X	X	X	X	
12	CMA	A, C				X	X	X	X*	
13	CMA	A, C				X	X	X	X	
14	CMA	A, B			X	X	X	X	X	X
15	CMA	B, C		X						
16	CMA	B, C		X						
17	F-CBD	A, C			X	X	X	X	X	X
18	CBD	A, C				X	X	X	X	X
19	CMA	B			X	X	X			
20	CBD	A			X	X			X	X
21	CBD	A				X			X	
22	CBD	A, C				X	X	X	X	X
23	CBD	A, C				X	X	X	X	
24	CBD	A			X	X				
25	CBD	A		X	X	X				
26	CBD	A, C				X	X	X	X	
27	CBD	A, C		X		X	X	X	X	
28	CMA	A, C						X	X	X
29	CMA	C							X	X
30	CMA	C							X	X
31	CMA	A							X	X
32	CMA	A, C							X	X
33	CMA	A, C						X	X	
34	CMA	A							X	X
35	CMA	A						X	X	X
TOTAL ACTIVOS			3	9	14	20	19	23	29	17

**se desactivan en primavera*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

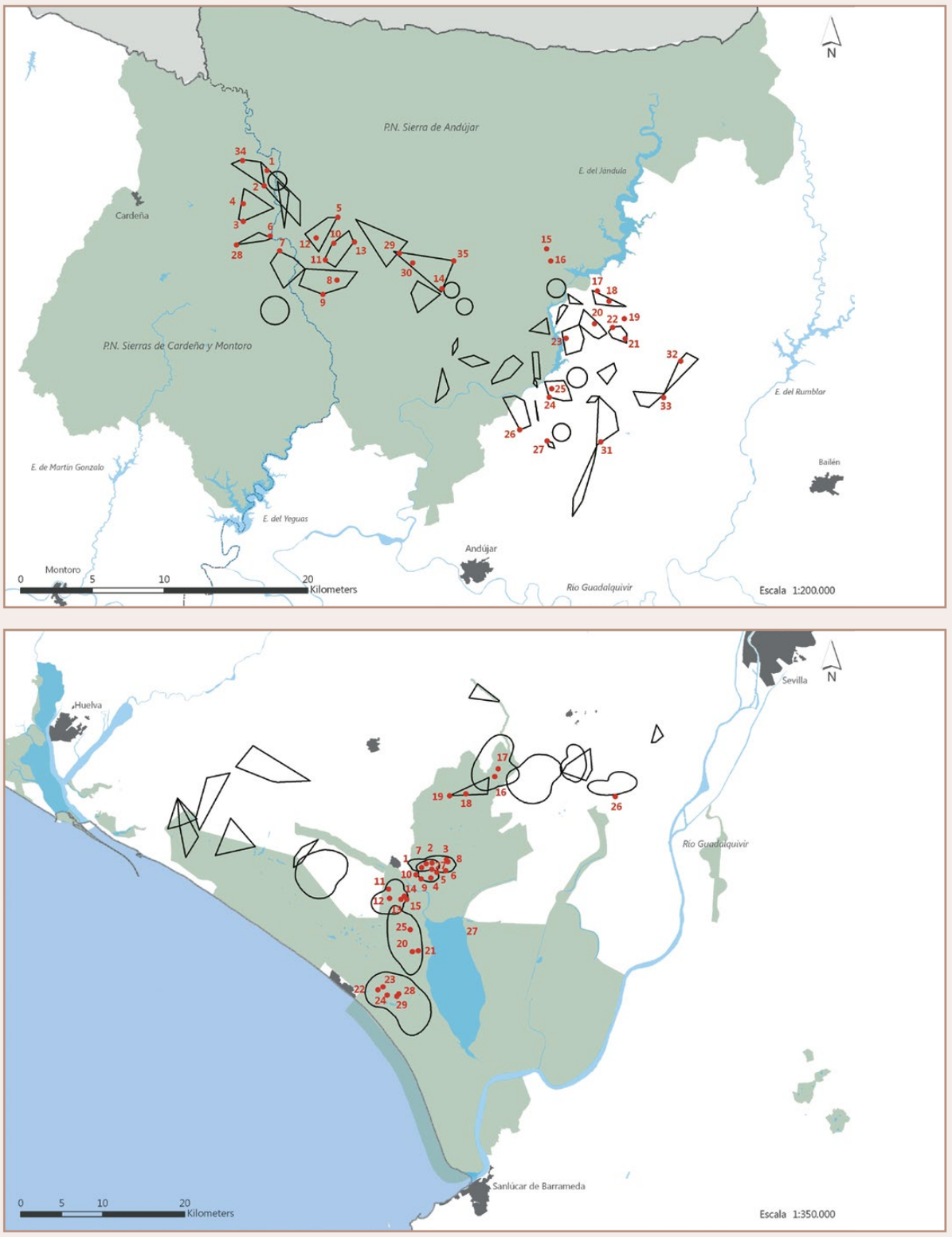
TABLA 12.
Ubicación de los CAS de Doñana-Aljarafe, objetivos específicos de cada uno y cronograma de actuación.

Ref.	Org. responsable	Obj.	Cronograma							
			2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
1	CMA, EBD*	B				X	X	X	X	X
2	CMA, EBD*	B				X	X	X	X	X
3	CMA, EBD*	B				X	X	X	X	X
4	CMA, EBD*	B				X		X	X	X
5	CMA, EBD*	B				X				
6	CMA, EBD*	B				X	X			
7	CMA, EBD *	B					X	X	X	X
8	CMA, EBD*	B					X	X	X	X
9	CMA, EBD*	B, C					X			
10	CMA, EBD*	B, C					X			
11	CMA, EBD*	A, B, C				X				
12	CMA, EBD*	A, B, C				X				
13	CMA, EBD*	A, B, C					X	X	X*	X*
14	CMA, EBD*	A, B, C					X	X	X*	X*
15	CMA, EBD*	A, B, C					X			
16	CMA	A, B, C				X	X	X	X	X
17	CMA	A, B, C				X	X	X	X	X
18	CMA	A, B, C					X	X	X	X
19	CMA	A, B, C					X	X	X	X
20	CMA, EBD*	A, B, C		X	X	X	X	X	X	X
21	CMA, EBD*	A, B, C		X	X	X	X	X	X	X
22	CMA, EBD*	A, B, C		X	X	X	X	X	X	X
23	CMA, EBD*	A, B, C		X	X	X	X	X	X	X
24	CMA, EBD*	A, B, C		X	X	X	X	X	X	X
25	CMA	A, B, C						X	X	X
26	CMA	A, B, C						X	X	X
27	CMA	B						X	X	X
28	CMA	A,B,C							X	
29	CMA	A,B,C							X	
TOTAL ACTIVOS				5	5	15	20	20	22	20

** CAS con activación escasa en 2010 por restricciones de paso*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Figura 62.
Distribución de CAS y territorios de hembras de 2010. Arriba: Sierra Morena; Abajo: Doñana-Aljarafe.



○ *Cercados de AS*
○ *Territorios lince ibérico 2010*

Fuente: fuentes varias, 2010. Elaboración propia

Revisión de los escenarios para la *AS*

La información generada por los programas de seguimiento de lince y conejo indica que el umbral usado entre 2003 y 2009 de 4 conejos/ha en junio y 1 conejo/ha en octubre (Palomares *et al*., 2001) y acordado en el documento inicial para iniciar la AS en **territorios con déficit alimenticio**, se encontraba sobreestimado o más bien no es un parámetro adecuado.

Esto se ha confirmado al comprobar que algunos territorios sin *AS* se han mantenido con 1 conejo / ha en junio, incluso con reproducción constatada. En realidad la cifra limitante no es tanto la densidad en sí misma de conejo, sino la abundancia absoluta dentro de una superficie coherente con la capacidad de mantener un territorio por este felino. Así, en el caso de Palomares *et al*. (2001) los 4 conejos/ha se repartían en 800 ha (Matas Gordas, P.N. Doñana) con 3 hembras territoriales, situación que ofrece un valor de 1066 conejos/territorio de lince.

En el valle del río Yeguas en junio de 2003 había 4 hembras territoriales en 3800 ha, con una densidad de 1,1 conejos/ha, situación que ofrece una cifra de 1045 conejos/territorio de lince. Ambas cifras son casi idénticas (2,2% de diferencia) y representan las necesidades mínimas de conejo conocidas para que los linces ibéricos establezcan territorios y se reproduzcan. Este resultado parcial planteó la necesidad de revisión del programa de alimentación suplementaria.

En 2009 se analizó la disponibilidad de conejo en 11 territorios de S. Morena sin *AS* con suficiente información de muestreos de letrinas de conejo en cuadrículas UTM 2,5x2,5 km. Para ello se utilizaron los datos de 2007 y 2008, que se corresponden a una etapa de estabilidad poblacional del conejo. Sólo en siete casos (31,8%) los territorios superaron el umbral de los 4 conejos / ha en junio y, sin embargo, ninguno de los territorios sin *AS* se perdió. Además, en 2008 se confirmó la reproducción del 62,5% de los territorios con menos de 4 conejos / ha (n = 8), y del 66,6% de los territorios con menos de 4 conejos / ha (n = 3), cifras similares (X^2= 0,41, p=0,55; g.l.=1).

En 2007 la reproducción fue peor debido a la dinámica de dientes de sierra bienales que sufre el conjunto de la población, independiente de la cantidad de conejos. Este análisis confirma los datos parciales del Yeguas para 2003, de manera que los territorios con menos de 4 conejos/ha en junio y sin *AS* han permanecido estables y con una tasa de reproducción normal para la población. La ratio media de conejos por territorio una vez excluidos aquellos con más de 4 conejos/ha (densidad de saturación) es de 1009 ±100 conejos / territorio en junio, con una media de 1,70 ±0,17conejos/ha y territorio (tamaño de los territorios de hembras S. Morena: 594 ±72 ha Gil-Sánchez *et al*., 2011). La siguiente tabla refleja tres situaciones de tamaño de territorio del lince (rango más frecuente = 300-1000 ha) y la abundancia mínima de conejo que debe presentar, con su correspondiente función.

Los datos de los censos otoñales se encuentran sujetos a mayor error (sobre todo ligado al descenso de la detectabilidad individual) y tienden a subestimar las existencias, por lo que sólo se tendrán en cuenta como umbrales los casos de clara escasez de conejos. Con cifras inferiores a 0,3 conejos/ha en otoño se recomienda la *AS*; con algo más de 0,3 conejos/ha se ha confirmado estabilidad territorial sin *AS*, así como incrementos primaverales que superan los umbrales establecidos. La utilización de *IKA* es útil sólo si se tienen valores de referencia adaptados a cada tipo de terreno; por esta razón no se recomienda usar los datos de referencia aportados por López-Bao *et al.* (2010).

$y = 6{,}49e^{-0{,}0019X}$ P = 0,97

Tamaño de territorio (x)	Densidad umbral junio (y)	Notas
300 ha	4 conejos / ha	Densidad de saturación, obtenida de Palomares *et al*. (2001)
600 ha	1,7 conejos / ha	Densidad media, expuesta en S. Morena (este informe)
1.000 ha	1 conejo / ha	Densidad mínima, observada en S. Morena y Doñana

ACTUACIONES DE REDUCCIÓN DE LA MORTALIDAD NO NATURAL

Prevención de mortalidad por caza ilegal

La prevención de la caza ilegal o furtivismo se ha acometido desde los proyectos LIFE Naturaleza desde dos frentes: la divulgación y la vigilancia. El programa de divulgación se ha volcado en la puesta en valor del lince ibérico para la población que convive con la especie, concienciando sobre su importancia, su alto valor ecológico y los beneficios que supone tener al lince en sus zonas. Además, el programa de vigilancia, que se diseñó en el año 2002, va dirigido a las zonas identificadas como "de alto riesgo de mortalidad de lince por caza ilegal".

El personal de los equipos de campo lleva a cabo jornadas de búsqueda de artes ilegales (lazos, cepos, jaulas trampa, veneno) y control de personas sospechosas, de manera complementaria a la labor realizada por los agentes de medio ambiente y del SEPRONA. Estas jornadas de vigilancia se realizan diariamente, de manera que cada zona identificada es controlada entre una y dos veces por semana. Además, los equipos de campo están pendientes de cualquier evento fuera de las zonas con programa de vigilancia continua.

Prevención de mortalidad por atropellos (desfragmentación del hábitat)

Tradicionalmente, los atropellos han sido considerados una importante causa de mortalidad en el lince ibérico y, por ello, desde los proyectos LIFE Naturaleza de conservación de la especie se ha hecho un gran esfuerzo en disminuir su incidencia en la población. Para ello se ha trabajado desde el año 2002 en reducir la fragmentación del hábitat originada por la red viaria. A este respecto se han efectuado actuaciones de muy diferente índole según el tipo de vía objeto, siempre con la finalidad de prevenir los atropellos en la especie.

La mayor parte de las actuaciones de desfragmentación se han realizado en la comarca de Doñana-Aljarafe, ya que es la población de lince ibérico que más riesgo de atropello presenta (debido a la gran superficie que ocupa y la alta densidad de carreteras que discurren por el área).



Desfragmentación de hábitat. AOP, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

ACTUACIONES DE REDUCCIÓN DE LA MORTALIDAD NATURAL

Prevención de los efectos negativos de la endogamia

La pérdida de variabilidad genética y el incremento de la tasa de endogamia se han relacionado en muchas especies de mamíferos con un aumento de la mortalidad natural y una disminución de la eficacia biológica. Los principales efectos asociados a la endogamia son la aparición de malformaciones congénitas, el aumento de la susceptibilidad a enfermedades infecciosas y la aparición de problemas reproductivos (Acevedo-Whitehouse *et al.* 2003; Ross-Gillespie *et al.* 2007).

El lince ibérico tiene una muy baja variabilidad genética, especialmente en la población de Doñana-Aljarafe, donde el seguimiento ha mostrado además la existencia de una creciente tasa de endogamia

(ver Godoy *et al*. 2009). Si bien no se han detectado malformaciones congénitas, la población de linces de Doñana ha mostrado en la última década una elevada susceptibilidad a enfermedades infecciosas (ver apartado "prevención de la mortalidad por enfermedades"), que probablemente esté asociada a la alta tasa de endogamia.

Para contener los efectos negativos de la depresión por endogamia en la población de lince ibérico de Doñana-Aljarafe, el proyecto LIFENAT06/E/000209 ha llevado a cabo un programa de reforzamiento genético de esta población, basado en aumentar la variabilidad del núcleo introduciendo ejemplares procedentes de Sierra Morena.

Para conseguir un flujo genético en la población receptora que garantice un aumento de la variabilidad a largo plazo, es preciso que los ejemplares liberados tengan una gran representación en las siguientes generaciones.

Prevención de mortalidad por enfermedades

En la última década se ha observado un aumento de la incidencia de las enfermedades como causa de mortalidad en el lince ibérico. Como se indica en el párrafo anterior, se piensa que este aumento está muy directamente relacionado con la alta tasa de endogamia, aunque es muy probable que haya otros factores concomitantes subyacentes, tales como un contacto con animales domésticos inusualmente alto, la presencia de factores inmunosupresores externos, etc. Dada la importancia que las enfermedades han cobrado en la dinámica poblacional del lince ibérico, los proyectos LIFE Naturaleza de conservación de la especie en Andalucía han incluido un programa de control sanitario, que incluye la vigilancia epidemiológica activa (mediante evaluaciones sanitarias dirigidas) y pasiva (mediante las necropsias sistemáticas de ejemplares muertos). Este programa realiza vigilancia de los principales patógenos para la especie y, en cuando ha sido preciso, ha intervenido en la disminución de la presión de patógenos con medidas preventivas y correctivas.

Arreglos de puntos de agua dentro de marco del proyecto LIFE 06NAT/E/000209.



AGI, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Cubiles artificiales ubicados en el entorno de Doñana.

ESTRUCTURA EN VERTICAL (JMS)



ESTRUCTURA EN HORIZONTAL (GRJ).



Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

OTRAS ACTUACIONES

Mejora de la disponibilidad de agua

La mejora de la disponibilidad de agua en verano se ha llevado a cabo mediante la instalación de bebederos y la restauración de puntos de agua naturales con un total de 750 unidades (452 para Sierra Morena y 298 para Doñana). En general, el agua es un recurso tan sólo limitante a nivel muy local y excepcionalmente, aunque la mejora de su disponibilidad puede favorecer las condiciones de algunos territorios de lince, ya que reduce la necesidad de mayores desplazamientos para beber. Por otro lado, siempre ha sido una actuación bien recibida por los propietarios de las fincas y por los gestores cinegéticos.



Mejora de la disponibilidad de cubiles de cría

Debido a que estudios científicos sugerían que la disponibilidad de cubiles adecuados para la reproducción era un factor limitante para la población de Doñana (Fernández *et al*., 2003), en el Espacio Natural de Doñana se instalaron 40 cubiles artificiales (27 dentro de la RBD y 13 repartidos por el Parque Natural de Doñana). Estos cubiles simulan un tronco de árbol hueco, ya que éste era el microhábitat seleccionado en Matas Gordas por las hembras de lince para parir los cachorros durante los estudios realizados entre 1999 y 1997, básicamente fresnos (Fernández *et al*., 2003). Sin embargo, el programa de seguimiento posterior ha demostrado que las hembras no han sido totalmente dependientes de los troncos huecos como cubil de cría, ya que incluso en Martas Gordas durante los últimos 5 años han utilizado preferentemente los apilamientos de ramas y tocones resultantes del manejo forestal (8 casos frente a 4 de árboles huecos), comportamiento descrito para el lince canadiense (Slough, 1999; Moen y Burdett1, 2009) y el lince boreal (Boutros *et al*., 2007). De hecho, en el periodo de seguimiento de la actuación tan sólo se conoce el caso de dos reproducciones en los cubiles artificiales.

Reproducción de lince ibérico en un cubil artificial.
RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Diseño de estrategias

Una vez fijados los objetivos y seleccionadas las actuaciones de conservación, la siguiente etapa consistió en el diseño y la posterior ejecución de las estrategias. Se establecieron dos líneas básicas, cada una de las cuales estaba dirigida a lograr un objetivo particular: 1) la mejora de las condiciones de territorios de lince concretos y 2) la recuperación de territorios. Esta última no sólo se estableció para incrementar la población, sino como procedimiento compensatorio frente a eventuales pérdidas inevitables de territorios. En su conjunto y partiendo de un diseño inicial, las estrategias trabajaron de manera adaptativa, de manera que éstas se fueron modificando en función de los cambios observados a lo largo del tiempo.

MEJORA DE TERRITORIOS OCUPADOS

La estrategia de actuación se basó en el diseño de actuaciones de mejora de territorios. Según las condiciones de disponibilidad de alimento y el riesgo de mortalidad no natural de cada territorio de lince, se estableció un diseño específico de mejora y una posterior ejecución de las actuaciones correspondientes (Tablas 13-20; Fig. 63-66).

TABLA 13.
Situación inicial de cada territorio (*n* = 18) en las sierras de Andújar-Cardeña durante el inicio del primer proyecto LIFE Naturaleza (2002-2006). Diseño y ejecución de mejoras específicas.

Ref.	Conejo 2003	Riesgo Atropello	Riesgo Furtivismo	Objetivos y Estrategia (2002-2003)	Modificación (2003-2006)
1	Baja	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS*)	NO
2	Baja	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*RCC*)	NO
3	Baja	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS y RCC*)	NO
4	Media	Moderado	Muy bajo	Mejora alimento (*RCC* y manejo hábitat)	NO
5	Alta	Muy bajo	Muy bajo	Gestionada por ADENA	-
6	Baja	Alto	Medio	Mejora alimento (manejo hábitat) + desbroce y señalización carretera	NO
7	Baja	Alto	Muy bajo	Mejora alimento manejo hábitat	NO
8	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento manejo hábitat	Mejora alimento (*RCC*)
9	Alta	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento: manejo hábitat	NO
10	Baja	Bajo	Alto	Mejora alimento (manejo hábitat y arrendamiento conejo) + Programa Vigilancia	NO
11	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrend.. conejo, manejo hábitat)	Mejora alimento (*AS* por descenso conejo)
12	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrend. conejo, manejo hábitat)	Mejora alimento (*AS* por descenso conejo)
13	Baja	Bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrend. conejo, *AS*, *RCC* y manejo hábitat)	NO
14	Alta	Muy bajo	Medio	Mejora alimento (arrendamiento conejo)	NO
15	Media	Alto	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat) + desbroce y señalización carretera	NO
16	Alta	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo)	Mejora alimento (*AS* por descenso conejo)
17	Media	Bajo	Medio	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat)	NO
18	Media	Alto	Medio	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat) + desbroce y señalización carretera	Mejora alimento (*AS* por descenso conejo)

Conejo: alta 4/ha; media 2-3 /ha; baja 1/ha; AS alimentación suplementaria; RCC cercados reforzamiento conejo

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

Tabla 14.
Actuaciones ejecutadas por territorio en las sierras de Andújar-Cardeña durante el primer proyecto LIFE Naturaleza (periodo 2002-2006).

Ref.	CAS	RCC	Arrendamt.	Majano (palets/tubo)	Entaramd. Poda/Desb.	Desbroc. (ha)	Siemb. (ha)	P. Agua	Vigilanc.
1	2	0	NO	0-0	0-0	0	5	0	NO
2	0	2	NO	0-0	0-0	0	0	0	NO
3	2	1	NO	0-0	0-0	0	0	0	NO
4	0	1**	SI**	20-0	50-59	6,4	5	0	NO
5	0	1**	SI**	0-0	0-259	15,35	0	0	NO
6	0	0	NO	50-0	0-0	0	23	2	NO
7	0	0	NO	50	0-0	0	12	0	NO
8	0	2***	NO	0-0	20-437	82,48	0	0	NO
9	0	0	NO	0-0	0-12	4,45	0	0	SI
10	0	0	SI*	0-0	0-32	8,59	0	0	SI
11	1*	0	SI*	0-0	0-0	0	5*	0	NO
12	1*	0	SI*	0-0	0-0	0	0	0	NO
13	1*	1*	SI*	0-0	0-0	0	0	0	NO
14	0	0	SI	0-0	0-0	0	0	1	SI
15	0	3**	SI	50-0	0-0	0	12	0	SI
16	1*	0	SI*	0-0	20*-0	0	0	0	SI
17	0	0	SI	0-20	16-52	7,9	15	0	SI
18	1*	0	SI*	0-20*	0-0	0	0	2*	SI
TOTAL	**9**	**9**	**12**	**120-40**	**106-851**	**125,17**	**77**	**5**	**7**
% territorios con actuación	***47,3***	***36,8***	***41,3***	***27,7***	***33,3***	***36,8***	***38,8***	***16,6***	***36,8***

* *ejecutadas por Fundación CBD-Hábitat*
** *ejecutadas por ADENA*
*** *ejecutadas por OAPN*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

Tabla 15.

Situación inicial de cada territorio (*n* = 30) en las sierras de Andújar-Cardeña durante el inicio del segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2011). Diseño y ejecución de mejoras específicas.

Ref.	Conejo 2007	Riesgo Atropello	Riesgo Furtivismo	Objetivos y Estrategia (2006-2007)	Modificación (2007-2010)
1	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
2	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
3	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
4	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*RCC*)	NO
5	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
6	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
7	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	Retirada *AS*
8	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
9	Baja	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS* y *RCC*)	NO
10	Baja	Moderado	Muy bajo	Mejora alimento (*RCC* y manejo hábitat)	NO
11	Baja	Muy bajo	Muy bajo	Gestionada por ADENA	-
12	Media	Alto	Medio	Mejora alimento (manejo hábitat) + desbroce y señalización carretera	NO
13	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (manejo hábitat)	Mejora alimento (*AS*, *RCC*)
14	Media	Muy bajo	Muy bajo	-	NO
15	Baja	Bajo	Bajo	Mejora alimento (manejo hábitat y arrendamiento conejo) + Programa Vigilancia	NO
16	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrend. conejo, manejo hábitat, *AS*)	Retirada *AS*
17	Baja	Bajo	Muy bajo	Mejora alimento (*AS*, *RLC*, *RCC* y manejo hábitat)	NO
18	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrend. conejo, manejo hábita, *AS*)	Retirada *AS*
19	Baja	Bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrend. conejo, *AS*, *RCC* y manejo hábitat)	NO
20	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo)	NO
21	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo)	NO
22	Media	Alto	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat) + señalización carretera	NO
23	Media	Muy bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo y *AS*)	Retirada *AS*
24	Media	Bajo	Muy bajo	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat)	NO
25	Media	Moderado	Medio	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat) + Programa Vigilancia + desbroce y señalización carretera	NO
26	Media	Moderado	Alto	Mejora alimento (*RCC*) + Programa Vigilancia + señalización carretera	NO
27	Media	Alto	Medio	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat, *AS*) + señalización carretera	Retirada *AS*
28	Baja	Alto	Medio	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat, *RLC*, *AS*) + señalización carretera	NO
29	Media	Alto	Alto	Mejora alimento (arrendamiento conejo y manejo hábitat, *RLC*, *AS*) + Programa Vigilancia + señalización carretera	Retirada *AS*
30	Baja	Alto	Alto	Mejora alimento (*AS*, *RCC*) + Programa Vigilancia + señalización carretera	NO

El territorio 31 de la Figura 63 se encuentra fuera del proyecto LIFE Naturaleza.

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

Tabla 16.
Actuaciones ejecutadas por territorio en las sierras de Andújar-Cardeña durante el segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2010).

Ref.	CAS (2003-2006)	RCC*	RLC	Arrendamt.	Majanos (palets/tubo)	Entaramd. (ud)	Desbroc. (ha)	Siemb. (ha)	Vigilanc.
1	1-2	0-2	0	NO	0-25	232	10	70	NO
2	0-1	1-2	0	NO	0-38	161	0	40	NO
3	0-2	0	0	NO	0-0	0	0	0	NO
4	0-0	0-0	0	NO	0-0	0	0	0	NO
5	0-0	0-0	0	NO	0-0	0	0	0	NO
6	0-1	2-0	0	NO	0-85	0	0	0	NO
7	0-3	0-0	0	NO	42-42	0	0	0	NO
8	0-1	0-3	0	NO	0-0	0	0	0	NO
9	1-0	0-1	1	NO	49-142	15	0	50	NO
10	0-0	0-0	0	SI	0-92	0	0	35	NO
11	0-0	0-0	0	NO	80-20	0	0	30	NO
12	0-0	0-0	0	NO	23-92	0	0	0	NO
13	0-0	0-0	0	NO	0-0	0	0	0	SI
14	0-0	0-0	0	SI	0-0	0	0	0	SI
15	0-0	0-0	0	SI	0-0	0	0	26,9	NO
16	0-2	0-0	1	SI	0-0	190	0	5	SI
17	0-1	0-0	0	SI	0-0	0	0	0	NO
18	0-3	0-0	1	SI	0-0	0	0	26	NO
19	0-0	0-0	0	SI	0-0	0	0	0	SI
20	0-0	0-0	0	SI	0-0	60	0	54	NO
21	0-0	0-0	0	SI	0-0	0	0	0	SI
22	0-1	0-0	0	SI	0-51	100	0	0	SI
23	0-0	0-0	0	SI	0-80	90	0	100	SI
24	0-0	0-0	0	SI	0-6	6	5,6	0	SI
25	1-0	0-0	0	NO	0-77	50	6,3	0	SI
26	0-0	0-0	0	NO	0-0	0	0	0	SI
27	0-1	0-0	0	SI	10-10	150	0	0	NO
28	0-1	0-0	0	SI	0-27	0	6,5	0	NO
29	0-1	0-0	0	SI	0-20	0	0	0	SI
30	1-0	0-0	0	NO	0-45	0	0	2	SI
TOTAL	**5-20**	**3-11**	**3**	**15**	**204-857**	**1249**	**34,4**	**438,9**	**11**
% territorios con actuación	***53,3***	***20,0***	***10,0***	***50,9***	***53,3***	***36,6***	***20,0***	***36,6***	***36,6***

* *no incluye los RCC del periodo 2003-2006 sin ampliar*
** *ADENA*
*** *Fundación CBD-Hábitat*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

Tabla 17.

Situación inicial de cada territorio (*n*=10) en Doñana-Aljarafe durante el inicio del primer proyecto LIFE Naturaleza (2002-2006). Diseño y ejecución de mejoras específicas.

Ref.	Conejo 2003	Riesgo Atropello	Riesgo Furtivismo	Objetivos y Estrategia (2002-2003)	Modificación (2003-2006)
1	No hay datos	Alto	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y disminución del riesgo de atropello (resaltos) y furtivismo (vigilancia)	SÍ
2	Media-Alta	Moderado	Alto	Disminución del furtivismo (vigilancia)	SÍ
3	Media-Baja	Alto	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y disminución del riesgo de atropello (resaltos) y furtivismo (vigilancia)	SÍ
4	Baja	Bajo	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y disminución furtivismo (vigilancia)	SÍ
5	Media-Alta	Moderado	Alto	Disminución furtivismo (vigilancia)	SÍ
6	Alta	Muy bajo	Muy bajo	Mantenimiento de la situación (Gestionado por el Parque Nacional de Doñana)	NO
7	Alta	Muy Bajo	Muy bajo	Mantenimiento de la situación (Gestionado por el Parque Nacional de Doñana)	NO
8	Baja	Alto	Medio	Gestionado por el Parque Nacional	NO
9	Muy Baja	Medio	Bajo	Gestionado por la Estación Biológica de Doñana y Consejería de Medio Ambiente. Mejora de alimento (*RCC* y *AS*). Disminución del riesgo de atropello (Paso de Fauna)	SÍ
10	Muy Baja	Bajo	Bajo	Gestionado por la Estación Biológica de Doñana y Consejería de Medio Ambiente. Mejora de alimento (*RCC* y *AS*).	SÍ

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

Tabla 18.

Actuaciones ejecutadas por territorio en Doñana-Aljarafe durante el primer proyecto LIFE Naturaleza (periodo 2002-2006). Se añaden ocho nuevos territorios recuperados durante el programa.

Ref.	CAS	CRC	Arrendamt.	Majanos (palets/tubo/tocon)	Entaramad. (poda/desbroc.)	Desbroc. (ha)	Siemb. (ha)	P. Agua	Vigilanc.
1	0	2	SÍ	21-0-0	0-0	50	75	34	SÍ
2	0	0	SÍ	18-0-0	0-0	4,2	0	11	SÍ
3	0	8	SÍ	0-0-20	0-0	8,7	35	7	SÍ
4	0	10	SÍ	40-0-0	0-0	42	38	10	SÍ
5	0	4	SÍ	30-0-0	0-0	15	15	3	SÍ
6	0	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	NO
7	0	0	NO	50-0-0	0-0	0	0	0	NO
8	0	2	SÍ	6-0-0	0-0	18	18	2	SÍ
9	3	9	NO	45-0-0	0-0	60	0	15	NO
10	2	12	NO	60-0-0	0-0	60	0	15	NO
11	0	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	NO
12	0	4	SÍ	62-0-0	30-0	30	45	13	NO
13	0	0	SÍ	0-0-20	0-0	40	20	5	NO
14	0	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	SÍ
15	0	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	SÍ
16	0	4	SÍ	75-0-0	0-0	15	45	25	SÍ
TOTAL	**5**	**55**	**9**	**407-0-40**	**30-0**	**342,9**	**291**	**140**	**9**
% territorios con actuación	***12,5%***	***56,2%***	***56,2%***	***75%***	***6,2%***	***68,7%***	***50%***	***68,7%***	***56,2%***

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

TABLA 19.

Situación inicial de cada territorio (*n*=20) en Doñana-Aljarafe durante el segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2010). Diseño y ejecución de mejoras específicas.

Ref.	Conejo (2006-2010)	Riesgo Atropello	Riesgo Furtivismo	Objetivos y Estrategia (2006-2011)	Modificación
1	Baja	Moderado	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y reducción del furtivismo (vigilancia)	Si (Incremento de 100 vivares de tubo)
3	Media	Moderado	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y reducción del furtivismo (vigilancia)	SI (Ampliación tamaño *RCC*)
5	Media	Bajo	Bajo	Mejora alimento (*RCC* y manejo hábitat)	NO
6	Media	Muy Bajo	Bajo	Mantenimiento la situación	NO
9	Media	Bajo	Bajo	Mejora alimento: manejo hábitat (Gestiona el Parque Nacional de Doñana)	NO
10	Muy Baja	Bajo	Bajo	Mejora alimento (manejo de hábitat para refugio de conejos y *AS*)	SI (No se han ejecutado parte de las actuaciones previstas por falta de autorización)
11	Media	Muy Bajo	Bajo	Mantenimiento de la situación	NO
12	Media	Moderado	Bajo	Mejora alimento (reserva. conejo, *AS*, *RCC* y manejo hábitat)	NO
13	Alta	Moderado	Muy bajo	Mejora alimento (reserva. conejo, *AS*, *RCC* y manejo hábitat)	NO
16	Media	Moderado	Moderado	Mejora alimento (reserva. conejo, *RCC* y manejo hábitat)	NO
17	Baja	Bajo	Bajo	Mejora alimento (manejo de hábitat para refugio de conejos y *AS*)	SI (No se han ejecutado parte de las actuaciones previstas por falta de autorización)
18	Baja	Bajo	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y reducción del furtivismo (vigilancia)	SI (Creación 4 *RCC* y 500 vivares de tubo
19	Media	Alto	Moderado	Reducción de los riesgos de furtivismo (vigilancia)	NO
20	Baja	Moderado	Moderado	Mejora alimento (reserva. conejo, *AS*, *RCC* y manejo hábitat)	SI (Incremento de la disponibilidad de alimento mediante la creación de *RCC* y vivares para conejos)
21	Alta	Alto	Moderado	Disminución de los riesgos de atropello (Desbroce de cunetas, resaltos)	NO
22	Media	Moderado	Moderado	Mejora alimento (reserva. conejo, *RCC* y manejo hábitat)	NO
23	Media	Bajo	Alto	Reducción de los riesgos de furtivismo (vigilancia)	NO
24	Baja	Moderado	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y reducción del furtivismo (vigilancia)	NO
25	Media	Moderado	Alto	Mejora alimento (*RCC*) y reducción del furtivismo (vigilancia)	NO

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Tabla 20.

Actuaciones ejecutadas por territorio en Doñana-Aljarafe durante el segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2010). Las actuaciones sobre carreteras se indican aparte.

Ref.	CAS	CRC	Arrendamt.	Majanos (palets/tubo /tocón)	Entaramd. (poda/ desbroc.)	Desbroc. (ha)	Siemb. (ha)	P. Agua	Vigilanc.
1	0	5	SI	61-100*-0	0-0	0	80	34	SI
3	0	6	SI	12-0-20	0-0	10	30	5	SI
5	0	3	SI	40-0-0	-	1	1	1	SI
6	3	0	NO	0-0-0	0-0	10	10	3	SI
9	2	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	SI
10	3	12	NO	193-0-0	0-0	15	0	15	NO
11	3	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	NO
12	2	7	SI	157-0-0	0-0	40	40	28	NO
13	2	7	SI	0-0-110	0-0	0	40	9	NO
16	0	7*	SI	145-100-0	0-0	40	0	40	SI
17	3	9	NO	155-0-0	0-0	15	0	15	NO
18	0	4	SI	20-120*-0	-	2	2	1	SI
19	0	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	SI
20	1	4	SI	0-230-0	0-0	0	0	0	NO
21	0	0	NO	50-150-0	100-0	10	30	0	NO
22	0	7*	SI	145-100-0	0-0	40	0	40	SI
23	0	0	NO	0-0-0	0-0	0	0	0	SI
24	0	4	SI	18-0-20	0-0	4	12	3	SI
25	0	6	SI	36-0-0	0-0	20	35	5	SI
TOTAL	**19**	**74**	**11**	**887-700-150**	**100**	**167**	**280**	**129**	**9**
% territorios con actuación	***42%***	***68%***	***57%***	***74%***	***5%***	***63%***	***52%***	***68%***	***63%***

** Utilización del cercado por más de una hembra residente.*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

RECUPERACIÓN DE TERRITORIOS

Las estrategias de actuación se diseñaron también para recuperar unidades territoriales o, en otras palabras, áreas ocupadas por una hembra territorial. Para ello se diseñaron dos tipos diferentes: unidades diseñadas para zonas no ocupadas por linces o *Unidades de Recuperación de Territorios (URT)* y unidades dirigidas a zonas ya ocupadas o *Unidades de Concentración de Territorios (UCT)*; no confundir con las actuaciones de mejora de territorios, ya que en éstas últimas no se persigue la creación de nuevas unidades territoriales).

Para las primeras se escogieron unidades espaciales bien definidas, con unas dimensiones aproximadas al tamaño medio de territorio del lince ibérico, unas 600 ha (Fernández *et al.*, 2006; presente obra), donde el riesgo de mortalidad no natural era muy reducido y el principal problema era la escasez de conejo. En el caso de las zonas ya ocupadas, el objetivo fue la mejora de la capacidad de carga para obtener nuevos territorios en un espacio ya ocupado por los linces. A su vez, se establecieron dos tipos de *URT* según tipo de actuación preferente, uno basado mayoritariamente en el reforzamiento de la población de conejo *(URTC)* y otro basado mayoritariamente en el manejo del hábitat *(URTH)*. Esta diferenciación inicial respondía en realidad al desconocimiento general que existía entonces (año 2002) sobre el éxito de cada una de las actuaciones seleccionadas para el manejo del conejo; por tanto, se consideró oportuno trabajar con las dos por separado dadas sus marcadas diferencias logísticas y biológicas.

A continuación se describe cada una de las unidades de actuación establecidas:

a) Unidades de Recuperación de Territorios (*URT*):

La actuación preferente es el reforzamiento de conejo silvestre en parcelas cercadas, los previamente descritos *RCC* (cercados de reforzamiento de conejo). El objetivo es que el conjunto de núcleos de alta densidad de conejo representados por cada *RCC*, combinados con pequeños núcleos residuales preexistentes (o incluso sin estos), den lugar a que se alcance la capacidad de carga necesaria para que se establezca una hembra territorial de lince. En general, la cantidad de *RCC* por cada *URTC* se ha establecido en función de las limitaciones impuestas por los propietarios y los gestores de los terrenos, lo cual evidentemente no conforma un escenario ideal. La cifra de conejos a liberar por *URT* debía haberse establecido con una base ecológica. La información obtenida en Matas Gordas (Doñana), indicaba que 1000-1200 conejos se correspondían con la cantidad mínima que se había registrado en territorios estables de lince durante la época de máxima abundancia (recalculado según Palomares *et al.*, 2001). Así se debería escoger esta cifra como valor de referencia a alcanzar entre los conejos autóctonos disponibles y los translocados. Usar el máximo poblacional estacional en lugar del mínimo es una elección prudente para intentar asegurar una disponibilidad adecuada de conejo tras la mortalidad en las etapas iniciales esperable en las translocaciones. Y estas translocaciones deberían ser lo más simultáneas posible.



GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Cada *URT* ejecutada ha contado con un promedio de 5,6 *RCC*. En algunas *URTC* se realizan reforzamientos de conejo sin cercar para intentar compensar la escasez de *RCC* impuesta por los propietarios del terreno. Las *URTC* suelen ir apoyadas con actuaciones de manejo del hábitat y, en algunos casos, con alimentación suplementaria de linces en *CAS*. Esta última medida se hace necesaria cuando la densidad de conejo no alcanza el umbral que permite la autosuficiencia, apareciendo escenarios similares a los territorios pre-existentes apoyados con *AS*.

En cuanto a las *URTH*, estas unidades son ejecutadas en zonas donde existen pequeños núcleos de conejo, con el objetivo de potenciarlas a ser posible sin reforzamientos. Se basan en actuaciones de mejora de la estructura vegetal del hábitat mediante desbroces y abonados, acompañadas en algunos casos de refugios artificiales y de siembras. Algunas *URTH* donde la densidad inicial de conejo es testimonial, se complementan con *RCC* aislados como medida de apoyo secundaria, así como *CAS* para linces.

b) Unidades de Concentración de Territorios (UCT):

Combinan todos los tipos de actuaciones en un diseño muy específico según cada escenario.

Cabe destacar que, durante la primera etapa de los programas de conservación (2002-2006) se persiguieron dos objetivos fundamentales, uno estrictamente conservacionista y otro obligatoriamente experimental. El primero sin duda era el prioritario, pero en realidad, las actuaciones más importantes dirigidas a mejorar la capacidad de carga (como los reforzamientos de conejo) entonces no estaban suficientemente evaluadas. De hecho, si bien actualmente la comunidad científica está empezando a dar algunas respuestas, los resultados son aún preliminares y a menudo se encuentran muy condicionados por las características locales de cada experimento (lo cual dificulta su extrapolación). Por tanto, junto a una serie de limitaciones sociales y administrativas, durante el primer proyecto LIFE Naturaleza las *unidades de recuperación de territorios* se desarrollaron básicamente en Sierra Morena, con la salvedad de un grupo de actuaciones realizadas en la Reserva Biológica de Doñana, desarrolladas por personal científico de la Estación Biológica de Doñana. Al estar estas actuaciones sometidas a un proyecto de investigación específico, el manejo



MMC, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

de las mismas ha sido diferente y no se exponen aquí. En el área de Sierra Morena se establecieron y ejecutaron 23 unidades de actuación entre 2003 y 2006 (10 URTC, 10 URTH y 3 UCT, Tabla 21; Fig. 63).

Una vez obtenidos resultados satisfactorios, en la segunda etapa se exportó el modelo de recuperación de territorios a la comarca de Doñana y se amplió su cantidad en Sierra Morena. De este modo, partiendo de la situación demográfica inicial (2006-2007), para el periodo 2006-2011 se diseñó una cantidad de unidades de actuación en número suficiente para alcanzar la cantidad de territorios definida en los objetivos de las estrategias de conservación; en total fueron 10 unidades para Sierra Morena (Tabla 22; Fig. 64) y 17 para Doñana, si bien éstas últimas engloban actuaciones de mejora de territorios realizadas en el periodo 2002-2006 (Tabla 23; Fig. 65 y 66). En Andújar-Cardeña, por tanto, la cantidad total de unidades de actuación para la totalidad del periodo 2002-2011 ha sido de 33. Por su parte, la estrategia 2006-2011 en esta zona tuvo una ligera modificación en 2009 debido a la pérdida de dos convenios con fincas privadas. Aunque los criterios seguidos para el diseño de las *URT* a partir de 2007 han sido comunes, las peculiaridades de Doñana han dado como resultado ciertos matices a la hora de ejecutar las unidades de actuación. La práctica totalidad de ellas han sufrido modificaciones entre las anualidades 2006-2010, principalmente relacionadas con el aumento de tamaño de los *RCC* construidos en la primera etapa. Hasta el año 2006 todos los *RCC* construidos, salvo las *URT* de Santa Olalla y La Vera en la RBD, tenían una superficie media de 0,7 ha. A partir de 2007 los *RCC* construidos han tenido una superficie media de 3,5 ha, bien por ampliación de los ya existentes o por nueva construcción.

Figura 63.
Actuaciones de conservación ejecutadas (2002-2006), incluyendo arrendamientos de conejo, y territorios de las hembras asociadas a las unidades de actuación (UA) planificadas en el primer proyecto LIFE Naturaleza (2002-2006) en las sierras de Andújar-Cardeña. Arriba a la derecha, situación inicial de los territorios de las hembras residentes en 2002.

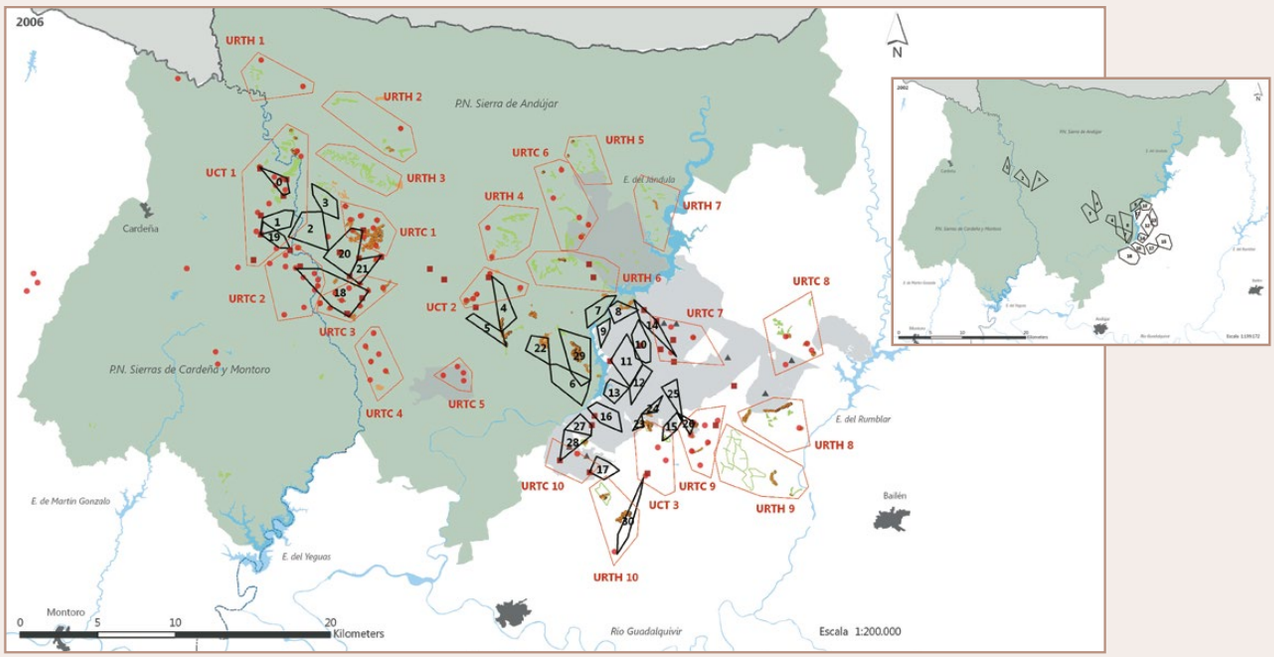
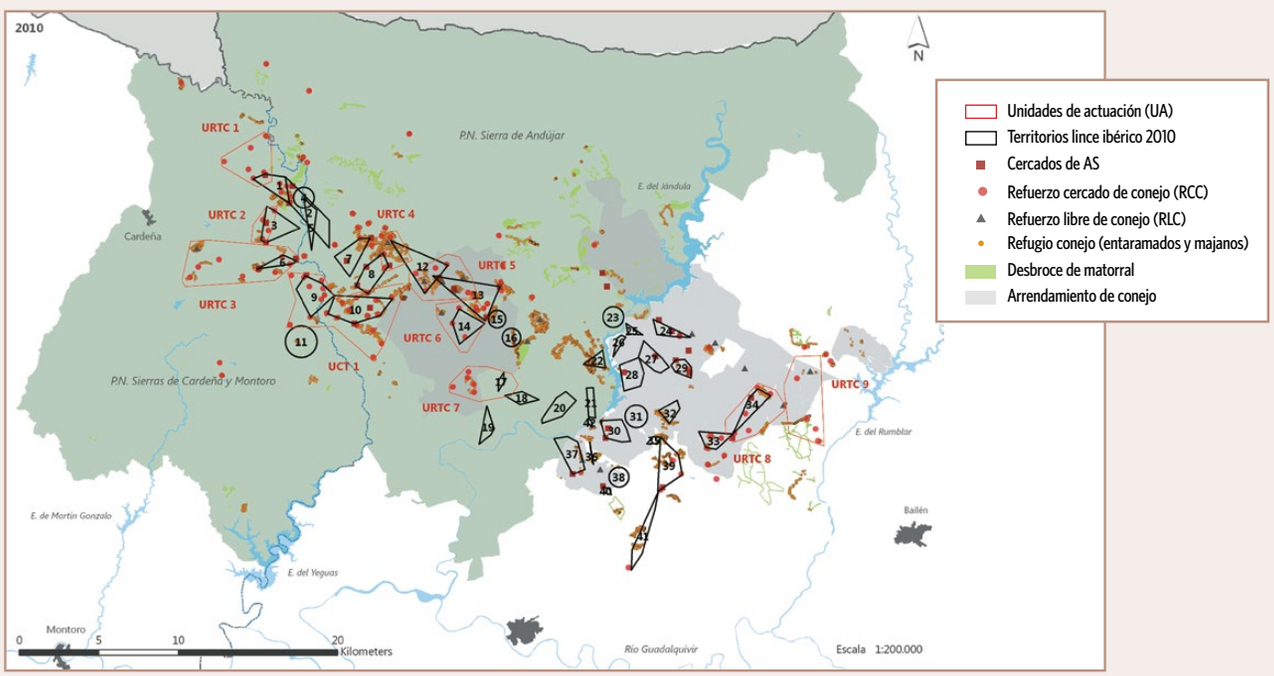


Figura 64.
Totalidad de actuaciones de conservación ejecutadas (2002-2010), incluyendo arrendamientos de conejo, y territorios de las hembras asociadas a las unidades de actuación (UA) planificadas en el segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2011) en las sierras de Andújar-Cardeña.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 65.
Actuaciones de conservación ejecutadas (2002-2006), incluyendo arrendamientos de conejo, y territorios de las hembras asociadas a las unidades de actuación (UA) planificadas en el primer proyecto LIFE Naturaleza (2002-2006) en Doñana-Aljarafe. Arriba a la derecha, situación inicial de los territorios de las hembras residentes en 2002.

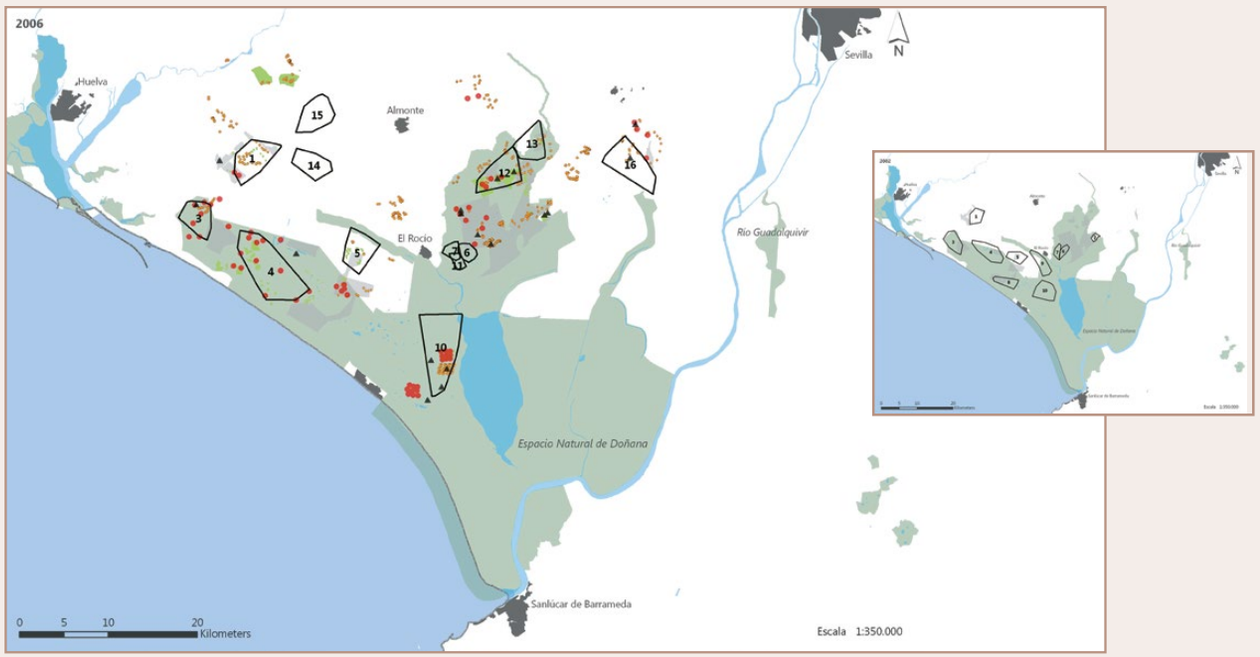
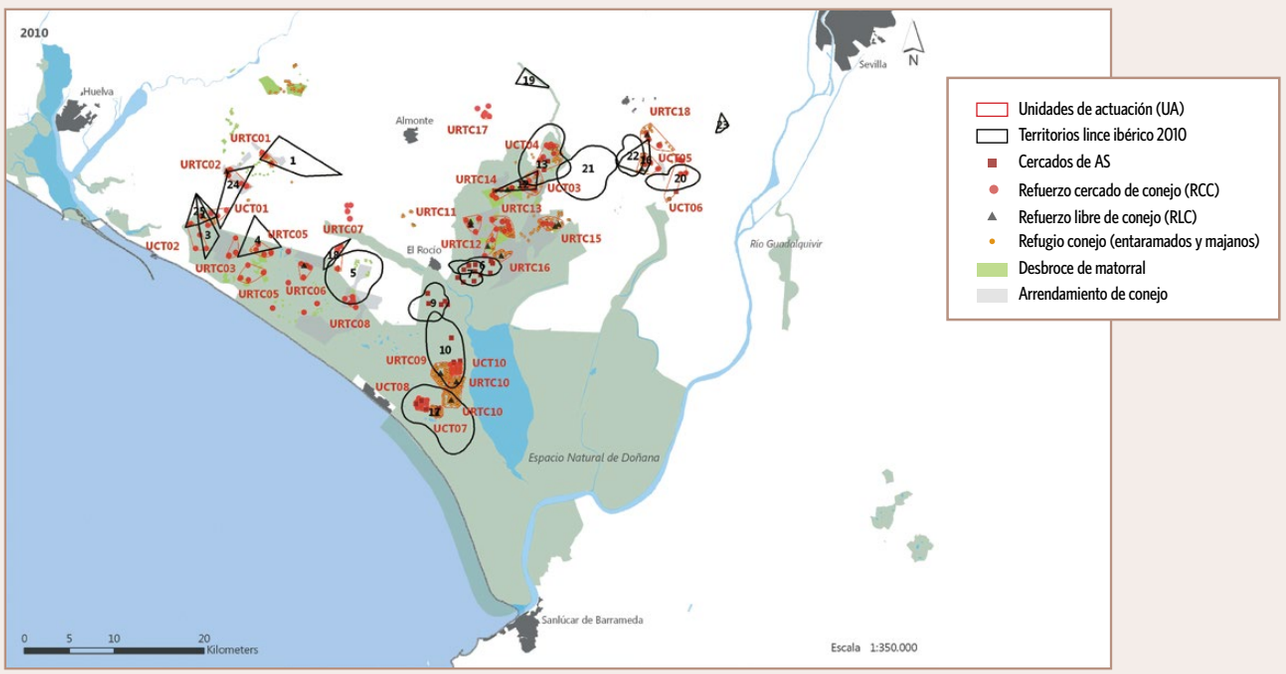


Figura 66.
Totalidad de actuaciones de conservación ejecutadas (2002-2010), incluyendo arrendamientos de conejo, y territorios de las hembras asociadas a las unidades de actuación (UA) planificadas en el segundo proyecto LIFE Naturaleza (2006-2011) en Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Tabla 21. Actuaciones ejecutadas en las *UA* del periodo 2002-2006 en las sierras de Andújar-Cardeña.

Ref. UA	CAS	RCC	RLC	Majanos (palets/tubo)	Entaramad. (poda/desbroc.)	Desbroc. (ha)	Siembr. (ha)	P. Agua	Vigilanc.
URTC 1	1	7	1	160-96	0-0	0	0	0	NO
URTC 2	2	10	0	0-0	0-0	0	0	1	NO
URTC 3	1	10	0	20-0	0-0	0	0	0	NO
URTC 4	0	5	0	0-0	50-0	0	16,30	3	NO
URTC 5	0	4	0	0-0	27-0	0	0	1	NO
URTC 6	0	5	0	0-0	0-0	61,20	0	0	NO
URTC 7	2	3	2	0-127	0-0	10	11,3	77	NO
URTC 8	0	4	1	127-69	0-0	26,88	0	33	NO
URTC 9	0	7*	0	60-0	20-0	0	0	0	SI
URTC 10	2	1	2	0-73	63-0	0	5,5*	63	SI
UCT 1	3	16	0	0	0-145	107,71	0	9	NO
UCT 2	1	3	0	83-0	72-0	0	7,23	1	NO
UCT 3	0	3	0	30-0	68-108	25,94	0	1	SI
URTH 1	0	2	0	0	0-0	13,32	0	0	NO
URTH 2	0	1	0	10-0	0-0	44,31	20,70	0	NO
URTH 3	0	0	0	0	0-0	88,03	17,19	0	NO
URTH 4	0	2	0	30-0	0-0	88,54	8,72	3	NO
URTH 5	0	0	0	14-0	0-0	36,77	0	1	NO
URTH 6	2	0	0	0-0	0-56	85,57	0	2	NO
URTH 7	0	0	0	10-0	0-0	18,82	0	1	NO
URTH 8	0	1	1*	0	26-223	20,35	0	23	NO
URTH 9	0	0	0	0	40-0	29,70	0	0	NO
URTH 10	0	1	0	0	0-168	19,42	0	1	SI
TOTAL	**14**	**78**	**6**	**544-365**	**366-700**	**676,56**	**86,94**	**219**	**4**

** Unidades realizadas por ADENA.*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

Tabla 22.
Nuevas actuaciones ejecutadas en las *UA* del periodo 2007-2010 en las sierras de Andújar-Cardeña. Algunas *UA* engloban actuaciones construidas en el periodo 2002-2006 que se indican entre ().

Ref. UA	CAS	RCC	RLC	Majano (palets/tubo)	Entaramad. (poda/desbroc.)	Desbroc. (ha)	Siembr. (ha)
URTC 1	1 (1)	4 (3)	0	0-40	217	1	4
URTC 2	1 (1)	1(3)	0	0-25	156	0	10
URTC 3	1	3 (3)	1	0-100	665	1	0
URTC 4	0 (1)	2 (1)	1	0-190 (77)	0	0	0
URTC 5	2	1 (4)	4	317- 0	400	0	50
URTC 6	0 (1)	2 (3)	1	24-0	239	0	0
URTC7	0	0 (5)	0	0-40	60	0	0
URTC 8	2	2 (3)	1	0-137	311	0	40
URTC 9	1	3 (1)	2	0-55	118	23,5	20
UCT 1	0 (3)	2 (21)	0	207-207	86	16	0
TOTAL	**8 (7)**	**20 (47)**	**10**	**548-794 (77)**	**2057**	**41,6**	**124**

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

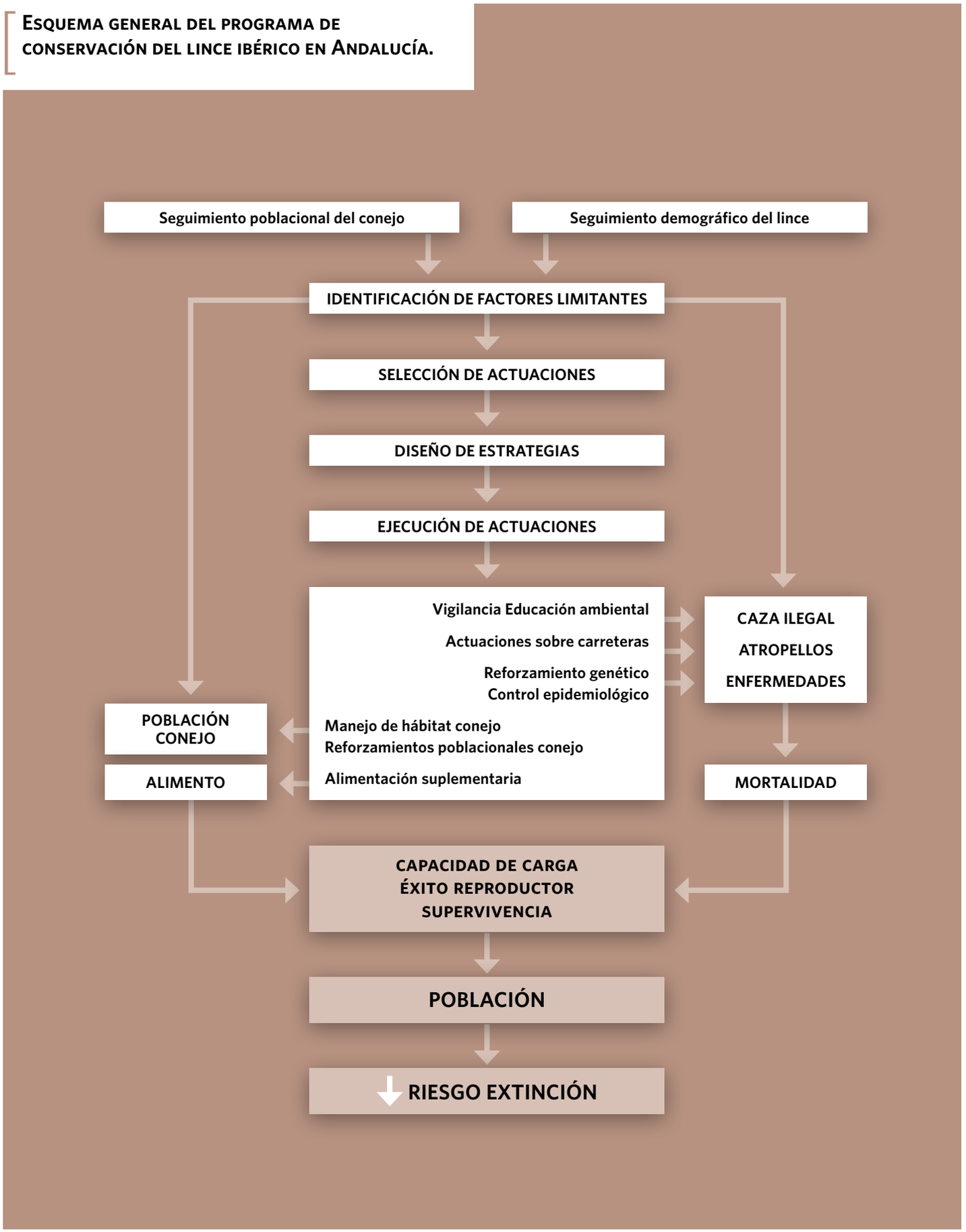
Tabla 23. Actuaciones ejecutadas en las *UA* del periodo 2002-2011 en Doñana-Aljarafe.

URT	CAS	CRC	RLC	Majanos (palets/tubo)	Entaramad. (poda/desbroc.)	Desbroc. (ha)	Siembr. (ha)	P. Agua	Vigilanc.
URTC 1	0	3	0	40	0-0	4,05	9,10	5	SI
URTC 2	0	5	1	40	0-0	0	19,10	0	NO
URTC 3	0	3	0	27	0-0	0	0,60	0	SI
URTC 4	0	4	0	39	0-0	13,81	5,50	5	SI
URTC 5	0	4	0	8	0-0	31,90	10,30	6	SI
URTC 6	0	4	1	40	0-0	0	8,30	0	SI
URTC 7	0	3	0	30	0-0	0	0,75	3	SI
URTC 8	0	5	0	0	0-0	0	3	0	NO
URTC 9	0	0	1	157	0-0	4,68	0	0	NO
URTC 10	0	0	1	136	0-0	0	0	1	NO
URTC11	0	4	2	16	0-0	16,30	41,25	0	NO
URTC12	0	3	1	13	0-0	30,91	23,66	2	NO
URTC13	0	6	0	134	0-0	3	3	1	NO
URTC14	2	4	3	42	0-0	45	25,40	0	NO
URTC15	0	3	2	70	0-0	12,67	26,60	9	SI
URTC16	0	0	1	50	0-0	0	0	1	NO
URTC17	0	3	0	0	0-0	0	0	0	NO
URTC18	0	3	1	0	0-0	0	0	0	SI
UCT1	0	4	1	19	0-0	0	19,10	0	SI
UCT2	0	4	0	12	0-0	0	4,80	1	SI
UCT3	0	6	3	95	0-0	22,80	17,15	10	NO
UCT4	2	7	5	90	0-0	0	48,45	6	NO
UCT5	0	4	1	92	0-0	0	15,80	4	SI
UCT6	1	4	0	230	0-0	0	0	0	SI
UCT7	2	0	1	75	0-0	10,33	0	1	NO
UCT8	3	9	0	0	0-0	5,73	0	0	NO
UCT9	0	0	1	75	0-0	29,17	0	1	NO
UCT10	2	9	0	0	0.0	19,65	0	1	NO
TOTAL	**12**	**104**	**26**	**1530**	**0-0**	**250**	**281,86**	**57**	**12**

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

El siguiente esquema sintetiza el desarrollo del programa de conservación del lince ibérico en Andalucía. En resumen, el conjunto de actuaciones se fundamenta en los programas de seguimiento continuo de las poblaciones de lince y de su presa, el conejo, de modo que todo el proceso se encuentra condicionado por los cambios demográficos y genéticos detectados, que pueden ser independientes del propio programa (por ejemplo, reducciones poblacionales del conejo por epidemias de EHV). Las actuaciones se han diseñado y ejecutado una vez identificados los factores limitantes clave, y sus efectos se evalúan de manera continua con la finalidad de readaptar el sistema para mejorar su eficacia. El resultado final deseado es la mejora de los parámetros eco-demográficos y genéticos elementales, la cual debe disminuir significativamente el riesgo de extinción de las poblaciones diana, tanto a través del aumento intervenido de su tamaño poblacional (que, ya por sí solo reduce la probabilidad de deterioro genético evitando la deriva genética), como por medio del aumento intervenido de su diversidad genética.

Esquema general del programa de conservación del lince ibérico en Andalucía.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía. Elaboración propia

VALORACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LAS ACTUACIONES DE CONSERVACIÓN



RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

La evaluación científica de los programas de conservación aplicados a especies amenazadas es una herramienta fundamental para conocer con el mayor detalle posible el grado de éxito (Gittleman *et al*., 2001; Hayward y Somers, 2009; MacDonald y Loveridge, 2010). En nuestro caso, la magnitud espacio-temporal de las actuaciones ejecutadas ha imposibilitado la evaluación detallada de cada una de ellas. Con esta limitación de partida, se optó por seleccionar una muestra de los distintos tipos de ensayos realizados, de manera que fuera lo suficientemente representativa para obtener conclusiones sólidas. En general, las metodologías de evaluación seleccionadas son de amplio uso por la comunidad científica, si bien cabe destacar que en la presente obra básicamente se ha pretendido ofrecer resultados objetivos pero de manera simplificada. Futuras aproximaciones más complejas permitirán profundizar todavía más en algunos detalles que forzosamente se ha dejado al margen en esta ocasión.

1 Actuaciones de mejora de alimento: mejora de las poblaciones de conejo

Las evaluaciones se han realizado en dos escalas espaciales: a) escala local: mediante la evaluación por separado de cada actuación en su propio espacio de ejecución y entorno próximo; b) escala poblacional: a través de la evaluación de cada conjunto de actuaciones asociadas en unidades de actuación dentro del espacio que se pretende mejorar (superficie específica para cada unidad de actuación). Paralelamente se han valorado las respuestas funcional y numérica de los linces frente a los cambios observados en los núcleos de conejos manejados, también por medio de una aproximación a dos escalas: a) escala local: uso de la actuación por parte de los linces (o respuesta funcional); b) escala poblacional: cambios en abundancia (o respuesta numérica).

METODOLOGÍA

Respuesta funcional del conejo

El objetivo es evaluar el uso que hacen los conejos de la actuación (Catalán et al., 2008; Rouco, 2008). Sólo se han tenido en cuenta las actuaciones dirigidas al incremento del refugio, ya que la metodología de evaluación del resto aúna la respuesta funcional con la numérica (p. e. el uso de siembras y desbroces se cuantifica indirectamente a través de las letrinas, que son la base para cuantificar la respuesta numérica). Para cada refugio (madriguera artificial o entaramado) se ha anotado el número de bocas en uso (Catalán et al., 2008; Rouco, 2008), tanto las estructurales (las construidas) como las naturales (las abiertas por los conejos): aquellas que presentan claros indicios de paso frecuente de conejos. Como información complementaria para cada refugio se han anotado los indicios de reproducción (gazapos observados y gazaperas), los indicios de depredación y los daños. La evaluación se ha realizado preferentemente en primavera, coincidiendo con la máxima actividad reproductora de los conejos. En el análisis de los datos de campo recopilados, para cada refugio se han establecido dos categorías de uso: a) uso seguro: el refugio evaluado presenta alguna boca limpia, con excrementos frescos o huellas de paso de conejo; b) sin uso: el refugio evaluado no presenta ninguna boca con claros indicios de uso. El resultado expuesto ha sido el porcentaje de uso de de refugios para cada bloque evaluado.

Respuesta numérica del conejo

Se han evaluado los cambios en la abundancia de conejos asociados a cada actuación, por medio de diseños de tipo pseudo-experimental en los que se contrasta el área manejada (área tratamiento) con una o varias áreas no manejadas de similares condiciones ambientales (área control) cuidadosamente seleccionadas como condición imprescindible para la correcta evaluación (Morano y Villafuerte, 1995; Villafuerte *et al*., 1997; Cabezas y Moreno, 2007; Catalán *et al*., 2008; Ferreira y Alves, 2009). Para cuantificar la abundancia de conejos, durante el periodo 2003-2006 se recurrió al conteo de excrementos, metodología de amplio uso que permite realizar tanto estimas de abundancia relativa (Moreno y Villafuerte, 1995; Iborra y Lumaret 1997; Calvete y Estrada, 2000; Catalán *et al*., 2008; Ferreira y Alves, 2009), como transformaciones para estimar la abundancia absoluta (Taylor y Williams, 1956; Wood, 1988; Palomares, 2001a; García-Herrera, 2007). En nuestro caso se realizaron evaluaciones de la abundancia relativa, mediante el conteo de excrementos en unidades espaciales circulares de 0,72 m^2 delimitadas por aros de metal, sin limpieza previa y llevada a cabo en verano (un sólo muestreo por unidad y año). Se evaluaron dos tipos de actuaciones, desbroces y cercados de reforzamiento de conejo, cuyos detalles metodológicos se describen a continuación:

a) Desbroces:

Las unidades de muestreo (=aros) se distribuyeron en 8 líneas repartidas homogéneamente, con 30 unidades / línea y unidades distanciadas 10 m. El mismo esfuerzo se repitió en el área tratada y en el área control. Esta evaluación se llevó a cabo en una unidad de actuación de Sierra Morena (*URTH4*) durante julio de los años 2004 y 2005.

b) *RCC*:

Las unidades de muestreo (=aros) se repartieron en el interior de cada cercado en dos líneas siguiendo las dos diagonales principales, con 15 unidades equidistantes por línea (n=30 unidades/cercado). El control consistió en un recorrido circular de 20 unidades de muestreo separadas 10 m, retirado aproximadamente 500 m de cada cercado, en una zona de similares condiciones de biotopo. En Sierra Morena, entre los años 2004 y 2005 se evaluaron respectivamente 12 y 39 *RCC* mediante aros, con sus correspondientes áreas control. A su vez, en 2004 se estimó la abundancia de excrementos en el área de presencia estable del lince, mediante 180 puntos de muestreo. En ese mismo periodo, en Doñana-Aljarafe se evaluaron un total de 28 *RCC* y en 2006 se evaluaron 25 *RCC*, con sus respectivas áreas de control, durante junio, julio y agosto.

La estima de abundancia por conteo de excrementos es una metodología muy costosa en términos de tiempo, por lo que se abandonó a partir de 2006. Como metodología alternativa se han utilizado las letrinas de conejo muestreadas en transectos lineales (Palma *et al*., 1999; Virgós *et al*., 2003; Lozano *et al*., 2007), cuyos

Tabla 24.

Descripción de los desbroces de matorral evaluados en las sierras de Andújar-Cardeña. Todos con abonado de pastos. Ver Fig. 63 para localización de áreas.

Ref.	Tipo de desbroce	Año	Tipo suelo	Superficie (ha)
URTH4	Mecánico	2003	Pizarras	88,3
URTH5	Mecánico	2003	Pizarras y cuarcitas	82,5
URTH6	Mecánico	2003	Pizarras y cuarcitas	18,8
URTH2	Manual con enramados	2004	Pizarras y cuarcitas	61,2
Territ.4	Mecánico	2004	Granito	9,8
Territ.12	Manual con enramados y mecánico	2005	Granito	82,5

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Tabla 25.

Descripción de las actuaciones de mejora de refugio evaluadas en las sierras de Andújar-Cardeña (sombreado) y en Doñana-Aljarafe (sin sombrear).

Ref.	Año construcción	Tipo actuación	Unidades	Sup. (ha*)
Territ. 14**	2002	Entaramados de jara	110	32,4
URTH 7**	2003	Vivares palets	15	13,6
URTH 4**	2003	Entaramados de jara	130	61,2
URTC 1a**	2004	Vivares palets	350	160,0
URTC 1b**	2005	Vivares tubos	100	60,0
Territ. 11**	2005	Vivares palets	50	61,3
UCT 2**	2005	Vivares tubos	11	19,9
UCT 1***	2006	Vivares (tubos + palets)	190+190	311,0
Territ. 13***	2007	Vivares (tubos + palets)	49+69	125,0
Territ. 16a***	2007	Vivares tubos+entar. de encina	73+270	135,0
Territ. 32a***	2008	Vivares tubos	80	73,0
Territ. 16b***	2008	Vivares tubos	92	195,0
Territ. 22a***	2008	Vivares tubos	80	98,0
Territ. 22b***	2008	Vivares palets	74	170,0
Territ. 29***	2008	Entaramados de encina	97	80,0
URTC 2***	2008	Entaramados de encina	56	50,0
URTC 1***	2008	Entaramados de encina	78	81,0
URTC 4***	2008	Vivares tubos	190	145,7
URTC 5***	2008	Entaramados de encina	83	84,0
URTC 8***	2009	Vivares tubos	80	40,0
URTC 16	2003	Vivares palets	50	196
UCT 9	2004	Vivares palets	75	160
UCT 7	2005	Vivares palets	75	162
URTC 13	2004	Vivares con tocones	86	107
URTC 9	2007	Vivares palets	157	538
URTC 10	2007	Vivares palets	136	459

** buffer de 180 m como área de influencia*
*** ver plano de UA LIFE 2002-2006*
**** ver plano de UA LIFE 2006-2011*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2006. Elaboración propia

resultados estandarizados como letrinas / km se han transformado en abundancia absoluta como conejos / ha (ver detalles en el apartado de seguimiento del conejo). Para cada actuación se ha diseñado un itinerario de conteo de letrinas que cubre la mayor superficie posible, al menos 500 m lineales por ha. A su vez, para cada actuación se ha localizado cuidadosamente un área control que presenta similares condiciones ambientales y de tamaño, en la que se ha diseñado otro recorrido de conteo de letrinas con similar esfuerzo. Como itinerarios control en algunos casos se han utilizado los recorridos en cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km del programa de seguimiento del conejo, en particular, los datos de la cuadrícula donde se ubica la actuación evaluada. Los muestreos se han realizado entre junio y julio y representan por tanto los máximos poblacionales de cada año evaluado. Siempre que ha sido posible, se ha llevado a cabo un muestreo antes de la ejecución de la actuación para definir la situación de partida. Los itinerarios y cada letrina detectada se han marcado con GPS. Una vez descargada la información del GPS, cada transecto se ha dividido por medio de un SIG en subunidades de 50 o 100 m, según la longitud del mismo, de manera que se han obtenido al menos unas 15-20 subunidades por transecto, que han permitido estimar la varianza de cada muestreo. El resultado se expone como conejos / ha ± error estándar. Los detalles metodológicos para cada tipo de actuación se exponen a continuación.

a) Desbroces:

Entre 2003 y 2006 se evaluaron 6 unidades de desbroce en las sierras de Andújar-Cardeña mediante muestreo de letrinas (inclusive la *URTH 7,* Tabla 25). Los transectos se diseñaron estratificadamente basándose en las tres unidades de microhábitat disponible: pastizal, matorral denso y el ecotono entre ambos. En el caso de Doñana, no se evaluaron los desbroces ya que este tipo de actuación ha estado siempre acompañada de *RCC* o de *RLC*, por lo que no fue posible estimar el efecto independiente del manejo del matorral.

b) Mejora de refugio de conejo:

Entre los años 2007 y 2010 se evaluaron en Andújar-Cardeña un total de 17 bloques de actuaciones de mejora de refugio de conejo, de los que 10 son actuaciones de mejora de refugio con vivares artificiales, 3 son mejoras de refugio mediante entaramados de restos de poda de encina, 2 mediante entaramados de restos de matorral y 2 combinan entaramados y vivares. Tres actuaciones fueron acompañadas de manejo de matorral o de siembra. En Doñana entre los años 2009 y 2010 (hasta 2008 no se utilizan las letrinas como método de estima de la abundancia de conejos), se evaluaron un total de 6 bloques de actuaciones de mejora de refugio de conejos, de los cuales 5 son mejoras con vivares de palets, 4 van acompañados de desbroces y otro son mejoras con refugios de tocones de eucalipto (Tabla 25).

c) *RCC*:

En Sierra Morena durante 2008 se evaluaron 34 *RCC*, en 2009 se evaluaron 71 *RCC* y en 2010 evaluaron 34 *RCC* mediante letrinas. En este caso, la abundancia de conejos en los *RCC* se comparó con la abundancia estimada en las cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km del programa de seguimiento del conejo; en el caso del núcleo del valle del río Yeguas como control se utilizaron las cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km donde se sitúan los *RCC*. En el caso del núcleo del valle del río Jándula se utilizaron todas las cuadrículas realizadas debido a que la mayor parte de los *RCC* se sitúan fuera de las cuadrículas utilizadas en el programa de seguimiento. En Doñana-Aljarafe, durante 2009 se evaluaron 51 *RCC* mediante el conteo de letrinas y 83 en 2010. En todos los casos los datos se han comparado con sus respectivos controles, los cuales han sido diseñados a tal efecto o bien se han empleado parte de los datos recolectados en los sondeos de conejo de cuadrículas 2,5 x 2,5 km.

d) *RLC*:

En Sierra Morena se han evaluado todas las actuaciones de reforzamiento libre de conejos (excepto una llevada a cabo en septiembre 2010), mientras que en Doñana se han evaluado un total de 17 (6 para la anualidad 2009 y 11 para la anualidad 2010). En este caso se han utilizado recorridos de control específicos para cada actuación.

e) Arrendamiento de los derechos de caza del conejo:

Esta actuación no se ha podido evaluar adecuadamente debido a la ausencia de áreas de control.

Análisis estadísticos:

Se ha contrastado por separado cada bloque de áreas tratadas con su área/s control específicas, empezando por la situación de partida antes del tratamiento en los casos en los que se disponía de datos de la situación inicial. Posteriormente para cada tipo de actuación se ha realizado un compendio en el que se contrasta el resultado medio de todas las áreas tratadas con el resultado medio de todas las áreas control.

Para realizar comparaciones estadísticas se han usado pruebas no paramétricas de contraste de medias (U de Mann-Witney), ya que el tamaño de muestra ha sido en general menor que 30. Se ha intentado evaluar el mayor número posible de actuaciones siguiendo criterios de representatividad, ya que, debido a la magnitud del manejo realizado, las limitaciones logísticas han impedido evaluar en detalle toda la obra ejecutada.

No se ha utilizado la corrección de Bonferroni debido a que cada actuación evaluada ha constituido un experimento independiente, inclusive en el caso de las actuaciones del mismo tipo, debido a la gran variabilidad en las condiciones ambientales locales.

Respuesta funcional del lince

Se ha estudiado el uso por los linces de cada actuación evaluada. Para ello se han recopilado los datos de tres fuentes de información: a) indicios (huellas, excrementos) localizados durante los muestreos de conejo en cuadrículas 2,5x2,5 km y durante el programa de seguimiento continuo; b) información procedente del seguimiento por fototrampeo; c) los datos del programa de radio-seguimiento. El objetivo ha sido confirmar e identificar los linces que han utilizado las actuaciones. En algunos casos se han obtenido índices de abundancia de indicios (excrementos/km) que han sido contrastados con los mismos índices obtenidos al azar en la población de linces (estos últimos habitualmente extraídos de los sondeos anuales en las cuadrículas UTM 2,5x2,5 km ver apartado previo). Dichos índices de abundancia de indicios se han asumido como indicadores de la intensidad de uso de las áreas muestreadas, de manera que se han comparado tanto con la situación previa a la actuación, como con zonas sin actuación muestreadas simultáneamente. Las comparaciones estadísticas se han realizado mediante pruebas paramétricas (previo test de normalidad) o no paramétricas con tamaños de muestra inferiores a 30.

Tabla 26.
Comparación de las zonas desbrozadas con sus respectivos controles (conejos/ha en junio) en las sierras de Andújar-Cardeña. Sombreado: indica el periodo de funcionamiento del desbroce. Negrita: Prueba U significativo entre tratamiento y control.

Ref.	2003		2004		2005		2006	
	TRAT	CONT	TRAT	CONT	TRAT	CONT	TRAT	CONT
URTH4	-	-	0,30 ±0,15	0,57 ±0,27	0,26 ±0,12	-	**0,24**	**0,0 40,0***
URTH5	-	-	-	-	-	-	0,06 ±0,04	0,0 ±0,0
URTH6	-	-	-	-	-	-	0,05 ±0,02	0,0 ±0,0
URTH2	0,89 ±0,43	1,64 ±0,98	2,06 ±0,87	1,84 ±0,75	2,35 ±0,90	2,17 ±0,80	2,81 ±0,95	3,19 ±0,97
Territ.4			-		-	-	**0,37** ±0,14	**0,0 ±0,0***
Territ.12	-		**2,32** ±0,70	**1,28**** ±0,67	2,06 ±0,68	2,71 ±0,86	**1,36** ±0,65	**2,17** ±0,92***

**p<0,05; **p<0,01; *** p< 0,005*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Manejo del hábitat del conejo

Desbroces

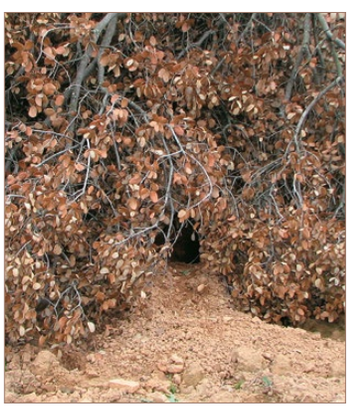
a) Sierras de Andújar-Cardeña:

La evaluación por aros de los desbroces de la unidad *URTH* 4 ofreció los siguientes datos: año 2004: desbroces: 7,08 ±1,48 excrementos /m²; control 9,02 ± 2,25 excrementos /m². Test U: n.s.; año 2005: desbroces: 2,05 ±0,05, excrementos / m²; control sin dato (no se hizo debido a la escasez de conejo, intrascendente para los linces).

La evaluación por letrinas de conejo se expone en la Tabla 26. En su conjunto, los desbroces ofrecieron unos resultados muy pobres, tan sólo en dos actuaciones se relacionaron con una mejora local del conejo (33,3%), aunque esta fue insuficiente para conseguir efectos positivos en la población de lince ya que no se alcanzó el umbral de 1 conejo/ha en junio. De hecho, hasta el año 2010 sólo se ha confirmado en las actuaciones en pizarras y cuarcitas algún lince de paso durante la dispersión. Al menos 18 ejemplares de lince se han detectado en las dos actuaciones situadas dentro del área de presencia estable. Sin embargo, dados los nulos resultados obtenidos en la respuesta numérica de los conejos, el uso de estas zonas por los linces no puede relacionarse con estas actuaciones de mejora.

Los pobres resultados obtenidos con el manejo del matorral serial en Andújar-Cardeña son consecuencia de una aproximación inicial incorrecta. En efecto, para seleccionar esta actuación se ha asumido que la disponibilidad de alimento y del ecotono pastizal-matorral en el área de trabajo es un factor limitante para los conejos. Sin embargo esta asunción no es del todo cierta, ya que existe una notable abundancia de pastizales y sus ecotonos con formaciones densas de jaral, por lo que los malos resultados obtenidos eran esperables. Ello no implica que este tipo de actuación no pueda alcanzar ciertas mejoras a escala local. Por ejemplo, en una zona del sur de Portugal similar a la zona cuarcítico-pizarrosa de la Sierra de Andújar (dentro de la misma provincia botánica) Ferreira y Alves (2009) registraron rangos de 3,9-4,7 excrementos/m² de conejo en verano en zonas desbrozadas, frente a 1,0-3,0 excrementos/ m² en área control. Pero aunque las diferencias fueron significativas estadísticamente, la mejora obtenida en Portugal es inferior a los valores registrados en los desbroces de la Sierra de Andújar para el año 2004, con 7,08 excrementos /m². Por tanto, el ensayo de Ferreira y Alves (2009) hubiera sido totalmente insuficiente para mejorar significativamente el hábitat del lince ibérico. Los mosaicos de jaral y pastizal sobre suelos cuarcítico-pizarrosos conforman un tipo de hábitat muy extendido en el sur-oeste de la Península Ibérica, que antaño mantuvo importantes poblaciones de conejo, según testimonios orales de los habitantes de mayor edad. La recuperación del conejo en estas zonas pasa, al menos, por comprender cuáles son los

Uso de las estructuras de mejora de refugio construidas para el conejo dentro del proyecto LIFE Lince (2006-2011).





RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

factores limitantes reales y cómo actúa cada uno de ellos. En este sentido, nuestros datos sugieren que la disponibilidad de alimento tiene un papel bastante limitado. Por otro lado, los desbroces no han sido una actuación sin utilidad práctica, ya que desde una óptica social han sido muy útiles para crear un ambiente de colaboración y entendimiento con los propietarios de las fincas y los gestores de caza. En efecto, los pastizales resultantes son utilizados intensivamente por otras especies cinegéticas, como ciervos y perdices, los cuales, además, son presas secundarias del lince en Sierra Morena (Gil-Sánchez *et al*., 2006).

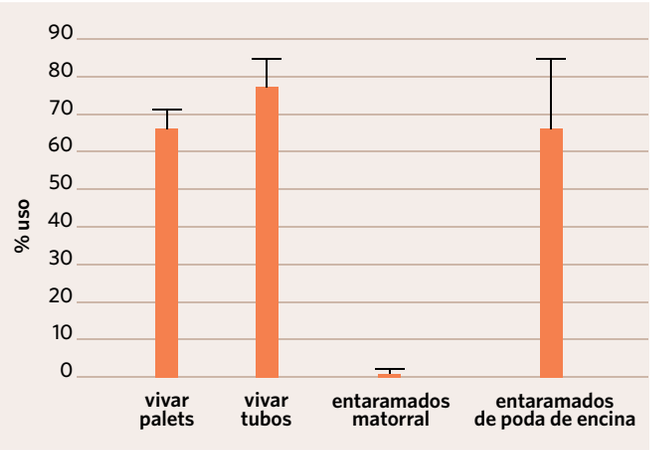
TABLA 27.
Resumen de resultados de la evaluación de las actuaciones de mejora de refugio en las sierras de Andújar-Cardeña. El número de referencia de cada una indica su posición en la Fig. 60.

Ref.	Partida (años)	Evaluac.	% Uso (n)	Conejos/ha TRAT Media ±SE	Conejos/ha CONT Media ±SE	Test U P
URTC 1a*	0,41 ±0,10 (2002-04	2005	91,1(124)	-	-	-
		2006	75,0(129)	-	-	-
		2007	66,0 (90)	0,52 ±0,22	0,43 ±0,10	p>0,05
		2008	55,6(124)	-	-	-
		2009	33,6(107)	1,20 ±0,30	0,84 ±0,22	p>0,05
URTC 1b*	1,51 ±0,07 (2002-04	2006	62,2 (45)	0,56 ±0,23	0,58 ±0,16	p>0,05
URTH 6*	-	2006	0,0 (45)	0,05 ±0,02	0,0 ±0,0	p>0,05
URTH 7*	-	2006	44,4 (9)	0,06 ±0,04	0,0 ±0,0	p>0,05
Territ.14**	-	2006	1,9 (104)	0,36 ±0,12	-	-
Territ.11*	-	2006	100,0(44)	2,70 ±0,54	2,59 ±0,41	p>0,05
UCT 2*	-	2006	90,9 (11)	-	-	-
Territ.13**	1,14 ±0,18 (2003-05)	2009	38,2 (68)	2,56 ±0,44	1,33 ±0,38	0,083
		2010	58,7 (70)	3,84 ±0,50	2,20 ±0,36	**0,023**
Territ.32**	-	2009	95,0 (61)	5,08 ±0,62	2,52 ±0,74	**0,0018**
		2010	98,5 (70)	-	-	-
Territ.16a**	**4,57 ±1,14** (2007	2009	64,4(59)* 77,7 (9)**	0,03 ±0,02	0,00 ±0,00	0,47
Territ.16b**	-	2009	40,0 (45)	0,58 ±0,18	0,19 ±0,09	0,43
Territ.22a**	1,87 ±0,37 (2007)	2009	85,0 (80)	5,24 ±0,98	1,56 ±0,36	**0,0002**
Territ.22b**	1,94 ±0,56 (2007)	2009	53,8 (13)	0,85 ±0,14	-	-
UCT 1**	-	2007	-	0,29 ±0,08	0,15 ±0,09	**0,034**
		2008	83,7 (74)	-	-	**-**
		2009	63,1(122)	1,75 ±0,30	0,75 ±0,15	**0,018**
Territ.29**	-	2009	50,0 (50)	2,47 ±0,49	3,92 ±1,31	0,95
URTC 2**	-	2009	100,0(30)	20,0 ±1,47	5,6 ±1,51	**<0,0001**
URTC 1**	-	2009	100,0 (43)	9,5 ±0,97	5,10 ±1,27	**0,0044**
URTC 8**	0,0 ±0,0 (2007)	2010	91,5 (59)	2,18 ±0,21	0,06 ±0,06	**<0,0001***
URTC 5*	0,0 ±0,0 (2008)	2009	0,0 (30)	0,0 ±0,00	0,05 ±0,05	0,95
		2010	0,0 (30)	0,0 ±0,00	0,1 ±0,1	0,95
URTC 4**	0,12 ±0,10 (2006-08)	2010	61,4 (114)	0,25 ±0,10	0,0 ±0,0	0,21

* *Los conejos colonizan majanos desde 2 RCC*
** *Ver plano de UA LIFE 2002-2006*
*** *ver plano de UA LIFE 2006-2011*

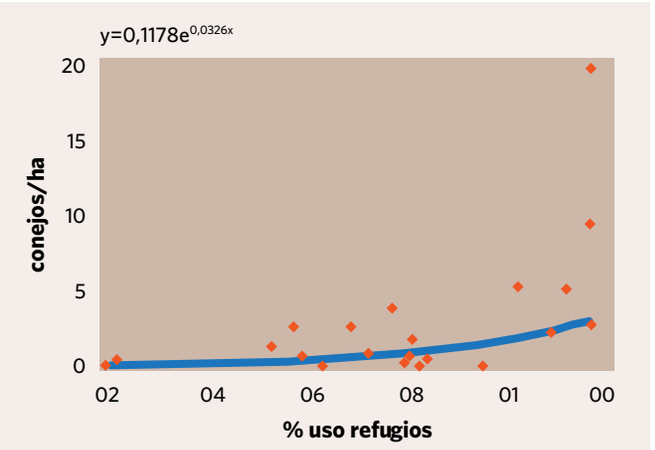
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 67.
Diferencias de uso entre los cuatro tipos de refugio de conejo en las sierras de Andújar-Cardeña (media ± error estándar).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 68.
Relación entre el uso de vivares y abundancia de conejo el mismo año de evaluación de ambas variables en las sierras de Andújar-Cardeña. (Rs = 0,49; P=0,027; *n*=21)



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Mejora de refugio

a) Sierras de Andújar-Cardeña:

El uso promedio de los refugios evaluados por los conejos fue del 65,98 ±5,36% (*n*=27, Tabla 27). No se han observado diferencias de uso (Test G P>0,05) entre los vivares de palets, de tubos y los entaramados de encina, mientras que el uso de los entaramados de matorral ha sido extremadamente bajo (Fig. 67). No se ha observado ninguna relación entre el uso de los refugios tras uno o dos años de la actuación y la densidad inicial de conejo (R_s: P>0,05), sobre todo debido a que incluso en densidades muy bajas los conejos hacen un uso elevado de las actuaciones. Sin embargo, sí existe una relación entre el uso y la abundancia de conejos el mismo año de la evaluación de sendos parámetros (Fig. 68). La mejora de refugio ha ofre-

Tabla 28. Número de ejemplares de lince detectados en las actuaciones de mejora de refugio en las sierras de Andújar-Cardeña..

Ref.	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
URTC 1*	0	0	2	6	4	8	7	7
Territ.14*	2	3	2	-	4	5	7	8
Territ.11*			3	4	4	3	3	3
UCT 2*			2	2	3	4	4	4
Territ.13**					-	2	2	2
Territ.32**						6	4	4
Territ.16**						-	2	1
Territ.22**						3	2	2
Territ.12b**						3	2	2
UCT 1**				6	10	13	10	8
Territ.29**						6	3	3
URTC 2**						6	7	7
URTC 1**						6	7	7
URTC 8**						8	6	6
URTC 5**						0	1	1
URTC 4**					0	0	4	3

* *ver plano de UA LIFE 2002-2006 ** ver plano de UA LIFE 2006-2011*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

cido en promedio resultados positivos significativos en el 44,4% de las 18 actuaciones evaluadas. En su conjunto, la abundancia en los tratamientos ha sido de 3,22 ±1,20 conejos/ha mientras que en los controles ha sido de 1,50 ±0,44 conejos/ha; sin embargo estas cifras no son estadísticamente diferentes (U=127,0; Z=-1,10; P=0,26). De las 6 actuaciones en las que se dispone de la situación de partida, tan sólo en una de ellas se ha observado una mejora importante (Ref. Territ.22a, Tabla 27), mientras que en otra se produjo un fuerte descenso (Ref. Territ.16, Tabla 27). Cabe destacar el caso de la actuación Ref. *URTC* 1a, donde se observó un llamativo descenso del uso de los vivares durante los cinco años de control, debido básicamente a la destrucción paulatina de estas estructuras por los jabalíes.

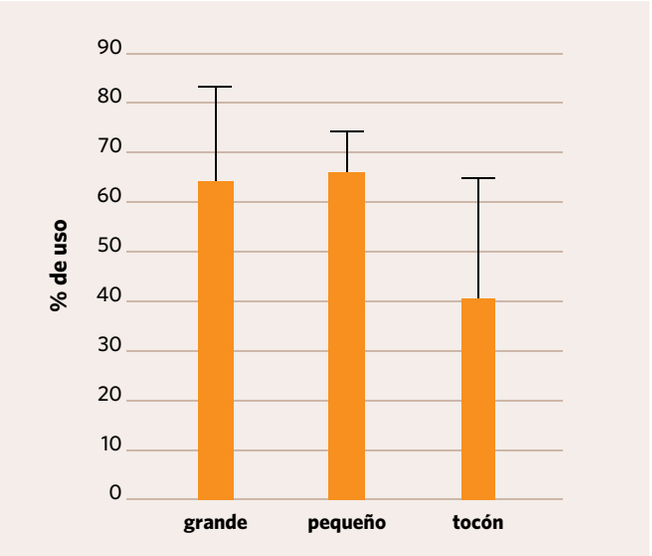
Al menos un total de 98 linces se detectaron en el 77,7% de las actuaciones (Tabla 28), porcentaje que asciende al 100% en los casos donde se ha observado una mejora del conejo y desciende al 44,4% en los que no. El índice de abundancia de indicios de lince se evaluó en cuatro actuaciones durante 2009 y en dos durante 2010, resultando un promedio 0,48 ±0,19 indicios/km; en el conjunto de la población

TABLA 29.
Resumen de resultados de la evaluación de las actuaciones de mejora de refugio en Doñana-Aljarafe. El número de referencia de cada una indica su posición en la Fig. 62.

Ref.	Actuación Año construc.	Partida (años)	Evaluac.	% Uso (n)	Conejos/ha TRAT Media ±SE	Conejos/ha CONT Media ±SE	Test U P
URTC 16	M.L.G (Borde Marisma) 50 Viv. de palet (2004)	-	2005		-	-	-
			2006		-	-	-
			2007	94 (47)			
			2008	92 (46)	-	-	-
			2009	82 (41)	1,40±0,24		
URTC 14	Cabeza Rasa Occidental 19+23 Viv. de palet (2004-05-06)		2006	52,6 (19)			
			2007	-			
			2008	73,9 (23)			
			2009	64,2 (42)	2,5±0,28	1,58±0,41	**P=0,025**
			2010	83,33(42)-	1,88±0,24	2,88±0,68	P=0,2
UCT 3	Cabeza Rasa Oriental 95 Viv. de palet (2004-05-06-07)	-	2006	66,6 (24)	-	-	-
			2007	-			
			2008	71,05 (76)			
			2009	81,6 (49)	1,82±0,24	2,18±0,56	P=0,6
			2010	93,4 (91)	2,76±0,26	0,92±0,34	**P<0,001**
URTC 9	R.B.D Zalagalano 154 Viv. de palet (2006-07)	-	2008	55,84 (154)			
			2009	62,98 (154)	0,5±0,007	1,56±0,42	**P=0,003**
			2010	74,67 (154)	0,01±0,001	0,24±0,004	P=0,79
URTC 10	R.B.D Duque 136 Viv. de palet (2006-07)	-	2008	37,14 (105)			
			2009	75,51 (98)	0,72±0,2	0±0	**P<0,001**
			2010	72,72 (99)	1,44±0,007	0,24±0,0024	**P<0,001**
UCT 7	R.B.D/ STO	-	2008	78,37 (37)			
			2009		040	040	P=1
			2010		1,04±0,006	0,24±0,0024	P<0,001
URTC 18	Aznalcázar Norte	-	2008	55,55 (45)	-	-	-
			2009	86,36 (44)		1,0840,28	P=0,09
			2010	90 (40)	2,64±0,32	1,76±0,7	P=0,003

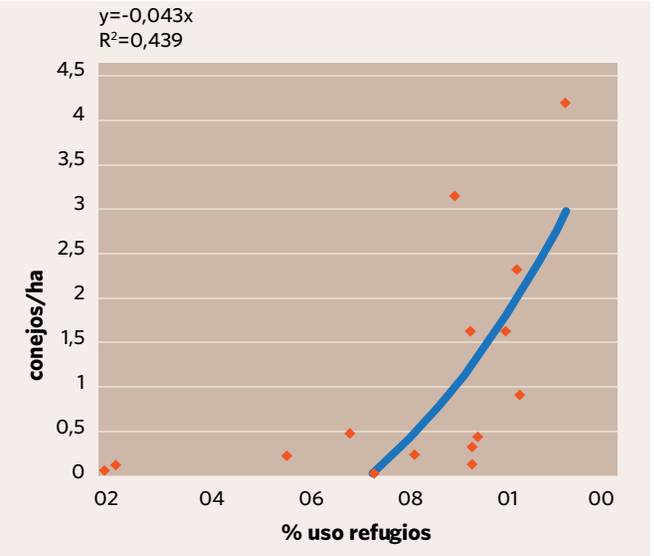
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 69.
Diferencias de uso entre los cuatro tipos de refugio de conejo en Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 70.
Relación entre el uso de vivares y abundancia de conejo el mismo año de evaluación de ambas variables en Doñana-Aljarafe (Rs = 0,49; P=0,027; n=21)**.**



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

(sondeo de cuadrículas de 2,5 x 2,5 km), dicho índice fue de 0,8 ±0,2; la diferencia entre ambas cifras no es significativa (Prueba U con P>0,05). No se dispone de datos previos a las actuaciones, aunque cabe asumir una respuesta positiva de los linces en los casos donde se ha mejorado la situación del conejo por encima del umbral de 1 ejemplar /ha (mínimo exigido por el felino).

b) Comarca Doñana-Aljarafe:

El uso promedio de los refugios evaluados fue del 63,53 ±4,20% (*n*=20, Tabla 29). No se han observado diferencias de uso (test G con P>0,05) entre los vivares de palets de gran tamaño (RBD) y los de tamaño pequeño, pero sí se han apreciado en los vivares construidos con tocones (test G con P<0,05), siendo

Tabla 30. Número de ejemplares de lince detectados en las actuaciones de mejora de refugio en Doñana-Aljarafe.

Ref.	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
UCT 3		0	1	5	4	3	5
UCT 7		1	2	2	3	2	3
URTC 9				1	2	3	3
URTC 10				1	2	2	1
URTC 14	1	1	1	3	4	4	4
URTC 16		-	0	0	3	2	1
URTC 18		0	0	1	1	3	2

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

su grado de ocupación el menor de los tres tipos de estructuras analizadas (Fig. 69). No ha sido posible analizar si existe relación entre el uso de los refugios y la densidad inicial de conejo, aunque al menos se ha observado que existe una relación entre el uso y la abundancia de conejos el mismo año de la evaluación de sendos parámetros (Fig. 70). La mejora de refugio ha ofrecido en promedio resultados positivos significativos en el 58,33% de las 12 actuaciones evaluadas. En su conjunto, la abundancia en los tratamientos ha sido de 1,24 ±0,66 conejos/ha mientras que en los controles ha sido de 0,76±0,56 conejos/ha, observándose diferencias significativas entre estas cifras (Z =-6,47 P<0,001).

Se detectaron indicios de presencia de lince en la totalidad de las actuaciones compuestas por mejora de refugios para conejos, confirmándose su uso por al menos 27 linces diferentes (Tabla 30). Por regla general, se apreció un incremento en el número de ejemplares detectados cada año. En Doñana-Aljarafe no se pudieron cuantificar los datos de indicios debido a limitaciones logísticas, si bien, al igual que en Sierra Morena, cabe asumir una respuesta positiva de los linces en los casos donde se mejoró la situación por encima del umbral de 1 conejo /ha.

La mejora de refugio para el conejo ha ofrecido resultados dispares, con un porcentaje de éxito (cambios positivos en la abundancia de conejo) algo mayor en Doñana, si bien la abundancia promedio en los tratamientos fue inferior a la registrada en Andújar-Cardeña. Factores ligados a variaciones en el tipo de hábitat, en la densidad inicial de conejo e incluso en el tipo de refugio utilizado han podido condicionar la dispersión de resultados. En primer lugar, el tipo de hábitat puede condicionar variaciones en la disponibilidad de refugio, por ejemplo, en Andújar-Cardeña la presencia de berrocales graníticos favorece a la abundancia de refugio y por tanto una menor dependencia por las estructuras artificiales, mientras que en los litosuelos pizarrosos sucede lo contrario. En Doñana, el sustrato arenoso en general da lugar a un suelo blando adecuado para las madrigueras naturales, pero donde el soporte por el matorral es importante para evitar su hundimiento. Así, cabe esperar una relación inversa entre la dependencia por los refugios artificiales y la disponibilidad de matorral. Por otro lado, los datos indican la existencia de una correlación entre la abundancia local de conejos y el uso de los refugios artificiales. Ahora bien, la abundancia local del lagomorfo a su vez se ha relacionado en diversos casos con una respuesta numérica positiva asociada a la actuación. De hecho los datos de Sierra Morena indican que el uso de los vivares puede ser independiente de la densidad de conejos previa a la actuación. En Doñana la situación se complica debido a la proximidad de los núcleos de vivares a zonas con reforzamientos de conejo, circunstancia que pudo condicionar que el porcentaje de éxito fuera mayor que en Sierra Morena. Respecto al efecto del tipo de refugio, sólo los entaramados con restos de desbroces de matorral y los toconales de Doñana han ofrecido peores resultados, en el primer caso probablemente porque la estructura ofrece pobres condiciones de refugio ya que las ramas son demasiado finas. En cualquier caso, los datos obtenidos permitirán realizar aproximaciones cuantitativas que posibilitarán conocer los efectos de la variabilidad en las condiciones de cada ensayo sobre los resultados.

Existe muy poca información científica que evalúe este tipo de actuación. Catalán *et al*. (2008) llevaron a cabo un pequeño ensayo en Sierra Morena central, relativamente cerca de nuestra área de trabajo. Éstos aunque obtuvieron resultados positivos (100% de uso de refugios y respuesta numérica significativa), hicieron una experiencia de una notable reducida dimensión espacial (5 refugios en 2 ha). En cualquier caso, sus resultados apoyan nuestros datos en el sentido de que es posible obtener resultados óptimos con este tipo de actuación.

Los datos de Andújar-Cardeña indican que los linces han seleccionado las actuaciones de mejora de refugio donde se han confirmado mejoras en la abundancia de conejo. Si bien la información de Doñana no es concluyente, al menos apunta en este sentido. Además, las cifras de densidad promedio obtenidas en las actuaciones con mejora significativa registradas en ambas poblaciones se sitúan por encima de la densidad umbral de 1 conejo/ha que requiere el felino para su asentamiento y reproducción, por lo que la asunción de que esta actuación ha beneficiado a la especie diana sería poco arriesgada.

Reforzamientos poblacionales de conejo

Cercados de reforzamiento de conejo (*RCC*)

a) Sierras de Andújar-Cardeña:

Las evaluaciones mediante conteo de excrementos en aros ofrecieron los siguientes resultados (expresados como excrementos / m²): año 2004 *RCC* 46,90 ±12,80 (*n* = 12), controles 1,05 ±0,41 (*n* = 12); año 2005 *RCC* 144,08 ±26,09 (*n* = 39), controles 3,0 ±0,94 (*n* = 39). Por tanto la abundancia de conejo en los cercados fue entre 44,6 y 48,0 veces superior que las zonas control, con una diferencia altamente significativa (pruebas U con P<0,0001). La abundancia de excrementos en las áreas de presencia estable de lince fue en 2004 de 7,63 ±2,77 excrementos / m² (*n* = 180), es decir, 6,1 veces inferior a la observada en los *RCC* (prueba U con p<0,001). Respecto a la evaluación por muestreo de letrinas, en todas las comparaciones realizadas se observa una significativa mayor abundancia en los *RCC* que en el resto de la población de conejo del área de presencia estable de lince (Tabla 31). En promedio, para el año 2008 la abundancia de conejos en los *RCC* fue 7,7 veces mayor, en el año 2009 fue 12,4 veces mayor y en el año 2010 fue 6,9 veces mayor (promedio = 9 veces mayor). Para las 229 evaluaciones realizadas desde 2004, se observó una mejora significativa en el 89,5% de los casos (Tabla 31). Considerando sólo los *RCC* seguidos por letrinas durante los 3 años de evaluaciones (2008-2010), se observa que su evolución temporal ha sido ligeramente positiva (Fig. 71), a pesar de que los reforzamientos han sido muy escasos, ya que sólo se liberaron nuevos lotes de conejos en 3 *RCC* en 2008 y 3 *RCC* en 2009.

Tabla 31.
Resultados de la evaluación de los cercados de reforzamiento de conejo en Sierra Morena. Como control se ha utilizado los datos de la cuadrícula UTM 2,5x2,5 km donde se ubica cada cercado.

Año evaluac.	Conejos/ha *RCC (n)*	Conejos/ha CONTROL	Test U P
2008	9,6 ±1,2 (34)	1,25 ±0,2	0,009
2009	22,3 ±5,2 (71)	1,8 ±0,2	<0,0001
2010	18,0 ±1,54 (73)	2,6 ±1,5	<0,0001

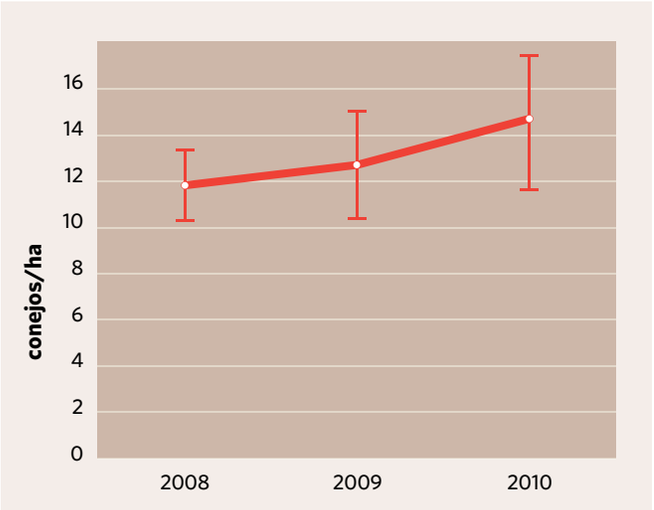
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Tanto el hallazgo de excrementos, como los datos del fototrampeo y del radio-seguimiento, han podido confirmar que desde el año 2006 los linces han utilizado el 100% de los *RCC* situados dentro del área de distribución de presencia estable de la especie (*n*=58), mientras que el resto (*n*=22) no han sido usados. Se han detectado un total de 98 ejemplares distintos dentro de los *RCC*. En el interior de los *RCC* evaluados se localizaron 2,1 ±0,5 indicios de lince por km, mientras que en las cuadrículas de 2,5x2,5 km dicho índice fue de 0,8 ±0,2 indicios de lince por km. La diferencia entre ambas muestras fue estadísticamente significativa (t=2,33; g.l. =35; p = 0,025), lo que indica que los linces seleccionaron positivamente los *RCC*.

b) Comarca Doñana-Aljarafe:

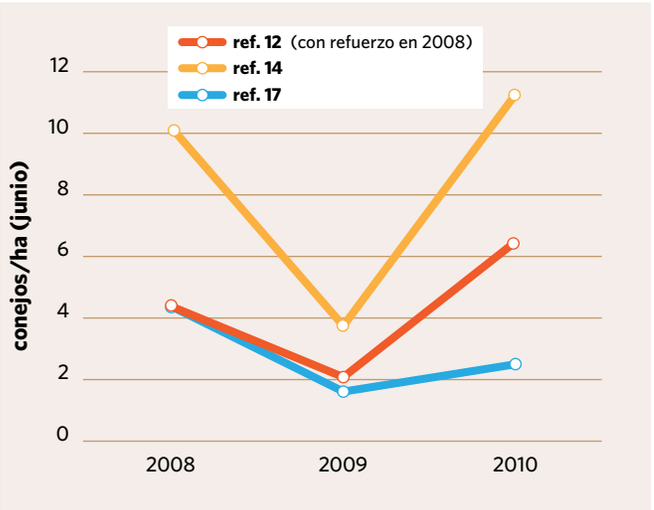
En el caso de Doñana, al igual que en Sierra Morena, se ha apreciado una mayor abundancia de conejos en el interior de los *RCC* que en las zonas control. Las evaluaciones mediante conteo de excrementos en aros ofrecieron los siguientes resultados (expresados como excrementos / m²): año 2004 *RCC* 44.91 ±23,35 (*n* = 10), controles 1,31 ±1.16 (*n* = 10); año 2005 *RCC* 64,62 ±19,06 (*n* = 29), controles 2.91 ±2,28 (*n* = 29): año 2006 *RCC* 57,85 ±19,69 (*n* = 25), controles 8,27 ±5,63. Por tanto la abundancia de conejo en los cercados fue entre 6,99 y 34,28 veces superior que en las zonas control, con una diferencia altamente significativa (pruebas U: P<0,0001). La abundancia de excrementos en las áreas de presencia estable de lince fue en 2004 de 9,19 ±0,68 excrementos / m² (*n* = 1077), en 2005 12,15 ±0,81, (*n* = 1316) y en 2006 10,68 ±0,78 (*n* = 1002), es decir, 4,8 veces inferior a la observada en los *RCC* en 2004 (Prueba U: P<0,0001), 5,31 veces inferior en 2005 (Prueba U con P<0,0001) y 5,41 veces inferior a la observada en los *RCC* en 2006 (Prueba U: P<0,0001). En cuanto a la evaluación mediante el conteo de letrinas, como ya se ha comentado anteriormente, en el caso de Doñana no se inició esta metodología de evaluación hasta el año 2010, y por tanto no hay datos para comparar la evolución interanual de estas actuaciones. La densidad media de conejos observada dentro de los *RCC* ha sido de 9,25 ±0,6 conejos/ha (*n*=60) mientras que en las zonas control la densidad media observada ha sido de 1,41 ±0,28 (*n*=60). Por tanto la densidad me-

Figura 71.
Evolución temporal de la abundancia de conejos en dieciocho RCCs de las sierras de Andújar-Cardeña durante tres años.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 72.
Evolución temporal de la abundancia de conejos en los *RCLs* de Sierra Morena.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

dia de conejos en el interior de los *RCC* ha sido 6,56 veces superior a la observada en los controles, apreciándose diferencias significativas entre las zonas de actuación y los controles (prueba U: P<0,0001).

Se ha podido confirmar que desde el año 2006 los linces han utilizado el 90,54% de los *RCC* situados dentro del área de distribución de presencia estable de la especie (*n*=67), y el 60,86% de los cercados ubicados en zonas de presencia esporádica (*n*= 14). Se han detectado un total de 23 ejemplares distintos dentro de los *RCC*.

En general, los reforzamientos cercados de conejo han logrado su objetivo básico de dar lugar a núcleos de alta densidad local de conejo. Las fuentes de variabilidad en los resultados potencialmente se pueden relacionar con numerosos factores tanto logísticos como ambientales. Entre los primeros cabe citar el tamaño y tipo de cierre, la cantidad de refugios artificiales, el apoyo con alimentación suplementaria y bebederos a los conejos (Rouco, 2008), la cantidad, sex-ratio y fechas de liberación (Moreno *et al.*, 2004), las vacunaciones (Calvete *et al.*, 2004; Rouco, 2008) y la cuantía de las reposiciones con nuevos reforzamientos; entre los factores ambientales destacan el tipo de suelo, la orientación, la estructura de la vegetación, la composición cualitativa y cuantitativa de la comunidad de depredadores (Rouco *et al.*, 2008), la abundancia local de conejo silvestre y las variaciones en la climatología (Palomares, 2003). La cantidad de ensayos realizada dará lugar a un análisis multivariante que englobe el efecto de este conjunto de variables explicatorias independientes. Sin embargo, algunas de ellas merecen ser discutidas preliminarmente. En primer lugar, el mantenimiento de densidades altas de conejo probablemente se ha relacionado en muchos casos con la reposición de ejemplares. Estos reforzamientos a su vez se relacionan con la detección de descensos importantes en la abundancia debidos a tres causas posibles: la dispersión, la predación y las enfermedades. Las dos últimas pueden dar lugar a que la natalidad no compense a la mortalidad. En este sentido, cabe destacar que la disponibilidad de alimento para los conejos en general siempre ha sido elevada, al menos durante la reproducción, por lo que el impacto de la mortalidad es difícilmente manejable si no es con reposiciones, ya que la natalidad no ha podido incrementarse artificialmente con el manejo del alimento, aunque esto último haya sido sugerido por algunos autores (Calvete, 2006; Rouco, 2008). La predación intensiva, sobre todo por lince, ha sido confirmada en numerosos cercados, tanto de Doñana-Aljarafe como de Sierra Morena, mientras que en esta última zona se han registrado casos con importantes desplomes por el impacto de brotes epidémi-

cos estacionales de EHV. En el caso de la dispersión, si bien este fenómeno puede dar lugar a una dilución del impacto de la actuación, los resultados demuestran que en los núcleos cercados pueden expandirse periféricamente, favoreciendo la recuperación de los conejos en un área de influencia exterior (ver siguiente apartado). Se ha observado que estos núcleos exteriores a su vez pueden favorecer la recuperación natural de *RCC*, ya que los conejos pueden recolonizar el cercado, habiéndose observado algunos casos notables. En resumen, todavía hace falta estudiar en profundidad las causas que condicionan el éxito de esta actuación. Ahora bien, gracias a la expansión exterior y a la recolonización natural, es probable la existencia de un punto de equilibrio con densidades adecuadas a nuestros objetivos, que ponga fin a las reposiciones. El mantenimiento del programa podrá facilitar la comprobación de esta hipótesis.

Los *RCC* están siendo evaluados científicamente en otras zonas de la P. Ibérica (Rouco, 2008; Bertó *et al.*, 2009; Guerrero *et al.*, 2009), si bien no existen datos publicados sobre su eficacia a largo plazo. Destaca el caso de la experiencia de Melonares, en Sierra Morena central, donde en 2002 se construyeron dos cercados de 4 ha cada uno en los que se hizo un seguimiento intensivo de los conejos liberados y de la evolución posterior de sendos núcleos (Rouco, 2008). Al igual que en nuestro caso, a corto plazo (dos años) se consiguió alcanzar una alta densidad local, pero no existe información publicada más allá. En otro ensayo realizado también en Sierra Morena, se alcanzó a corto plazo un resultado similar y, además, se confirmó el desplome de alguna unidad relacionado con la predación intensiva (A. Bertó, com.per.).

Como era de esperar, los *RCC* han sido una actuación utilizada intensivamente por los linces, tanto en

Tabla 32. Resultados de los reforzamientos sin cercar de conejos evaluados en las sierras de Andújar-Cardeña.

Ref.	Conejos/ha Antes trat	Año evaluac.	Conejos/ha TRAT	Conejos/ha CONT	Test U P	Promedio TRAT
URTC 1*	1,50 ±0,90 (2002-2005)	2006	0,56 ±0,23	0,58 ±0,16	0,70	0,60 ±0,18
		2007	0,018 ±0,013	0,29 ±0,14	0,58	
		2008	0,32 ±0,15	0,39 ±0,14	0,89	
		2009	1,22 ±0,26	1,55 ±0,52	0,75	
		2010	0,93 ±0,28	2,17 ±0,64	0,17	
URTC 4**	0,56 ±0,23 (2006	2008	4,45 ±0,71	0,39 ±0,14	**0,003**	2,85 ±0,79
		2009	1,59 ±0,30	1,55 ±0,52	0,62	
		2010	2,52 ±0,57	2,17 ±0,64	0,82	
URTC 5a**	0,70 ±0,18 (2007)	2008	4,47 ±0,81	-	-	2,86 ±0,12
		2009	2,15 ±0,40	0,88 ±0,24	0,24	
		2010	6,53 ±1,12	1,98 ±1,07	**0,0001**	
URTC 5b**	0,00 ±0,00 (2007)	2009	1,21 ±0,43	0,00 ±0,00	**0,041**	3,64 ±1,14
		2010	6,08 ±1,86	0,00 ±0,00	**0,0001**	
URTC 5c**	0,00 ±0,00 (2007)	2008	10,18 ±2,62	-	-	8,39 ±4,88
		2009	3,70 ±0,63	0,15 ±0,10	**<0,0001**	
		2010	11,30 ±1,63	0,84 ±0,28	**<0,0001**	
URTC 5d**	0,65 ±0,26 (2008)	2009	3,05 ±0,64	0,00 ±0,00	**<0,0001**	4,50 ±0,88
		2010	5,95 ±1,13	0,84 ±0,28	**<0,0001**	
Territ.18**	0,58 ±0,18 (2009)	2010	1,94 ±0,45	0,64 ±0,46	**0,008**	1,94 ±0,45

* *Ver plano de UA LIFE 2002-2006 ** ver plano de UA LIFE 2006-2011*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Sierra Morena como en Doñana. En principio, podrían ser clasificados como un tipo particular de cercado de alimentación suplementaria, especialmente si se tienen en cuenta las reposiciones de conejo (con cierta frecuencia probablemente relacionada con el propio impacto de los linces). Sin embargo, como ya se ha comentado, los núcleos cercados actúan como áreas de dispersión y recolonización de los conejos por lo que su efecto va más allá de la mera suplementación alimenticia y, de hecho, se relacionan con la recuperación del conejo a la escala de las necesidades espaciales de los linces (ver resultados a escala poblacional). Por otro lado, su papel como áreas de alimentación de linces ha sido clave a la hora de abordar crisis en las poblaciones naturales de conejo, las cuales sin la presencia de los *RCC* probablemente hubieran afectado negativamente a la cantidad de hembras territoriales de lince, tal como sucedió en la crisis por EHV registrada en 2006 en las sierras de Andújar-Cardeña (ver cuadro de la página 184).

Reforzamientos libres de conejo

a) Sierras de Andújar-Cardeña:

Los *RLC* han ofrecido en promedio resultados positivos, con un promedio de 3,54 ±0,71 conejos/ha en los tratamientos frente a los 0,84 ±0,18 conejos/ha registrados en los controles (prueba U: Z=-2,94, P=0,0032, *n*=17). La mejora significativa se observó en el 85,7%% de las actuaciones (Tabla 32). La recuperación respecto a la situación de partida ha sido notable, unas 10 veces superior: 0,41 ±0,13 conejos/ha *versus* 4,03 ±0,94 conejos/ha (*n*=6). El uso de cercas individuales en cada vivar donde se han liberado conejos (Ref. 16 y Ref. 17 de Tabla 32) no ofreció mejores resultados que en los vivares sin cercar (resto de ensayos de Tabla 32). La evolución temporal ha resultado variable, aunque el periodo seguimiento ha sido breve (1-3 años). En el caso del *RLC* más antiguo, los resultados no han sido significativos, si bien se trata de la actuación de menor entidad. En el resto, con más de tres años de seguimiento, se observa una dinámica común, con una mejora importante tras el primer año, seguido de un brusco descenso al año siguiente (motivado por la EHV) y una significativa mejora el último año de evaluación (Fig. 72).

En el 100% de las actuaciones se han detectado linces, al menos un total de 23 ejemplares (Tabla 33). El índice de abundancia de indicios de lince se evaluó en 2009 y en 2010, ofreciendo un promedio 1,06 ±0,20 indicios/km, cifra no diferente estadísticamente (Prueba U: p>0,05) de las cuadrículas de 2,5x2,5 km evaluados en 2008, que registraron una abundancia de 0,8 ±0,2 indicios/km. Previamente a la actuación no se detectó la presencia de indicios de lince en 13 muestreos, situación que ofrece un resultado significativo (prueba U: Z=-4,0, P<0,0001) respecto al promedio de indicios resultante entre 2009 y 2010.

Tabla 33. Número de ejemplares de lince detectados en los RCL de las sierras de Andújar-Cardeña.

Ref.	Actuación	2005	2006	2007	2008	2009	2010
URTC 1*	Valquemado (2005)	0	0	0	3	3	4
URTC 4**	Valquemado (2007)			0	2	5	3
URTC 5a**	Montealegre noreste-1				1	2	2
URTC 5b**	Montealegre noreste-2				0	2	2
URTC 5c**	Montealegre oeste-A				0	3	2
URTC 5d**	Montealegre oeste-B					2	2
Territ. 18**	Chaparral (2010)						1

* *Ver plano de UA LIFE 2002-2006 ** ver plano de UA LIFE 2006-2011*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

b) Comarca de Doñana-Aljarafe:

Aunque las densidades de conejos en las zonas de tratamiento no son muy elevadas, 1,29 ±0,66 conejos/ha (*n* =13), si que se aprecian diferencias significativas (prueba U: Z=-7,77, P<0,0001) respecto a las zonas control, con 0,71 ±0,52 conejos/ha (*n* =13). La mejora significativa se observó en el 52,9% de las zonas estudiadas (Tabla 34).

Se han detectado indicios de presencia de lince en el 100% de las actuaciones analizadas, comprobándose su uso por al menos 22 ejemplares diferentes (Tabla 35).

Tabla 34.
Resultados de los reforzamientos sin cercar de conejos en Doñana-Aljarafe.

Ref.	Conejos/ha TRAT.	Conejos/ha CONT.	Test U P	Promedio TRAT
URTC 18	3,37±0,44	1,16±0,26	P=0,09	3,90±0,18
	4,31±0,33	2,58±1,04	P=0,003	
UCT 5	3,37±0,36	1,8±0,22	P=0,13	3,37±0,40
UCT 3	2,70±0,18	3,41±0,56	P=0,6	3,98±0,11
	4,56±0,22	1,45±0,18	P<0,0001	
URTC 14	4,04±0,26	2,23±0,51	P=0,02	3,37±0,09
	2,82±0,18	4,80±0,92	P=0,2	
URTC 11	0,95±0,07	0,77±0,26	P=0,039	0,95±0,07
UCT 1	3,29±0,40	0,39±0,04	P=0,001	3,29±0,40
URTC 15	0,73±0,07	0,01±0,00	P=0,12	0,73±0,07
URTC 10	0,66±0,01	2,19±0,51	P=0,003	
	0,07±0,00	0,18±0,00	P=0,79	
URTC 9	0,88±0,11	0±0	P<0,0001	1,84±0,001
	1,92±0,006	0,18±0,0	P<0,0001	
UCT 8	0±0	0±0	P=1	1,41±0,001
	1,11±0,001	0,18±0,001	P<0,0001	
URTC 6	3,27±0,37	0,20±0,001	P<0,0001	3,27±0,37

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Tabla 35.
Número de ejemplares de lince detectados en los RCL de Doñana-Aljarafe.

Ref.	Actuación	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
UCT 3	Cabeza Rasa oriental	-	-	0	1	5	4	3	5
UCT 7	R.B.D/S.T.O	-	-	1	2	2	3	2	3
URT 9	R.B.D/Zalagalano	-	-	-	-	1	2	3	3
URTC 10	R.B.D/Duque	-	-	-	-	1	2	2	1
URTC 14	Cabeza Rasa occidental	-	1	1	1	3	4	4	4
URTC 16	M.L.G	-	-	-	0	0	3	2	1
URTC 18	Aznalcázar norte	-	-	0	0	1	1	3	2

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

No se pudieron hacer muestreos específicos de abundancia de indicios, si bien a tenor de lo observado, se puede intuir una respuesta funcional positiva frente a estas actuaciones.

Los reforzamientos libres de conejo han ofrecido en promedio buenos resultados, si bien notablemente mejores en Sierra Morena que en Doñana-Aljarafe. En general, la variabilidad en el éxito se encuentra condicionada prácticamente por las mismas causas potenciales que afectan a los núcleos cercados. En el caso de Doñana los resultados obtenidos probablemente se relacionen con la menor dimensión de los ensayos en promedio. Por ejemplo, la cantidad media de conejos liberados por suelta fue de 100 para Doñana y 224 para Sierra Morena.

Aunque los datos necesitan de un análisis en mayor profundidad, nuestras experiencias indican que las sueltas sin cerramiento llevaron asociados mejores resultados con la liberación de mayores lotes de conejos. Esta relación no apoya las conclusiones de Moreno *et al.* (2004), quienes encontraron mayor éxito con lotes de suelta menores de 40 ejemplares, frente a lotes mayores de 160 ejemplares, estos últimos más parecidos a los nuestros. Sin embargo, el hecho de que las sueltas las realizaran directamente sin vivares artificiales podría explicar la discrepancia entre ambas. Por otra parte, según el resultado obtenido en una experiencia similar a las nuestras realizada en Melonares, Rouco *et al.* (2010) recomiendan el confinamiento de los conejos en cada vivar donde se han liberado. Sin embargo, en nuestro caso los cerramientos individuales no ofrecieron mejores resultados. Estos autores detectaron a corto plazo una mayor supervivencia de los conejos recluidos 6 días frente a los 3 días, de modo que las cercas mejoraron la supervivencia a corto plazo probablemente gracias a una mayor fijación de los conejos al vivar (Rouco *et al.* 2010). En el caso del ensayo Ref. 2 (Tabla 32), la tasa de ocupación de los vivares con cerramiento (durante 4 días) y los que no la habían tenido fue similar en el plazo de 2 meses tras la suelta de conejos (100%). Por esta razón, a partir de entonces no realizamos más sueltas con cercado de vivar (lo cual simplificó notablemente la actuación) y, de hecho, los resultados en general fueron óptimos, al menos en Sierra Morena. En el ensayo realizado en Melonares las sueltas en vivares artificiales multiplicaron por cuatro la abundancia de conejos en los tres años siguientes a las sueltas (Rouco, 2008), mientras que en nuestros ensayos, realizados en la misma Sierra Morena, en promedio lo hicieron por diez. Las diferencias entre ambas experiencias probablemente guardan relación con el tipo de hábitat de cada ensayo, ya que en nuestro caso siempre se seleccionaron áreas de suelta con coberturas mínimas de matorral serial mayores del 50%, mientras que Rouco *et al.* (2010) trabajaron en zonas de menor cobertura (30%). De hecho, a pesar de que los conejos liberados sin reclusión temporal pueden abandonar los vivares tras su liberación, nuestros datos indican que estos mis-

Tabla 36. **Resumen comparativo de los resultados de cada tipo de actuación en las sierras de Andújar-Cardeña y en Doñana-Aljarafe.**

Actuación	A) % Act. con mejora (n)	B) Abundancia media (conejos/ha) en eval. con mejora	C) Sup. media con mejora (ha)	B x C	% Uso lince	Respuesta lince significativa
POBLACIÓN ANDÚJAR-CARDEÑA						
Desbroces	33,3 (6)	0,30	82,5	24,7	33,3	NO
Refugios	44,4 (18)	6,97	111,4	776,4	77,7	¿?
RCC	89,5 (41)	20,15	3,0	60,3	72,5	SÍ
RLC	83,3 (7)	4,91	58,3	286,2	100	SÍ
POBLACIÓN DOÑANA-ALJARAFE						
Refugios	58,3 (12)	1,24	270	334,8	100	SÍ?
RCC	82,1 (23)	9,25	2,62	24,24	74,3	SÍ?
RLC	78,5 (22)	1,66	24,6	102,09	100	SÍ?

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

mo ejemplares reocupan posteriormente los vivares. Es conocido que la disponibilidad de matorral denso mejora la supervivencia de los conejos translocados (Calvete y Estrada, 2004). Otros ensayos realizados en Doñana también ofrecieron resultados positivos de este tipo de actuación, al menos a corto plazo (Cabezas y Moreno, 2007).

Todavía no hay disponibles datos para evaluar la autosostenibilidad a largo plazo de los *RLC*, y aunque los resultados preliminares son algo dispares, parece que, al menos, algunos ensayos mantienen densidades óptimas para los linces tras tres años, a pesar de que algunos han sufrido reducciones importantes relacionadas con brotes epidémicos de EHV (por ejemplo Ref. 12 en la Tabla 33), como resultado de su incorporación a la dinámica natural de la población receptora.

En este sentido, la respuesta de los linces a las sueltas sin cercar de conejo ha sido en general positiva, con un elevado porcentaje de uso de las distintas actuaciones tanto en Sierra Morena como en Doñana. Este resultado evidencia que las abundancias obtenidas son adecuadas, al menos, para provocar una respuesta funcional rápida de la especie diana.

COMPENDIO DE LA EVALUACIÓN DE LAS ACTUACIONES A ESCALA LOCAL

La Tabla 36 expone la comparación de los resultados para cada tipo de actuación evaluada a escala local. Los reforzamientos cercados de conejo han sido la actuación con mayor porcentaje de éxito, seguidos de cerca por los reforzamientos sin cercar, mientras que la mejora de refugio para conejos y los desbroces han ofrecido unos resultados pobres en cuanto al porcentaje de éxito. Respecto a la mejora de la abundancia local de conejo en las actuaciones con éxito, al considerar tanto la densidad obtenida como la superficie de actuación, los refugios, con diferencia, son la actuación que ha ofrecido un mejor resultado, seguidos por los *RLC*.

En cuanto al uso de las actuaciones por los linces, se ha observado una repuesta positiva inequívoca en los dos tipos de reforzamiento de conejo, mientras que ha sido probable en el caso de los refugios y nula en el caso de los desbroces.

El hecho de que las actuaciones relacionadas con los reforzamientos poblacionales de conejo son las que han ofrecido los mejores resultados pone en evidencia que, en nuestras áreas de trabajo, la calidad del hábitat tiene un papel secundario como factor regulador de las poblaciones de conejo. Incluso en Doñana, en hábitats en principio localmente desfavorables como los pinares de la zona del Abalario, se han conseguido densidades muy altas de conejo mediante los reforzamientos. La regulación ejercida por la EHV probablemente condiciona este resultado, aunque no puede descartarse el papel como factor limitador la predación en situaciones de baja densidad de conejo (por debajo de 0,5 ejemplares/ha, E. Virgós com. per.), tal como sugiere la hipótesis de la "trampa del predador" (Trout *et al*., 1989). En este sentido apunta el efecto positivo observado en el caso de las mejoras de refugio. En cualquier caso, la combinación de esta actuación con los reforzamientos poblacionales puede compensar la mortalidad causada tanto por las enfermedades como por la predación.

Dentro de las actuaciones de reforzamiento, las sueltas sin cerramiento son el tipo que ha ofrecido mejores resultados relativos en una escala espacial inmediata (dentro de la propia superficie de actuación) en cuanto a los cambios en la abundancia absoluta obtenida. Sin embargo, la expansión en "mancha de aceite" de los conejos a partir de los *RCC* no ha sido tenida en cuenta en la comparación cuantitativa y este efecto en realidad compensa los resultados comparados (ver evaluación de actuaciones a escala poblacional). Otras circunstancias juegan a favor de los cercados, en este caso de manera específica para el lince, o incluso para cualquier otra especie amenazada a la que se dirija este tipo de actuación: en casos de reducciones catastróficas de la población de conejos los *RCC* son estructuras de manejo muy prácticas, debido a su papel secundario como puntos de alimentación suplementaria. Como ya se ha citado previamente, esta situación se dio en Sierra Morena en 2006 tras un grave episodio de EHV, en cuya gestión el manejo de los *RCC* tuvo un papel muy importante (ver cuadro de la página 184).

Las principales actuaciones dirigidas a la mejora del conejo (desbroces, refugios artificiales y reforzamientos poblacionales cercados o sin cercar) se han evaluado mediante aproximaciones pseudo-experimentales, en las que se ha contrastado los cambios en la abundancia (respuesta numérica) observados en los tratamientos con los observados en zonas control. También se ha estudiado el uso que han hecho los conejos de las actuaciones de mejora de refugio (respuesta funcional). Paralelamente, se han seguido la respuesta de los linces (funcional) a los cambios de los conejos asociados al programa de mejora.

Los resultados indican que los desbroces de matorral serial (evaluados sólo en las sierras de Andújar-Cardeña, *n* = 6) han ofrecido resultados muy pobres, con una mejora significativa que afectó sólo al 33,3 % de las actuaciones, si bien no se alcanzó el umbral de abundancia que necesitan los linces (1 conejo/ha). La mejora de refugio mediante vivares artificiales (de tipo palets y de tipo tubos) ha tenido éxito entre el 44,4% y el 58,3% de las actuaciones evaluadas (n=30), en las que además se ha superado el umbral de abundancia exigido por el felino (rango promedio 1,2-6,9 conejos/ha); los linces se han detectado en el 77% y el 100% de las áreas de mejora de refugio de conejo (125 ejemplares). Los reforzamientos de conejos sin cercar mostraron un elevado éxito, con un rango de mejoras significativas del 78,5% - 83,3%, un rango de abundancia promedio de 1,66 – 4,91 conejos/ha y un uso por los linces (45 ejemplares) del 100% de las actuaciones evaluadas (n=29). Los reforzamientos cercados de conejo han tenido el éxito más elevado, entre el 82,1 y el 89,5%, un rango de abundancia promedio notablemente superior al resto, 9,2 – 20,1 conejos/ha y un uso por los linces (121 ejemplares) del 72,5-74,3% de las actuaciones evaluadas (*n*=64). En cuanto al impacto espacial comparado, los refugios han permitido la recuperación de mayores superficies con abundancias óptimas, seguidos por los reforzamientos sin cercar y por los reforzamientos cercados, aunque teniendo en cuenta la variabilidad del porcentaje de éxito y la respuesta funcional de los linces, como valoración global cabe concluir que los reforzamientos poblacionales han resultado la actuación más adecuada para los objetivos del programa. Los cercados de conejos presentan una ventaja añadida, ya que pueden ser utilizados como estructuras de manejo muy útiles en situaciones críticas, por ejemplo frente a casos de epidemias importantes de conejo.

Ejemplo de gestión adaptativa: el manejo de las crisis por EHV de la población de conejo en Sierra Morena

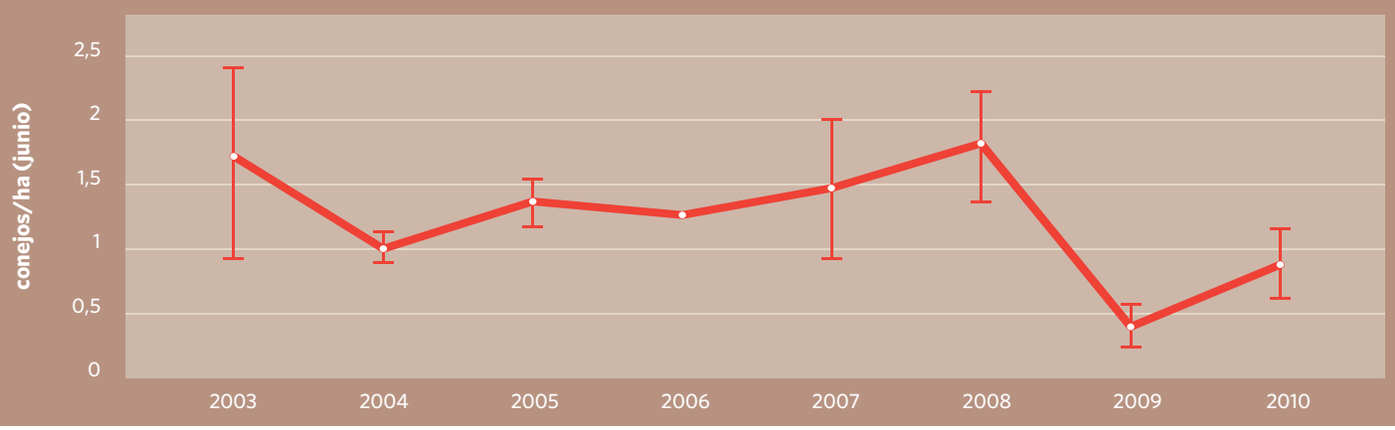
Año 2006

1. *El control de la EHV detectó tempranamente (marzo) un grave brote epidémico que afectó a toda la población del núcleo de las sierras de Andújar-Cardeña.*
2. *Los censos de junio confirmaron un descenso de conejos respecto a 2005 (-50%).*
3. *Los datos de fototrampeo mostraron un alto porcentaje de hembras con cachorros, en relación al excelente año previo (2005) de conejos.*
4. *Acciones desarrolladas:*
   - *Alimentación suplementaria: 8 nuevos CAS que, con los 6 existentes asistieron a 16 hembras territoriales con 30 cachorros (junio-diciembre 2006)*
   - *Reposiciones de 1200 conejos silvestres en 20 CRC que asistieron a 6 hembras territoriales con 13 cachorros (abril-octubre 2006)*
   - *En conjunto, se asistieron 16 hembras territoriales con 30 cachorros.*
5. *Resultados:*
   - *No se observó ninguna pérdida de hembras territoriales.*
   - *El éxito reproductor fue uno de los más elevados del periodo 2002-2010, con una elevada supervivencia de los cachorros (el 68% de supervivencia anual aparente para toda la cohorte; 64% de promedio 2002-2009).*

Año 2009

1. *En los sondeos de junio se detectó un notable descenso de la población de conejos en el valle del río de los Santos (sector nor-occidental del núcleo del río Jándula), afectando a 4 cuadrículas 2,5 x 2,5 km con tres hembras territoriales de lince (Fig.1).*
2. *La zona no está contemplada por el programa de control de EHV, aunque los guardas informaron en junio de una importante mortalidad de conejos entre marzo y abril.*
3. *Acciones desarrolladas:*
   - *Alimentación suplementaria: 1 nuevo CAS que asistió a un territorio desde junio 2009.*
   - *Reforzamientos libres de conejos: 2 áreas de 100 ha cada una, con 566 conejos liberados en 100 vivares de tubo entre enero y mayo de 2010, que asistieron a dos territorios.*
   - *En conjunto, se asistieron dos hembras territoriales, sin reproducción confirmada en 2009.*
4. *Resultados:*
   - *Se mantuvieron ocupados los tres territorios y se formó otro más (Dehesa) asociado espacialmente al CAS y a una UA colindante, aunque dos hembras adultas abandonaron el territorio, fueron sustituidas por sus respectivas hijas. En 2009 una de estas últimas se desplazó temporalmente a 10 km al este (finca Valquemado), aunque en 2010 se confirmó su presencia en su territorio natal.*
   - *El año 2010 se observó una ligera recuperación del conejo (Fig.1).*

Figura 1.
Evolución de la población de conejo en el valle del río de los Santos.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia.

Mejora del conejo a escala poblacional

METODOLOGÍA

Respuesta numérica del conejo

Se ha estudiado el efecto de las actuaciones locales sobre los cambios en la abundancia del conejo a un nivel espacial correspondiente a una *unidad de actuación (UA)*. Para ello se han seguido dos aproximaciones complementarias: a) estima cuantitativa de la contribución del conjunto de actuaciones locales a cada *UA* a la que pertenecen; y b) estudio de la distribución espacial de la abundancia de conejo en las *UA* en relación a las actuaciones locales.

a) Estima cuantitativa de la contribución de las actuaciones locales:

En primer lugar, se han identificado las unidades de actuación (*UA*) donde se han confirmado: 1) cambios positivos generales en la abundancia de conejo a través de los sondeos anuales en cuadrículas de 2,5x2,5 km (ver apartado de seguimiento del conejo), y 2) actuaciones particulares que han tenido un efecto local significativo en la abundancia (básicamente en los reforzamientos de conejo). En una muestra de estas *UA* se ha llevado a cabo una estima de la abundancia total de conejo (densidad x superficie) dentro de las actuaciones locales (estima A). Como superficie se ha considerado un buffer de 180 m entorno a cada actuación, como radio del territorio medio de los conejos en medios mediterráneos (10,3 ha; Lombardi *et al.*, 2003), denominándose a este espacio *Área de Influencia*. A su vez, se ha realizado una estima de la abundancia total de conejo en el resto del área de cada *UA* evaluada, es decir, fuera de las *Áreas de Influencia* (estima B). Para ello se han utilizado los datos del sondeo anual de las cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km (ver apartado de seguimiento del conejo), seleccionado aquellas cuadrículas donde se ubica cada *UA* evaluada (entre una y tres cuadrículas). La superficie de la estima B se ha calculado mediante la suma de la superficie de las cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km abarcadas por cada *UA*, a la que se ha restado el *Área de Influencia* de las actuaciones. A continuación se han sumado las dos estimas de abundancia de conejo (A+B) y se ha calculado el porcentaje correspondiente a las actuaciones locales evaluadas. Dicho porcentaje representa la contribución cuantitativa estimada de dichas actuaciones dentro de cada *UA*. El error estándar de cada estima parcial (p. e. el error estándar de cada *RCC* y del muestreo de la cuadrícula 2,5 x 2,5 km) se ha ido acumulando a fin de calcular el intervalo de error de la estima final. Cabe destacar que se trata de una estima conservativa, ya que lo más frecuente es que el efecto de las actuaciones trascienda fuera del *Área de Influencia* (ver siguiente párrafo). En Sierra Morena se evaluaron en 2009 siete unidades de actuación con esta metodología, estando la mayor parte de las actuaciones ejecutadas en 2006, mientras que en Doñana en 2010 se evaluaron nueve unidades de actuación, ejecutadas la mayor parte a partir de 2006.

b) Distribución espacial de la abundancia de conejo en las *UA*:

Este segundo tipo de evaluación individual de las *UA* ha consistido en cartografiar en detalle la abundancia del conejo dentro de las *UA*. En tres *UA* de Andújar-Cardeña se diseñó un muestreo específico e intensivo de transectos de conteo de letrinas, realizados en unidades de 500 m repartidas homogéneamente y con una densidad de 5 transectos de 500 m / km^2. La georeferenciación mediante GPS de las letrinas localizadas en cada transecto ha permitido cartografiar en detalle la abundancia del conejo, mediante análisis Kernel (extensión Home Range Análisis de ArcView; adaptative Kernel). Se ha obtenido de este modo un mapa de isolíneas que muestran la probabilidad de detección de la especie (Scott, 1992), que en este caso guardan relación directa con la densidad de conejo en cada *UA* evaluada. De este modo se puede mostrar gráficamente el efecto de las actuaciones en su entorno. En dos de estas *UA* la mayor parte de las actuaciones se ejecutaron antes de 2006, mientras que la tercera se puso en marcha en 2008. En el caso de Doñana-Aljarafe, con los datos de los sondeos de letrinas correspondientes al año 2009 en las cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km, se realizó un análisis Kernel con las letrinas geo-referenciadas en estos muestreos. Con esta aproximación, pudo representarse espacialmente la abundancia relativa de conejo a fin de estudiar su asociación con las actuaciones de mejora para

once *UA*. Tanto en Sierra Morena como en Doñana, los análisis incluyen los datos de la evaluación de cada actuación local (mediante conteo de letrinas), que se han añadido a la nube de puntos generada por la ubicación de las letrinas registradas bien en los transectos de 500 m (S. Morena), bien en los sondeos de las cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km (Doñana).

Respuesta numérica del lince

Se han estudiado los cambios en la abundancia de linces asociados a las *UA*. Como variable de respuesta se ha utilizado el número de nuevas hembras territoriales ligadas a *UA*, siempre que en dichas *UA* se halla confirmado un cambio significativo en la abundancia de conejo. Las hembras territoriales son un buen indicador del tamaño poblacional (ver apartado correspondiente). Se trata de una evaluación realizada tanto a escala local (para cada *UA* por separado), como a escala poblacional; en este último caso, se ha estimado la contribución en porcentaje de los territorios recuperados respecto la población total.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respuesta numérica del conejo

Como ya se ha expuesto, en Sierra Morena los desbroces de matorral no tuvieron efectos significativos sobre la dinámica poblacional del conejo, por lo que el éxito de las 10 *URTH* fue nulo. Respecto a las 13 *UA* basadas en el reforzamiento de conejo instaladas en el periodo 2002-2006, se observaron mejoras tanto locales como globales en 5 de ellas (38%), mientras que para el periodo 2006-2010 se han observado en 6 de las 10 (60%), si bien debe indicarse que 3 todavía no están acabadas, por lo que al excluir estas últimas el porcentaje de *UA* con mejora se sitúa en el 85,7%. La contribución cuantitativa media de las actuaciones locales en las siete *UA* evaluadas en 2009 fue del 44,8% (ver detalles en Tabla 37); es decir, dentro de cada cuadrícula 2,5 x 2,5 km donde se ubican las *UA* evaluadas, ese porcentaje de los conejos presentes estaba ligado a las actuaciones locales de mejora (*RCC* y RCL principalmente). En Doñana-Aljarafe

Tabla 37.
Contribución de las UA en las sierras de Andújar-Cardeña (2009) y en Doñana-Aljarafe (2010) a la población de conejo en la cuadrícula 2,5 x 2,5 km donde se sitúan.

Ref.	% contribución media	% contribución mínima	% contribución máxima
POBLACIÓN ANDÚJAR-CARDEÑA			
UCT 1	38,2	27,8	59,3
URTC 1*	74,1	56,7	91,5
URTC 1**	17,3	13,7	21,2
URTC 2**	40,1	28,5	53,4
URTC 3*	39,4	30,2	48,6
URTC 3**	26,4	21,5	30,3
URTC 5**	78,2	59,9	96,5
POBLACIÓN DOÑANA-ALJARAFE			
UCT 1	39,6	39,6	39,6
UCT 2	10,1	8,78	11,1
UCT 3	16,5	15,3	18,0
UCT 4	34,0	6,71	56,2
UCT 5	17,0	8,56	22,6
URTC 4	26,1	17,3	99,0
URTC 5	52,9	52,9	52,9
URTC 6	99	99,0	99,0
URTC 18	46,6	46,6	46,6

** Ver plano de UA LIFE 2002-2006* *** ver plano de UA LIFE 2006-2011*

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

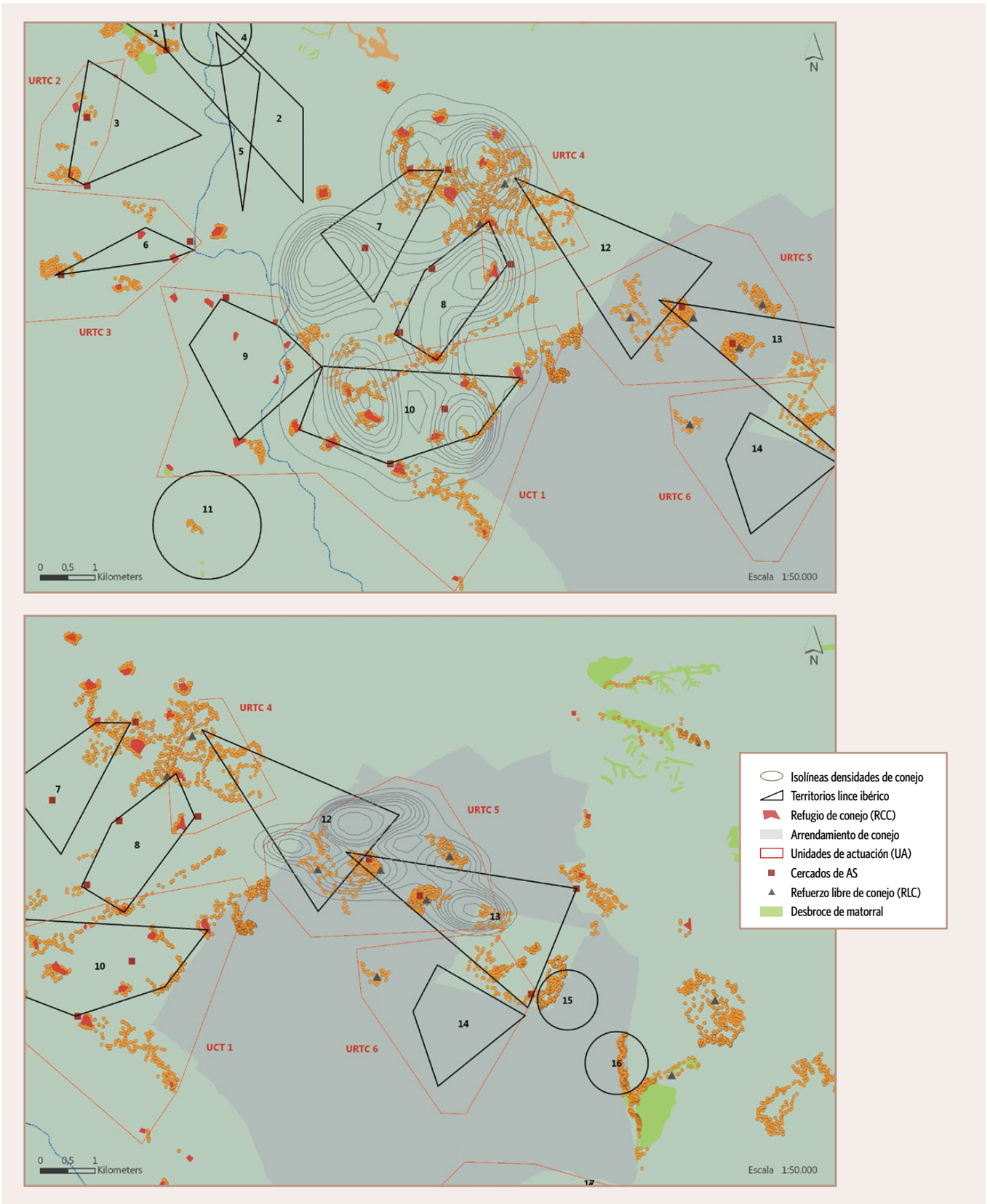
en el periodo 2006-2010 se confirmó un aumento de los conejos tanto a escala local como a nivel poblacional en el 80.9% de las *UA* (n = 17), mientras que la contribución cuantitativa de las actuaciones locales en las nueve *UA* evaluadas en 2010 ofreció un valor promedio del 38,03%.

En general, dentro de cada *UA* las áreas de máxima abundancia de conejo se centran en torno a las zonas donde se han realizado reforzamientos poblacionales de conejo (Fig. 73 y 74), no solamente a corto plazo, por ejemplo en *UA* evaluadas dos años después de las primeras translocaciones, sino también a largo plazo en los casos donde la mayor parte los *RCC* se pusieron en funcionamiento entre 2003 y 2004. En todas las *UA* evaluadas se observa la disminución de la densidad de manera directamente proporcional a la distancia a cada actuación local, situación que sugiere una expansión de la abundancia de conejo en "mancha de aceite" desde las actuaciones locales de reforzamiento poblacional.

Los porcentajes de contribución de las actuaciones dentro de la escala considerada podrían ser valorados como modestos. Sin embargo, cabe resaltar dos matices que podrían hacer que tal conclusión no sea del todo correcta. En primer lugar, varias evaluaciones se realizaron tras 3-6 años desde la puesta en marcha de las actuaciones (6 actuaciones en S. Morena y 6 en Doñana), circunstancia que probablemente ha subestimado su papel en la dinámica de recuperación del conejo, puesto que en todas las *UA* evaluadas se observó una mejora desde la situación inicial (se partía de < 1 conejo/ha en casi todos los casos). Por ejemplo, en el año 2009 las cuadrículas beneficiadas por *UA* de Andújar-Cardeña ya habían experimentado en general una notable mejora de la situación del conejo tras la ejecución de las actuaciones entre 2003 y 2006 (ver apartado de seguimiento de conejo). En segundo lugar, como ya se ha comentado en la descripción metodológica, el *Área de Influencia* definida para las estimas de la contribución se encuentra subestimada, hecho puesto claramente de manifiesto por los análisis Kernel. Si bien hubiera sido más adecuado definir el *Área de Influencia* basada en las iso-líneas de abundancia de conejo, esta aproximación en realidad es sumamente compleja, ya que probablemente la expansión intervenida de los conejos interactúa con los núcleos autóctonos, lo que dificulta establecer los límites espaciales de la contribución. En resumen, aunque las contribuciones estimadas ofrecen resultados conservadores, aportan simplicidad al análisis, por lo que al menos se puede contar con unas cifras mínimas más sólidas. Por otro lado, incluso asumiendo las contribuciones aportadas como adecuadas, en 5 de las 9 *UA* evaluadas en Doñana-Aljarafe las actuaciones locales han tenido un papel clave para alcanzar y superar la abundancia de conejos exigida por los linces en el contexto espacial de cada *UA*.

Debido a que los *RCC* han sido la principal actuación ejecutada, este tipo de reforzamiento poblacional probablemente ha sido el principal motor de la recuperación del conejo. La expansión observada desde los núcleos de suelta a través del análisis Kernel apunta en esta línea, aunque, como se discute más adelante, la probable regulación de la predación a través de la alimentación suplementaria (bien específica en los *CAS*, bien indirecta en los *RCC*) también ha podido contribuir en las mejoras observadas. Las *UA* sin éxito se ejecutaron principalmente durante el primer periodo de trabajo (2003-2006), cuando buena parte de las actuaciones se seleccionaron de manera intuitiva a fin de ser evaluadas en campo. Dentro de estas *UA*, destacaron aquellas basadas en los desbroces de matorral serial llevadas a cabo en Andújar-Cardeña y algunas *UA* basadas en reforzamientos cercados de conejo que no ofrecieron los resultados esperados. Los *RCC* de estas *UA* fueron de pequeño tamaño (< 1ha) y, en algunos casos, se situaron en zonas donde ni siquiera había presencia testimonial de conejos. Por tanto, la escala de ejecución de las actuaciones tiene un papel clave en sus resultados. En este sentido, los fundamentos cuantitativos expuestos en la presente obra pueden servir de guía metodológica para definir la amplitud de las actuaciones. Por último, destacar que hasta donde llega nuestro conocimiento, no se dispone de información científica publicada que evalúe el efecto del conjunto de actuaciones ejecutadas a la escala poblacional definida en nuestro caso.

Figura 73.
Influencia de las actuaciones de reforzamiento de conejo en la expansión de la especie en Sierra Morena.
Arriba: UA finca Valquemado; Abajo: UA finca Montealegre.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 74.

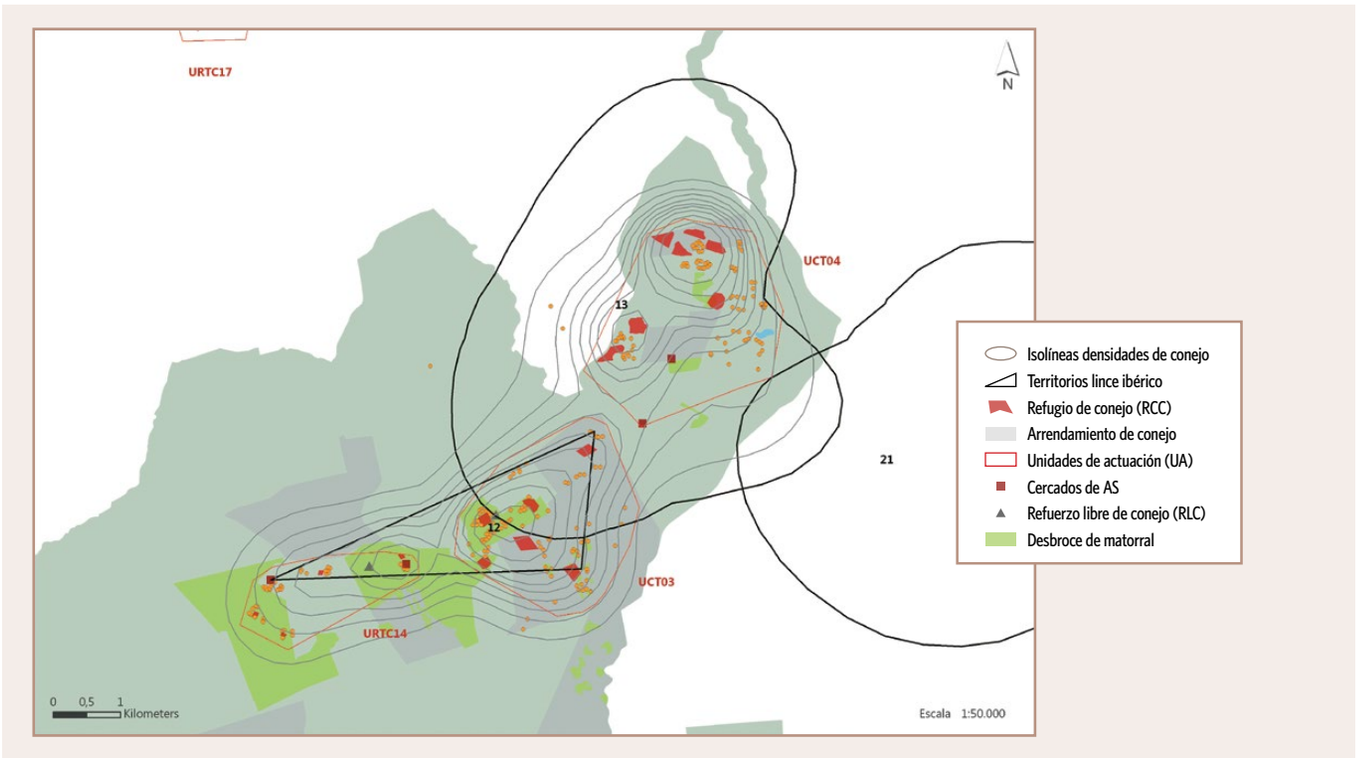
Influencia de las actuaciones de reforzamiento de conejo en la expansión de la especie en Doñana-Aljarafe.

Arriba: UA zona del Abalario; Abajo: UA zona la Reserva Biológica de Doñana.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 74.
Influencia de las actuaciones de reforzamiento de conejo en la expansión de la especie en Doñana-Aljarafe. UA zona finca Las Mulas.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Respuesta numérica del lince

En Sierra Morena 8 hembras territoriales se encuentran asociadas a *UA* correspondientes con la estrategia 2003-2006 y otras 8 (3 de ellas radiomarcadas) a *UA* ejecutadas con la estrategia 2007-2011. Para ésta última, tres *UA* no colonizadas se encuentran en fase de ejecución. En todas éstas se ha observado una mejora sustancial del conejo que ha superado el umbral de 1 conejo/ha, en junio, necesario para que los linces se establezcan como territoriales. En total 16 hembras territoriales se encuentran en la actualidad espacio-temporalmente asociadas a las respectivas *UA*, es decir, el 35,5% del máximo estimado en 2010, 45 hembras territoriales. Todas se han reproducido tras su asentamiento. Respecto a la edad de los ejemplares recolonizadores: 11 fueron ejemplares de 1-2 años de edad y el resto 3 adultos flotantes y 2 adultos desplazados de otros territorios; en cuanto al origen de los ejemplares, 8 provienen de territorios adyacentes a la *UA* o de la propia *UA* (en el caso las *UCT*), mientras que otros proceden de territorios alejados 4-6 km.

En Doñana-Aljarafe, 12 hembras, de las 20 hembras territoriales conocidas en 2010 se encuentran ligadas a *UA* (el 60%). En 9 de estos territorios se ha confirmado reproducción tras el asentamiento de las hembras. En cuanto a la edad de los ejemplares recolonizadores, 12 han sido ejemplares subadultos de 1-2 años de edad y sólo en un caso ha sido 1 adulto no territorial. En cuanto al origen de los ejemplares, 7 de ellos proceden de zonas a distancias comprendidas entre los 9 y los 46 km de su lugar de nacimiento, mientras que en los restantes 6 casos, los ejemplares proceden de la misma zona, bien por asentamiento en áreas contiguas o por sustitución de la madre como hembra regente del territorio.

Los cambios espaciales en la abundancia de conejo en las *UA* exitosas han sido suficientes para obtener un cambio numérico positivo de los linces. Además de la propia mejora en la abundancia de alimento, tres factores sinérgicos han condicionado la rápida respuesta observada: 1) el diseño espacial de las estrategias de actuación, 2) la dependencia del felino por densidades adecuadas de conejos y 3) la disponibilidad de ejemplares de lince flotantes no territoriales.

La marcada simplicidad del sistema predador-presa diana condiciona la eficacia observada la respuesta numérica de los linces. Este resultado pone en evidencia que la abundancia y la distribución del alimento es, sin duda, uno de los principales factores limitantes de las dos poblaciones de lince trabajadas. Desde la óptica del conejo, las densidades obtenidas son muy modestas, ya que las poblaciones no reguladas por enfermedades pueden alcanzar los 40 ejemplares /ha en medios mediterráneos ibéricos (Palomares *et al*., 2001). Afortunadamente, la densidad de conejos mínima requerida por los linces (Palomares *et al*., 2001; presente obra) se sitúa dentro de los valores registrados en las *UA* exitosas, siendo esta circunstancia fundamental en la respuesta numérica obtenida.

En la actualidad la representación en el conjunto poblacional de territorios de lince ligados a *UA* tiene una notable importancia tanto en Sierra Morena como en Doñana. De hecho, la contribución de las *UA* ha sido clave para alcanzar e incluso superar a partir de 2009 los 50 ejemplares reproductores en una de las poblaciones, meta marcada como principal objetivo para el programa 2006-2011.

Resumen de mejora de las poblaciones de conejo a escala poblacional

El impacto de las actuaciones de mejora de conejo a escala poblacional se estudió mediante dos aproximaciones. En primer lugar se identificaron las *unidades de actuación* (*UA*) en las que se observaron tanto cambios positivos generales en la abundancia de conejo, como mejoras significativas locales ligadas a las actuaciones del programa (básicamente mejoras de refugio y reforzamientos de conejo). En dichas *UA* se estimó la contribución cuantitativa de las actuaciones locales a la abundancia total de conejos. En segundo lugar, para cada *UA* evaluada se levantó una cartografía detallada de la abundancia de conejo basada en muestreos de letrinas, y mediante un SIG se realizó un análisis Kernel que permitió establecer de manera gráfica la asociación de la abundancia de conejo (reflejada a través de isolíneas de probabilidad de detección) a cada actuación local. Para el periodo 2002-2006, en Andújar-Cardeña se observaron mejoras de conejo en el 21% de las *UA* (*n* = 23), si bien cabe destacar que en 10 de ellas se llevaron a cabo fundamentalmente desbroces de matorral serial, por lo que al eliminar estas unidades se observaron cambios positivos en el 38%. Para el periodo 2006-2011 se detectaron cambios positivos en el 85,7% de las *UA* finalizadas de Andújar-Cardeña (*n*=7) y en el 80,9% de las *UA* de Doñana-Aljarafe (n= 17). La contribución de las actuaciones locales al conjunto de cada *UA* se situó en un rango promedio del 30,4%-38,9% (n= 13, evaluadas entre 2009 y 2010). Dichos valores probablemente son una subestima de la contribución espacio-temporal, debido a que las *UA* se evaluaron tras 3-6 años de su puesta en marcha, por lo que un efecto potencial en la mejora desde la situación inicial (con < 1 conejo/ha en casi todos los casos) quedaría enmascarado en parte. Los análisis Kernel (*n*=12, evaluadas entre 2009 y 2010) mostraron una clara asociación de la abundancia de conejos a las actuaciones locales de cada una de ellas, disminuyendo la densidad de manera directamente proporcional a la distancia a cada actuación local. Sendas aproximaciones muestran que el conjunto de actuaciones locales ha tenido un efecto en las mejoras observadas a mayor escala. Respecto a la respuesta numérica de los linces, en 2010 el 35,5 % de las hembras territoriales de Andújar-Cardeña (*n*=45) y el 60% de Doñana-Aljarafe (*n*=20) se encuentran ligadas a *UA* en las que, partiendo de una situación inicial claramente subóptima, se ha superado el umbral de 1 conejo/ha en junio. Estas cifras indican la importante contribución de las *UA* a la recuperación reciente del lince ibérico.

2 Actuaciones de mejora de alimento: Alimentación Suplementaria (AS)



JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

Metodología

RESPUESTA FUNCIONAL DEL LINCE

El control del uso de los *CAS* por los linces se ha realizado por fototrampeo, habitualmente con una cámara por cercado. No todas las entradas de lince pueden ser registradas por las cámaras, puesto que éstas fallan en algunas ocasiones y en otras los ejemplares que entran no visitan la estación de fototrampeo. Las cámaras permanecen activas durante todo el periodo de suministro de conejo en el cercado, y funcionan como una estación de fototrampeo convencional, cebada bien con cebo vivo en Sierra Morena, bien con dispositivos al paso en Doñana-Aljarafe. En el caso de Sierra Morena se exponen los datos recopilados hasta 2008 (los datos de 2009-2010 están en proceso de evaluación).

RESPUESTA NUMÉRICA DEL LINCE

La metodología seguida se especifica seguidamente, según la evaluación de cada tipo de objetivo establecido por el programa de *AS*.

Mantenimiento de territorios con baja disponibilidad de conejo

Se ha monitorizado la estabilidad de doce territorios que han presentado abundancias de conejo por debajo del umbral necesario (1000 ±100 conejos/territorio en junio), a lo largo de su programa de *AS*, mediante los datos del programa de seguimiento poblacional anual (8 territorios en S. Morena evaluados entre 2003 y 2010 y 4 territorios en Doñana evaluados en 2010). La disponibilidad de conejo silvestre en cada territorio se ha estimado mediante la información extraída de los sondeos anuales de las cuadrículas 2,5 x 2,5 km. Para ello se ha considerado el promedio de las cuadrículas que afectan a cada territorio (entre 1 y 3 cuadrículas) y éste se ha extrapolado a la superficie de cada territorio. El tamaño territorial se ha estimado bien mediante radioseguimiento, bien con datos de fototrampeo siguiendo la metodología descrita en Gil-Sánchez *et al.* (2011). Se han utilizado como control algunos territorios donde se ha registrado descensos bruscos de conejo y no se ha intervenido con *AS* (3 casos en S. Morena y 1 caso en Doñana). Si la *AS* es una medida eficaz, cabe predecir que estos últimos territorios van a ser abandonados por los linces residentes debido a deficiencias alimenticias, mientras que van a permanecer los territorios beneficiados por la actuación.

Mejora del éxito reproductor de territorios con baja disponibilidad de conejo

Se ha comparado el éxito reproductor (cachorros / hembra y año) de las hembras bajo programa de *AS* continuo con el éxito reproductor de las hembras sin ningún tipo de *AS*. Por tanto, la hipótesis testada es que los territorios con *AS* van a tener una mayor productividad. Es importante indicar que en Sierra Morena la calidad trófica de ambos tipos de territorios ha sido en promedio similar (territorios con *AS*: 2,50 ±0,24 conejos/ ha junio, n = 72 casos-año; territorios sin *AS*: 2,45 ±0,12 conejos/ ha junio, n = 41 casos-año; test U: Z = -0,48, P = 0,63). Sin embargo, en el caso de Doñana las densidades de conejos observadas para cada territorio han sido relativamente dispares (entre 0,15 ±0,03 y 6,21 ±1,22 conejos/ha)

y, por otro lado, hasta el año 2008 no se iniciaron de manera sistemática los censos de conejo mediante el conteo de letrinas, por lo que la evaluación del impacto de la *AS* en la mejora del éxito reproductor debe tomarse con las debidas reservas.

Contribución a la creación de nuevos territorios dentro del contexto de una *UA*

Dentro de las *URT*, la *AS* ha sido una acción a menudo complementaria a los reforzamientos poblacionales de conejo (sobre todo con *RCC*). En este escenario, resulta muy complicado aislar los efectos de cada tipo de actividad, sobre todo considerando que los *RCC* también funcionan en parte como *CAS*. Por tanto, sólo se han estudiado las *URT* donde la abundancia de conejo silvestre no ha alcanzado el umbral mínimo para que se establezcan los linces (1009 ±100 conejos en junio). Para estimar la población de conejo dentro de cada *UTR* (en junio) se ha añadido a la estima de conejo silvestre (extraída de las cuadrículas 2,5 x 2,5 km): A) la contribución de los *RCCs* y B) la contribución de los *RLC*. En estos casos se ha valorado cualitativamente que la *AS* ha tenido un efecto significativo sobre este objetivo, de manera similar al proceso expuesto en la valoración del primer objetivo.

Mejora de la supervivencia de ejemplares no territoriales fuera del área de presencia estable

En Sierra Morena se activaron cinco *CAS* con este objetivo (Fig. 62). Dos de ellos se inactivaron por falta de uso tras varios meses de funcionamiento (Ref. 15 y 16) y otros tres (Ref. 22, 23 y 31) coinciden con la recuperación de dos territorios nuevos tras el establecimiento. Sin embargo, esta recuperación también se asocia a un aumento importante de la población local de conejos, por lo que no se puede establecer claramente una relación causa – efecto, ni estudiar el efecto en la supervivencia de los ejemplares beneficiados.

En Doñana, como ya se ha comentado anteriormente, resulta bastante compleja la ubicación de los cercados de *AS* debido a la cantidad de uso público de la mayor parte del área de distribución del lince. Las zonas adecuadas para la instalación de estos cercados ya forman parte de territorios, y por tanto no se ha podido testar la utilidad de esta actuación para la supervivencia de ejemplares no territoriales.

Resultados y discusión

RESPUESTA FUNCIONAL DEL LINCE

En Andújar-Cardeña, desde la activación del primer *CAS* en el año 2003 hasta 2008 inclusive (los datos posteriores están en elaboración, si bien su aporte es redundante respecto a lo ofrecido aquí) se han registrado un total de 6561 entradas de 142 linces a las estaciones de fototrampeo que controlan este tipo de actuación. Tan sólo no se registraron entradas de lince en cinco de los *CAS*, ubicados en un área periférica no visitada por los linces (Fig. 62). En general los *CAS* presentan un uso regular, con un promedio de 7,29 ±1,43 visitas / mes (Tabla 38). No se han observado diferencias significativas en el uso de los *CAS* entre los machos adultos y las hembras adultas o sub-adultas reproductoras (x^2 = 0,08; g.l. =1; p = 0,77; territorios con sex-ratio =1). Sí se confirma que los adultos utilizan más los *CAS* que los juveniles (x^2 = 19,30; g.l. =1; p < 0,0001) y que los cachorros (x^2 = 14,20; g.l. =1; p = 0,0002; Fig. 75).

En Doñana desde el año 2006 al 2010 se ha registrado un mínimo de 2896 entradas, de las cuales se tiene registro fotográfico de 911 para 32 ejemplares de lince (el resto de entradas, 1985, se tiene constancia mediante la detección de huellas de lince en el interior de los *CAS*). Sólo ha habido tres cercados en los que no se ha detectado entradas de lince, ubicados en la periferia del núcleo de Matasgordas. Los *CAS* han sido usados regularmente, con un promedio de 3,83 ±0,43 visitas / mes (excluyendo los tres *CAS* no usados, Tabla 39). Aunque se ha observado que las hembras adultas o subadultas reproductoras aparentemente han usado más los *CAS* que los machos adultos (x^2 = 9,22; g.l. =1; p = 0,0024; Fig. 76), hay que tener en cuenta que la mayor parte de los *CAS* se encuentran en la zona de Matas Gordas, núcleo que tras el episodio de leucemia felina en 2007 se quedó sin machos adultos durante la etapa en la que los cercados permanecieron activos. Al igual que en el caso de Sierra Morena, se confirman diferencias de uso entre adultos y juveniles (x^2 = 87,68; g.l. =1; p < 0,0001) y entre adultos y cachorros (x^2 = 102,55; g.l. =1; p < 0,0001; Fig. 76).

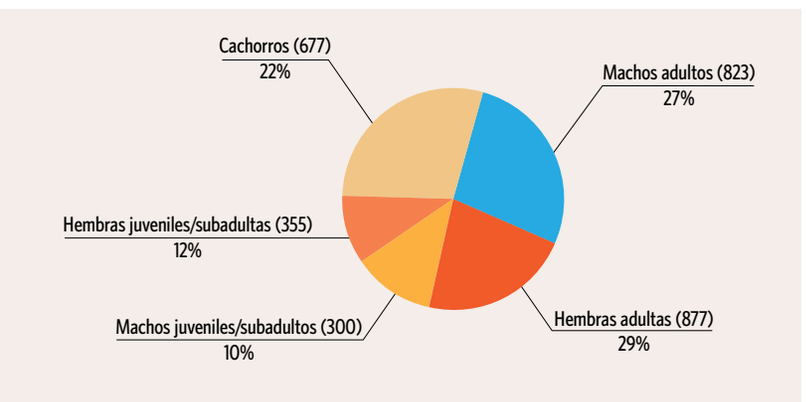
Los linces han utilizado de manera habitual los *CAS* ubicados dentro de sus territorios, dato que coincide con la información aportada por otros estudios realizados con lince ibérico (López-Bao *et al.*, 2008; 2009a;

Tabla 38. Uso por los linces de los CAS de las sierras de Andújar-Cardeña (2003-2008). Datos de Fundación CBD-Hábitat sombreado.

CAS	Periodo activo	Nº Entradas lince	Número Ejemplares	Visitas/Mes
1	Jul. 2006 - Dic. 2008	256	13	8,83
2	Sep. 2003 - Dic. 2008	401	15	6,26
3	Abr. 2005 - Dic. 2008	317	18	7,04
4	May. 2007 - Dic. 2008	272	9	13,60
5	Abr. 2004 - Dic. 2008	179	8	3,14
6	Sep. 2003 - Dic. 2008	262	14	4,09
7	Ene. 2006 - Dic. 2008	163	11	4,52
8	Nov. 2006 - Dic. 2008	164	11	6,07
9	Jun. 2005 - Dic. 2008	210	15	4,88
10	Abr. 2004 - Dic. 2008	207	12	3,63
11	Ago. 2003 - Dic.2008	271	13	3,43
12	Sep. 2006 - Dic. 2008	162	7	5,78
13	Ago. 2006 - Dic. 2008	81	7	2,79
14	Nov. 2004 - Dic.2009	32	4	0,64
17	May. 2005 - Dic. 2008	487	13	9,9
18	Mar. 2005 - Dic. 2008	273	8	6,1
20	Nov. 2005 - Dic. 2008	405	12	29,4
21	Ago. 2006 - Dic. 2008	208	7	22,36
22	Feb. 2006 - Dic. 2008	334	11	9,02
23	Mar. 2006 - Dic. 2008	224	10	6,23
24	Ago. 2003 - Feb. 2007	395	12	24,09
25	Ago. 2006 - Dic. 2008	245	8	20,03
26	Mar. 2005 - Dic. 2008	312	11	7,08
27	Abr. 2004 - Dic. 2008	535	11	9,67
33	Abr. 2008 - Dic. 2008	24	2	2,66
34	Ene. 2008 - Dic. 2008	142	6	11,83

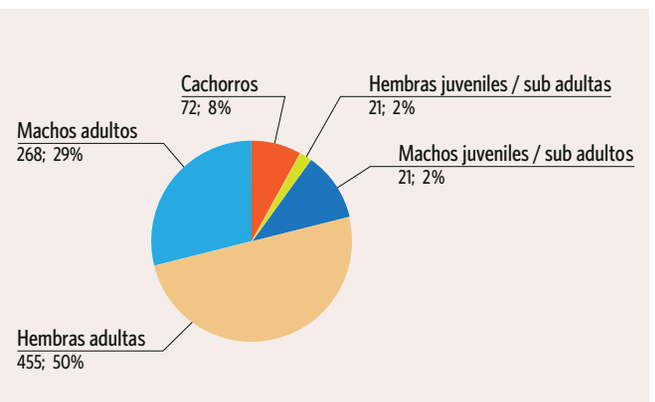
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 75: Reparto de las entradas de linces a los *CAS* según sexo y edad en en las sierras de Andújar-Cardeña (no se incluye datos de Fundación CBD-Hábitat).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 76: Reparto de las entradas de linces a los *CAS* según sexo y edad en Doñana-Aljarafe.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

2009b; 2010). En este sentido, resulta fundamental la correcta ubicación de los mismos a fin de que sean utilizados por los individuos diana. En nuestro caso, los *CAS* fueron situados dentro de los territorios de los ejemplares a los que iba dirigida la actuación, para lo cual fue fundamental la información generada por el programa de seguimiento mediante fototrampeo. Ésta, a diferencia del radioseguimiento, ha permitido obtener información para todo el conjunto de cada población.

Los polígonos que dibujan las recapturas permiten establecer aproximadamente las áreas de campeo de los ejemplares residentes (Gil-Sánchez *et al.*, 2011), de manera que se puede optimizar la ubicación de los *CAS*, tal como han demostrado los resultados aquí expuestos. El porcentaje de *CAS* utilizados tanto en Sierra Morena como en Doñana fue mayor que el registrado por López-Bao *et al.* (2008) en la Reserva Biológica de Doñana, donde los linces hicieron uso del 62% de las estructuras. Esta diferencia guarda relación directa con la ubicación de puntos de alimentación suplementaria fuera de los territorios de los linces residentes.

Nuestros datos indican que probablemente los ejemplares adultos excluyen a los juveniles y subadultos. Este fenómeno podría explicarse a través de la hipótesis de la segregación despótica (Parker y Sutherland, 1986), tal como se ha sugerido para la población de Doñana (López-Bao *et al.*, 2009b). En el caso de los adultos residentes, machos y hembras utilizan los *CAS* en similar proporción al menos en Sierra Morena, mientras que en Doñana se ha obser-

Tabla 39. Uso por los linces de los CAS de Doñana, periodo 2006-2010.

CAS	Periodo activo	Nº Entradas lince	Número Ejemplares	Visitas/Mes
1	Feb. 2006 - Dic. 2010	338	6	5.72
2	Mar. 2006 - Dic. 2010	294	6	5.06
3	Abr. 2006 - Dic. 2010	212	6	3.71
4	Feb. 2006 - Dic. 2010	287	5	4.86
5	Feb. 2006 - Ene. 2007	104	4	8.66
6	May. 2006 - Mar. 2009	139	3	4.08
7	Mar. 2007 - Dic. 2008	55	3	2.61
8	Abr. 2007 - Dic. 2009	130	5	4.06
9	Abr. 2007 - Jul. 2007	11	1	3.66
10	Abr. 2007 - Jul. 2007	1	1	0,33
MLG1	Abr. 2007 – Abr. 2008	0	0	0
MLG2	Abr. 2007 – Abr. 2008	0	0	0
16	Jun. 2006 – Dic. 2010	246	8	5.86
17	Sep. 2006 – Dic. 2010	193	6	4.94
18	Oct. 2007 – Dic. 2010	92	3	3.53
19	Oct. 2007 – Dic. 2010	66	4	2.53
11	Mar. 2006 – Dic. 2006	48	2	4.80
12	Mar. 2006 – Feb. 2007	66	2	5.50
13	Nov. 2006 – Dic. 2010	189	2	4.97
14	Mar. 2007 – Dic. 2010	169	2	4.97
15	Mar. 2007 – Dic. 2007	0	0	0
25	Mar. 2008 – Dic. 2010	37	4	1.68
26	Jul. 2008 –Dic. 2010	46	4	2.55
20	Abr. 2008 – Dic. 2010	61	1	2.90
21	Abr. 2008 – Nov. 2008	2	1	0.28
JAB4	Abr. 2008 – Jun. 2008	18	1	9
22	Abr. 2008 – Dic. 2010	27	1	1.35
23	Ago. 2008 – Feb. 2009	9	1	1.12
24	Ene. 2009	1	1	1

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

vado un mayor uso por parte de las hembras, si bien el dato no es concluyente debido a las citadas circunstancias de 2007 (brote de FeLV). Estos resultados no coinciden con los de López-Bao *et al.* (2009b), que encuentran un mayor uso por parte de los machos, y sugieren como explicación la segregación despótica, jerarquizada por sexos y edades. Una posible explicación a la diferencia observada en la simetría sexual en el uso de la *AS* podría estar relacionada con el diferente diseño experimental. En efecto, López-Bao *et al.* (2008; 2009b) utilizaron jaulones sin techo de 4 x 4 m donde habitualmente liberaban un único conejo al día, mientras que en nuestro caso los *CAS* son notablemente mayores (exceptuando algunos de la EBD reutilizados en Doñana) y se aportan varios conejos a la vez, por lo que la disponibilidad simultánea de alimento es mayor y puede minimizar el efecto de la segregación despótica entre machos y hembras adultos. Por ejemplo, si los machos teóricamente dominantes acceden primero a un *CAS* con varios conejos, siempre van a quedar ejemplares disponibles esa misma jornada para las hembras teóricamente subordinadas.

Algunas observaciones directas realizadas en Sierra Morena en realidad sugieren que las interacciones agresivas entre machos y hembras territoriales en los *CAS* son muy raras, al menos cuando hay disponibles varios conejos. Además, gracias al tamaño de nuestros cercados y a la presencia de vegetación natural, el contacto visual entre individuos se reduce notablemente mientras uno de los ejemplares se encuentra consumiendo un conejo. Los cachorros pequeños no pueden entrar a los *CAS*, además de estar expuestos a esta actividad menos tiempo que el resto de las clases de edad. Sin embargo, se ha observado varias veces a ejemplares adultos y subadultos (hermanos de camadas previas) sacando conejos de los *CAS* para llevárselos a los cachorros, por lo que éstos últimos también se pueden beneficiar directamente de la actuación.

RESPUESTA NUMÉRICA DEL LINCE

Mantenimiento de territorios con baja disponibilidad de conejo

En Sierra Morena, las 8 hembras territoriales que se han beneficiado de esta actuación ocuparon territorios sin *RCC* complementarios. Ninguna de ellas abandonó su territorio, a pesar de presentar una abundancia de conejo silvestre por debajo del umbral revisado de alimento natural, en promedio 539,7 ±66,6 conejos/territorio en junio. Sin embargo, los 3 territorios control se perdieron temporalmente (durante un año), tras la desaparición de la hembra ocupante una vez producido el descenso de los conejos. El rango de abundancias de conejo de los territorios perdidos (243-362 ejemplares) se encuentra incluido en el rango de los territorios mantenidos (240-956 ejemplares).

En Doñana-Aljarafe, los 4 territorios de hembras se han visto beneficiados por la *AS* ocupando territorios que presentaban un promedio de abundancia absoluta de conejo silvestre de 749,7 ±91,3 ejemplares/territorio en junio (rango = 504-945 conejos). Ninguna de estas hembras abandonó tampoco su territorio. Por el contrario, el territorio que se ha utilizado como control, donde la abundancia absoluta de conejos fue de 627 individuos en 2010, se perdió en 2008.

Al considerar en conjunto ambas poblaciones, un total de 12 hembras han mantenido sus territorios en una situación de estrés alimenticio con un programa de *AS* asociado, mientras que se perdieron los 4 territorios control.

Mejora del éxito reproductor de territorios con baja disponibilidad de conejo

En Andújar-Cardeña entre los años 2003 y 2008, las hembras con *AS* tuvieron 1,75 ±0,19 cachorros /año (n = 41) mientras que las hembras sin AS tuvieron 1,25 ±0,14 cachorros/año (n = 72); la diferencia entre ambas muestras es estadísticamente significativa (U = 1146,0; Z=-1,97; p = 0,048). En Doñana entre los años 2002 y 2010, las hembras con *AS* tuvieron 1,48 ±0,18 cachorros /año (n = 43) mientras que las hembras sin AS tuvieron 1,03 ±0,12 cachorros año (n = 82); la diferencia también es estadísticamente significativa (U = 1386,5 ; Z = -2,058; p = 0,040).

Contribución a la creación de nuevos territorios dentro del contexto de una *UA*

Hasta el año 2010 inclusive, en Sierra Morena sólo se han registrado dos territorios nuevos en los que la *AS* probablemente ha tenido un papel clave por sí sola. El primer caso se trató de una hembra establecida el

año 2006 en la *URTC 10* (Fig. 63) donde la estima de conejos en junio quedó por debajo de los 500 ejemplares. La *AS* se mantuvo hasta principios de 2010, cuando se consolidó una significativa recuperación de los conejos, que sobrepasaron los umbrales: El segundo caso es una hembra establecida en 2010 en la parte suroeste de la *UCT 1* (Fig. 64), donde los conejos sólo se encuentran presentes en tres *RCC* y sus alrededores, con una estima total inferior a los 200 ejemplares en junio. Evidentemente se trata de un territorio todavía no consolidado.

En Doñana-Aljarafe una hembra tras su dispersión se asentó en un territorio dentro del Parque Nacional de Doñana donde la disponibilidad de conejos para la anualidad 2010 varió entre 461 y 691 ejemplares (para un territorio de 3840 ha). Dentro de dicho territorio se había ejecutado una *UA* con *RCC* y *RLC*, y aunque estas actuaciones han sido utilizadas de manera regular por los linces presentes en la zona, las peculiaridades de esta unidad (estaba englobada dentro de un proyecto de investigación y el manejo de las mismas ha tenido ciertas limitaciones con respecto a otras *UA*), han determinado que las densidades de conejos dentro de este territorio no alcanzaran el umbral mínimo. Por tanto, se puede concluir que la *AS* ha jugado un papel clave para la consolidación de este territorio, llegando incluso a detectarse reproducción.

El programa de alimentación suplementaria ha demostrado que esta actuación puede ser útil tanto para mantener territorios de lince ibérico con baja disponibilidad de conejo, como incluso para favorecer la recolonización de áreas perdidas por escasez de alimento. A pesar de los ensayos científicos realizados hasta la fecha (López-Bao *et al*., 2008; 2009a; 2009b; 2010), los datos obtenidos tan sólo podían sugerir sendas funciones, especialmente la primera de ellas en el caso de la Reserva Biológica de Doñana, donde la escasez crónica de conejos condiciona que la presencia de ejemplares territoriales de lince ibérico no pueda explicarse sin la alimentación suplementaria (López-Bao *et al*., 2008; presente obra). Sin embargo, aunque es posible mejorar artificialmente la capacidad de carga para fijar ejemplares transeúntes como territoriales, en nuestro programa de conservación esta actuación fue del todo excepcional. En efecto, estos casos estuvieron ligados a determinadas zonas donde las *UA*, basadas en el reforzamiento del conejo silvestre, no pudieron ser ejecutadas siguiendo el programa de la estrategia inicial planificada, por causas diversas.

El incremento del éxito reproductor ligado a la *AS* es un resultado esperable, tal como se ha demostrado en diversos experimentos (Boutin, 1990; Schoech *et al*., 2008). En el caso del lince ibérico, dos mecanismos han podido condicionar la mejora observada asociada a la alimentación suplementaria: A) un efecto positivo sobre la natalidad, debido a que las hembras mejoran sus condiciones físicas; B) un efecto positivo sobre la supervivencia de cachorros, ya que las madres con *AS* pueden dedicar más tiempo al cuidado de los cachorros que a la caza, también puede mejorar la producción de leche y los propios cachorros pueden hacer uso de los conejos suplementados. Los ensayos realizados con alimentación suplementaria en linces en Doñana, López-Bao *et al*. (2009a) no encontraron una mejora de la productividad. Esta situación fue explicada por dichos autores como resultado probable de un empeoramiento de la capacidad reproductora de la población debido a la conocida reducción de la variabilidad genética local y a los efectos de la endogamia (Johnson *et al*., 2004). Sin embargo, en la misma población nosotros sí encontramos una mejora significativa y probablemente independiente de la disponibilidad de conejo silvestre, ya que, si bien esta variable no se ha tenido en cuenta en los análisis, el tamaño de muestra es relativamente elevado y representa a la mayor parte de población de hembras de Doñana. Esta discrepancia es difícil de explicar, si bien probablemente ha guardado relación, en primer lugar, con la utilización de diferentes parámetros descriptivos del éxito reproductor. En nuestro caso se ha escogido la productividad total, que es habitualmente calculada según el número de cachorros detectados una vez siguen a la madre, mientras que López-Bao *et al*. (2009a) utilizaron, además de la tasa anual de hembras que crían, el número de cachorros nacidos. A diferencia de la productividad total, el número de cachorros nacidos no tiene en cuenta su supervivencia en los primeros meses de edad. Ésta última puede estar condicionada por la *AS*, lo cual podría contribuir a la discrepancia discutida. Por otro lado, los autores trabajaron sólo con seis territorios, tres de los cuales se situaron en una de las zonas de mayor abundancia de conejo en la comarca de Doñana, donde no cabe esperar un efecto positivo de esta actuación y, por tanto, erro-

res de Tipo I asociados al bajo tamaño de muestra y a pseudo-replicación. De hecho, los propios autores posteriormente demostraron que el uso de la alimentación suplementaria es inversamente proporcional a la disponibilidad natural de alimento, por lo que la contribución de la *AS* en los tres territorios de mayor calidad no tuvo gran peso (López-Bao *et al*., 2010). Por último, en relación con el tamaño de la muestra, cabe destacar que López-Bao *et al*. (2009a) utilizaron 18 hembras/año con *AS* frente las 43 hembras/año del proyecto LIFE Naturaleza.

Otra variable demográfica que influye en la respuesta numérica y que potencialmente puede ser afectada por la *AS* es la supervivencia de los ejemplares flotantes. La *AS* puede mejorar la condición física de estos ejemplares a dos niveles espacio-temporales: A) durante su desarrollo en la etapa de dependencia materna, y B) durante la dispersión, hasta que obtienen un territorio. Los datos recopilados todavía están pendientes de análisis, aunque cabe indicar que no se ha obtenido suficiente información para evaluar la AS puesta en marcha durante la etapa de independencia previa a la obtención del territorio. Sin embargo, sí se dispone de datos para valorar la supervivencia y la capacidad para establecerse como territoriales de los ejemplares que han disfrutado de la *AS* durante la fase de dependencia materna. Los resultados preliminares aparentemente indican al menos que la *AS* no ha tenido efectos negativos sobre estos ejemplares.

Resumen de actuaciones de mejora de alimento: Alimentación Suplementaria

Se han estudiado los efectos de la alimentación suplementaria (*AS*) de los linces en los cercados de alimentación suplementaria (*CAS*), a través de las respuestas funcional (que describe del uso de la actuación) y numérica (mediante cambios en el número de territorios y en el éxito reproductor). Se han evaluado tres escenarios donde se ha utilizado esta herramienta: a) mantenimiento de territorios con escasez de alimento donde no se alcanza el umbral de conejo silvestre necesario para los linces, estudiando su estabilidad a lo largo del programa; b) mejora del éxito reproductor en territorios con escasez de alimento, comparando la productividad (cachorros/año) con territorios sin AS en escenarios similares; c) contribución a la creación de nuevos territorios dentro del contexto de una *unidad de actuación*, identificando territorios estables asociados a dicha unidad donde no se alcanza el umbral de conejo silvestre necesario para el felino. Entre 2003 y 2008 (los datos de 2009 y 2010 se encuentran en elaboración) en Sierra Morena se han registrado 6561 entradas de 142 linces a 26 *CAS*, con una tasa de de 7,3 visitas/ mes y *CAS*. En Doñana-Aljarafe entre 2006 y 2010 se han confirmado 2896 visitas de 32 linces a 26 *CAS*, con una tasa de de 3,8 visitas/ mes y *CAS*. Machos y hembras adultos han hecho un uso similar de los CAS, mientras que subadultos y cachorros han registrado tasas de visita significativamente inferiores que las observadas para los adultos. Un total de 12 hembras territoriales establecidas en áreas con déficit alimenticio se beneficiaron de *AS* de manera constante, no abandonando ninguna su territorio, mientras que 4 en similar situación pero sin *AS* sí lo abandonaron. El éxito reproductor de las hembras con *AS* (1,48-1,75 cachorros/año) fue significativamente mayor que en el caso de la muestra de hembras sin AS en similares condiciones de disponibilidad de conejo silvestre (1,03-1,25 cachorros/año). Por último, 3 hembras territoriales se han mantenido sin lugar a dudas gracias al apoyo de la AS dentro de 3 *unidades de actuación*, puesto que la abundancia de conejo silvestre se aleja del umbral necesario. Los resultados indican que la *AS* ha sido una herramienta útil para el manejo de situaciones de estrés alimenticio.



JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

3 Evaluación global de las *UA*: Efectos combinados de las actuaciones de mejora del conejo y la alimentación suplementaria sobre la recuperación del conejo

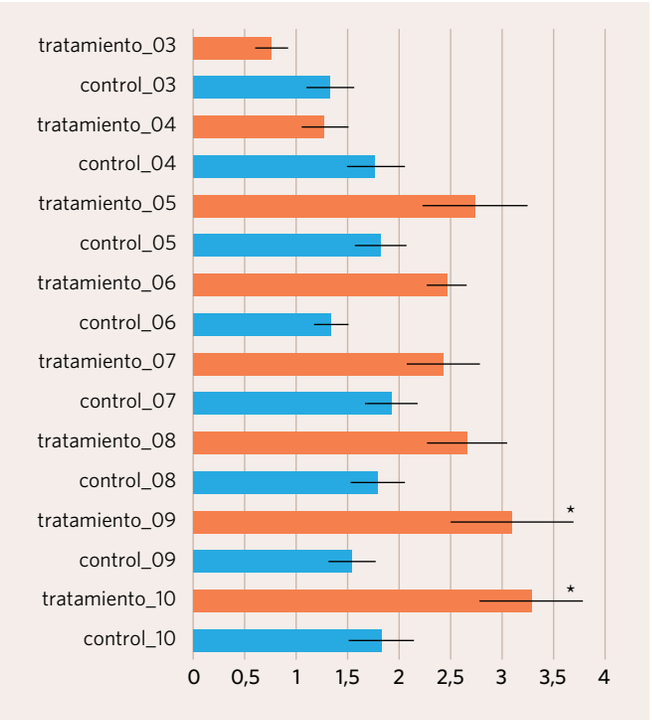
Metodología

Se han reunido en una sola muestra todas las cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km del programa de seguimiento de la población de conejo que mantienen unidades de actuación y se ha comparado con la muestra de las cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km donde no se ha realizado manejo, consideradas como controles del macro-experimento. En este caso se dispone de información de varios años de seguimiento, 8 en S. Morena y 3 en Doñana, de manera que se ha realizado una valoración interanual del efecto de las actuaciones. Se han clasificado como cuadrículas con tratamiento aquellas que reúnen alguna de las siguientes condiciones: a) al menos han mantenido tres *RCC* evaluados como de alta densidad local y un programa de *AS* de linces continuo (7 cuadrículas en S. Morena y 5 en Doñana), b) en ausencia de la condición a), al menos mantienen un programa de *AS* de linces intensivo y continuo (6 cuadrículas en S.Morena y 10 en Doñana) o bien han mantenido al menos 3 *RCC* evaluados como de alta densidad (solo en Doñana, con 6 cuadrículas). El resto se han considerado como cuadrículas control (19 cuadrículas en S. Morena y 121 en Doñana). Se han incluido en el análisis 4 cuadrículas de Sierra Morena con la *AS* como única actuación, debido a su potencial efecto regulador de la predación, bien directamente (Thirgood *et al.*, 2000), bien indirectamente a través del papel de los linces beneficiados como reguladores de la comunidad de carnívoros (Palomares *et al.*, 1995). Las comparaciones se han realizado mediante la prueba no paramétrica de U de Mann-Witney o mediante la prueba paramétrica t de Student, según la distribución normal o no de los datos. Las tendencias interanuales se han ajustado a funciones de regresión testadas mediante correlación no paramétrica (R_s).

Resultados y discusión

En Sierra Morena, entre los años 2003 y 2004, es decir, antes de que la mayor parte de las actuaciones estuvieran ejecutadas, la abundancia de conejo en las cuadrículas control fue 1,5 veces mayor (1,53 ±0,18 conejos/ha, *n*=38) que la observada en las cuadrículas con unidades de actuación (1,02 ±0,14 conejos/ha, *n*=28); la diferencia es estadísticamente significativa (t = -2,12; p<0,037; 64 g. l.). Sin embargo, esta situación se invierte a partir de 2005, es decir, entre uno y tres años después de la puesta en marcha de las mejoras, cuando las cuadrículas con tratamiento mostraron una abundancia promedio 1,5 veces mayor (2,59 ±0,19 conejos/ha, *n*=84) que las cuadrículas control (1,69 ±0,10 conejos/ha, *n*=113). La diferencia es estadísticamente significativa (t = 4,45; p<0,0001; 195 g.l.). La tendencia de las cuadrículas con tratamiento ha sido claramente distinta de las cuadrículas control (Fig. 77), de manera que en las zonas con tratamiento los conejos tienden a recuperarse en el periodo de estudio (Rs = 0,85; p = 0,023), mientras que en las zonas control la población se encuentra estabilizada (Rs = 0,39; p = 0,29). Dentro del conjunto de cuadrículas con tratamiento, la abundancia a partir de 2005 fue 1,6 veces mayor que la observada entre 2003 y 2004 (t = 3,12; p=0,0023; 110 g.l.), mientras que para los años 2009 y 2010 la abundancia triplicó la situación inicial de 2003-2004. A su vez, en estos dos últimos años, la abundancia en las cuadrículas con tratamiento fue aproximadamente del doble que en las control. La mejora poblacional de los conejos asociada a las actuaciones se ha centrado mayoritariamente en el nú-

Figura 77.
Evolución de la abundancia de conejo (conejos/ha en junio) en las cuadrículas 2,5 x 2,5 km con tratamiento (*n* = 14) y en las cuadrículas 2,5 x 2,5 km control (*n* = 19) de Sierra Morena.



** p<0,05.* Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

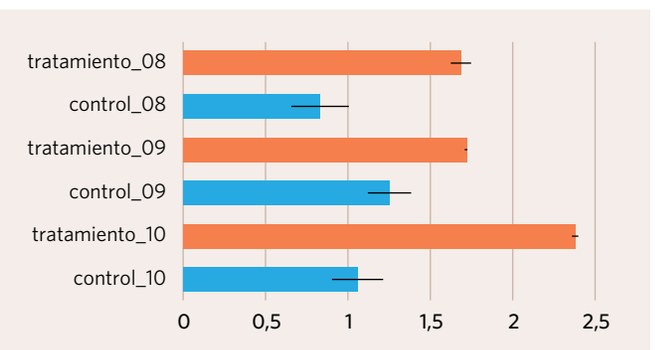
cleo del valle del río Yeguas, el cual ha acaparado la mayor parte de las actuaciones. En esta área, en el año 2003 previamente a las actuaciones, el conejo aparecía en una superficie de 2800 ha (estimada según las cuadrículas 1 x 1 km con presencia estable de lince) con una densidad media de 0,76 ±0,13 ejemplares/ha (ver apartado de seguimiento de conejo), mientras que en el año 2010 los conejos ocuparon 8100 ha con una abundancia media de 3,26 ±0,50 ejemplares/ha. El incremento neto (densidad + distribución) ha multiplicado por doce la población.

En Doñana-Aljarafe, el inicio del conteo de letrinas de conejo/km en 2008 ha conllevado un menor tamaño de la muestra en esta población. El problema que plantea esta situación, es que cuando se inició este tipo de muestreos, las *UA* ya llevaban varios años en funcionamiento, por lo que no se dispone de información de evaluación previa a la actuación. En el año 2008, la densidad de conejos observada en las cuadrículas con tratamiento fue 2,02 veces superior a la observada en las cuadrículas control. En el año 2009 fue 1,36 veces superior y en 2010 fue 2,24 veces superior (Fig. 78). Las diferencias observadas son estadísticamente significativas para las 3 anualidades (U=14212,5; Z=-4,96; P<0,0001; U=15939,5; Z=-4,34;; U=17439; Z=-6,76; P<0,0001, respectivamente). Si bien parece que las tendencias de las poblaciones de conejos dentro de las cuadrículas con tratamiento es diferente a la observada en las cuadrículas sin tratamiento, la serie de años es demasiado pequeña para concluir que las tendencias muestran patrones diferentes.

Los resultados demuestran una relativa recuperación de los núcleos poblacionales de conejo asociada a la combinación de actuaciones de reforzamiento poblacional del lagomorfo y de alimentación suplementaria de linces. En el esquema adjunto se exponen los mecanismos del programa de conservación que podrían favorecer a la dinámica de la población de conejos.

Los efectos de las actuaciones de mejora de esta especie (reforzamientos y mejora del refugio) en principio resultan evidentes debido a la simplicidad aparente de este subsistema, que sólo implicaría un paso (o flecha en el esquema). No ocurre así con la alimentación suplementaria, que ésta puede afectar a los cambios en la abundancia del lagomorfo de una manera indirecta y menos intuitiva, debido a que implica pasos intermedios. Como puede observarse, en realidad existe una compleja red de interacciones potenciales que complican bastante la evaluación en detalle del programa de recuperación del conejo. De manera simplificada, los efectos potenciales de las actuaciones podrían condicionar la mejora, tanto di-

Figura 78.
Evolución de la abundancia de conejo (conejos/ha en junio) en las cuadrículas 2,5 x 2,5 km con tratamiento (n = 14) y en las cuadrículas 2,5 x 2,5 km control (n = 19) de Doñana-Aljarafe. p<0,05 (prueba U) en los tres años.

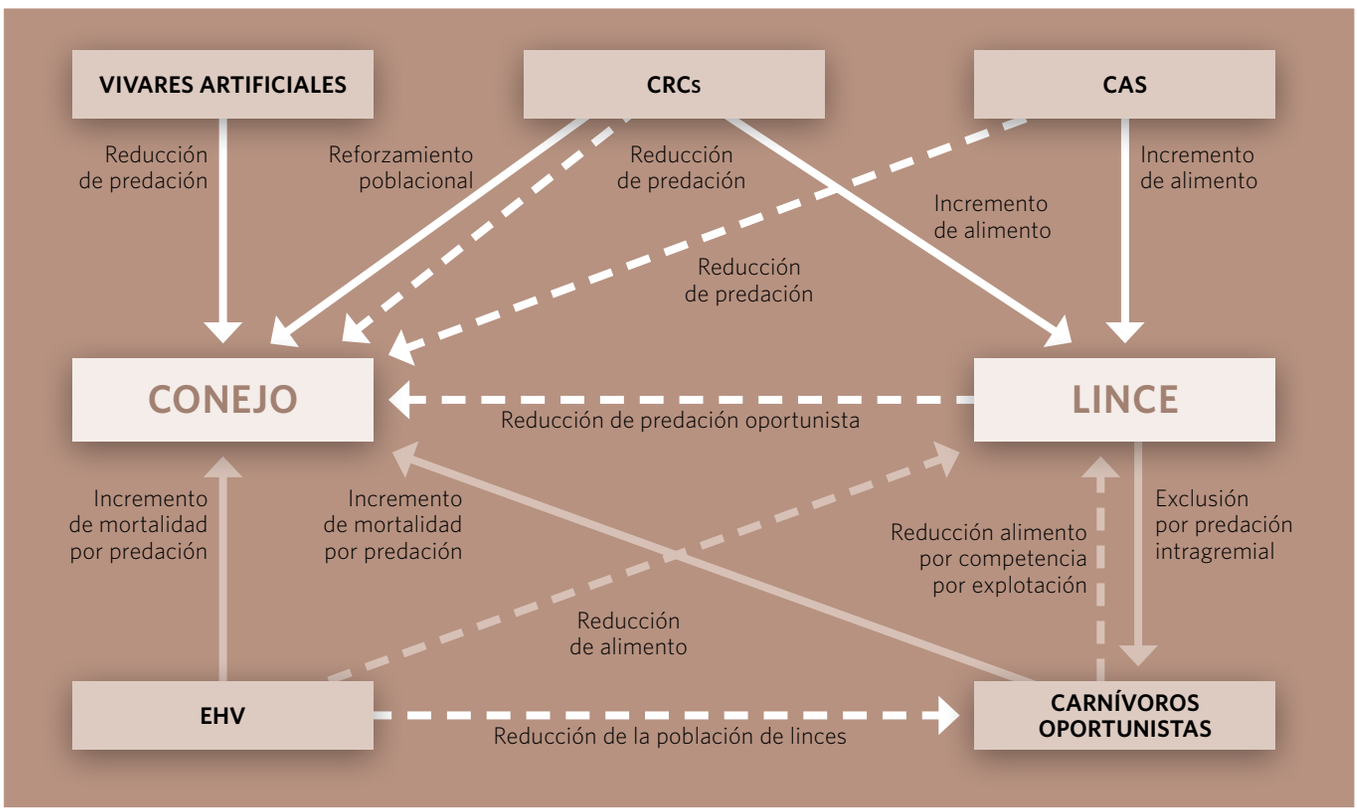


Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

rectamente a través de la contribución demográfica, como indirectamente por medio de la regulación de la predación, la cual a su vez puede motivar la fuga de la "trampa del predador" (Trout y Tittensor, 1989; Thirgood *et al.*, 2000; Cotilla, 2008). La regulación de la predación puede ser directa o indirecta. En situaciones excepcionales de baja densidad de conejo, los propios linces pueden tener un impacto alto sobre su presa (Calzada, 2000), por lo que los reforzamientos y la AS pueden disminuir la mortalidad de los conejos nativos. En el sentido contrario, se ha demostrado que los linces excluyen a carnívoros oportunistas (ver cuadro de la página 202), lo que favorece a la población de conejos (Palomares *et al.*, 1995). Por otro lado, si los conejos superan cierto umbral de abundancia, podrían además escapar de la regulación densodependiente impuesta por la EHV (Calvete, 2006). Según el modelo de este autor, desde la óptica de la gestión sería necesario alcanzar densidades superiores a los 10 conejos /ha para minimizar el impacto de la EHV. Sin embargo, las limitaciones biológicas, técnicas y metodológicas impiden alcanzar esas densidades a corto plazo y a una escala espacial adecuada. Por ejemplo, como ya se ha indicado, en Sierra Morena, en ausencia de EHV, se observa que la población local de conejo se incrementa interanualmente un promedio de un 41%, de modo que para alcanzar la citada densidad umbral se necesitarían más de cinco años sin epidemias de EHV, algo no observado hasta la fecha en las poblaciones estudiadas.

Desde un punto de vista estrictamente científico, hubiera sido necesario otro tipo de diseño experimental para la evaluación detallada, por ejemplo mediante ensayos independientes de cada tipo de manejo. Lamentablemente, la crítica situación de la especie obligó a que las actuaciones se diseñasen y ejecutasen en una carrera contrarreloj, de modo que en el diseño de las estrategias de conservación se decidió combinar los distintos tipos de acciones dentro de un mismo espacio, con la esperanza de que al menos funcionase alguna, aunque fuera en detrimento de la precisión en la evaluación individual.

Modelo de interacción entre las actuaciones de conservación y la población de conejo.
Las flechas negras indican efecto positivo y las flechas grises efecto negativo. Flechas continuas efecto directo, flechas discontinuas efecto indirecto.



Fuente: varias fuentes, 2011. Elaboración propia

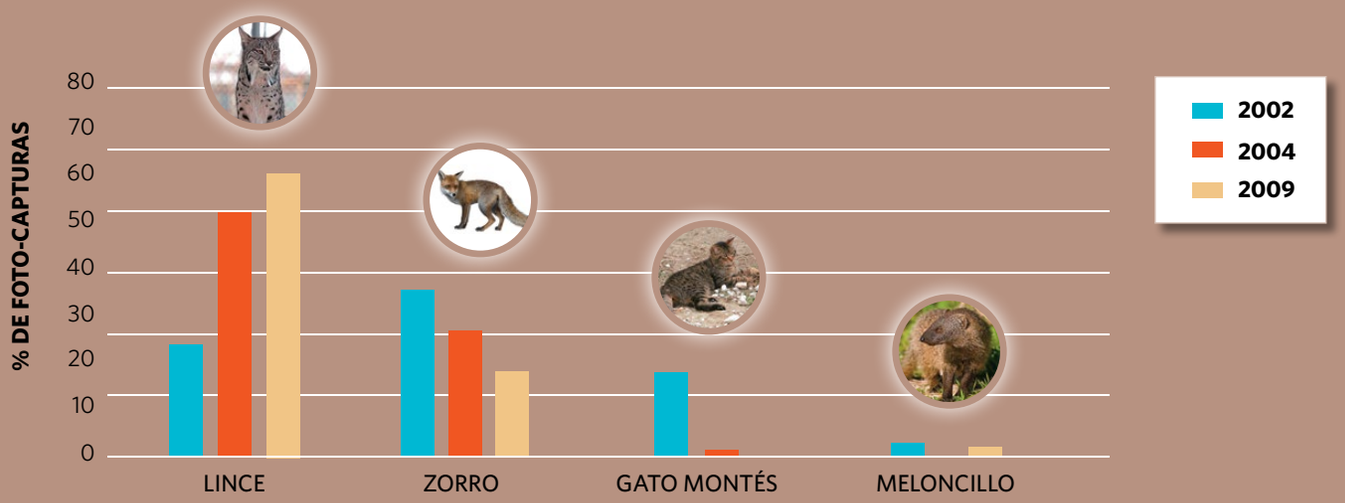
Efectos de la recuperación del lince ibérico en la comunidad de carnívoros del valle del río Yeguas

La información ofrecida por las campañas anuales de fototrampeo ha permitido caracterizar la comunidad de carnívoros y estudiar su evolución temporal. Como ejemplo se expone el caso de la finca Valquemado, un Área de Reserva dentro del Parque Natural Sierra de Andújar, donde las actuaciones del programa de recuperación del lince ibérico han sido especialmente intensas (con 20 cercados de reforzamiento de conejo y 7 de alimentación suplementaria en 2600 ha). La cantidad de hembras territoriales de lince ibérico ha pasado de una en 2003 a cinco en 2010, lo que supone que desde el año 2007 no menos de 20 ejemplares viven de manera estable en esta finca.

La figura adjunta muestra la representación en las campañas de fototrampeo de cuatro de las ocho especies de carnívoros presentes en Valquemado. Se observa que el notable incremento en las fotocapturas registrado por los linces (ligado a su recuperación cuantitativa) lleva asociado un notable descenso de zorros (*Vulpes vulpes*) y gatos monteses (*Felis silvestris*). De hecho, éstos últimos llegan a desaparecer de las muestras. En el proceso de recuperación local de los linces se han detectado en Valquemado varios cadáveres de zorros, meloncillos (*Herpestes ichneumon*), jinetas (*Genetta genetta*) y garduñas (*Martes foina*) con claras evidencias de haber sido matados por el felino. Los indicios de presencia de estas dos últimas especies (muy frecuentes en 2001/2002) actualmente se limitan a áreas marginales de la finca sin presencia de linces.

El papel del lince ibérico como regulador de jinetas y meloncillos ya había sido demostrado en Doñana (Palomares *et al.*, 1995; 1996), mientras que los datos aquí expuestos constituyen la primera evidencia sólida del impacto demográfico que puede tener el felino sobre zorros (algo ya mencionado por Valverde, 1963 y sugerido por Rau *et al.*, 1985), gatos monteses y garduñas.

RELACIÓN ENTRE EL AUMENTO DEL LINCE Y LA DISMINUCIÓN DE CARNÍVOROS EN LA FINCA VALQUEMADO (SUBPOBLACIÓN DE LINCES DEL VALLE DEL RÍO YEGUAS).



Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía. Elaboración propia.

En cualquier caso, el resultado final ha sido el esperado y el modelo de gestión expuesto puede ser útil para el diseño de otras experiencias similares, ya sean dirigidas hacia la mejora de hábitats linceros, ya sea para mejoras dirigidas al conejo por razones conservacionistas varias suficientemente justificadas.

Por último, cabe recordar que el principal punto flaco del programa de mejora del conejo evaluado es su auto-sostenibilidad. Las actuaciones más importantes, reforzamientos de conejo y alimentación suplementaria, hasta ahora han supuesto un manejo continuo relativamente intensivo; a pesar de los importantes logros obtenidos, la situación de las dos poblaciones manejadas de lince ibérico dista de estar alejada del riesgo de extinción debido a su todavía limitada capacidad de carga. En este sentido, se hace necesaria la continuación de las actuaciones hasta alcanzar abundancias de conejos que permitan al menos escapar del papel regulador de la EHV; por otro lado, el incremento de la superficie adecuada se encuentra notablemente limitado, tanto en Andújar-Cardeña como en Doñana, por lo que el apoyo de los programas de reintroducción conforma un soporte básico para conseguir núcleos meta-poblacionales saludables.

Resumen de Evaluación global de las UA: Efectos combinados de las actuaciones de mejora del conejo y la alimentación suplementaria sobre la recuperación del conejo

Por medio de una aproximación pseudo-experimental, se ha llevado a cabo una evaluación global del efecto de las *unidades de actuación* (*UA*) en la recuperación de las poblaciones de conejo. En dicho análisis se ha incluido la alimentación suplementaria de los linces, ya que ésta podría beneficiar a la población de conejo silvestre, a través de la regulación de la depredación, actuando así de manera sinérgica con las actuaciones específicas de manejo de conejos. Los datos del seguimiento anual de las poblaciones de conejo según el sondeo de letrinas en cuadrículas 2,5 x 2,5 km se han agrupado en dos submuestras: a) cuadrículas tratamiento, con actuaciones locales de mejora de conejo significativas (básicamente reforzamientos poblacionales) y/o programa de alimentación suplementaria de linces intensivo y continuo; b) cuadrículas control, sin las condiciones anteriores. La abundancia de conejo en sendas submuestras se ha comparado cada año, a la vez que se ha estudiado independientemente la evolución interanual de la abundancia. En Sierra Morena, donde se dispone de la serie más completa de seguimiento (2003-2010), la abundancia inicial de conejo previa a las actuaciones (2003), fue significativamente superior en las cuadrículas control (n=19), mientras que esta situación se invirtió a partir de la puesta en marcha de las *UA* (desde 2005 a 2010). La tendencia observada en las cuadrículas control fue estable, mientras que en las cuadrículas tratamiento (n=14) se registró un incremento constante y significativo (Rs = 0,85; p = 0,023), de manera que en 2010 la densidad de conejos casi triplica a las cuadrículas control (1,8 versus 3,2 conejos /ha en junio). En Doñana-Aljarafe, a pesar de que la serie de datos es mucho más breve (2008-2010), las cuadrículas tratamiento ofrecieron abundancias significativamente mayores que las cuadrículas control en los tres años evaluados (0,8-1,2 *versus* 1,6-2,3 conejos /ha en junio). Estos resultados indican una evolución óptima de la recuperación de los conejos en las zonas trabajadas, si bien los mecanismos que pueden estar favoreciendo el proceso son complejos y van más allá de la mera contribución demográfica de los reforzamientos poblacionales de conejo. Esto se debe a la complicada red de interacciones entre los elementos implicados en el sistema estudiado (linces, conejos, virus, actuaciones de conservación y carnívoros oportunistas).



Ejemplar de lince ibérico caído en un cepo (2010). GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

4 Actuaciones de reducción de la mortalidad no natural

Prevención de mortalidad por caza ilegal

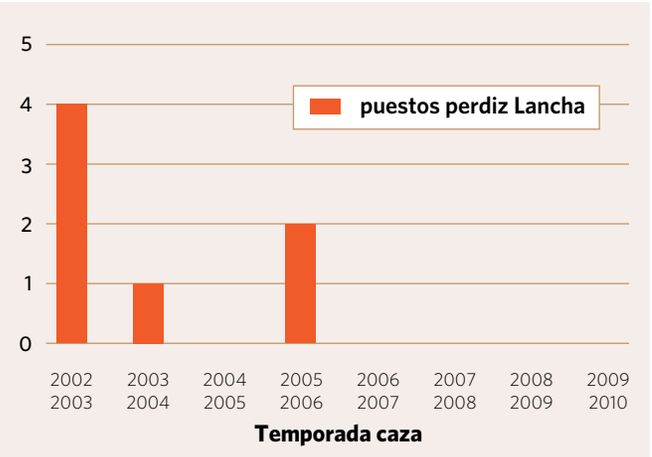
METODOLOGÍA

Se ha estudiado la evolución de las actividades ilegales desde la puesta en marcha de los programas de vigilancia. La tasa de hallazgos de artes ilegales se ha estandarizado como eventos por mes, aunque el esfuerzo de búsqueda no ha sido constante debido a la incorporación de nuevo personal a lo largo del proyecto.

Los efectos sobre los linces se han valorado en primer lugar por medio de la evolución de las bajas conocidas relacionadas con esta actividad, y en segundo lugar, se ha estudiado la mortalidad de los linces que habitan las zonas peligrosas por medio de los datos del programa de radioseguimiento. Como estimador se ha utilizado la mortalidad anual media calculado por el método de Mayfield (Ferreras *et al*., 1992; Millspaugh y Marzulff, 2001). Se han realizado dos tipos de comparaciones de la mortalidad: a) antes y después del inicio de los programas de vigilancia, y b) entre las zonas con vigilancia y las áreas seguras de cada población. Las diferencias estadísticas se han testado mediante análisis de contingencia en tablas 2 x 2, a fin de evitar errores de Tipo I asociados al bajo tamaño de muestra, como puede ocurrir si se utiliza el estadístico no paramétrico Z. En tercer lugar, se ha comparado la evolución de las causas de mortalidad antes y después de la puesta en marcha de los programas de conservación.

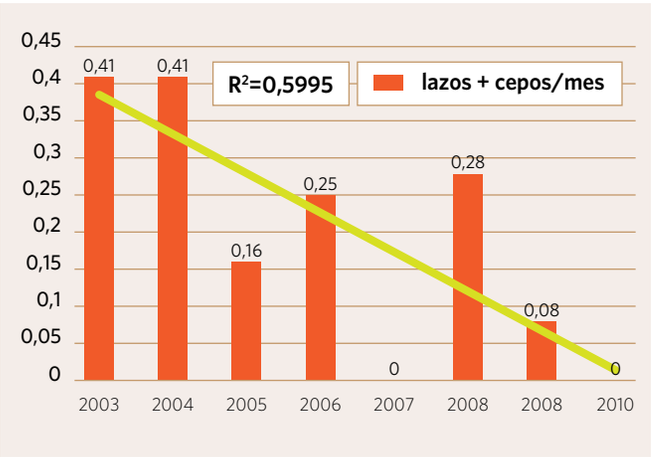
Por último, se ha estudiado la respuesta numérica de los linces en las zonas beneficiadas por estos programas. Para ello se ha utilizado como variable de respuesta a las nuevas hembras territoriales establecidas en las zonas bajo el programa de vigilancia durante el periodo de estudio.

Figura 79.
Evolución de los puestos ilegales de perdiz detectados en el Refugio de Caza de La Lancha (Sierra de Andújar).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Figura 80.
Evolución de la tasa de hallazgos de lazos y cepos (eventos/mes) en el área bajo programa de vigilancia de la Sierra de Andújar. Para 2010 los datos son hasta julio inclusive.



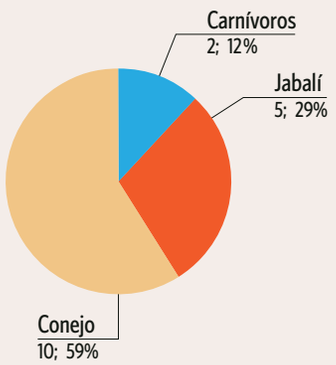
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Resultados y discusión

En Sierra Morena, desde que se inició el programa de vigilancia se ha observado un notable descenso de la caza furtiva de perdiz con reclamo en el Refugio de Caza de La Lancha, que aunque repuntó levemente en 2006 (Fig. 79), los puestos se detectaron antes de ser usados. La evolución del uso de lazos y cepos también ha tendido a la disminución, aunque se detectó un breve repunte en 2008 (Fig. 80). El conejo ha sido el principal objetivo de las acciones furtivas con artes ilegales, seguido del jabalí (Fig. 81). Durante el periodo 2003-2010 sólo se han detectado dos acciones contra depredadores, una en el camino de La Garzona, probablemente dirigida a perros vagabundos en la que destacó el hallazgo de poteras (grandes anzuelos soldados en grupos de 3), que aunque no estaban cebados, una mostraba claros indicios de haber capturado un animal. La segunda acción fue una jaula trampa localizada en 2010, también en el área de La Garzona, que fue decomisada por los agentes de medio ambiente.

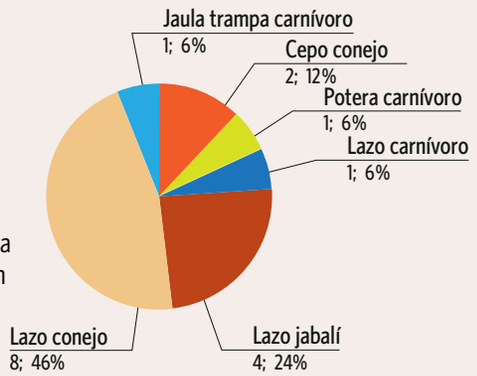
Durante el programa de vigilancia se han registrado tres bajas por caza ilegal: un lince juvenil muerto por disparo, otro ejemplar juvenil disminuido por cepo (ambos en 2003) y un macho adulto radiomarcado envenenado dentro de un gallinero (en octubre de 2008).

Figura 81.



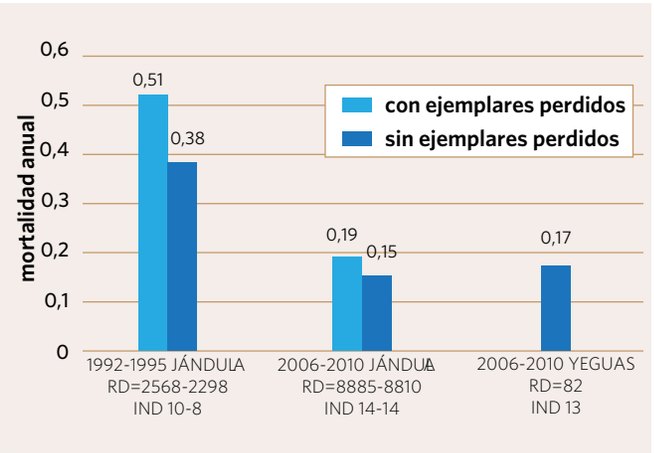
Distribución relativa de las especies objeto de acciones furtivas con artes ilegales (cepos, lazos y poteras) en la Sierra de Andújar. Se indica el porcentaje de acciones ilegales (n = 16).

Distribución relativa de las artes ilegales detectadas durante el programa de vigilancia. Se indica el porcentaje de acciones ilegales (n = 16; las poteras y los lazos para carnívoros en realidad son un mismo evento).



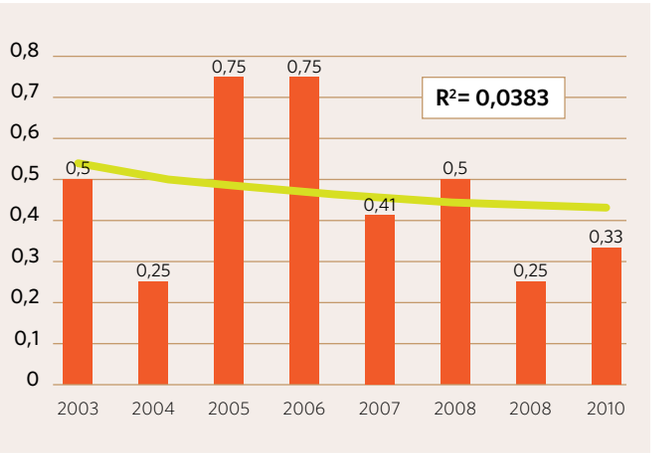
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2003-2010. Elaboración propia

Figura 82.
Mortalidad anual media comparada entre periodos y zonas de la población de Sierra Morena. Se indican el nº de ejemplares (IND) y la cantidad de días de radioseguimiento (RD).



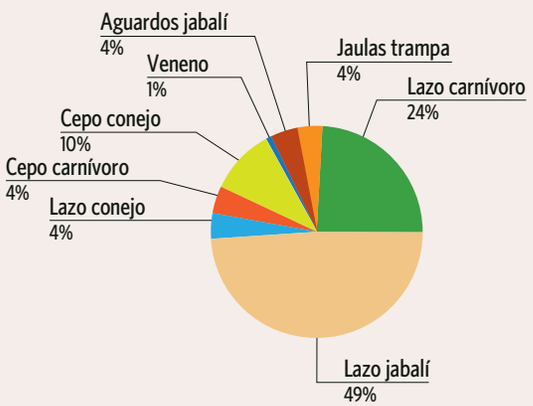
Fuente: Rodríguez y Delibes, 1993; 1995 (1992-1995) y proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Figura 83.
Evolución de la tasa de hallazgos de lazos, cepos, veneno, jaulas trampa y aguardos en el área de Doñana-Aljarafe bajo el programa de vigilancia. Para 2010 los datos son hasta junio inclusive.



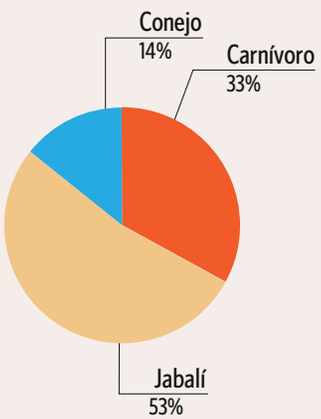
Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Figura 84.



Distribución relativa de las especies objeto de acciones furtivas con artes ilegales (cepos, lazos, jaulas trampa y poteras). Se indica el porcentaje de acciones ilegales (n = 215).

Distribución relativa de las artes ilegales detectadas durante el programa de vigilancia. Se indica el porcentaje de acciones ilegales (n = 215).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

La tasa de mortalidad mínima que resulta de estos casos para el periodo 2002-2010 es de 0,33 linces / año, aunque desde 2003 no se ha detectado mortalidad asociada a la actividad furtiva propiamente dicha. Los datos del radioseguimiento indican una disminución significativa (x^2 = 13,5; p=0,0002; g.l. =1) de la mortalidad en las zonas conflictivas de la Sierra de Andújar desde los años noventa (Fig. 82). Por otro lado, la mortalidad actual ha sido similar (x^2 =0,15; p=0,69; g.l. =1) a la de las zonas más seguras de la población como el valle del río Yeguas. Durante el periodo 1992-2005 (datos del programa y de Rodríguez *et al.*, 1992, Rodríguez y Delibes, 1995), la caza ilegal contribuyó en un 64,7% a la causas de mortalidad (*n*=22), mientras que a partir de 2005 dicha aportación se redujo al 4,5 % (*n*=17), porcentajes que son estadísticamente diferentes (x^2 = 80,9; p<0,0001; g.l. =1). Desde el inicio del programa de vigilancia se ha registrado una marcada recolonización por los linces de todo el margen sur–sureste del núcleo del río Jándula, con 7 nuevas hembras territoriales. Esta cifra representa el 15,5% del total de hembras territoriales de 2010 (*n*=45).

En Doñana-Aljarafe, la tasa de detección de artes ilegales ha sido mayor que en Sierra Morena (Fig. 83). La mayor parte tienen como objeto la caza de jabalí, siendo los lazos el método más empleado. También

se han detectado lazos destinados a la captura de carnívoros, así como alguna jaula trampa. Los cepos encontrados generalmente han estado relacionados con la captura de conejos. Como se puede apreciar en la Fig. 83, la tendencia observada no muestra un patrón regular, siendo entre los años 2005 y 2006 cuando más eventos por mes se han detectado. En cualquier caso, desde 2005 se aprecia un fuerte descenso en el número de eventos detectados por mes. Se puede observar que las artes ilegales destinadas a la caza del jabalí son las más abundantes, seguidas por las artes destinadas a la eliminación de carnívoros y, por último, las destinadas a la caza del conejo (Fig. 84). En el periodo 2003-2010 se han detectado 23 acciones contra depredadores, siendo las más comunes la colocación de lazos seguida de los cepos y por último la utilización de jaulas trampa y veneno. Especial mención merece la alta incidencia de lazos en la zona de Aznalcázar, donde entre 2003 y 2006 se localizaron en una mancha de matorral de unas 40 ha un total de 41 lazos en 5 eventos diferentes, con el resultado de 22 zorros muertos y un tejón. Gracias a la puesta en marcha del programa de vigilancia en esta zona, ha sido posible detectar estos eventos y erradicarlos, permitiendo que actualmente una de las hembras de lince territoriales utilice esta zona como parte de su territorio e incluso haya tenido al menos tres camadas de cachorros en dicha zona desde el año 2007. En cuanto a los cepos, hay que comentar que en octubre de 2006 apareció un macho adulto de lince con una extremidad amputada por esta causa. Aunque este tipo de arte ilegal se ha contemplado como acciones contra los depredadores, es bastante probable que realmente sean utilizadas para la captura de conejos.

Durante el programa de vigilancia se han detectado dos casos de muerte por artes ilegales (un ejemplar abatido por disparo en 2003 y el citado ejemplar con una mano amputada por cepo en 2006) y un tercer caso en 2008, del que aunque no existe la certeza absoluta, es bastante probable ya que se trata de un lince radiomarcado y con capturas fotográficas frecuentes en las estaciones de fototrampeo, que desapareció repentinamente sin dejar ningún rastro. La tasa mínima de mortalidad incluyendo el caso no confirmado para el período 2002-2010 es de 0,37 linces por año. Los datos del radioseguimiento indican una disminución de la mortalidad fuera del Parque Nacional desde los años noventa, cuando el promedio de los distintos núcleos registró un valor promedio de mortalidad anual del 0,37 (Ferreras *et al.*, 2001), frente a 0,12 a partir de 2007 (tras la crisis de la leucemia felina, $n = 10$ linces radiomarcados; datos hasta noviembre de 2009). La diferencia es estadísticamente significativa ($x^2 = 16,9$; $p<0,0001$; g.l. =1). En la actualidad la supervivencia dentro y fuera del Parque Nacional es similar. Al comparar los datos del periodo 1983-1989 (n=24, Ferreras *et al.*, 1992) con la información correspondiente a la etapa 2001-2010 (n=61, presente obra), se observa una marcada disminución de la contribución relativa de la caza furtiva como causa de mortalidad, del 37,5% al 6,5% ($x^2 = 29,8$; $p<0,0001$; g.l.= 1). Desde el inicio del programa de vigilancia se ha registrado una marcada recolonización por los linces de la zona occidental (Abalario-Bonares) y en la zona norte y oriental (Coto del Rey

Tabla 40. **Resumen de resultados a nivel poblacional.**

2010	Andújar-Cardeña (45 ♀♀ territoriales)	Doñana (20 ♀♀ territoriales)	TOTAL (65 ♀♀ territoriales)
♀♀ territoriales ligadas a UA	16 - 35,5%	12 - 60%	28 - 44,4%
♀♀ territoriales ligadas a control de mortalidad no natural	7- 15,5 %	12 - 60%	19 - 29,2%
TOTAL	**22* 48,8%-**	**13* - 65%**	**35* - 53,8%**

* Algunas hembras se benefician de ambas actuaciones

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2010. Elaboración propia

Norte-Aznalcázar/Puebla), con 12 nuevas hembras territoriales. Esta cifra representa el 60% del total de hembras territoriales de 2010.

El programa de prevención de mortalidad no natural por caza ilegal ha ofrecido unos importantes resultados, especialmente en el caso de Doñana (Tabla 40). Previamente, en esta población las zonas no incluidas en los terrenos del Parque Nacional se comportaban como sumideros, donde la mortalidad superaba a la natalidad y estaban sujetas a continuos procesos de extinción y recolonización (Gaona *et al.*, 1998). Por medio del estudio de diversos escenarios posibles de manejo, mediante *Análisis de Viabilidad de Poblaciones* (PVA), algunos expertos llegaron a la conclusión de que era preferible el manejo de la capacidad de carga dentro del Parque Nacional, que la disminución de la mortalidad fuera del mismo (Ferreras *et al.*, 2001). La razón básica que argumentaron estos autores fue que conseguir disminur la mortalidad por caza ilegal era un objetivo poco realista, siendo más sencillo recuperar el conejo en las zonas seguras. La realidad práctica ha sido bien diferente, dados los resultados obtenidos mediante el programa de vigilancia y la paralela labor de educación ambiental sobre el colectivo cinegético llevada a pie de campo por los equipos de seguimiento y el programa de sensibilización del equipo de divulgación del proyecto LIFE Naturaleza. Paradójicamente, hoy día hay muchos más linces fuera del Parque Nacional, con varios núcleos poblaciomales que se comportan como fuentes gracias al presente programa de conservación, los cuales han sido vitales para el propio mantenimiento de los núcleos clásicos del Parque Nacional. Por desgracia, el manejo de la capacidad de carga dentro del espacio ha sido prácticamente imposible debido a multitud de razones de tipo administrativo.

Aunque en Sierra Morena el manejo de la mortalidad por caza furtiva ha tenido menor impacto a nivel poblacional, no ha dejado de tener un peso específico importante (Tabla 40). En esta zona, el tipo dominante de explotación cinegética ha favorecido que la mortalidad por caza ilegal haya tenido menor importancia que en Doñana. En efecto, en Sierra Morena las especies cinegéticas prioritaras pertenecen al grupo de la caza mayor, sobre todo ciervo y jabalí, que se explotan en la modalidad de montería o en rececho dentro de fincas privadas. Esto conlleva que los días hábiles de caza, así como la cantidad de cazadores, sean inferiores al de las explotaciones de caza menor dominantes en la comarca de Doñana. Además, como resultado del tipo de especies cinegéticas dominantes, en Sierra Morena en tiempos recientes apenas se han utilizado lazos y cepos como métodos de eliminación de mamíferos carnívoros, con la salvedad puntual de las áreas sometidas al programa de vigilancia.

En otras especies de felinos, el control de la mortalidad por caza ilegal resulta fundamental para la conservación de sus poblaciones. Por ejemplo, es bien conocido el caso del tigre, que sufre una persecución particular y muy intensa con fines comerciales sobre todo relacionados con la medicina tradiconal china (Tilson & Nyhus, 2010). Otros ejemplo interesante es el caso del león, cuya subespecie asiática (*P. leo persica*) se salvó de la extinción gracias a la protección activa del bosque de Gir, mientras que las poblaciones africanas cada vez se encuentran más relegadas a los espacios naturales protegidos (MacDonald y Loveridge, 2009). Dentro de la propia Península Ibérica cabe destacar el caso del programa de protección del oso pardo (*Ursus arctos*) en la Cordillera Cantábrica, ya que presenta bastantes similitudes con el programa del lince ibérico respecto al manejo de la caza ilegal. El control de este factor de mortalidad no natural se realiza por medio de un programa de vigilancia de caza furtiva, en el que destaca el control del uso de lazos por parte del personal de campo específico, obteniéndose como resultado la duplicación del núcleo osero occidental en los últimos siete años (Palomero *et al.*, 2010).

La eficacia de los programas de vigilancia contra las acciones de caza ilegal se han evaluado en primer lugar estudiando la evolución de la tasa de hallazgos estandarizada de artes ilegales peligrosas para los linces ibéricos (cepos, lazos, etc.).

En segundo lugar, se ha estudiado los cambios en las tasas de mortalidad por esta causa de linces radiomarcados. Esta aproximación ha permitido comparar los datos del presente programa con los datos históricos disponibles en bibliografía científica e informes inéditos.

Y en tercer lugar, se ha estudiado si ha existido una respuesta numérica positiva (cuantificada como territorios de lince nuevos) a esta actuación. En el periodo 2002-2010 se ha registrado un descenso de las acciones ilegales de caza en la población de las sierras de Andújar y Cardeña, donde sólo se confirmaron dos linces muertos por cepo y por disparo en dicho periodo, aunque desde 2003 no se ha detectado mortalidad asociada a la actividad furtiva. Los datos del radioseguimiento indican una disminución significativa de la mortalidad anual en las zonas conflictivas de la sierra de Andújar desde los años noventa (de 0,38 a 0,15), cuando la caza ilegal contribuyó en un 64,7% a la causas de mortalidad. La mortalidad actual en las zonas conflictivas resultó similar a la mortalidad anual de las áreas más seguras de la población. El 15,5% de las hembras territoriales actuales (2010, *n* = 45) han recolonizado las zonas tradicionalmente conflictivas de dichas sierras (borde sur-este) tras la puesta en marcha del programa de vigilancia.

En Doñana-Aljarafe también se ha registrado una clara disminución de la tasa de hallazgos de artes ilegales a partir de 2005, cuando los equipos de seguimiento se reforzaron con nuevo personal. Se han detectado 2 casos de muerte (el último en 2007), por disparo y por cepo y un tercer caso bastante probable. Se ha observado una disminución significativa de la mortalidad fuera del Parque Nacional desde los años noventa (de 0,37 a 0,12 a partir de 2007 tras la crisis de la leucemia felina). En la actualidad, la supervivencia dentro y fuera del Parque Nacional es similar; se ha registrado una marcada disminución de la contribución relativa de la caza furtiva como causa de mortalidad, del 37,5% al 6,5%. El 60% de las hembras territoriales actuales (2010, n = 20) han recolonizado las antiguos sumideros de Doñana-Aljarafe, Abalario-Bonares y Coto del Rey Norte-Aznalcázar y Puebla, tras la puesta en marcha de este programa.

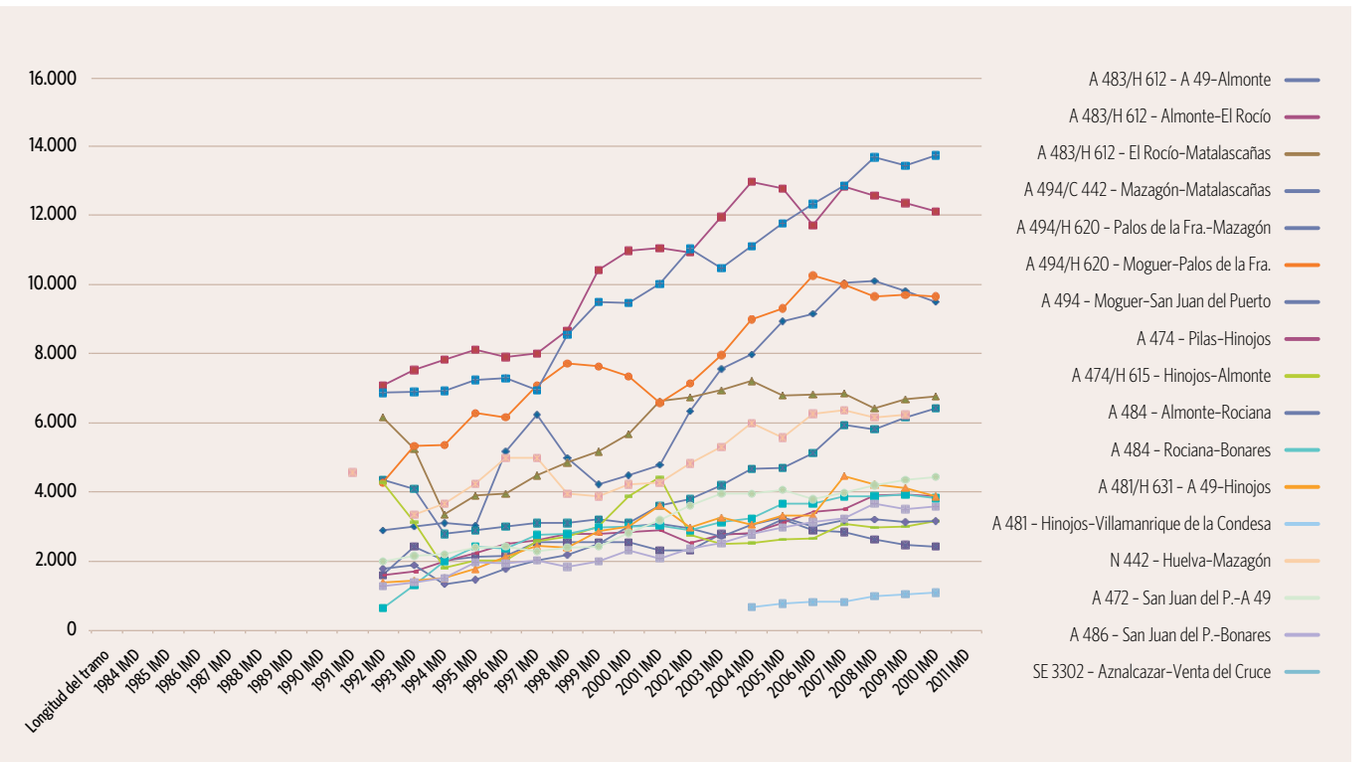
Prevención de mortalidad por atropellos (desfragmentación del hábitat)

El hábitat que ocupaba el lince ibérico en toda Andalucía se ha venido transformando desde hace siglos para el beneficio del hombre, ocasionando en algunas zonas la pérdida completa del hábitat y en otras la degradación parcial del mismo. En relación al apartado que nos ocupa, el desarrollo urbanístico, turístico y de la agricultura intensiva, así como el incremento del tráfico rodado como progreso local, han provocado, a su vez, el desarrollo de una buena y amplia red de infraestructuras viarias. Estas vías de comunicación transforman una porción del hábitat y ocasionan en su perímetro, al igual que las poblaciones o los cultivos agrícolas, una degradación del medio por factores de contaminación (tales como ruido, luz y residuos) y/o movimientos de tierra. En su conjunto, han provocado tanto la destrucción del hábitat como el incremento del efecto barrera (física) de las poblaciones de animales silvestres.

Las vías asfaltadas son un factor que acentúa la fragmentación del hábitat, y dificulta el flujo entre poblaciones silvestres por obstaculizar o impedir que los ejemplares dispersantes atraviesen la matriz intermedia y encuentren manchas de hábitat adecuado, perdiéndose el "vehículo de conexión".

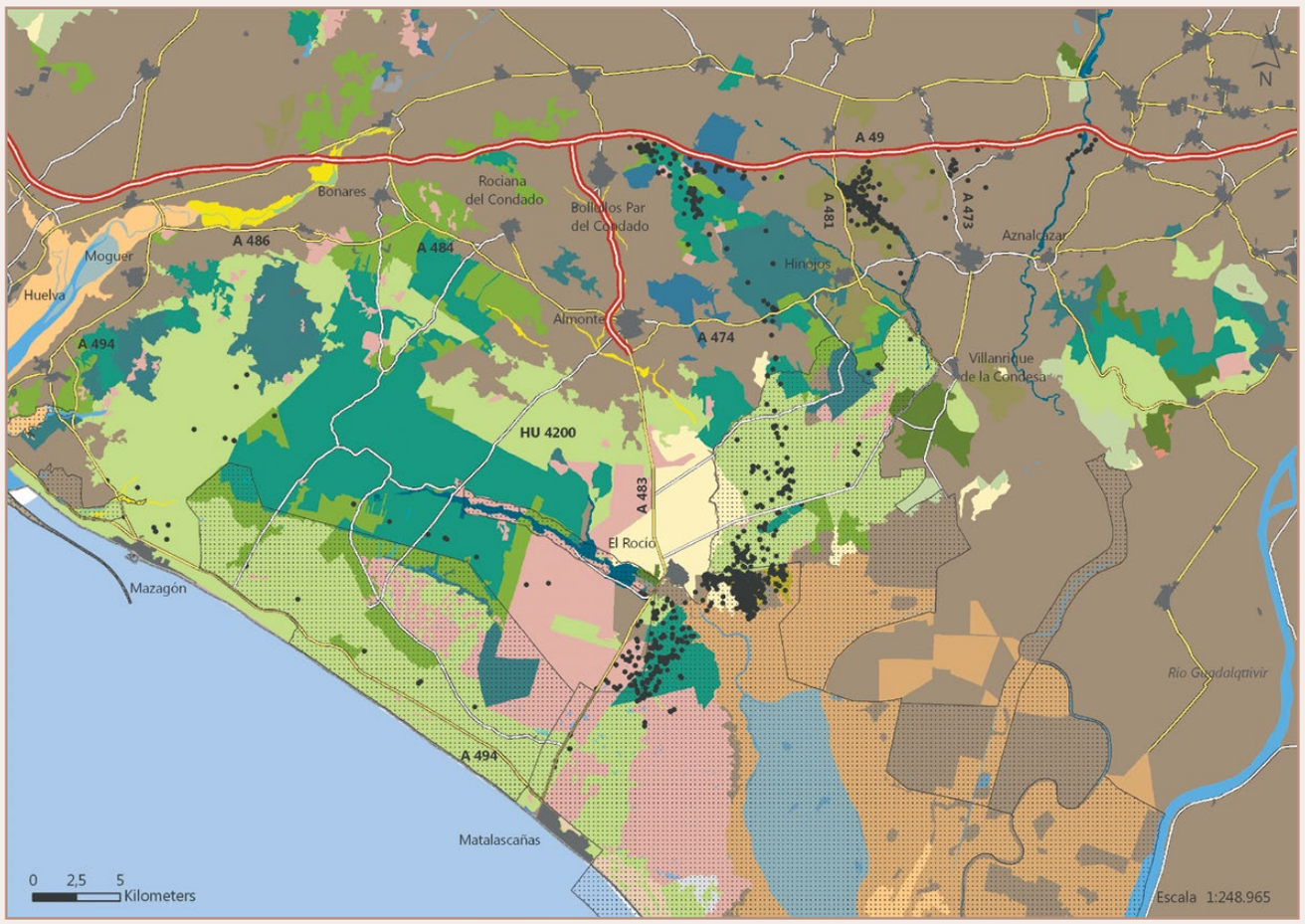
En el caso del lince ibérico, la proliferación de las vías de comunicación y el incremento del tráfico ha aumentado el riesgo de mortalidad por atropello. La mortalidad vial, inherente ésta a la fragmentación del hábitat y otros efectos negativos asociados con las vías de comunicación y la circulación (Proctor, 2003; Huijser *et al.*, 2007), han afectado a nivel poblacional (Van der Zee *et al.*, 1992, Huijser y Berger, 2000) disminuyendo la probabilidad de supervivencia de la especie.

FIGURA 85.
Representación de los registros de tráfico medio de los últimos 19 años en las carreteras que atraviesan el área de distribución del lince en Doñana-Aljarafe por tramos. N-442, datos contenidos en el Mapa de Tráfico del Ministerio de Fomento, 2009. SE-3302, datos obtenidos en el Plan de Aforos del Área Metropolitana de Sevilla, 2007.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

Figura 86.
Desplazamiento de Floreal desde su suelta del cercado de reforzamiento en Doñana-Aljarafe.



Ecosistemas forestales

- Encinar
- Pinus pinea
- Otros pinares
- Otras formaciones de coníferas
- Eucaliptal
- Mezcla de frondosas y coníferas
- Alcornocal
- Galería arbórea
- Galería arbustiva
- Mancha degradada
- Sabinares y enebrales
- Encinar - Alcornocal
- Aulagares
- Retamales y otros matorrales retamoides
- Jarales de Cistus ladanier
- Jarales
- Matorrales silicícolas
- Matorrales mixtos
- Matorrales halófitos y gipsófilos
- Matorral bajo y pastizal halófito
- Pastizales estacionales
- Roquedos y zonas sin vegetación
- Cultivos agrícolas
- Superficies de agua
- Superficies construidas y/o alteradas
- Terrenos forestales en transformación
- Acebuchar, encinar y alcornocal con acebuches
- Otras formaciones de frondosas
- Localizaciones Floreal
- Espacio Natural de Doñana
- Autovía
- Crta. Nacional
- Camino Forestal

Fuente: varias fuentes. Elaboración propia

¿Es posible que coexistan estas dos redes y ambas sean funcionales? ¿Cómo compatibilizar la vida silvestre viable con el progreso humano?

Actualmente, las dos poblaciones reproductoras de lince ibérico tienen un grado muy diferente de fragmentación del hábitat. En Sierra Morena, tanto el tamaño como la calidad de los parches de hábitat adecuado fragmentados hacen que la incidencia de la fragmentación sea baja. Las pocas vías asfaltadas que existen (pocos núcleos urbanos) tienen poco tráfico (Índice medio diario de vehículos (IMD) en 2010: A-6177 (de Andújar al Santuario de la Virgen de la Cabeza): 1.287 veh/día; A- 6178 (del Santuario al límite provincial): 143 veh/día de media anual). Por otro lado, la velocidad que se alcanza en éstas es relativamente baja dada la orografía y la ausencia de arcenes.

La comarca de Doñana y Aljarafe, sin embargo, posee una amplia red de comunicación que comprimen pequeñas zonas de hábitat con desigual calidad y que por separado no tienen el tamaño necesario para mantener poblaciones viables. El relieve aquí favorece que las infraestructuras se construyan con amplios arcenes y que la circulación alcance velocidades elevadas. En los últimos 30 años, el desarrollo turístico de Matalascañas y Mazagón, la afluencia a El Rocío, incluso al Espacio Natural de Doñana, han aumentado el tráfico de las carreteras, algunas en más de un orden de magnitud (Fig. 85). Estas son las causas por las que la administración, dentro del marco de los proyectos LIFE Naturaleza de conservación de lince ibérico, se ha centrado más en esta población que en la serrana.

La información recogida en los últimos 10 años en los proyectos de conservación de la especie va a ser de gran utilidad para que en los próximos años se puedan diseñar corredores efectivos en zonas donde no es posible obtener un pasillo continuo. De esta manera, a partir de machas de hábitat adecuado a distancias capaz de recorrer un lince podrán conectarse las poblaciones actuales y futuras.

¿Cómo se han detectado las franjas más peligrosas y qué se ha hecho en ellas?

Durante años, la detección de mortalidad por atropello ha sido la que ha dado la voz de alarma en el conflicto que se produce en los puntos de unión de las vías de comunicación de las personas y las vías de comunicación de la fauna. Desafortunadamente, desde sus inicios, se ha entendido por algunos sectores como irresoluble o incluso “en contra del progreso”.

A finales del siglo XX, las zonas de alto riesgo para la especie en vías asfaltadas las marcaban los atropellos. Así, en los años 90, se construyeron 5 pasos de fauna (2 en la A-483 sin vallado de encauce y 3 en A-494 con vallado de encauce) que respondían a 6 atropellos detectados en esa zona entre 1984 y 1993. Se constató su uso por linces territoriales y dispersantes, y actualmente se sigue utilizando.

A principios de la última década no han sido pocas las iniciativas, estudios y toma de decisiones para compatibilizar el desarrollo local de la comarca con la conservación del lince. Han contribuido decisivamente las mejoras en el hábitat, motivadas por el desmonte generalizado de eucaliptales en el Espacio Natural de Doñana, impulsado por el *Plan de Manejo del lince ibérico en Doñana*, entre otros. El cambio demográfico de la población de Doñana-Aljarafe ha trasladado el riesgo por atropello a nuevos lugares, fundamentalmente de ejemplares dispersantes.

La Consejería de Medio Ambiente, a través del proyecto LIFE02NAT/E/008609 (2002-2006) y con fondos ajenos a éste, inició trabajos conjuntos con la Consejería de Obras Públicas y Transportes (COPyT) para frenar las muertes por atropello. Se acometieron una serie de proyectos de obra más integrales y que buscan la desfragmentación en esas vías de comunicación en concreto, pero sin tener en cuenta aún una visión global de la capacidad de los linces de llegar a esos puntos:

- **Almonte - Cabezudos (HU-4200):** este camino forestal pasó a ser vía paisajística para su adecuación. Se realizaron 5 pasos de fauna a desnivel con encauces cortos, y resaltos y rotondas para reducir la velocidad en todo el tramo.
- **Carretera Hinojos - Villamanrique (A-481):** inserción de 2 pasos a desnivel con vallado de en-

cauce en todo el tramo y como medida paliativa de velocidad utilización de pavimento sonoro.

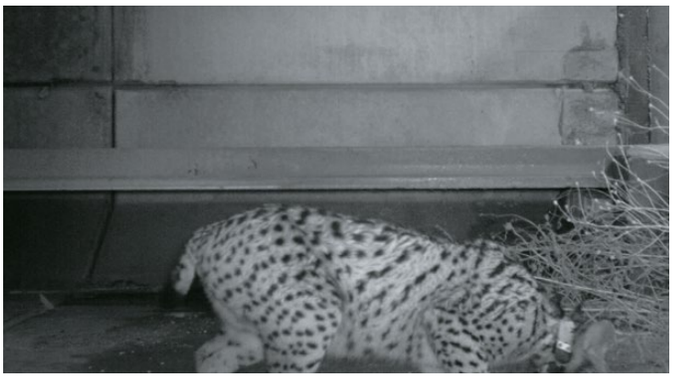
- **Aznalcázar - Venta del Cruce (SE-667):** se convirtió en vía paisajística. Se colocaron resaltos y rotondas como medidas paliativas de velocidad y se incorporaron catadióptricos para prevenir atropellos de manera directa en sus 9 km.
- **A-483 Paso de fauna en la Rocina:** La salida y llegada desde el Parque Natural, encontraba un corredor natural que dirigía a un punto muy conflictivo. Este paso es uno de los más usados por dispersantes.

No menos importante fue el abandono de proyectos de construcción de carreteras redundantes a las vías que ya existían, que producirían fragmentaciones mayores, como el que proponía unir Cabezudos con el Parador de Mazagón (A-494), o el de Villamanrique de la Condesa con Lebrija. El compromiso de la administración con la especie era patente y decidido. Algunos de los documentos que vieron la luz entonces luchaban decididamente por compatibilizar el desarrollo local y la biodiversidad. Son el caso de la *"Propuesta para reducir el impacto de la red viaria sobre los vertebrados terrestres en la comarca de Doñana"*, GIASA-COPT (2002, Plegadis): *"Medidas correctoras en la red viaria del entorno de Doñana"*, COPT (2002); *"Pacto andaluz por el lince ibérico"*, CMA, COPT, CAP y particulares; *"Plan de Ordenación del Territorio del Ámbito de Doñana"*, COPT (2004). Estas iniciativas encontraron instrumentos muy útiles en documentos que desde la Unión Europea se estaban fomentando, como es el caso de COST 341: *"Fragmentación del hábitat causada por las infraestructuras de transporte. Pacificación de conflictos y el diseño de soluciones"*, Ministerio de Medio Ambiente. En el seno de dicho Ministerio comenzó a convocarse un grupo de trabajo de especialistas de toda España que ponía en común sus experiencias y sigue editando con ellas documentos técnicos prácticos. A nivel autonómico se redactaron bajo la misma filosofía las *"Recomendaciones técnicas para el diseño y ejecución de sistemas viarios en medios sensibles"*. Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, que está siendo de gran utilidad.

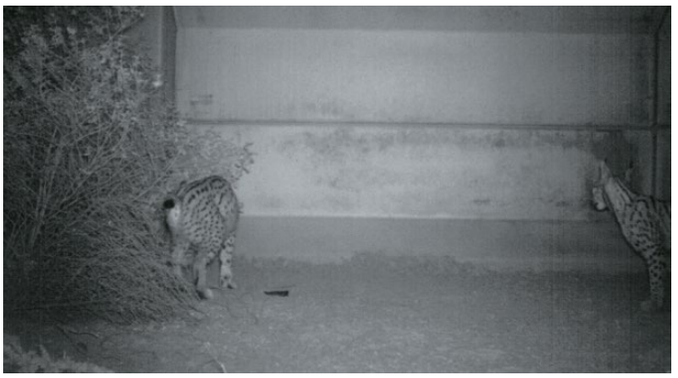
Dentro del marco del citado proyecto LIFE Naturaleza se adecuaron varios tramos de caminos asfaltados en torno a pequeños núcleos del sector noroccidental de la población de Doñana-Aljarafe: el tramo sito en el Parque Natural de la HF-6244 con resaltos para reducir la velocidad de la zona; el camino asfaltado que une esta vía con "El Villar" en Bonares, y desde allí a otro camino que lo une con Rociana, en vías trazadas en parte sobre vías pecuarias. En el camino de Rociana se colocaron dos pasos de fauna y se adecuó el marco prefabricado que existía en el Arroyo del Higuerón con una banqueta lateral. Desde entonces, en ninguno de esos tramos se ha tenido conocimiento de atropello de linces y la vía ha sido cruzada por residentes y dispersantes. En Sierra Morena una vez analizadas las vías de comunicación existentes en el área de distribución de la especie tan sólo se trabajó en la carretera de Andújar-Puertollano (A-6177 y A-6178). Se colocaron paneles informando de la existencia de la especie en dicha área, bandas sonoras en kilómetros puntuales, mecanismos reductores de velocidad (resaltos, señalización vertical y horizontal), catadióptricos y se desbrozaron los arcenes para favorecer la visibilidad.

En 2004 la Consejería de Agricultura terminó las adecuaciones del conflictivo Camino de Villamanrique de la Condesa a la A-483, que tras numerosas correcciones quedó como una de las vías con más medidas paliativas tomadas. Cuenta con 7 pasos de fauna, algunos de ellos con dos marcos prefabricados para ampliar el espacio de paso, cerramiento de encauce a los pasos en toda su extensión, y resaltos y rotondas para control de la velocidad. Desde su ejecución no ha habido más atropellos y sus pasos de fauna son usados por linces residentes y dispersantes. Es destacable la asiduidad en el uso de uno de los pasos, donde la hembra territorial lo traspasa con frecuencia en compañía de los jóvenes del año.

El paso cualitativo se dio con el LIFE06NAT/E/000 209 con un cambio conceptual en la manera de enfocar y diseñar las actuaciones que eliminan o minimizan el problema de la fragmentación del hábitat por las vías de comunicación (atropello). Había que buscar conexiones seguras entre los núcleos de la población de lince ibérico de Doñana-Aljarafe y para ello se analizó la información disponible del programa de seguimiento de la especie (territorios reproductores, indicios directos e indirectos en torno a las vías asfaltadas, desplazamientos) de tal manera que se identificaron una serie de rutas que había que blindar. No consistía en promover que no cruzaran



Utilización del paso de fauna ubicado en el camino de Villamanrique, por Durillo (macho territorial). Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Utilización del paso de fauna en el camino de Villamanrique por Viana y su hijo (juvenil). Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Utilización del paso de fauna de la A-494, terminado en 2011, por el lince Acacia. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Utilización del paso de fauna de la HF-6245, terminado en 2009, por un lince sin identificar. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

los linces para que no fueran atropellados, sino en dirigirles hacia unas estructuras de paso de fauna seguras. Para ello, la COPT se sumó como socio en dicho proyecto LIFE Naturaleza. Por primera vez se comenzó a redactar proyectos con carácter preventivo y no paliativo que conectasen todos los núcleos poblacionales entre sí, actuando en caminos y carreteras al unísono. Atendiendo a los indicios de lince, a la estructura y orografía del paisaje y a la propia orografía de la vía, se propusieron las mejoras que desde un punto de vista económico y técnico eran posibles en cada caso. Éstas fueron analizadas en los aspectos técnicos biológicos por el equipo de seguimiento del proyecto LIFE Naturaleza de conservación del felino y en las cuestiones técnicas de obra civil por el personal técnico de la Consejería de Obras Públicas y Transportes.

De manera general, se siguieron dos líneas de trabajo que podemos esquematizar (Tabla 41) según los factores de riesgo y soluciones adoptadas para cada uno.

ADECUACIÓN DE CAMINOS FORESTALES ASFALTADOS

El principal problema detectado en este tipo de vía fue la velocidad del tránsito. En el diseño de las adecuaciones de estas vías primaron, además de la reducción de la velocidad en determinados tramos, aspectos de integración paisajística. Las revegetaciones se realizaron hasta las zonas más seguras. Se evitaron en la medida de lo posible vallados que alejaran al usuario del bosque. Para apaciguar la velocidad de grandes tramos la solución más generalizada fue la colocación

de resaltos trapezoidales, catadióptricos preventivos de atropello y desbroces perimetrales de la vegetación con una doble función, permitir percibir por parte del conductor el cruce de la fauna y evitar la formación de conejeras en el borde de la vía. En este segundo LIFE Naturaleza se actuó en dos caminos más que se suman a los tres del proyecto anterior. Así el Camino del Arrayán (Las Pardillas) posee ahora las medidas correctoras que permiten que los linces residentes lo atraviesen sin registrarse pérdidas por atropello desde hace años. En el HF-6245, tramo intermedio entre Cabezudos y el Espacio Natural de Doñana (HF-6244) además de las medidas descritas pacificadoras se insertaron 4 pasos de fauna y se acondicionaron 2 puentes con orillas secas para poder ser usados en época de avenidas de agua. En la actualidad, están siendo usados por residentes y por dispersantes sin haberse registrado atropellos desde entonces.

ADECUACIÓN EN CARRETERAS

En estas infraestructuras, una vez marcadas las rutas de desplazamientos más probables entre los núcleos se trabajó en dirigirlas hacia los pasos de fauna. Para ello, en 2007, se realizó en la carretera que une El Rocío con Matalascañas (A-483) un cerramiento de encauce a las estructuras preexistentes de paso. Además, se han terminado en este periodo 5 pasos de fauna en la A-494, que actualmente están siendo objeto de unión con dicho cerramiento. Los pasos actualmente construidos tienen 7 metros de ancho a diferencia de los primeros que se hicieron en los años 90 en la comarca de tan solo 3 metros y conectan la zona del oeste de Doñana. En los últimos años, esta vía ha incrementado su tráfico al tiempo que el núcleo del Abalario y su área de distribución lo han hecho también. Ambos factores aumentan el riesgo de atropello.

TABLA 41.
Factores de riesgo y medidas correctoras asociadas a los diferentes tipos de vías de comunicación que afectan a la población de lince ibérico de Doñana-Aljarafe.

Tipo de Vía	Caminos asfaltados	Carreteras: Red Básica y Carreteras Intercomarcales	Autovías
Problemática asociada	***Fragmentación baja Alta tasa de atropellos por proximidad a núcleos reproductores y en tramos muy largos de buen hábitat***	***Fragmentación media Tasa de atropellos alta en franjas de hábitat adecuado***	***Fragmentación muy elevada Las autovías suelen conectar zonas humanizadas y no hay núcleos reproductores de lince***
Factores de riesgo			
Calidad del parche que atraviesa	Recorren espacios bien conservados, por lo que la identificación de pequeños tramos con mayor uso resultó complicada	Atraviesan tramos de espacios conservados y tramos no aptos. Es posible reconocer las conexiones más posibles	Atraviesan tramos de espacios conservados y tramos no aptos. Es posible reconocer las conexiones más posibles
Intensidad de tráfico	IMD bajas, aumentando en época estival como vías alternativas a las carreteras	IMD en el rango más peligroso (1200-4000 veh./dia) por aumentar la probabilidad de atropello pero no llegar a disuadir de cruzar a la fauna	IMD muy altos.
Velocidad genérica	60km/h. Las mejoras de los pavimentos de los últimos años, ha producido que se desarrollen velocidades próximas a las de carreteras 90-100 km/h La velocidad genérica permitiría reaccionar	90-100 km/h Las vías en las que los arcenes tienen más de 1,50 m, se desarrollan velocidades mayores. Estas velocidades no suelen permitir reaccionar para evitar un atropello sin perder seguridad para el usuario	120 km/h Imposible evitar un atropello. Las numerosas perturbaciones lumínicas y de ruido disuaden de traspasar las vías. Bajan los atropellos y aumentan la desconexión
Proximidad de linces	Los linces han ido ocupando cada vez más las zonas externas al Parque Nacional. Se encuentran territorios reproductores junto o incluyendo caminos asfaltados	Cada vez son más los territorios reproductores a menos de 5 km. Estas vías suelen ser usadas por ejemplares en dispersión que conectan dichos núcleos	Hay actualmente un territorio reproductor cerca de la A-49. Cada vez más linces llegan a la autovía. Cruzan eficientemente en bajo porcentaje

Fuente: varias fuentes. Elaboración propia

Secuencia fotográfica de *Durillo* cazando en la A-481.

Las medidas adoptadas fueron desbroce de los márgenes, huroneo y reparación del cerramiento de encauce al puente y pasos de fauna.



JMS, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

En los puntos detectados con más tránsito y donde el terreno lo ha permitido se ha dado un salto cualitativo con la construcción de dos ecoductos, uno en la A-483 y otro en la A-494. Estos pasos superiores de uso exclusivo para fauna totalmente naturalizados, construidos aprovechando la orografía del terreno sobre dos dunas, dotan de mayor amplitud (15 m) en su zona más estrecha, simulando la duna originaria (reconstrucción). Su anchura lo hace más atractivo y útil para mayor número de especies. La obra civil de los ecoductos ha finalizado en 2011 y el proceso de revegetación asistida catalizará el uso de estas estructuras por parte de fauna de todo tipo.

Por último, se ha detectado una mayor utilización del sector norte por parte de los linces en los últimos cinco años, habiéndose detectado atropellos en zonas y vías lejanas a los núcleos reproductores. Se está trabajando en los corredores de conexión y posibles salidas hacia el Andévalo y la presierra onubense. Actualmente, se están adecuando los drenajes de todos los arroyos que dan salida hacia el norte, en las vías que unen Almonte con Pilas (A-474) y desde Hinojos hasta la A-49. Además, se están realizando tratamientos selvícolas de la vegetación en las orillas secas que se crean con el objeto de facilitar el uso de estos puentes por la fauna silvestre. En el seguimiento sistemático, que se realiza desde el proyecto LIFE Naturaleza de conservación del lince de todas las medidas adoptadas se ha podido constatar que estos puentes son válidos y que los linces los utilizan para sus desplazamientos.

En la actualidad, se encuentran en construcción dos pasos de fauna en el tramo Almonte – Hinojos (A-474) que facilitará la salida del núcleo del Arrayán hacia el norte, con un vallado que encauce a estos dos pasos de fauna y al drenaje preexistente en la zona. Los puentes y drenajes de gran envergadura de las carreteras que unen Almonte con Rociana y hasta Bonares están siendo objeto de adecuaciones similares, tramos todos ellos en los que se han colocado en 2009 catadióptricos preventivos de atropello.



Obras del paso de fauna silvestre en la A-494.
GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Obras y resultado de pasos de fauna silvestre en la A-494.



AOP, Junta de Andalucía.

Si las actuaciones funcionan, ¿por qué sigue habiendo atropellos?

Con la finalización de las obras del proyecto LIFE06NAT/E/000209 quedan adecuados grandes tramos de vías (85 km de carreteras y 65 km de caminos asfaltados) y otros 8 km repartidos en 4 tramos en arroyos, que contienen decenas de kilómetros de vallado que encauzan a un total de 53 estructuras validas para paso de la fauna silvestre. Estas estructuras de paso son de la siguiente naturaleza: 33 pasos construidos para fauna con dimensiones en la mayoría de siete metros de ancho, salvo algunos pasos de tres metros de ancho (20 en carreteras y 13 en caminos asfaltados), 2 ecoductos en carreteras, 11 drenajes de arroyos acondicionados (4 en carreteras y 7 en caminos) con dimensiones aptas para uso de fauna de mediano tamaño y 7 puentes (6 en carreteras y 1 en caminos) con varios vanos, acondicionados y válidos para uso por parte del lince ibérico. Todas estas actuaciones han paliado sin duda los atropellos y han potenciado un desplazamiento más seguro de los linces como demuestra el uso que la especie hace de ellas.

Como se explicó en el capítulo 3, actualmente la mortalidad por atropello no impide el crecimiento de la población de Doñana-Aljarafe, no existiendo la correlación esperada entre el crecimiento numérico poblacional y el crecimiento numérico de atropellos si no se hubieran acometido acciones de desfragmentación. Pero un hecho inherente al crecimiento de la población es la ampliación de su área de distribución. Algunos dispersantes se “pierden” en la matriz entre parches de hábitat adecuado que existe entre los núcleos, llegando en algunos casos a lugares lejanos, donde las adecuaciones son inexistentes bien por la lejanía a los núcleos

Ecoducto en construcción en la A-483.



GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Ecoducto en construcción en la A-494.



AOP, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Ecoducto A-494.



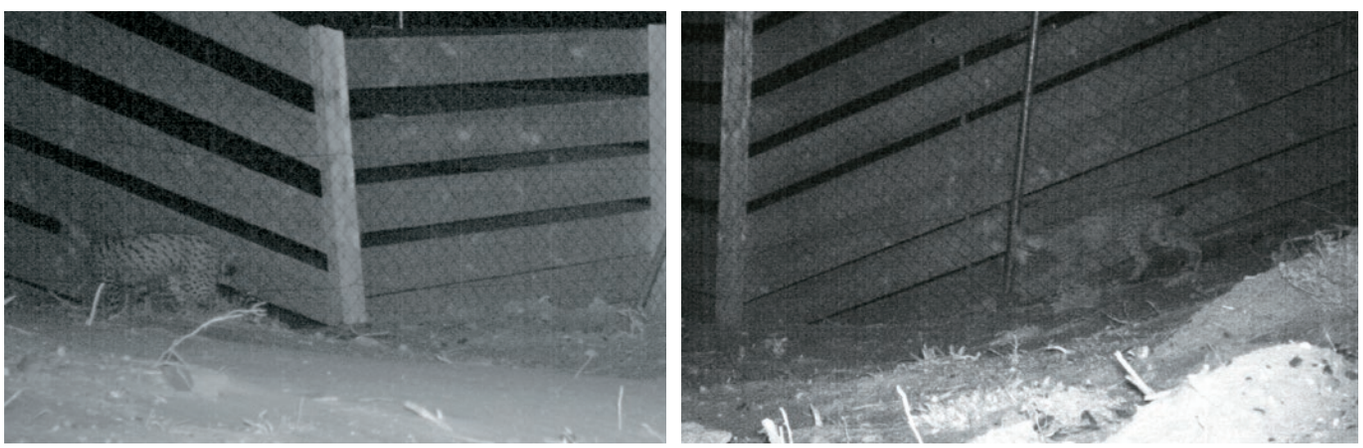
GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

reproductores o bien porque el hábitat circundante no permite su consideración como futuro núcleo lincero. Casos como éste lo escenifican el último atropello registrado detectado a 9 km de Sevilla en agosto de 2011, o el de Gibraleón en 2004, o más lejano en el tiempo en Villalba del Alcor en 1995 o en Cartaya en 1988, estos tres últimos en la provincia de Huelva.

Para minimizar los atropellos en las zonas en las que ya se ha trabajado lo más importante es un correcto mantenimiento de las actuaciones ejecutadas. En Andalucía, la COPT tiene el compromiso de mantener en buen estado las adecuaciones realizadas en carreteras para la fauna como una de sus labores rutinarias desde su Centro de Conservación. Algunos de los atropellos o salidas a las vías se han visto originados por roturas en los vallados, malos hábitos (cancelas que se dejan abiertas) o proliferación de vegetación en arcenes y entorno de la vía que fomenta poblaciones de conejo atractivas para los linces.

No hay que olvidar que los linces son capaces de trepar las vallas de encauce que se disponen como guías hacia los pasos de fauna. Por lo general, el comportamiento de la especie suele ser "dócil" en este sentido, siguiendo el perímetro hasta encontrar un paso. Pero algunos ejemplares deciden saltar el cerramiento y aunque se encuentran dispuestos, allá donde se ha colocado una valla, sistemas de retorno que facilitan la entrada del ejemplar de nuevo al monte, no todos deciden darse la vuelta. La concienciación de la sociedad en general, la atención en las zonas señalizadas como sensibles para la fauna silvestre y el cumplimiento de las velocidades genéricas marcadas, es lo único que en esos casos puede permitir a los linces sobrevivir al cruce de una vía.

Imágenes de fototrampeo que verifican el uso del ecoducto por el lince ibérico (21/07/2011).



Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

El desarrollo socioeconómico de los últimos 50 años, enfocado al crecimiento turístico, urbanístico e intensificación de la agricultura, ha sido la principal causa de la pérdida actual del hábitat de la especie. Este progreso, patente con el incremento del número de vías de comunicación y del tráfico rodado (entre otros), tiene un efecto negativo directo sobre la fauna silvestre, a través de la fragmentación del hábitat y su efecto barrera entre las poblaciones.

El diferente grado de fragmentación del hábitat por infraestructuras de transporte que presenta cada una de las poblaciones reproductoras de lince ibérico (comarca de Doñana-Aljarafe y sierras de Andújar-Cardeña) ha motivado que, por parte de las administraciones competentes, los esfuerzos en minimizar el riesgo de atropello hayan sido mayores en la población lincera occidental que en la oriental. La colaboración como socio de la COPyT de la Junta de Andalucía en el proyecto LIFE06NAT/E/000209 ha sido un éxito, poniendo de manifiesto el compromiso de ambas administraciones en trabajar de manera conjunta y coordinada en este problema.

En los últimos diez años se ha evolucionado hacia un cambio conceptual en la manera de planificar y diseñar las actuaciones que minimizan el efecto de las vías de comunicación sobre el lince. Se ha pasado de realizar medidas paliativas para solucionar de manera puntual el riesgo de atropello (puntos negros en carreteras) a la implementación de la dinámica poblacional de la especie, de tal manera que se facilite la conexión entre núcleos (desfragmentación). Para ello, la información de distribución de la especie obtenida durante los diferentes proyectos LIFE Naturaleza ha sido muy útil, permitiéndonos desarrollar un plan de trabajo enfocado a la conexión entre núcleos y hábitats de dispersión. Las principales medidas llevadas a cabo han sido la construcción de pasos de fauna o adecuaciones, cerramientos de encauce a éstos, resaltos, rotondas, medidas paliativas de velocidad, vallado de tramos de carreteras, señalizaciones verticales y horizontales, adecuación de drenajes de arroyos y actuaciones de mantenimiento de carreteras (limpieza de arcenes y cunetas).

Aunque hasta ahora los datos nos muestran una reducción en el número de atropellos, a pesar del aumento de la población, y existe un registro fotográfico del uso de estas infraestructuras por los linces durante sus desplazamientos diarios, estas medidas por sí solas no funcionan si no existe una sociedad concienciada y sensibilizada con este problema.

Prevención de los efectos negativos de la endogamia

Como ya se ha citado en varias ocasiones en la presente obra, el panorama que presentaba la población de lince ibérico al inicio del siglo XXI en Doñana era desalentador. Los análisis genéticos realizados encontraron diferenciación para marcadores moleculares entre la población de Doñana y los de Sierra Morena, siendo la heterocigosidad y la diversidad alélica un 33% más baja en la primera (Godoy, 2009).La baja variabilidad genética (Johnson et al., 2004), en conjunción con la aparición de una enfermedad infecciosa, es en la actualidad una de las principales amenazas de la especie.

Una vez registradas mejoras en la población de la especie, como respuesta a la gestión in situ realizada sobre los principales factores que afectan a la viabilidad de la especie en la comarca, se decidió reforzarla genéticamente. Antes de iniciar dicho reto se ha trabajado en la disminución del elevado riesgo de extinción existente en esta zona, de lo contrario el reforzamiento no sería viable.

A continuación se expone el trabajo desarrollado desde el inicio hasta la actualidad. Dada la particularidad de la acción, este subapartado no sigue el esquema establecido en los anteriores, narrando de manera continua el desarrollo de cada reforzamiento.

CUESTIONES GENERALES PREVIAS A LA LIBERACIÓN DE EJEMPLARES

Para poder dotar a este manejo de candidatos se utilizaron individuos de la población silvestre de Sierra Morena. Gracias al seguimiento de la población de las sierras de Andújar y Cardeña se identificó una serie de ejemplares que cumplían los requisitos de sexo y edad definidos en cada caso para la población receptora, atendiendo tanto a aspectos genéticos como de dinámica poblacional. En 2010, los ejemplares subadultos disponibles en el programa de cría en cautividad (*exsitu*) fueron descartados para este manejo. El criterio de selección último fue que el ejemplar estuviera libre de *Cytauxzoon*, parásito sanguíneo que no ha sido detectado en la población silvestre de Doñana (Millán *et al*., 2007; Meli *et al*., 2009), adoptando la decisión de no incluir ningún patógeno en la población de Doñana dada su comprometida situación inmunitaria. El ejemplar es liberado tras un período de 6 semanas de cuarentena, evitando el riesgo de contagio de enfermedades infecciosas.



Cachorro de camada mixta (reforzamiento genético de la población de Doñana-Aljarafe).
JAB, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Las experiencias con translocaciones de otros carnívoros, de ecología y tamaño similar al lince ibérico, así como las propias realizadas con la especie en la década de los 90 sirvieron para seleccionar y apoyar la metodología de suelta blanda y planificar el manejo adaptativo a realizar. Las sueltas duras con lince canadiense obtuvieron resultados de un 53 % de supervivencia (Devineau *et al*., 2010). Por otro lado, los resultados de las tres experiencias de suelta dura con lince ibérico (Rodríguez *et al*., 1995; Kristen, 2008; informes Consejería de Medio Ambiente) reflejaron desplazamientos de los individuos tras la liberación y un marcado carácter filopátrico.

Se diseñó un protocolo de manejo de los ejemplares utilizados para el reforzamiento genético en el que se detalla las fases del reforzamiento, los aspectos comportamentales (hitos) a tener en cuenta y el plazo límite a partir del cual es liberado el ejemplar si estos objetivos no son alcanzados. Las conductas definidas que ponen de manifiesto que un individuo se ha adaptado al nuevo escenario son: 1) desarrollo de un comportamiento normal, con periodos de actividad e inactividad diarias propios de la especie; 2) desarrollo de conductas de caza; 3) desarrollo de conductas exploratorias usando prácticamente la totalidad del cercado; 4) observación de interacciones positivas y continuas con las hembras territoriales. Uno de los hitos establecidos es que la liberación se realice coincidiendo con el periodo de celo de la hembra territorial. No superada esta primera fase, el ejemplar es liberado en la fecha marcada en cada reforzamiento. Posterior a la suelta, los individuos son seguidos diariamente mediante radioseguimiento, adaptando el número de localizaciones diarias a las circunstancias.

EL PRIMER MANEJO PARA PROMOVER EL REFORZAMIENTO GENÉTICO EN DOÑANA

El conocimiento exhaustivo de la situación a tiempo real de las poblaciones silvestres permite una gestión de conservación adaptativa. La muerte por leucemia felina (López *et al*., 2009) de los cuatro machos territoriales de Coto del Rey (norte del Parque Nacional), originó que el reforzamiento se llevara a cabo en esta zona y no en la Reserva Biológica de Doñana como estaba planificado inicialmente.

De manera complementaria al reforzamiento genético la acción prevenía otros efectos indirectos del descenso poblacional tan drástico sufrido: 1) minimizar el riesgo de abandono del núcleo por parte de las tres hembras establecidas durante la época de celo; 2) evitar una disminución de la productividad global en la población de Doñana (27% de las hembras territoriales de la población); 3) reducir el riesgo de aumentar la probabilidad de extinción a corto plazo de la población de Doñana. Revilla y colaboradores (2007) previeron que la pérdida de un único territorio en Coto del Rey incrementaba en un 10% la probabilidad global de la extinción de la especie en Doñana.

Dada la escasez de machos adultos en Doñana, el escenario más probable era que la recolonización natural la protagonizara un individuo no reproductor, no posibilitando la incorporación de cachorros hasta varias temporadas después. De hecho, esto fue lo que ocurrió, un macho subadulto, *Dardo*, se asentó de manera natural en el área y hasta la primavera de 2010 no ha tenido descendencia. La translocación de un macho reproductor en el periodo de celo se postuló como un manejo muy recomendable en ese momento, dado que se dibujaba como un factor importante de fijación del recién llegado a la zona. Paradójicamente, el que todos los territorios de los machos adultos quedaran vacantes tornó una situación crítica en la conservación de la especie en el Espacio Natural a una oportunidad de aumentar el flujo de variabilidad genética a través de los genes de la po-

Interacción entre *Esencia* y *Alcornoque*, hembra residente del núcleo de Aznalcázar.



Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

blación de Doñana. El asentamiento y reproducción de este individuo aumentaría la heterocigosidad de la población considerablemente. La capacidad de reaccionar con extrema rapidez fue la clave del éxito de este reforzamiento. Se seleccionó a un macho adulto, *Baya* (cohorte de 2005), procedente del núcleo del valle del río Jándula.

La ubicación del cercado fue cuidadosamente seleccionada, construyéndolo en el área de confluencia de los territorios de las tres hembras residentes. Las características técnicas más relevantes del cercado son: vallado de 3,85 m de altura, enterrado 0,5 m y visera superior, instalación de un sistema de pastor eléctrico de bajo voltaje (5 hilos conductores aislados y colocados a ambas caras de la malla, desde 1,5 m de altura hasta la parte superior). Este sistema permitía las interacciones de *Baya* a través de la malla con las hembras de la zona sin efecto del sistema eléctrico. Como enriquecimiento ambiental, el cercado se complementó con un *CAS*, una trueca

Cachorros de camada mixta (2011).
DPD, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



artificial, alta densidad de conejos silvestres y excrementos suyos, recogidos durante la cuarentena, así como de las tres hembras territoriales con el objeto de potenciar los movimientos exploratorios. Se aseguró que hubiera una óptima cobertura de monte mediterráneo maduro. Para observar las diferentes conductas, el recinto de aclimatación fue equipado con una cámara de vigilancia con visión nocturna (giro 365º), apoyada con focos de luz infrarroja. El manejo fue seguido durante las 24 horas del día por el personal del proyecto LIFE Naturaleza, con el objeto de identificar las pautas que marcarían la liberación del cercado. De no observarse con claridad interacciones con las hembras se estableció el 10 de enero como fecha límite para su liberación.

El seguimiento mediante emisores vía satélite nos permitió conocer el uso de *Baya* del cercado, los desplazamientos de los ejemplares, orientación de las interacciones, proximidad entre los ejemplares, tiempo de permanencia junto a la valla, etc., calificándolas como positivas o negativas. Se realizó un gran esfuerzo de observación, quizás exagerado, con el fin de aprender lo máximo posible y extrapolar la experiencia a las reintroducciones y reforzamientos futuros, siempre de manera adaptativa a la situación.

El 21 de diciembre de 2007 fue liberado en el cercado de aclimatación de 2 ha en Coto del Rey, fecha que coincide con el periodo de celo de las hembras territoriales.

Previsiones y decisiones del tiempo de permanencia en el cercado de adaptación

Tras diez días de estancia en el cercado, el personal del proyecto LIFE Naturaleza estimó que el animal estaba aclimatado adecuadamente al sitio. Se recopilaron datos de utilización del 100% del cercado y de periodos de actividad e inactividad diarias propios de la especie. Se constató, mediante análisis de sus escrementos, que cazaba tanto conejo silvestre del cercado como del *CAS*. Además se observaron numerosas socializaciones positivas a través de la malla con las tres hembras territoriales.

La liberación tuvo lugar el 1 de enero de 2008, después de observar a una de las hembras, *Wari*, más de un día en las inmediaciones del recinto, vocalizando y exhibiendo comportamientos de celo. *Baya* salió del cercado, por uno de los portillos ideados para di-

reccionar la salida del macho, y se alejó del mismo en compañía de esta hembra.

Posterior a la liberación se mantuvo un seguimiento de *Baya* con al menos 2 radiolocalizaciones diarias. Durante la primera semana siempre se localizó en compañía de *Wari*, y en las siguientes cerca de las otras dos hembras. Adicionalmente al radioseguimiento, durante todo el proceso se tuvieron activas 6 estaciones de fototrampeo. En conjunto, se obtuvieron un total de 212 fotografías durante un período de 6 meses (de enero a junio de 2008). Seis meses después de su liberación, se consideró que *Baya* estaba establecido como residente en *Coto del Rey*, ya que nunca efectuó movimientos fuera de éste y su distancia máxima al punto de suelta fue de 4 km. Desde entonces ha tenido 12 cachorros, 7 de ellos superaron los 3 meses de vida y actualmente permanecen vivos 5. *Esencia* está establecido en el núcleo de Aznalcázar y ha tenido la primera descendencia, la primera F2 de linces mixtos, en la primavera de 2010.

Este manejo se considera un éxito, ya que se ha conseguido fijar el lince translocado en la zona de suelta y se han incluido los genes de Sierra Morena en la población de Doñana en varias temporadas de cría y en dos generaciones.

La historia del flujo de los genes de Sierra Morena

En 2008 *Baya* tuvo descendencia con *Wari*, (cuatro cachorros), con *Rayuela* (un cachorro) y con *Viciosa* (tres cachorros). Los cachorros de las dos primeras hembras no alcanzaron los tres meses de edad, (etapa con elevada mortalidad en la especie). Sin embargo los tres cachorros de *Viciosa* alcanzaron la edad de dispersión. Dos de ellos, *Estepa* y *Épsilon*, se localizaron en Hato Ratón, finca de Coto del Rey, desde donde realizaron movimientos exploratorios del entorno, altamente antropizado. El ejemplar *Epsilon* se encontró atropellado en un camino asfaltado junto a una zona agrícola de limoneros. Su hermana *Estepa* se encontró muerta meses más tarde gracias al radiocollar que portaba, a poco más de un km de su hermano, sin encontrar indicios mediante la necropsia que pudieran determinar la causa de su muerte. El macho *Esencia*, dispersó al núcleo de Aznalcázar, donde, en la primavera de 2010, ha tenido sus primeros cachorros (cuatro) con la hembra residente *Alcornoque*. Dos de ellos, *Gallareta* y *Gallego*, permanecían en el territorio materno a finales de 2010. Ésta ha sido la primera F2 de linces ibéricos mixtos de Sierra Morena y Doñana. Estos cuatro cachorros, con diferentes pelajes, mota fina-intermedia y gruesa, dejaron entrever la paternidad de *Esencia* desde las primeras imágenes que se recogieron por fototrampeo y que posteriormente, el equipo del Dr. Godoy (comunicación pers.).ha confirmado por análisis genético.

En 2009 *Baya* tuvo dos camadas: *Fronde* y *Forestal*, ambos machos, con *Centaurea*, y *Faginea* y *Fenda*, ambas hembras, con *Rayuela*. En cuanto a los machos, *Forestal* permanece aún en el área natal y a *Fronde* se le ha localizado por última vez por la RBD. En cuanto a las hembras, a *Fenda* se le ha localizado en el núcleo del Arrayán (de abril a junio de 2010) y en el proceso de dispersión llegó hasta Torrecuadros (enero de 2011) y *Fagínea*, dispersó desde Coto del Rey (Parque Nacional de Doñana) hacia La Rocina, para luego regresar a Coto del Rey (Parque Natural de Doñana), donde permanece en la actualidad.

En 2010 no se detectó descendencia directa (F1) de este macho, pero si F3. En cuanto a 2011, estamos a la espera de los resultados genéticos de los cachorros identificados en ese territorio para poder asignar la paternidad a *Baya* o a *Forestal* (F1 de Baya), que también se localiza por el mismo territorio que su padre.

SEGUNDO MANEJO PARA PROMOVER EL REFORZAMIENTO GENÉTICO EN DOÑANA

En la anualidad 2008-2009 se realizó el segundo manejo de reforzamiento genético. La toma de datos se realizó de manera similar al primer manejo. Las características técnicas de la instalación fueron similares al cercado de Coto del Rey, siendo éste de mayor tamaño (ocho hectáreas). Cuando se planteó su diseño se pensaba albergar una pareja de linces, pero meses antes del reforzamiento el macho territorial de la zona murió por *Parvovirus*, y se consideró que un macho reproductor (Caribú) era la mejor opción para la translocación. En el diseño de la instalación participó todo el equipo del proyecto LIFE Naturaleza y se contó con la colaboración del equipo técnico del *Programa de Conservación Exsitu* y del Espacio Natural de Doñana, este último también implicado en el progreso de las obras.

Previsiones y decisiones del tiempo de permanencia en el cercado de adaptación

El tiempo de permanencia en el cercado fue superior en este caso, ya que el traslado se realizó el 25 de noviembre, un mes antes. El periodo de adaptación se ampliófue ampliado con la intención de experimentar si una aclimatación más prolongada en los cercados de preadaptación beneficiaría las interacciones intraespecíficas, aumentando el conocimiento de este tipo de manejo. El seguimiento, para la recogida de datos comportamentales del macho translocado y de la hembra residente, *Bonares*, se realizó mediante turnos, sumando un total de 15 horas diarias.

Desde el inicio se observó un gran interés de Bonares por *Caribú*. En repetidas ocasiones se la le permitió entrar al cercado abriendo mediante la apertura de un portillo cuando se detectaba próxima a la instalación, promoviendo la interacción entre ambos ejemplares. Tras observarse en la hembra comportamientos similares a los observados en el primer reforzamientopositivos, el día 30 de diciembre se abrió el cercado para la liberación del macho. Durante tres días permanecieron en el interior, con las puertas abiertas, saliendo en cortos periodos de tiempo y entrando para descansar. juntos entorno al cercado y se constataron interacciones positivas entre ellos, cabeceos y maullidos mutuos, pero nunca cópulas. El cuarto día *Caribú* comenzó a dispersarse hacia el norte, cruzando la carreta A-483 por el paso de *La Soriana*, prospectando durante una semana la finca del *Acebuche*, Espacio Natural de Doñana, e introduciéndose en tres ocasiones en el Centro de cría en cautividad *El Acebuche*, situado al este Este de dicha finca. Dado que no mostraba ningún interés por alejarse de las instalaciones, finalmente el 10 de enero se capturó y se devolvió al cercado de aclimatación.

De nuevo compartió estancia durante una semana con *Bonares*, que entró sin manejo directo (sin captura) al permitirle el acceso por una de las puertas. Esta hembra estuvo acompañada por su hija *Ella* (juvenil), considerando adecuado no separarlas en beneficio del establecimiento de la joven en la Reserva Biológica de Doñana. En días posteriores, *Caribú* mostró cierto interés por *Bonares*, observándose conductas típicas de celo, adoptándose la decisión de abrir el cercado. Finalmente, al no detectarse más interacciones positivas entre ambos ejemplares se mantuvo cerrado. La llegada al entorno del cercado del macho *Boliche* el 17 enero, que regentaba la zona norte del núcleo, y los datos de radioseguimiento que ponían de manifiesto el interés que la hembra mostraba por éste, desencadenó la apertura del cercado para que *Bonares* fuera cubierta por dicho macho. Sin embargo, *Boliche* no siguió a la hembra tras su salida, sino que se adentró en la instalación.

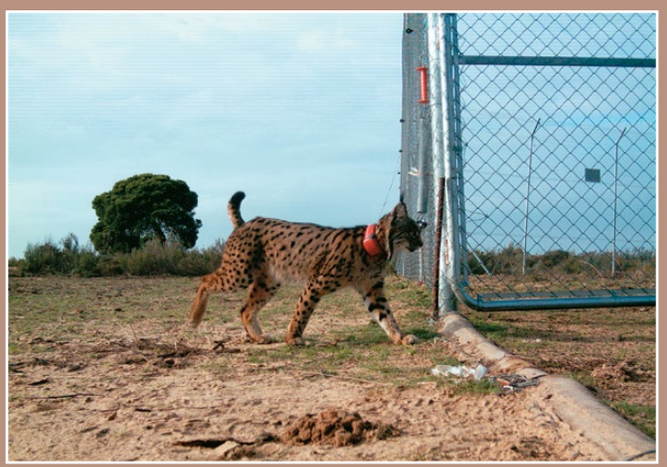


Momento de la suelta en el cercado de aclimatación de *Caribú* por la Consejera de Medio Ambiente Dña. Cinta Castillo y personal del LIFE Naturaleza. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA;, Junta de Andalucía.

Imágenes captadas por la cámara trampa en una de las puertas del cercado



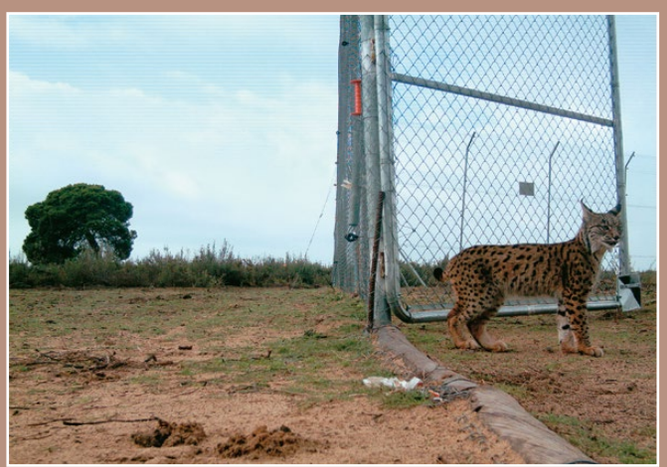
Colocación de cámara trampa en una de las puertas del cercado.



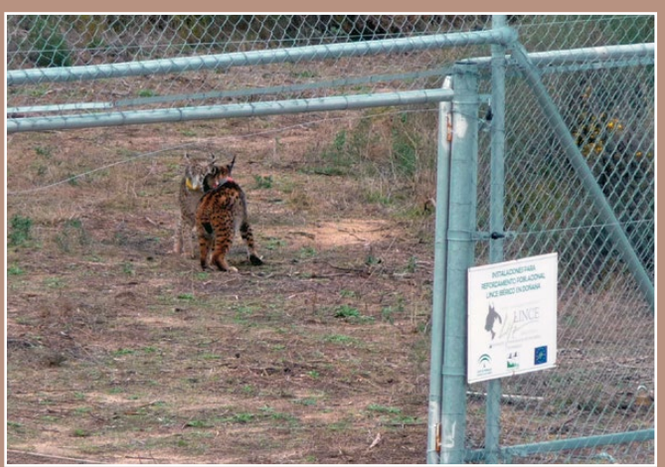
Entrada de *Bonares* (31/12/08).



Primera salida de *Caribú* (01/01/09).



Entrada de *Ella* (01/01/09).



Caribú y *Bonares* interaccionando dentro del cercado tras la liberación.

Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



LIC Moura Barrancos. GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Tras la salida de *Boliche* del cercado, y dado que *Caribú* no mostraba interés por salir, se cerraron las puertas hasta que el macho nativo se localizó lejos del mismo. El objeto de abrir todas las puertas del cercado fue evitar riesgos en posibles interacciones intraespecíficas y permitir la salida natural de los individuos.

En esta segunda suelta, *Caribú* prospectó la zona de suelta e hizo movimientos de ida y vuelta en tres ocasiones que le llevaron a cruzar la A-483. Permaneció durante unos días en *Coto del Rocío*, donde residía una hembra reproductora, la cual se localizó a unos cientos de metros del macho. Éste regresó a la RBD cruzando por el mismo paso de fauna de la primera vez.

Al undécimo día comenzó a desplazarse hacia el norte, cruzando varias carreteras y la autovía A-49, hasta llegar al coto conocido como *Coto de la Mora*, en el T.M. de Almonaster la Real (Huelva). Desde aquí, comenzó a hacer movimientos de prospección siempre en la misma dirección, denominándolos desde el proyecto *desplazamientos con efecto columpio*, ya que a diferencia de los descritos en bibliografía (Conradt y Roper, 2003), se realizan prospecciones en diferentes direcciones. El 20 de abril de 2009, en el entorno del Embalse del Olivargas se capturó para sustituirle el collar convencional por un GPS (Televilt Tellus GPS SystemTM), y se chequeó sanitariamente, liberándolo de nuevo en el cercado. Tras la liberación, el individuo realizó los mismos pasos que en su primera dispersión, regresó a la presierra de Huelva prácticamente por el mismo camino (Fig. 87). A partir de aquí, se tomó la decisión de dejarle permanecer en el lugar que él había elegido (T.M. del Cerro del Andévalo) en espera de que en la época de celo, en la que podría realizar movimientos exploratorios o de retorno, regresara a Doñana para reproducirse, coincidiendo con las primeras cópulas en los centros de cría. Durante este periodo, se le ha detectado un desplazamiento más largo de lo habitual, de más de 50 km en línea recta que le hizo traspasar los límites del país, llegando a localizársele en el LIC Moura-Barrancos (Portugal), a menos de un kilómetro de Badajoz. Regresó al Cerro del Andévalo ya emitiendo sólo señal en sistema convencional de radio. Este segundo collar GPS envió mensaje de terminación de batería a finales de diciembre de 2009. Mediante fototrampeo se comprueba comprobó que está en óptimosu estado físico y se capturó y se sustituyópara sustituirle el emisor por otro GPS-GSM (Microsensory Systems Division) el día 4 de febrero de 2010.

La colaboración de las peñas monteras (sociedades de cazadores) de la zona, la *Peña Montera del Cerro* principalmente, fue excelente, cediendo incluso sus instalaciones para montar una clínica y realizar el chequeo sanitario y sustitución del collar. Realizaron así mismo gestiones y conversaciones con diferentes propietarios para facilitarnos el trabajo de seguimiento, así como difundir la presencia del ejemplar y prevenir accidentes en monterías.

La decisión de retornarlo a Doñana se basó en aprovechar lo que quedaba de época de celo, en un intento de cubrir la meta de este manejo, mejorar la variabilidad genética de la población de Doñana.para



Imagen de fototrampeo de *Caribú* saliendo del cercado de aclimatación el 12 de febrero de 2010.
Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

conseguir el objetivo del reforzamiento. Desde el 4 de enero se mantuvo en el cercado de aclimatación de la RBD. Las puertas se abrieron aprovechando que *Bonares* se encontraba próxima a la instalación, aumentando así la probabilidad de reproducción. El 12 de febrero *Caribú* decidió volvió a abandonar definitivamente la zona de suelta de nuevo hacia la sierra.

Los movimientos que *Caribú* ha realizado desde su liberación en la Reserva Biológica de Doñana (END) hasta la sierra, parecen no ser significativamente diferentes si se comparan con resultados obtenidos en otros programas de reintroducción del genero *Lynx* (Devineau et al., 2010; Breitenmoser *et al.*, 2001) teniendo en cuenta las diferencias en tamaño de las áreas de campeo y los desplazamientos dispersivos de ambas especies. Sin embargo no dejan de sorprender desplazamientos como los realizados en los últimos meses por este macho, escasamente registrados en lince ibérico.

Caribú volvió a cruzar la carretera A-483 (tramo El Rocío-Matalascañas) por el mismo paso de fauna que en los desplazamientos anteriores.

Hasta el día 26 de febrero estuvo por diferentes núcleos linceros de Doñana, permaneciendo en el de más al norte, en el T.M de Bonares, hasta una semana. Una vez que cruzó la autovía A-49 comenzó a moverse mucho más rápido, desplazándoselos desplazamientos registrados durante tres días fueron entre 20 y 25 km/día. Atravesó tanto el río Tinto como el Odiel, muy crecidos por las abundantes precipitaciones, sin encontrar aparente dificultaddificultades para ello. El camino recorrido en este caso resultó estar algo desplazado hacia el este en comparación con el seguido en sus dos subidas anteriores.

Hasta entonces recorrió unos 150 km desde su suelta en Santa Olalla y llegó en tan sólo 4 días desde el norte de la comarca de Doñana hasta la zona de captura, en tan solo 4 días, desde la al mismo sitio de captura. El 22 de marzo comenzó a desplazarse hacia el norte, recorriendo de nuevo medias de 20-25 km/día. Se le ha

Pasarela que se construyó para que *Caribú* pudiera atravesar la A 483





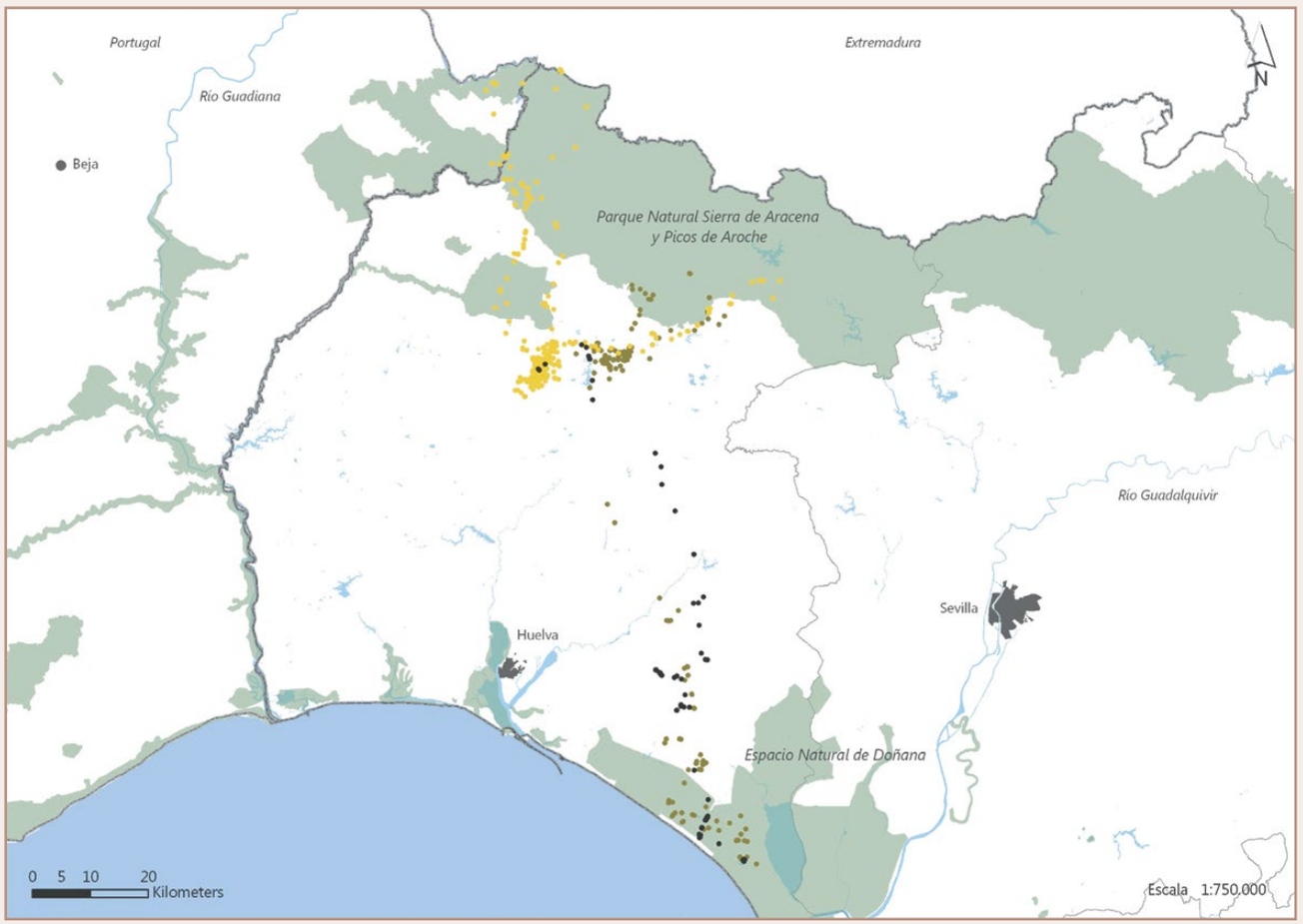
Fotos de la pasarela que se construyó para que Caribú pudiera atravesar la A- 483 por el paso de fauna.



Huella de Caribú tras su cruce

GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Figura 87.
Camino recorrido por *Caribú* entre Doñana y El Cerro del Andévalo: En verde movimientos desde la suelta de enero al 20 de abril de 2009; en amarillo movimientos desde el 20 de abril hasta el 4 de febrero de 2010.
En negro el camino recorrido en la última subida al Cerro del Andévalo.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía. 2010. Elaboración propia

vuelto a localizar en tierras lusas, quedándose en esta ocasión más al sur de Barrancos durante un par de días. Desde el Cerro del Andévalo ha realizado diferentes movimientos exploratorios, radiolocalizándose en dos ocasiones en Portugal, por el norte a unas horas de Badajoz y por el este próximo al río Ribera, en el T.M. de Higuera de la Sierra (Huelva), regresando siempre al punto de partida. Una vez aquí se detectó un problema en la antena de su GPS, manteniendo el envío GSM con los datos de los sensores de actividad, temperatura y velocidad, pero sin posicionamientos. En septiembre de 2010 se detecta un desplazamiento hacia el sur, llegando al T.M. de Bonares el día 13 de septiembre. Tan sólo cinco días más tarde muere por una infección por *Leptospiras sp.*, con daño renal secundario a la misma. Estos síntomas, según la necropsia del Centro de Análisis y Diagnóstico (CAD), de la Junta de Andalucía, fueron posiblemente los causantes de la incapacidad para la supervivencia del ejemplar.

Este manejo de translocación ha sido todo un reto tanto en la comprensión del comportamiento en el momento de aclimatación como en el periodo de post-suelta. Su seguimiento ha permitido obtener numerosos datos que ayudarán a la conservación de esta especie.

Los caminos recorridos por cuatro veces por este ejemplar abren nuevos planteamientos en cuanto a la selección de áreas de conexión y capacidad de traspasar hábitats poco adecuados por la especie identificados por estudios previos (Palomares, 1998).



Interacciones entre *Eider* y *Dardo*.
Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía, 2011.

Esta información es importante para trazar planes de conservación, ya que la existencia, detección y potenciación de vías de dispersión y conexión útiles para la especie, pueden jugar un papel de primer orden en la demografía y viabilidad de las poblaciones naturales y reintroducidas de la especie. Estos datos, junto con los de otros individuos que durante los últimos años han desarrollado movimientos de larga distancia, serán utilizados en los modelos de conexión y en los de selección de zonas de reintroducción. Ayudará, además, en la selección de unidades de recuperación de territorio para crear nuevos núcleos periféricos a la población de Doñana-Aljarafe.

Este manejo se considera estéril en lo referente a la inclusión de los genes de Sierra Morena en la población de Doñana.

La diferencia entre los dos reforzamientos hizo recapacitar sobre lo impredecible del factor individual de cada ejemplar de cara a este tipo de manejo. Era necesario tener contemplado, transmitir y hacer comprender a la sociedad, antes de continuar con futuras translocaciones, que estas pérdidas son parte del riesgo que se asume y que volverá a producirse. En lo que a cuestiones técnicas se refiere, se revisó que los manejos para conseguir incluir mayor variabilidad a las poblaciones de lince o para crear nuevas poblaciones mediante reintroducción tuvieran asegurados un flujo suficiente de individuos, incluyendo este tipo de pérdidas, durante el periodo necesario para conseguirlo.

TERCER MANEJO PARA PROMOVER EL REFORZAMIENTO GENÉTICO EN DOÑANA

El 25 de noviembre de 2010 se inició el tercer reforzamiento. En esta ocasión, se trasladaron dos ejemplares, *Floreal* y *Eider*, macho de 2009 y hembra de 2008 nacidos en Cardeña y Andújar respectivamente. La decisión en edades y sexos vino dada por la composición y edades de los linces integrantes del núcleo receptor previo al manejo, atendiendo al conocimiento de la especie. En ese momento, sólo había dos machos adultos, *Baya* y *Dardo*, por lo que un macho más podría tener cabida en este núcleo. Y por otro lado, *Wari*, nacida en 2001, está en el límite de la edad reproductora pudiendo ser sustituida por una hembra recién llegada. El lugar seleccionado fue la finca de La Dehesa (END), usando las mismas instalaciones que en el manejo de 2007.

Previsiones y decisiones del tiempo de permanencia en el cercado de adaptación

La previsión más optimista era que Floreal y Eider copularan en el cercado lo que indudablemente facilitaría la fijación de los linces a la zona, como ocurrió en 2009 en la reintroducción en Guadalmellato. Este acontecimiento guiaría el cronograma posterior de todo el proceso. Fue imposible detectar en este caso un patrón de conducta reproductor y esto es debido principalmente al bajo número de experiencias que se tienen en este tipo de manejos. Floreal, desde que se liberó en el cercado intentó escapar de él trepando por la malla. Este comportamiento ya se había observado en *Caberú* (reintroducido en el valle del río Guadalmellato) y *Diana* (reintroducida en el valle del río Guarrizas). El día 3 de diciembre (8º día de manejo) se detectaron las primeras visitas al cercado por la hembra *Wari*, acompañada de los tres cachorros de 2010, y del macho *Dardo*, padre de la camada. El comportamiento de los linces liberados fue normal, ambos utilizaron el perímetro del cercado, entraron al *CAS*, cazaron conejo silvestre, etc. observándose que cada uno usaba con más asiduidad una de las mitades de las instalaciones, a pesar de que se les avistó caminando juntos en alguna ocasión. La conducta de *Floreal* fue tranquila y siempre en alerta, mientras que la de *Eider* permaneció inactiva grandes periodos de tiempo. No se observaron

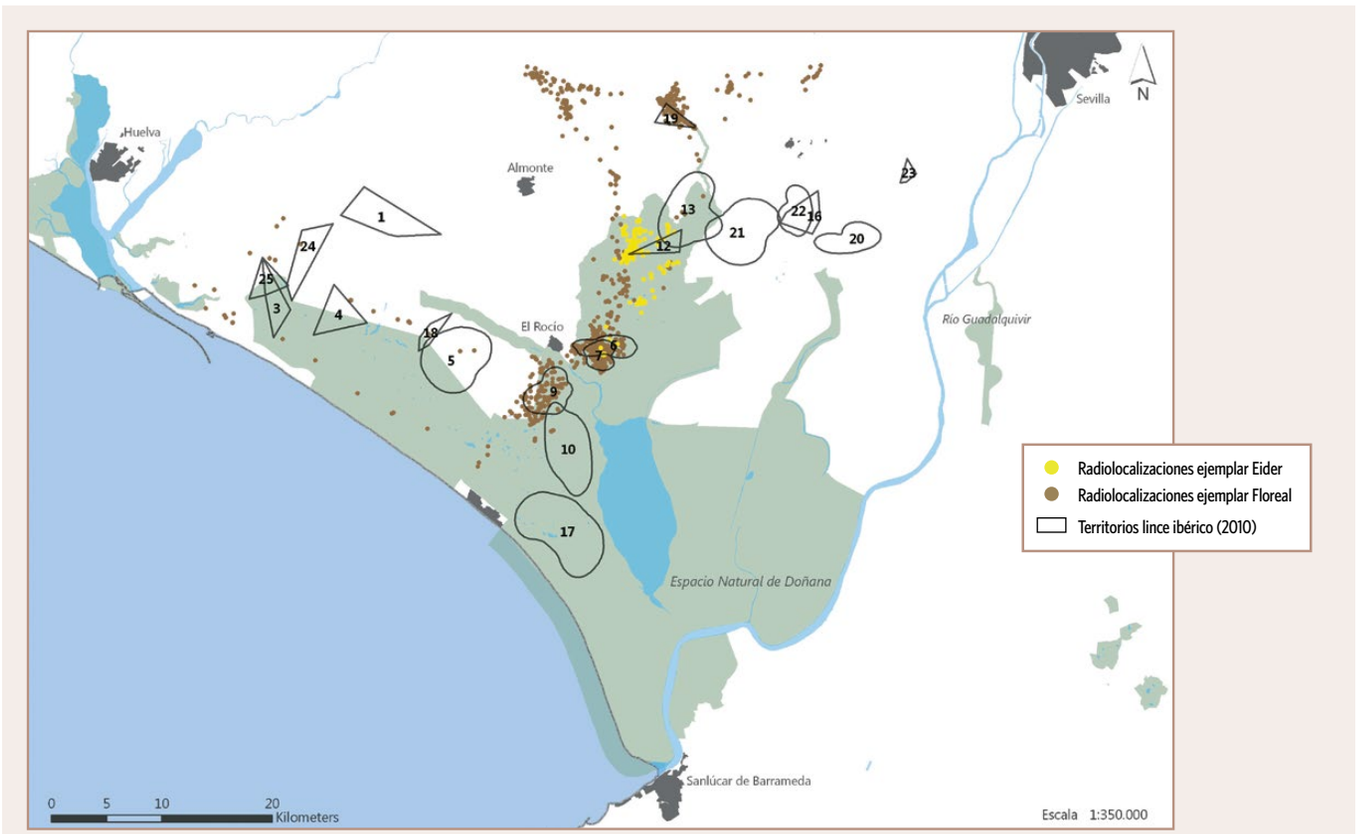
interacciones negativas entre ellos, ni tampoco extremadamente positivas, siendo permisivos con su congénere.

Floreal realizó varios intentos de salida del cercado hasta que finalmente la madrugada del 5 de diciembre, quizás por un fallo en el sistema eléctrico derivado de las potentes tormentas eléctricas de esos días o por ignorar el efecto del pastor eléctrico, logró salir de la instalación. Esto ocurrió el 10º primer día de manejo y desde entonces se tiene indicios directos de que se encuentra en el entorno del Espacio Natural de Doñana (Fig. 88). En cuanto a *Eider*, *Dardo* pasó nueve días en torno al cercado, recorriendo el cercado e intentando en ocasiones entrar en él sin conseguirlo En numerosas ocasiones se pudieron observar interacciones entre ellos a través de la malla, algunas permisivas, pero en general la aptitud por parte de la hembra no correspondía al interés del macho.

La decisión de apertura del cercado se tomó el día 9 de diciembre de 2010. Por una parte, *Floreal* había abandonado el cercado descartándose la posibilidad de reproducción entre ellos. Y por otra, las interacciones observadas entre *Dardo* y *Eider* no fueron lo suficientemente claras como para pensar en su reproducción, favoreciendo la interacción de la hembra con otro macho. Tras su suelta, se desplazó hacia el norte, cruzando el camino asfaltado que une Villamanrique de la Condesa con El Rocío por un paso de fauna y estableciéndose en la finca Cabeza Rasa, dentro del mismo núcleo poblacional de Coto del Rey (Fig. 88). En la actualidad, la hembra permanece en dicha zona, se le han observado interacciones intraespecífica y aún no se le ha podido confirmar cría en la temporada de reproducción de 2011.

Floreal, desde la salida del cercado, ha prospectado toda el área de Coto del Rey. Se ha localizado en Los Sotos y se tiene información cruzando la marisma inundada en numerosas ocasiones. En los últimos meses, ha comenzado a explorar zonas más lejanas llegando a la RBD por el sur, al arroyo del Avitor por el oeste y al borde la de la Autovía A 49 hacia el norte, hasta el T.M. de Bollullos Par del Condado.

Figura 88.
Desplazamiento de *Eider* y *Floreal* tras su liberación.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía. Elaboración propia.

El reforzamiento genético y poblacional es un proceso tedioso que tardará en dar conclusiones trasladables en recomendaciones claras de manejo, ya que el escaso número de ejemplares con el que se realiza el reforzamiento no permite extraer conclusiones robustas derivadas del mismo.

Sin embargo, su efectividad genética sí es ponderable. Se han aportado en estos diez años al equipo del Dr. Godoy las muestras necesarias para medir anualmente las ganancias en la variabilidad genética que se están teniendo cada año. Los pocos individuos adicionados representan aún un porcentaje bajo de la población, no permitiendo proyectar su efecto a largo plazo. El aporte de variabilidad actual (dos reproductores efectivos, uno de ellos mixto) podrían desaparecer por efectos estocásticos de la población. Si se tienen en cuenta otras edades en el cálculo, anualmente sufre unas variaciones enormes debidas a la supervivencia normal de los linces en los primeros años de vida que modifican continuamente este parámetro. Por tanto, es necesario esperar varias generaciones para que el efecto se estabilice. Hasta que el porcentaje de linces mixtos no tenga una representación considerable, no se podrá hablar de la ganancia de variabilidad genética en la población de Doñana. A largo plazo, esto permitirá tomar las decisiones pertinentes para continuar adicionando individuos y seleccionar que genes son los más convenientes incluir en la población a través de los linces trasladados.

Las muestras que se recogen rutinariamente permitirán detectar cuándo se ha alcanzado una variabilidad genética suficiente para terminar con los intercambios genéticos asistidos. Este aspecto está en estudio dirigido a dos cuestiones: 1) variabilidad que prevenga de efectos negativos por endogamia, 2) conservación en el campo del acervo genético mayor que sea posible.

Hasta la fecha, se ha trabajado en el reforzamiento genético de la población de Doñana. Pero se han iniciado translocaciones de linces de Doñana a Sierra Morena para enriquecer también dicha población (hembra llamada *Mata* en 2010). Doñana es sólo un 30% menos variada que la de Sierra Morena, pero a su vez, la de Sierra Morena es menos variada que la originaria (Godoy, 2009). Lo óptimo, sería, que ambas poblaciones llegaran a poseer toda la variabilidad que aún sobrevive en los linces que componen cada una de ellas.

Se está trabajando a su vez en instaurar áreas de conexión, que permitan el establecimiento de núcleos o poblaciones que sirvan de nexo entre las actuales y las de futuras reintroducciones, de modo, que se espera que a medio-largo plazo se pueda dar fin a los reforzamientos genéticos asistidos y se restablezca el flujo genético natural a través de linces dispersantes.

BANCO DE RECURSOS BIOLÓGICOS Y GENÉTICOS DEL LINCE IBÉRICO (*Lynx pardinus*)

EL BANCO DE RECURSOS BIOLÓGICOS Y GENÉTICOS DEL LINCE IBÉRICO (*LYNX PARDINUS*) SE CREÓ EN EL AÑO 2005 MEDIANTE UN CONVENIO DE COLABORACIÓN ENTRE LA CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA Y EL INSTITUTO DE BIOINGENIERÍA DE LA UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE.

Se están procesando, criopreservando y conservando muestras, en cualquier caso, desde el año 2003. El Banco de Recursos Biológicos y Genéticos de la Fauna Amenazada de Andalucía es el primer Banco de estas características creado en España a nivel de una Comunidad Autónoma (Geobio nº 17), adelantándose incluso a la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que en el artículo 60 del Título III, dedicado a la conservación de la biodiversidad, promueve la existencia de este tipo de bancos en las distintas Comunidades Autónomas.

El Banco de Recursos Biológicos y Genéticos se crea por y para la conservación del lince ibérico, siendo actualmente uno de los más completos a nivel internacional (León-Quinto *et al*., Anim Reprod Sci. 2011). Su finalidad es doble: preservar el patrimonio genético y biológico y servir como estrategia-herramienta de apoyo a la conservación de esta especie emblemática. Para ello se está generando de manera progresiva una reserva biológica, procesada mediante rigurosos criterios científicos (León-Quinto *et al*., Anim Reprod Sci. 2011; León-Quinto *et al*., Criobiology 2010), compuesta por gónadas (ovarios y testículos), gametos (ovocitos y espermatozoides), células y tejidos somáticos vivos (piel, músculo, médula, etc.), así como otros biomateriales (sangre y derivados, heces, orina...). Las muestras se obtienen a partir de cadáveres recientes, tejidos desechados durante operaciones quirúrgicas o bien tomadas de ejemplares vivos, de forma completamente inocua.

Cuando las muestras proceden de cadáveres, se procesan y crioconservan sus células y tejidos vivos para evitar la pérdida de su patrimonio genético. En este sentido, desde 2003 se conserva el patrimonio genético y biológico de la mayoría de los linces muertos. Asimismo, el Banco dispone de gónadas, gametos y tejidos somáticos de ejemplares que han muerto antes de llegar a su etapa reproductora (cachorros de lince, subadultos e incluso fetos) o de adultos que no se han reproducido.

Durante los siete primeros años de la existencia del Banco (2003-2010) se ha generado una reserva de 3149 muestras biológicas obtenidas de 237 ejemplares distintos, tanto silvestres como cautivos. Esto implica disponer de una representación de la biodiversidad genética y biológica poblacional importantísima, procedente en muchos casos de individuos que ya no existen. Aquí están incluidas muestras de ejemplares vivos o muertos, así como de individuos enfermos tomadas antes de que padecieran la enfermedad o durante el proceso de la misma. Es el caso de linces afectados por la Enfermedad Renal Crónica o el virus de la leucemia felina. La relevancia de estas muestras radica en que a partir de ellas se podría estudiar el origen de estas enfermedades, así como intentar prevenir la aparición de otras. En este sentido, el Banco ha enviado muestras de lince ibérico a la Estación Biológica de Doñana, al Museo de Ciencias Naturales de Madrid o a la Universidad de Córdoba, para ser utilizadas en diferentes estudios encaminados a favorecer la conservación de esta especie. Muestras enviadas a la Estación Biológica de Doñana han servido para genotipar parte de la población del lince ibérico; las enviadas al Museo de Ciencias Naturales se están utilizado en la investigación de posibles restos de antibióticos en sangre y otros biomateriales procedentes de los conejos utilizados en su alimentación, mientras que en la Universidad de Córdoba las muestras están siendo utilizadas para intentar dilucidar el origen de la enfermedad renal que está afectando a gran parte de la población cautiva. Asimismo, en el Instituto de Bioingeniería de la Universidad Miguel Hernández de Elche, se están llevando a cabo varias líneas de investigación relacionadas con biotecnologías reproductivas y criopreservación de los distintos biomateriales, así como el análisis en heces de la presencia o ausencia de parásitos intestinales de gran parte de la población de lince ibérico (Acosta *et al.* Vet Parasitol. 2011 In press)

En estos primeros siete años el Banco de Recursos Biológicos y Genéticos del lince Ibérico está cumpliendo su gran objetivo: ayudar a la conservación del felino más amenazado del planeta. De esta forma, los resultados de todas las investigaciones realizadas o en curso mediante muestras obtenidas del Banco se están teniendo en cuenta en el manejo de la especie, se dispone de las muestras necesarias para realizar en el momento que se requiera cualquier tipo de estudio encaminado siempre a la conservación del lince en su hábitat y, simultáneamente, se está manteniendo vivo el patrimonio genético de la mayoría de los linces muertos desde el año 2003.

Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Prevención de la mortalidad por enfermedades

Como se indicaba en el apartado de mortalidad natural, las enfermedades son un importante factor a tener en cuenta en la conservación del lince ibérico y, por ello, se lleva a cabo un programa de seguimiento sanitario. El seguimiento sanitario de las poblaciones silvestres, se torna esencial en la conservación de especies amenazadas (Gortázar *et al*., 2010), ya que permite la identificación de los factores de riesgo que amenazan a la población, posibilita la detección precoz y la rápida actuación en caso de surgir amenazas de índole sanitaria (Acevedo-Whitehouse, 2009). Asimismo, dado el elevado valor de cada individuo en una especie en peligro crítico de extinción, este seguimiento hace posible la recuperación de ejemplares con problemas sanitarios para su devolución al medio natural o para, al menos, salvar sus genes a través del programa de cría en cautividad cuando sea posible. Al igual que el lince ibérico, otras especies amenazadas de felinos tienen similares programas de seguimiento sanitario (Chávez *et al*., 2006). Aunque la mayor parte de las enfermedades de la fauna silvestre no son de nueva aparición, se piensa que van adquiriendo un papel cada vez de mayor importancia en la dinámica poblacional de éstas, debido a la acción del hombre (Sillero-Zubiri *et al*., 1996; Daszak *et al*., 2000). Esto, unido a los factores de riesgo citados en el capítulo de amenazas, convierte a las poblaciones de lince ibérico en vulnerables a sufrir regulación causada por enfermedades (Roelke *et al*., 2008).

Por todo lo anterior, en el marco del proyecto LIFENAT06/E/000209 se incluyó un programa de seguimiento y control sanitarios de las poblaciones silvestres de lince ibérico, basado en la estrategia desarrollada por el programa de cría en 2004, e intensificado desde el año 2007 a partir de la detección del brote del virus de la leucemia felina en la población de Doñana-Aljarafe. Sus objetivos son:

1) **Evaluación del riesgo sanitario al que se enfrentan las poblaciones de lince ibérico.** Como la presión de patógenos sobre una población varía a lo largo del tiempo, es esencial desarrollar una evaluación sanitaria constante que permita conocer el riesgo que los potenciales patógenos suponen en cada momento, implementando de las medidas preventivas oportunas.
2) **Vigilancia epidemiológica:** en el proyecto LIFE Naturaleza se realiza un seguimiento intensivo de los agentes patógenos que han mostrado ser fatales en el lince, con objeto de detectar de manera temprana cualquier brote que pudiera surgir en la población silvestre, trabajando en su resolución y/o en la mitigación de sus efectos.
3) **Evaluación del impacto sanitario de las actuaciones:** se evalúan las consecuencias sanitarias de las actuaciones de conservación ejecutadas en el marco del proyecto LIFE, permitiendo el perfeccionamiento de éstas e incrementando su eficacia y/o disminuyendo el riesgo sanitario asociado.

Desde el año 2002, se han realizado algo más de 200 evaluaciones sanitarias de ejemplares silvestres de lince ibérico en los diferentes proyectos LIFE Naturaleza, siguiendo siempre las pautas establecidas en el *Manual Clínico del Lince Ibérico* elaborado por el Grupo Asesor de Aspectos Sanitarios del lince ibérico (GAAS).

METODOLOGÍA Y RESULTADOS

Evaluaciones sanitarias

Una evaluación sanitaria consta de: 1) anestesia y monitorización del ejemplar (frecuencias cardíaca y respiratoria, pulsioximetría, capnometría, capnografía, temperatura corporal, tiempo de relleno capilar y reflejos); 2) exploración física (aspecto general, piel, oídos, ojos, boca, dentición, sistema musculoesquelético, sistemas cardiovascular, respiratorio, digestivo y urogenital); 3) toma de muestras biológicas (sangre, hisopos, orina, heces, pelos y biopsia de epidermis); 4) toma de datos biométricos; 5) vacunación (cuando es preciso); 6) desparasitación (en casos de ejemplares movidos entre distintas poblaciones); 7) implantación de un microchip subcutáneo identificativo; 8) realización de un registro fotográfico del ejemplar. Todo el proceso es llevado a cabo por un mínimo de dos veterinarios, uno encargado exclusivamente de la monitorización de la anestesia

y otro de la exploración física, toma de muestras, etc. Con las muestras biológicas se efectúan análisis hematológicos, bioquímica, proteinograma, urianálisis, caracterización genética y detección de enfermedades infecciosas y parasitarias. Además, se almacenan muestras en bancos de recursos biológicos (León-Quinto *et al*., 2009) y se realizan cultivos celulares con objeto de preservar la variabilidad genética de la especie (León-Quinto *et al*., 2011).

Todos los ejemplares capturados en el proyecto LIFE Naturaleza son sometidos a una evaluación sanitaria completa. Para evitar el sesgo de las capturas dirigidas se evalúan todos los ejemplares capturados. Esto ha permitido generar una información epidemiológica cuantitativa y cualitativa sobre el estado sanitario de la población del lince ibérico. Los principales motivos de captura de ejemplares del medio natural son radiomarcaje, vigilancia sanitaria específica y otras circunstancias de captura tales como extracción para movimientos inter-poblacionales (reforzamientos genéticos o reintroducción), para el programa de cría en cautividad o capturas dirigidas por detectarse algún problema, etc.

Los individuos que se mueven entre poblaciones pasan un periodo de cuarentena en unas instalaciones según el protocolo elaborado por el GAAS a tal efecto, principalmente con objeto de evitar la transmisión de enfermedades infecciosas a las poblaciones de destino, así como de valorar su estado fisiológico del mismo. Tras pasar un mínimo de 30 días se realiza una segunda evaluación sanitaria y la vacunación si fuera necesario, además de desparasitaciones tanto internas como externas. Durante todo el proceso se siguen una serie de medidas, tanto de bioseguridad como de manejo, por parte de los cuidadores. Los ejemplares que porten una enfermedad infecto-contagiosa no podrán ser objeto de traslocación, valorando su devolución al medio.

Necropsias

A todos los linces ibéricos hallados muertos se les practica una necropsia completa de acuerdo al *Manual de Necropsia del lince ibérico* elaborado por el GAAS. En Andalucía, las necropsias se realizan en el Centro de Análisis y Diagnóstico de Fauna Silvestre (CAD), de la Junta de Andalucía, en Málaga. El objetivo es obtener toda la información posible sobre la/s causa/s y circunstancia/s de la muerte y obtener el máximo número posible de muestras para llevar a cabo estudios sobre enfermedades y toxicología y para los bancos de recursos biológicos y de células somáticas.

Las necropsias, sumadas a las evaluaciones sanitarias realizadas en ejemplares vivos, proporcionan la información necesaria y actualizada sobre las principales amenazas desde el punto de vista sanitario de las poblaciones silvestres de lince ibérico.



Evaluación sanitaria en 2010. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Agentes patógenos de riesgo sanitario para el Lince ibérico

a) Virus de la leucemia felina (FeLV):

Retrovirus (similar al del SIDA humano), característico del gato doméstico, que ocasionalmente infecta a otras especies de felinos originando anemias, tumores e inmunosupresión. El FeLV ha demostrado ser fatal y fácilmente transmisible en el lince ibérico, teniendo la capacidad de influir notablemente en su dinámica poblacional. Se han detectado esporádicamente en la población silvestre casos aislados de infección, cuyo origen es el contacto con el gato doméstico (Luaces *et al*., 2008; Meli *et al*., 2009), pero el caso conocido más relevante fue el brote que sufrió la población de Doñana-Aljarafe en la primavera de 2007 y que supuso la pérdida de 9 ejemplares de la población de Coto del Rey (López *et al*., 2009).

b) *Mycobacterium bovis*:

Bacteria causante de la tuberculosis, enfermedad a la que los felinos son sensibles (Greene *et al*., 1998) siendo mortal en el lince ibérico. A finales de la década de los 90, cuando se empiezan a realizar pruebas diagnósticas en la especie, se identifican los primeros casos conocidos de tuberculosis. Además de los clásicos cuadros pulmonares, se han detectado también lesiones oculares. El lince ibérico se considera un hospedador ocasional que se infecta a partir de los ungulados silvestres con los que convive y de los que ocasionalmente se alimenta (Aranaz *et al*., 2004; Parra *et al*., 2006). En el periodo de 1998-2011, la tuberculosis ha provocado la muerte de 9 ejemplares, la mayor parte de ellos en Sierra Morena. En la población de Doñana-Aljarafe la presión de tuberculosis es menor, ya que sólo un 30% viven en zonas de alta prevalencia de tuberculosis (interior del Parque Nacional de Doñana).

c) Virus del moquillo (CDV):

Patógeno de relevancia en la especie, pues existe un caso documentado de muerte por CDV, una hembra muerta en el Parque Nacional de Doñana en 2005 con una viremia generalizada. Debido a su avanzado estado de descomposición no se realizaron exámenes macroscópicos e histológicos, pero por la elevada carga viral que presentó, se consideró el virus del moquillo como la causa más probable de la muerte. En la Península Ibérica se ha identificado al CDV como causa de muerte en carnívoros domésticos y silvestres (Meli *et al*., 2010). Existen casos documentados de transmisión interespecífica de CDV entre cánidos y félidos (Harder *et al*., 1996; Harder y Osterhaus, 1997). Tanto los perros domésticos como los zorros están presentes en las áreas de distribución del lince ibérico, y tienen una importante prevalencia de CDV, por lo que supone un riesgo potencial para el lince.

d) Parvovirus felino (FPV):

Generalmente, la parvovirosis carece de relevancia clínica en la especie y nunca se han observado cuadros de panleucopenia como los descritos en el gato doméstico. No obstante, el FPV ha causado al menos una muerte conocida en la población silvestre de lince, un macho subadulto encontrado muerto en el Parque Nacional de Doñana en 2008, con viremia generalizada de FVP. Una vez más, el radioseguimiento fue esencial para poder localizarlo. El ejemplar presentó delgadez extrema, probablemente consecuencia de una depresión generalizada, pérdida de apetito e inmunosupresión secundarias al virus. Los gatos y perros asilvestrados o los zorros podrían ser la fuente de contagio para el lince ibérico (Barker *et al*., 1985; Sleeman *et al*., 2001), ya que se ha descrito que algunas variantes antigénicas de parvovirus canino pueden replicarse y causar la enfermedad en gatos (Truyen *et al*., 1996).



Lesiones oculares producidas por tuberculosis en dos linces ibéricos silvestres. Izquierda, *Fermín* (FS) y derecha *Piña* (MGT). Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

e) Otros agentes infecciosos con menor relevancia para la especie

Agentes víricos:

Herpesvirus felino (FHV) y ***Calicivirus felino*** (FCV) circulan normalmente en las poblaciones de lince ibérico sin consecuencias clínicas ni demográficas aparentes. La fuente de transmisión es por contacto directo a partir de secreciones respiratorias procedentes de gatos domésticos y asilvestrados. Otros agentes víricos con los que no se conoce contacto en la especie son el **Virus de la inmunoceficiencia felina** (FIV) y el **Coronavirus felino** (FCoV). Por su alta prevalencia en el gato doméstico y su potencial efecto patógeno se considera adecuado realizar vigilancia de ambos.

Agentes bacterianos:

Salmonella enterica, Leptospira interrogans y Leptospira canicola. En carnívoros silvestres resultan ser generalmente asintomáticos, pero en condiciones de inmunosupresión pueden provocar clínica (Greene *et al*., 1998). En este último, el perro es el reservorio principal aunque se ha probado la presencia en cánidos silvestres (Khan *et al*., 1991). Las fuentes de contagio son el agua, la carroña y secreciones, y los modos de transmisión los cánidos, ganado y roedores. Existe un caso documentado de muerte por leptospirosis en el lince ibérico, es el caso del macho *Caribú*, muerto en 2010 con infección activa de *Leptospira interrogans* que dio origen a un fallo renal. El contacto directo con ganado ovino o con roedores pudo ser el medio de contagio. A pesar de esta muerte, la leptospirosis no parece una enfermedad peligrosa para el lince ibérico a nivel poblacional (Millán *et al*., 2009b), si bien este caso ha hecho que se incluya dentro del programa.

Pasteurella spp. es una bacteria que se identificó como la causante de la muerte de un macho adulto de la población de Sierra Morena. Este fue chequeado por primera vez en octubre de 2010, dentro del programa de radioseguimiento y tan sólo se detectó un aumento de las globulinas séricas que mostraban un cuadro inespecífico. Dos meses después, fue hallado muerto mediante radioseguimiento. En la necropsia se determinó como causa de muerte una neumonía fibrinopurulenta provocada por *Pasteurella sp.* que le produjo la muerte por insuficiencia respiratoria grave.

Hemotropis mycoplasma, engloba tres especies de micoplasmas identificados en gatos: *Mycoplasma haemofelis, Candidatus Mycoplasma haemominutum* y *Candidatus Mycoplasma turicensis* (muy relacionado con micoplasmas presentes en roedores). Se sospecha que su transmisión es por garrapatas y pulgas, aunque las dos últimas especies se han detectado también en la saliva de gatos domésticos (Willi *et al*., 2007). Estas especies se encuentran frecuentemente en los linces ibéricos silvestres sin haberse observado nunca efectos patógenos.

Protozoos:

Toxoplasma gondii presenta una alta prevalencia en la especie. Aparentemente, al igual que en el resto de los felinos, actúa como hospedador definitivo y no muestra clínica (Millán *et al*., 2008; García-Bocanegra *et al*., 2010). Se piensa que el lince se infecta a partir de su principal presa, el conejo de monte (Almería *et al*., 2004), aunque también se puede infectar por vía transplacentaria, leche materna (Powell *et al*., 2001) o comida y agua contaminada con ooquistes en heces de un ejemplar infectado (Roelke *et al*., 2008; Weiss y Dubey, 2009).

Leishmania infantum es un protozoo detectado ocasionalmente en el lince ibérico. Sus consecuencias en la especie parecen no ser relevantes, no habiéndose identificado ningún caso clínico.

Cytauxzoon felis es un piroplásmido que vive dentro de los glóbulos rojos de muchos felinos silvestres sin causar enfermedad (Ketz-Riley *et al*., 2003; Yabsley *et al*., 2006; André *et al*., 2009; Shock *et al*., 2011). Se encuentra en el 75% de los linces ibéricos de la población de Sierra Morena y está ausente en la de Doñana-Aljarafe (Millán *et al*., 2007; Meli *et al*., 2009). Esto se puede deber a la ausencia de vectores competentes o a la extinción azarosa debido al pequeño tamaño poblacional de ésta en el pasado. Aunque no parece tener consecuencias para la especie, en gatos domésticos (Jackson y Fisher, 2006; Joyner *et al*., 2007) y otras especies de felinos (Peixoto *et al*., 2007) puede provocar cuadros sistémicos letales, no recomendándose su introducción en la población de Doñana-Aljarafe.

Manejo sanitario de las poblaciones

En numerosas ocasiones se han detectado problemas sanitarios durante el seguimiento rutinario de la especie realizado en los proyectos LIFE Naturaleza. Algunos han sido cuadros que afectaban a la población y otros, cuadros aislados de ejemplares con signos de enfermedad, heridas o deterioro de la condición corporal. Cuando esto ocurre, se realiza una valoración minuciosa de la situación y se determina si es necesaria la intervención, en función de las repercusiones individuales y colectivas del cuadro observado.

Si se interviene, generalmente se pone en marcha un dispositivo de captura con jaula trampa o, en casos en que un animal se encuentre muy deteriorado, mediante captura directa con red y/o cerbatana.

Una vez capturado el ejemplar, y si el animal no presenta muy mala condición física, se le realiza la evaluación sanitaria con objeto de valorar el alcance de las lesiones. Si es mala, se espera a su recuperación antes de realizarle una anestesia y es trasladado a un centro de recuperación, adaptado al manejo de la especie, o a las instalaciones de cuarentena de los centros de cría en cautividad.



Aspecto general de *Caribú* en el último chequeo realizado en febrero de 2010.
GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

Los cuadros de compromiso sanitario más relevantes acaecidos en las poblaciones silvestres de lince ibérico entre 2002 y 2011 son:

Epidemia de FeLV en la población de Doñana-Aljarafe, 2007

Este brote, detectado en abril de 2007 en el núcleo de Coto del Rey (Doñana), ha sido el cuadro epidémico más relevante que se conoce en el lince ibérico, debido a su gravedad y alcance dentro de la población. Su detección fue posible gracias al trabajo de radioseguimiento, encontrándose cuatro ejemplares muertos a causa del virus en menos de dos meses. Los análisis revelaron que la fuente de transmisión del virus fue el gato doméstico (Meli *et al*., 2009).

Al confirmarse el peligro, se constituyó una comisión de trabajo multidisciplinar con profesionales competentes en la conservación de la especie y en el control de enfermedades infecciosas. Las líneas de actuación acordadas en la comisión fueron recogidas en el *Programa de Control de la Leucemia felina en la población del lince ibérico de Doñana*, y consistieron en:

1) extraer del medio a los ejemplares positivos mientras fuesen fuente de infección para sus congéneres, llevándolos al CREA *Los Villares;*

2) vacunar a aquellos negativos;

3) cambiar las prácticas de manejo para disminuir el contacto intra e interespecífico (López *et al*., 2009).

Tras ocho meses de aplicación de dichas medidas se consiguió controlar el brote y contenerlo dentro de la subpoblación de Coto del Rey, no apareciendo ningún caso relacionado desde agosto de 2007. Una de las hembras positivas extraídas fue liberada en el medio tras lograr acantonar el virus, dejando de ser una fuente de contagio (Gomes-Keller *et al*., 2009).

De los seis ejemplares positivos restantes, cuatro han muerto y dos siguen siendo positivos a fecha de julio de 2011. Los factores potencialmente responsables del curso epidémico tan extraordinariamente agresivo observado en este brote (López, 2009) son la alta tasa de endogamia, el elevado contacto entre individuos (altas densidades), la alta patogenicidad intrínseca de la cepa del virus (recientemente se ha comprobado que el FeLV implicado en el brote no fue especialmente patógeno (Geret *et al*., 2011)) y factores inmunosupresores externos.



Test de Leucemia felina positivo realizado durante el Programa de Control de la FeLV en la población de lince ibérico de Doñana (2007). GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Cantarera o Azahar:

Hembra de Sierra Morena de la cohorte de 2004. En diciembre de 2005 se observó por fototrampeo una lesión en la espalda. Tras la evaluación sanitaria se detectó una fractura traumática de columna en una zona de gran inestabilidad debido a la presencia de una hemivértebra, cuya presencia no es rara en el lince ibérico. El ejemplar se incorporó al programa de cría en cautivad y en la actualidad está en centro de cría en cautividad de Silves (Portugal).



El seguimiento de la especie permite identificar traumatismos en los ejemplares e intervenir en caso necesario. A la izquierda, *Cantarera* (*Azahar*) fotografiada el 27/11/2005 y a la derecha el 8/12/2005. Proyecto LIFE Lince. CMA. Junta de Andalucía.

Justo:

Macho adulto de la población de Doñana-Aljarafe de la cohorte de 2001. El 12/10/2006 se encontró extremadamente delgado y con una amputación a nivel del tercio distal del antebrazo izquierdo con exposición de cúbito y radio (compatible con herida de cepo). Tras su hospitalización en el centro de cría *El Acebuche*, murió dos días después. La necropsia no reveló patologías asociadas, y la muerte se produjo por el cuadro de desnutrición severa asociado a la lesión.



Justo en el momento de la captura (2006). Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Alfonso:

Macho de lince ibérico de más de 9 años de edad, procedente de la población de Sierra Morena, localizado por un particular en muy mala condición física el 12/02/2008. Fue capturado y trasladado al CREA El Blanqueo (Granada). El ejemplar estaba emaciado, presentaba fractura abierta de radio-cúbito (siendo incapaz de mantenerse erguido) y pérdida del globo ocular derecho, lesiones que debían de haberse producido por un fuerte traumatismo, siendo un atropello la causa más probable. Se esperó más de 15 días a que el ejemplar recuperase peso antes de realizarle una intervención. Tras ese tiempo, se realizó la amputación de la extremidad y la enucleación del globo ocular, además de una valoración global de su estado. Actualmente sigue formando parte del programa de cría en cautividad de la especie, habiéndose logrado su reproducción desde 2009.

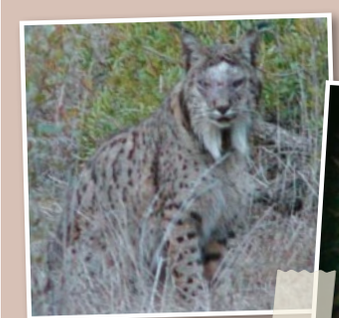




Nótese la afectación del globo ocular derecho y la rotación de la extremidad anterior izquierda debida a la fractura. A la derecha, estado actual del ejemplar en el centro de cría en cautividad del lince ibérico *El Acebuche*.
PCESLI. Ministerio de MedioAmbiente/CMA, Junta de Andalucía, 2008.

Pétalo:

Macho adulto de la población de Sierra Morena, de la cohorte de 2002. Gracias al radioseguimiento se observó la presencia de lesiones alopécicas y heridas en la cara que hacían sospechar de sarna. En la evaluación sanitaria efectuada tras su captura se observaron heridas con signos de infección en cara, orejas y extremidades, compatibles con arañazos y pelea con otro ejemplar. El ejemplar recibió antibioterapia de larga duración y permaneció en el CREA El Blanqueo durante 14 días. Su evolución fue buena y actualmente se encuentra en el medio natural.





Pétalo los días previos a su captura.
FCBDH.



Pétalo, al mes de su liberación.
FCBDH.



Heridas compatibles con arañazos tras una pelea.
GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Barraca y Calabacín:

Barraca y Calabacín son dos ejemplares de la población de Sierra Morena, de la cohorte de 2005 y 2006 respectivamente. Ambos han presentado alteraciones oculares de origen desconocido y se incorporaron al programa de cría en cautividad debido a sus limitaciones para la vida en el campo. *Barraca* se capturó en diciembre de 2006 en una campaña de radiomarcaje.

En la evaluación sanitaria se observó que tenía una lesión crónica en el ojo izquierdo con pérdida total de la funcionalidad, decidiendo su incorporación como hembra reproductora al programa de cría en cautividad. *Calabacín* es un macho al que se le detectó, por fototrampeo, una lesión ocular en el ojo derecho en febrero de 2008.

Ante la sospecha de que se pudiera deber a agentes infecciosos se capturó y se le realizó una evaluación completa. El examen oftalmológico reveló que el ejemplar estaba prácticamente ciego. Actualmente se encuentra en el centro de cría de Silves (Portugal).

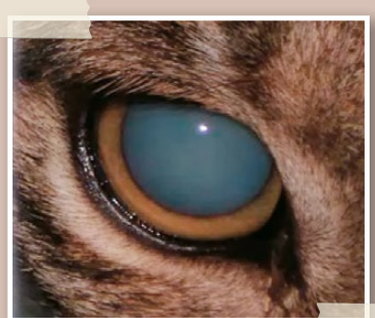


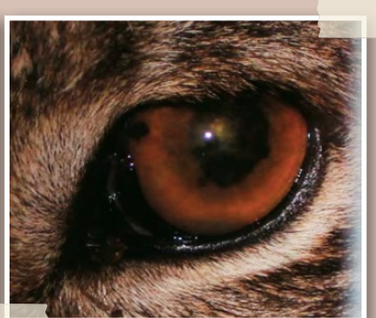
Calabacín antes de su captura, en la que puede observarse la opacidad del ojo derecho y el menor tamaño del ojo izquierdo. CMA. Junta de Andalucía.



Examen oftalmológico. CMA. Junta de Andalucía.

Detalle de ambos ojos. CMA. Junta de Andalucía.





Mata:

Hembra adulta de la población de Doñana-Aljarafe, que se localizó junto a la carretera A-483 en mala condición física. Su territorio fue ocupado por una hembra más joven y se encontraba desplazada. Se decidió su captura, realizándose una evaluación y trasladándose al CREA *El Blanqueo* para su recuperación. Aparte de la extrema delgadez, el ejemplar no presentó enfermedades, y al evolucionar de manera positiva se decidió su liberación en la zona de reintroducción de Guadalmellato (con abundancia de recursos y baja competencia intraespecífica). El equipo LIFE Naturaleza tiene constancia del desplazamiento de ésta hacia Andújar, regresando a los cuatro meses a la zona de suelta.



Evaluación realizada a *Mata* tras su captura, próxima a la nacional A483. GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Ciprés:

Macho adulto de la cohorte de 2006 de la población de Sierra Morena. A través del fototrampeo se detectó un gran deterioro físico. Se capturó y trasladó al CREA *El Blanqueo* para valorar el alcance de sus lesiones. La evaluación mostró una gran inflamación en la lengua, anemia, leucopenia y presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en boca. Recibió antibióticos, mejorando su estado general, pero no la glositis, muriendo varios días después. En la necropsia se le diagnosticó un tumor maligno en la lengua.

Detalle de la lengua en el momento del ingreso al CREA. RACREA. CMA, Junta de Andalucía.





Evolución. CREA *El Blanqueo*. CMA, Junta de Andalucía.

En aquellos casos en los que las lesiones aparentes no comprometen la viabilidad en el medio del ejemplar se intensifica su seguimiento por el personal de campo del proyecto sin llegar a intervenir, es decir, manejar. Se controla mediante observación la evolución de las lesiones.

Algunos ejemplos de éstos son:

Jeme:

Macho de Sierra Morena de la cohorte de 2004. En mayo de 2006 se fotografió con una gran herida en la rodilla. Se decidió no intervenir y vigilar la evolución mediante fototrampeo, resolviéndose en pocas semanas.

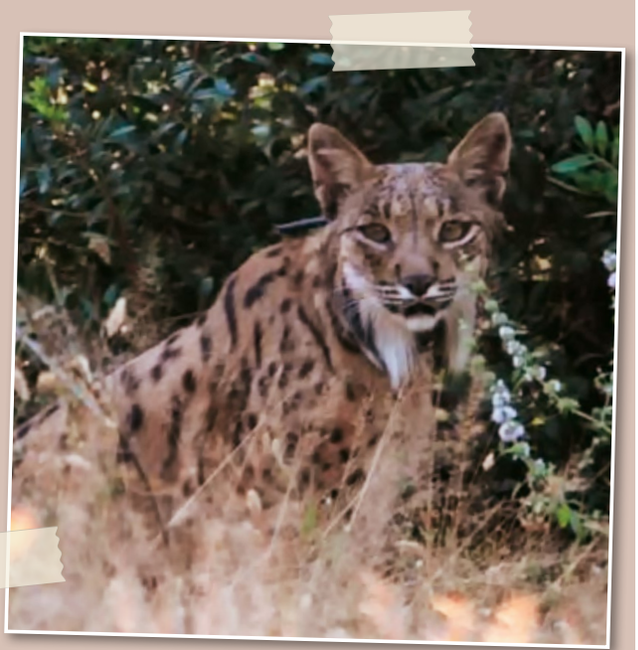


Imagen de fototrampeo en la que se aprecia la herida.
Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Durillo:

Macho adulto de la población de Doñana-Aljarafe. A través de imágenes tomadas por fototrampeo en verano de 2010 se le observó una inflamación en la zona infraorbitaria. Se decidió intensificar su seguimiento mediante radioseguimiento, observándose mejoría en unos días.





A la izquierda, imagen de fototrampeo en la que se observa la inflamación en la zona infraorbitaria. A la derecha, fotografía tomada siete días después.
Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Las enfermedades pueden llegar a ser un factor regulador de primer orden y, en especies amenazadas con pequeño tamaño poblacional, pueden condicionar dramáticamente su conservación.

Por ello, en los proyectos LIFE Naturaleza se está llevando a cabo un programa de seguimiento y manejo sanitarios que ejerce una vigilancia epidemiológica intensiva en las poblaciones de lince ibérico.

Este programa vigila y evalúa los determinantes sanitarios de las poblaciones silvestres, habiendo identificado los principales agentes infecciosos que pueden afectar la dinámica poblacional.

Los dos agentes que han presentado un mayor impacto sobre las poblaciones del felino son el virus de la leucemia felina y el *Mycobacterium bovis*, causante de la tuberculosis. Con capacidad de provocar mortalidad esporádica, pero de un menor riesgo en la dinámica poblacional del lince ibérico se ubican agentes como el virus del moquillo, el parvovirus felino y *Leptospira interrogans*.

El resto de agentes estudiados en los nueve años de seguimiento no han tenido relevancia, si bien algunos potencialmente peligrosos no se han detectado nunca en la población, y se desconoce el efecto que podría tener su llegada al lince ibérico.

El seguimiento sanitario ha permitido intervenir en casos críticos, para controlar brotes o resolver cuadros. Dado lo anterior, este programa se muestra fundamental para la conservación de la especie a corto-medio plazo.





JM

APARTADO B

2 / RECUPERACIÓN DE LAS POBLACIONES EXTINTAS: REINTRODUCCIÓN

SELECCIÓN DE LAS ÁREAS DE REINTRODUCCIÓN

EL PROCESO DE REINTRODUCCIÓN: SELECCIÓN DE MÉTODOS Y RESULTADOS PROVISIONALES

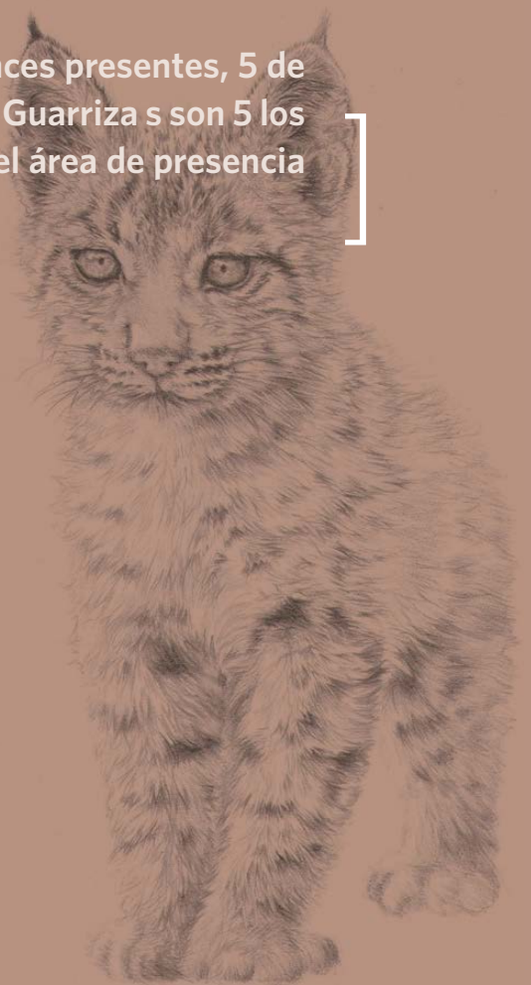
COLABORACIÓN CON EL PROGRAMA DE CONSERVACIÓN EX SITU

El Plan de Reintroducción del lince ibérico es una herramienta de conservación y recuperación de vital importancia de cara a la viabilidad de la especie a largo plazo. La fragmentación del hábitat, derivado del desarrollo en este último siglo, limitan en gran medida la recolonización natural de las áreas de distribución histórica de la especie siendo inviable sin la ayuda de un programa de reintroducción.

La primera fase del Plan consistió en la selección de las áreas de reintroducción. Éste proceso ha pasado por dos etapas, la primera consistió en una selección de las áreas a escala regional y la segunda una selección de las áreas óptimas de la fase anterior a escala detallada. Estos estudios analizaron las condiciones ambientales y sociales del territorio andaluz, seleccionándose dos áreas de reintroducción: el valle del río Guadalmellato (Córdoba) y el valle del río Guarrizas (Jaén).

La siguiente fase del Plan también está dividida a su vez en varias etapas. Primeramente se adecuó el hábitat de las áreas de reintroducción como medida de contacto y compromiso con los propietarios y sociedades de cazadores de dichas zonas. A su vez se evaluaron los diferentes métodos de suelta y seguimiento post-liberación a nivel internacional, definiendo las sueltas blandas, mediante cercados de preadaptación, y el radioseguimiento, a través de collares VHF o GPS, redactando sus respectivos protocolos de trabajo. En 2011 se han iniciado las sueltas duras en ambas zonas de reintroducción como herramienta de trabajo complementaria.

En la actualidad, en el valle del río Guadalmellato son 19 los linces presentes, 5 de ellos territoriales y 9 nacidos en dicha zona. Y en el valle del río Guarriza s son 5 los ejemplares conocidos, siendo aún muy prematuro determinar el área de presencia estable del lince ibérico en éste valle.



INTRODUCCIÓN



GLZ, Proyecto LIFE Lince.
CMA, Junta de Andalucía.

Con menos de 300 ejemplares repartidos en las poblaciones de Doñana y el este de Sierra Morena, el lince ibérico es el único felino catalogado como en *"peligro crítico de extinción"* en la lista roja de la UICN (Nowell, 2002). La destrucción del hábitat y la elevada mortalidad antrópica han sido identificadas como las principales causas de su pronunciado declive. En tiempos recientes, una de las principales causas de mortalidad antrópicas ha sido el uso de métodos de captura no selectivos, principalmente cepos (Rodríguez y Delibes 2004). La situación llegó a ser dramática debido al declive de las poblaciones de su especie presa, el conejo de monte, cuando la mixomatosis asoló las poblaciones de esta especie a mediados del siglo XX (Rodríguez y Delibes, 2002).

Actualmente, tal y como se describe en esta obra, se han puesto en marcha importantes programas de conservación para evitar la extinción de esta especie. Sin embargo, conservar sólo esos núcleos aislados de población es una medida insuficiente. Debido a que la recolonización natural de las áreas de distribución histórica se encuentra muy limitada por la fragmentación del hábitat, los programas de reintroducción para recuperar poblaciones extintas son una de las principales herramientas urgentes que se han propuesto para la recuperación del lince ibérico (Breintenmoser *et al*., 2006). Por ello, éste fue uno los objetivos propuestos en el proyecto LIFE06NAT/E/0000209 (2006-2011), una vez que se consiguió invertir la tendencia regresiva de las dos últimas poblaciones de lince ibérico en el periodo 2002-2006.

Se entiende por reintroducción la liberación de especies animales o vegetales dentro de un área en la que ya habían existido antes de su desaparición a causa de la acción humana o de catástrofes naturales (UICN, 1998). Las reintroducciones son una importante herramienta para la recuperación de especies amenazadas (Griffith *et al*., 1989; Brocke *et al*., 1991; Wolf *et al*., 1996; Seddon, 1999; Breintenmoser *et al*., 2001; Seddon *et al*., 2007; Hayward y Somers, 2009) y para la restauración de ecosistemas, debido al papel clave de algunas especies que han sido localmente extintas (Hilderbrand *et al*., 1999; Hayward and Somers, 2009). El caso del lince ibérico se ajusta fielmente a sendos atributos, dados su grado de amenaza y su función como especie reguladora de la comunidad de vertebrados (Palomares *et al*., 1995).

Si bien existen varias experiencias de reintroducción del resto de especies del género *Lynx* (Breintenmoser; 1998; Byrne y Sheik, 1999; Diefenbach *et al*., 2006), nunca se había trabajado esta línea de conservación con el lince Ibérico. Nuestro programa constituye por tanto la primera experiencia al respecto, por lo que ésta debería ser considerada como un ensayo experimental. Sin embargo, los resultados preliminares son muy interesantes y, de hecho, algunos ya podrían servir a modo de guía para futuras experiencias. El capítulo se ha dividido en dos partes bien definidas; en primer lugar se expone el proceso de selección de las áreas de reintroducción, y en segundo, la exposición de los métodos utilizados de reintroducción de ejemplares, acompañada por los resultados preliminares de las experiencias.

SELECCIÓN DE LAS ÁREAS DE REINTRODUCCIÓN



Valle del río Guarrizas.
GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

La elección del lugar adecuado es esencial para lograr el éxito de cualquier programa de reintroducción (Griffith *et al*., 1989; UICN, 1998; Breitenmoser *et al*., 2001). En el marco de los dos últimos proyectos LIFE-Naturaleza para la conservación del lince ibérico se llevó a cabo un riguroso proceso de selección geográfica de aquellas áreas que cumplían con unas condiciones mínimas favorables para la reintroducción del lince ibérico en Andalucía, con el objeto de abordar con garantías la reintroducción de este felino. Para acercarnos a este problema y partiendo de la falta de radiolocalizaciones de lince ibérico en Sierra Morena (2002) que nos permitiesen llevar a cabo un modelo predictivo, se decidió utilizar la Evaluación Multicriterio aplicada a un Sistema de Información Geográfica como primera aproximación a una selección de áreas que reunían determinadas características favorables para la presencia de lince ibérico (Modelo de Aptitud-Impacto). Esta selección se realizó según las directrices recomendadas por la UICN (UICN, 1998) para los programas de reintroducción. En este apartado se expone en detalle todo este proceso.

La elección del lugar adecuado es esencial para el éxito de cualquier programa de reintroducción.

1 Metodología

El proceso de selección de áreas de reintroducción de lince ibérico en Andalucía ha pasado por dos etapas diferentes:

Selección de las áreas de reintroducción a escala regional

En el año 1999 se realizó la primera cartografía de la adecuación del territorio andaluz, a gran escala, para albergar linces (Palomares *et al*., 1999). Este mapa se realizó mediante la extrapolación a toda Andalucía de un modelo de selección de hábitat realizado para la población de Doñana, mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG). Los resultados indicaban que buena parte de Sierra Morena y el Parque Natural Los Alcornocales mantenían unas condiciones paisajísticas adecuadas para la especie, mientras que en las cordilleras Béticas las zonas adecuadas no eran tan continuas.

Posteriormente, ya en el marco de los proyectos LIFE, se llevaron a cabo otras dos aproximaciones complementarias para la selección a gran escala de las áreas de reintroducción en Andalucía, cada una de las cuales llevó asociado un proceso metodológico diferente:

ANÁLISIS MULTICRITERIO DE ADECUACIÓN DEL HÁBITAT

La primera aproximación se realizó mediante la creación de un modelo SIG a través de un análisis multicriterio (MCA; García *et al*., 2004). El MCA es una herramienta de toma de decisiones desarrollada para solucionar problemas complejos en los que están implicados varios criterios con el fin de evitar confusiones, ya que con este método los miembros de un equipo no tienen por qué estar de acuerdo en la importancia relativa de los criterios o las clasificaciones de las alternativas. Por tanto, no se trata de una aproximación basada en variables evaluadas cuantitativamente, sino que utiliza la opinión sobre la importancia de cada variable de personas expertas en la materia estudiada (Bosque *et al*., 1994; Barredo, 1996).

A través de este método y según la bibliografía existente y a las capas cartográficas disponibles en la Red de Información Ambiental (REDIAM) de la Consejería de Medio Ambiente se identificaron seis factores determinantes en nuestro modelo de capacidad de acogida para lince ibérico: (1) la altitud, (2) la inclinación, (3) la estructura de la vegetación, (4) la distancia a recursos de agua, (5) la distancia a núcleos de población humana y (6) la distancia a vías de comunicación. La selección de estos factores fue determinada mediante bibliografía y consultas con expertos. La altitud máxima citada en la zona de distribución de lince ibérico durante los últimos 30 años (Rodríguez y Delibes, 1990) fue de 1300 msnm, dato que se incluyó *a priori* como valor restrictivo.

De igual forma, dado que el 80 % de la población de lince ibérico actual vive en zonas con menos de 30º de inclinación, este valor también se incluyó como restricción. Por otro lado, Palomares *et al*. (1999) determinaron que los territorios ocupados por el lince ibérico en Doñana presentan un porcentaje de recursos de agua mayor en comparación con los territorios no ocupados. Por último, también se asumió que la presencia de lince ibérico en las poblaciones actuales era inversamente proporcional a la cercanía de municipios y a grandes estructuras de comunicación (carreteras principales y autovías).

Para determinar si estos factores influían realmente en la distribución de la especie, se comprobó si existían diferencias estadísticamente significativas mediante la Prueba U-Mann-Witney entre los conjuntos de localizaciones generadas al azar de áreas de presencia de la especie (distribución actual y distribución de 1990) y de no presencia (distribución al azar en Córdoba, Granada, Huelva, Jaén y Sevilla). Para la generación de los conjuntos de puntos (600 puntos) se utilizó una distancia mínima de separación entre puntos de 1000 m y 100 m entre los puntos y los límites exteriores del área de distribución al azar. En el caso de las localizaciones de lince ibérico, el número de puntos utilizado fue el máximo que se pudo recopilar a través de diferentes fuentes. Para cada uno de estos 3 conjuntos se evaluó la distribución espacial de los mismos con respecto a los diferentes factores. Efectivamente, tanto la distribución actual de la especie como la distribución de 1990 no están distribuidas de manera aleatoria en el espacio. Así pues, estos factores influyen en mayor o menor medida en la distribución de la especie.

Para la asignación de patrones de pesos específicos de cada factor se recurrió a una encuesta dirigida a expertos en lince ibérico pertenecientes al departamento de Biología Aplicada de la Estación Biológica de Doñana, y técnicos de la Consejería de Medio Ambiente y al Proyecto LIFE de Conservación del Lince ibérico, estableciéndose una matriz de comparación de todos los grupos de variables (Tabla 42). El peso específico se calculó a través de un método jerárquico analítico, en un proceso de comparación de parejas en el que se utilizó el software IDRISI (Bosque *et al*., 1994). La coherencia de todos los pesos asignados se evaluó a través de una relación de coherencia. Posteriormente, se realizó un análisis de combinación lineal ponderada (Barredo, 1996). Por último, se llevaron a cabo cuatro aproximaciones para realizar los análisis multicriterio:

- **Pesos iguales:** teniendo en cuenta la posibilidad de que los pesos pudiesen subestimar o sobreestimar algunos de los factores, se construyó un modelo de adecuación proporcionando un peso idéntico a cada factor implicado.
- **Pesos diferentes:** se realizaron tres modelos de adecuación teniendo en cuenta (1) el patrón de peso generado según los datos de la encuesta realizada al personal de la Estación Biológica de Doñana, (2) el patrón de peso generado según los datos de la encuesta realizada al personal del proyecto LIFE para la conservación del lince ibérico y (3) el patrón de peso generado por ambos (Tabla 42).

Tabla 42. Conjuntos de pesos utilizados para cada factor en los 4 modelos propuestos en el análisis multicriterio.
A: pesos iguales; 1B: pesos asignados según la encuesta realizada al personal de la Estación Biológica de Doñana; 2B: pesos asignados según la encuesta realizada al personal del proyecto LIFE para la conservación del lince ibérico; 3B: patrón de peso generado por ambas encuestas.

FACTORES	Pesos A	Pesos 1B	Pesos 2B	Pesos 3B
Naturaleza de la vegetación	0,2	0,3809	0,4864	0,5040
Inclinación del terreno	0,2	0,0840	0,0464	0,0398
Distancia a recursos hídricos	0,2	0,0336	0,2488	0,1349
Distancia a núcleos de población	0,2	0,4135	0,1433	0,2549
Distancia a vías de comunicación	0,2	0,0880	0,0751	0,0664
Coeficiente de cohexistencia (C.R.)	0	1	0,09	0,07

Fuente: Varias fuentes. Elaboración propia

La integración de todos los factores con cada uno de los 4 conjuntos de pesos (Evaluación Multicriterio) generó 4 modelos de Aptitud-Impacto. Como áreas de máxima aptitud de cada modelo se seleccionaron aquellas que tenían un valor de aptitud igual o superior a la media del modelo más una vez su desviación estándar. Para ser conservativos y evitar las posibles arbitrariedades de los pesos asignados, se hizo la intersección *Booleana* de los cuatro modelos y únicamente se tuvo en cuenta el área coincidente.

El resultado de dicha intersección final son las áreas que *a priori* ofrecen unas mejores condiciones de aptitud para el lince ibérico en Andalucía. Posteriormente, para cumplir con los requisitos de mínima extensión para la especie, solamente se seleccionaron aquellas zonas con un mínimo de 400 hectáreas de superficie. El resultado fue un área total de 663.987 hectáreas.

Tras esta primera aproximación, se decidió hacer otro acercamiento a través de la elaboración de un mapa de Distribución Potencial de la Especie. En este caso, se colaboró con el Instituto Suizo KORA – UICN/SSC, *Cat Specialist Group* (Zimmermann, F.; Breitenmoser, U.; Breitenmoser-Würsten). Para ello se utilizó el programa *Biomapper*, el cual mediante una potente evaluación estadística basada en un análisis factorial del nicho ecológico que utiliza la especie (Hirzel *et al.*, 2002) genera mapas potenciales de distribución de una especie. Dada la diferencia de hábitat de las dos poblaciones naturales de lince Ibérico y su separación geográfica, además del modelo construido con el área de distribución actual de la especie, se analizaron los resultados obtenidos con modelos independientes para cada una de las áreas de distribución por separado. Por último, también se generó un modelo a partir de los datos de distribución de la especie para 1990 (Rodríguez y Delibes, 1990). A partir de los distintos modelos se desestimaron aquellos que resultaron ser poco coherentes con la realidad de la especie, es decir, se desecharon tanto los que eran demasiado optimistas (distribución de 1990) como los que resultaron demasiados restrictivos (Doñana). Posteriormente, a partir del modelo de definitivo (distribución global 2004) se seleccionaron solamente las áreas que presentaban una máxima probabilidad (superior al 50%). Una vez obtenido el primer mapa predictivo, se aplicaron varias restricciones basadas tanto en la ecología del lince como en las directrices de la UICN en materia de reintroducciones (UICN, 1998).

La disponibilidad del lagomorfo es clave en la elección del área de reintroducción, ya que es bien conocido que el lince ibérico depende exclusivamente de esta especie. Con el fin de detectar las zonas con mayor abundancia de conejo en las áreas de distribución histórica, se utilizaron inicialmente los datos de densidades de conejo realizados durante el primer sondeo integral de lince ibérico en Andalucía. Dicho sondeo fue llevado a cabo entre 2001 y 2003, y consistió en la búsqueda de indicios del felino combinada con el muestreo simultáneo de letrinas de conejo

en 383 cuadrículas UTM de 5 x 5 km (una persona/4 horas por cuadrícula). Estos datos resultaron insuficientes para el estudio, iniciando en 2005 diversos muestreos de campo para evaluar las poblaciones de conejo en las áreas seleccionadas. Los muestreos fueron repetidos en años sucesivos, descartándose aquellas áreas en las que las poblaciones de conejo no alcanzaban el umbral de abundancia de conejo necesario para la presencia y reproducción del lince ibérico. Éste fue establecido según la información del programa de seguimiento de las poblaciones actuales (22 cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km en 2003 y 2004 en las sierras de Andújar y Cardeña), constatándose un umbral mínimo necesario de 10 letrinas/km para la presencia y reproducción de este felino (lo que se corresponde con 1 conejo/ha, ver apartado de seguimiento del conejo). Por tanto, en esta fase de preselección se consideraron óptimas aquellas cuadrículas 5 x 5 km que presentaban más de 10 letrinas/km (más detalles del proceso multicriterio seguido pueden consultarse en García *et al.*, 2004).

En la primera fase de preselección, se consideraron óptimas aquellas áreas de 5 km² que disponían de más de 10 letrinas de conejo por kilómetro.

En cuanto a las recomendaciones de la UICN se determinó la necesidad de seleccionar una superficie mínima para albergar una población viable en el tiempo de 10000 ha, y que ésta fuera área de distribución histórica del lince ibérico en Andalucía (Rodríguez y Delibes, 1990). Se priorizaron aquellas áreas catalogadas con alguna figura de protección.

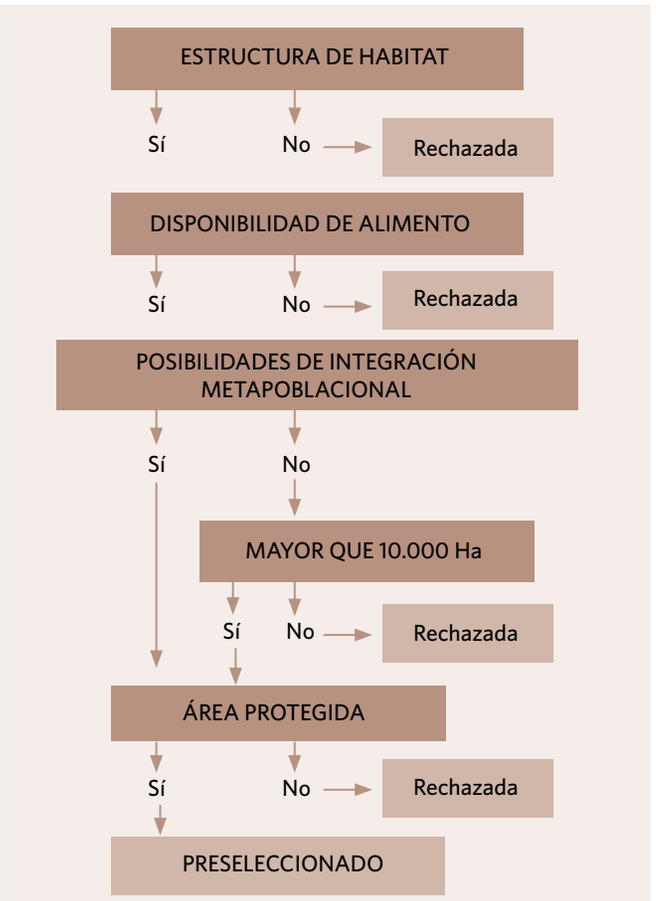
Para valorar el resultado obtenido mediante el programa *Biomapper* (Mapa de Distribución Potencial), se comparó con el mapa potencial de distribución del lince ibérico generado mediante Regresión Logística por Palomares *et al.*, (1999). Hay que señalar que dicho trabajo está basado únicamente en radiolocalizaciones de lince ibérico del área de Doñana. Por otro lado, también se tuvo en cuenta el Mapa de Aptitud-Impacto que previamente el equipo técnico del proyecto LIFE Lince generó mediante la Evaluación Multicriterio (García *et al.*, 2004).

ANÁLISIS CONVENCIONAL DE SELECCIÓN DE HÁBITAT

Los resultados del análisis multicriterio fueron muy restrictivos y con una gran carga de subjetividad asociada al proceso metodológico, por lo que se llevó a cabo una segunda aproximación mediante un análisis basado en la descripción cuantitativa del hábitat y nuevos datos de selección de hábitat.

En este caso se siguió un proceso jerárquico en cinco pasos para la búsqueda de áreas potenciales, donde se excluyeron como factores de impacto las variables físicas (altitud y pendiente) y las distancias a vías importantes de comunicación y a poblaciones humanas (Fig. 89). El primer paso del proceso de análisis consistió en definir la importancia de la estructura de la vegetación para la presencia de lince ibérico. Para ello se llevó a cabo un modelo de selección de hábitat basado en los tipos de medios pre-

FIGURA 89.
Proceso de selección de las áreas potenciales de reintroducción del lince ibérico en Andalucía.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. Elaboración propia

sentes en la zona de distribución actual, metodología utilizada para cartografiar el hábitat de otros felinos amenazados, como en el caso del tigre (Ranganathan *et al*., 2008) y de la pantera de Florida (Kautz *et al*., 2006). No se utilizaron modelos predictivos de distribución más complejos (ver por ejemplo Guisan y Zimmermann, 2000; Schadt *et al*., 2002; Woolf *et al*., 2002; Gavashelishvili y Lukarevskiy, 2008; Thatcher *et al*., 2006; Klara *et al*., 2008), debido a que los dos modelos disponibles para el lince ibérico (Fernández *et al*., 2003, 2006) ofrecen ecuaciones muy diferentes y utilizan información ambiental muy detallada, no disponible a escala regional. Además, el solapamiento de las predicciones con la distribución real en Sierra Morena es bajo.

En nuestro caso, la base de datos SIG utilizada fue el mapa de usos y coberturas de Andalucía del año 2003, comprendida por 112 unidades de hábitats agrupadas en 409.164 polígonos (Moreira-Madueño, 2007). Las unidades potencialmente adecuadas para el lince ibérico (Tabla 43) fueron detectadas comparándolas con las ocupadas en la población de Sierra Morena, asumiendo que éstas son más representativas que las unidades de hábitats ocupadas por el lince ibérico en la población de Doñana-Aljarafe. Como la cobertura de matorral tiene una gran influencia

Tabla 43. Unidades de hábitat identificadas en el área de distribución estimada para 2006 del lince ibérico en Sierra Morena.

DESCRIPCIÓN	ha	%
Matorral denso sin arbolado	774.8	4.6
Matorral denso con arbolado denso de quercíneas	160.5	0.9
Matorral denso con arbolado aclarado de quercíneas	2210.5	13.3
Matorral denso con arbolado denso de coníferas	61.7	0.3
Matorral denso con arbolado aclarado de coníferas	2401.8	14.4
Matorral denso con arbolado mixto de quercíneas y coníferas	244.5	1.4
TOTAL MATORRAL DENSO	**5853.8**	**35.2**
Matorral aclarado sin arbolado	25.2	0.1
Matorral aclarado con arbolado denso de quercíneas	3477.3	20.9
Matorral aclarado con arbolado aclarado de quercíneas	2926.6	17.6
Matorral aclarado con arbolado denso de coníferas	448.6	2.7
Matorral aclarado con arbolado aclarado de coníferas	164.81	0.9
Matorral aclarado con arbolado mixto de quercíneas y coníferas	1551.8	9.3
TOTAL MATORRAL ACLARADO	**8594.3**	**51.7**
Bosques densos de coníferas sin matorral	785.2	4.7
Bosques densos de quercíneas sin matorral	5.6	0.0
Dehesas	835.1	5.0
Olivares	409.3	2.4
Otros cultivos	82.8	0.5
Pastos	40.1	0.2
TOTAL OTRA VEGETACIÓN	**2158.3**	**12.9**

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

sobre la selección del hábitat por el lince ibérico, y dado que las especies arbóreas que las acompañan carecen de significado biológico para la especie (Palomares, 2001b), los distintos tipos de matorral fueron reunidos en dos unidades: matorral denso y matorral clareado. Dada la baja disponibilidad del resto de unidades, éstas fueron agrupadas juntas, (menos del 6%) a fin de evitar errores del Tipo I (Bingham y Brennan, 2004; Kautz *et al*., 2006). Siguiendo a Kautz *et al*., (2006), se llevó a cabo un análisis de selección de hábitat usando datos de radioseguimiento. Éstos fueron obtenidos entre 2006 y 2008 en Andújar-Cardeña a partir de 14 individuos residentes cuyos territorios no se solapaban. Las radiolocalizaciones fueron independientes, dado que la rutina de trabajo permitía que éstas se tomasen cada dos días (ver detalles metodológicos en el apartado de seguimiento del lince). La disponibilidad de las distintas unidades de hábitat fue calculada para cada uno de los 14 territorios, que fueron estimados por el menor polígono convexo al 95%. El análisis de selección de hábitat se llevó a cabo contrastando uso y disponibilidad de las unidades consideradas, por medio del índice de Savage (W_i = uso / disponibilidad) evaluado con pruebas no paramétricas U de Mann-Whitney. Una vez realizado este análisis, se dibujó un mapa de adecuación a escala regional (mediante el programa Arcview©), en el que se excluyeron los hábitats no usados y los seleccionados negativamente por los linces.

Debido a la potencial subjetividad de los resultados del análisis multicriterio, se realizó una segunda aproximación mediante un análisis basado en la descripción cuantitativa del hábitat y nuevos datos de selección de hábitat.

Para abordar el segundo paso del proceso jerárquico, se contrastaron el mapa de vegetación potencial adecuada para el lince con la información referente a la disponibilidad de conejo levantada entre 2001 y 2003 en las cuadrículas UTM de 5 x 5 km. Al igual que en el análisis multicriterio, se consideraron óptimas en esta fase de preselección aquellas cuadrículas 5 x 5 km que presentaban más de 10 letrinas/km.

Como los parches de hábitat potencial identificados en los dos primeros pasos eran demasiado pequeños, hubo que seleccionar las futuras áreas de reintroducción en función de sus posibilidades de integración en un conjunto meta-poblacional mayor (Kramer-Schadt *et al*., 2005; Davies-Mostert *et al*., 2009, Clark, 2009). Como estimadores de este paso se utilizaron la distancia de las áreas potenciales a las poblaciones actuales y la máxima distancia de dispersión citada entonces para la especie (42 km; Ferreras *et al*., 2004). De este modo, se seleccionaron los parches que se hallaban dentro de este radio del núcleo principal de Sierra Morena, con la condición de que hubiera disponibilidad de hábitats intermedios adecuados para la dispersión (Palomares, 2001b). Cabe destacar que las barreras potenciales más importantes en Andalucía son las autovías, aunque se piensa que la presencia de puentes sobre cauces minimiza sus efectos. También se asumieron como áreas adecuadas aquellas zonas que, sin presentar las citadas condiciones, tenían suficiente espacio para albergar una población de tamaño similar a la de Doñana, con unas 10.000 ha de vegetación y disponibilidad de conejo óptimas (Rodríguez *et al*., 2003). En último lugar, se atendió a un requerimiento de la normativa de los proyectos LIFE: para que el proyecto LIFE pudiese trabajar, las áreas seleccionadas debían estar incluidas en la Red Natura 2000.

Selección de las áreas de reintroducción escala detallada

Una vez obtenidas las aproximaciones a gran escala, se llevó a cabo una evaluación detallada de las áreas preseleccionadas. El primer objetivo fue identificar las condiciones ambientales de las áreas preseleccionadas que fuesen similares a aquellas asociadas a las poblaciones de lince ibérico existentes.

En segundo lugar, se hizo una estima de la capacidad de carga de cada una de estas áreas. Tras una revisión bibliográfica exhaustiva sobre la biología del lince ibérico, se asumieron cinco grupos de variables como atributos clave para permitir la supervivencia y reproducción de esta especie en un contexto local, de las que un total de 17 variables fueron evaluadas (Tabla 44):

Tabla 44. Valores de las diferentes variables estudiadas en las posibles áreas de reintroducción y en las poblaciones de referencia.
Los datos marcados en negrita indican diferencias estadísticas con los valores de referencia. Los valores de las variables se muestran como promedio e intervalo de confianza del 95%, a no ser que se indiquen otras medidas descriptivas.

	VARIABLES	Guadalmellato (N)	Guarrizas (N)	Valores de ref. S. Morena	Valores de ref. Doñana
1	Nº sanciones por trampeo ilegal x (año^{-1} y 100 km^{-1})	**0.18 ±0,04 (30)**	0.096 ±0.10 (6)	0.03 ±0.03 (5)	-
2	Nº eventos de trampeo ilegal detectados durante muestreos específicos por esfuerzo de muestreo	0 ±0.00 (53)	0 ±0.00 (24)	0.019 ±0.01 (834)	-
3	Nº carnívoros atropellados x (10 km^{-1} y muestreo)	0.14 ±0.11 (75)	2.37 ±2.92 (16)	-	-
4	km. de carreteras de alto riesgo de atropello	1.6	13.0	55,6	-
5	% cobertura de arbolado	**30.1 ±3.9 (210)**	**26.4 ±5,5 (176)**	5.9 ±3.6 (30)	14.2 ±4.4
6	% cobertura de matorral alto	**34.9 ±4.8 (210)**	**17.2 ±7.0 (176)**	8.8 ±6.2 (30)	20.4 ±3.5
7	% cobertura de matorral bajo	33.8 ±5.4 (210)	**9.2 ±4.0 (176)**	18.8 ±1.0 (30)	34.4 ±9,4
8	Altura media del arbolado (m)	5.6 ±0.3 (210)	4.8 ±1.1 (176)	5.1 ±0.9 (30)	6.8 ±0.8
9	Altura media del matorral alto (cm)	208.2 ±19.4 (210)	87.5 ±20.4 (176)	134.0 ±21.3 (30)	250.0 ±140.0
10	Altura media del matorral bajo (cm)	62.8 ±5.2 (210)	44.6 ±19.0 (176)	57.3 ±14.4 (30)	100.0 ±60.0
11	Conejos *ha^{-1} (junio)	3.1 ±0.80* (20)	3.6 ±0.8 (15)	1.6 ±0.4 (19)	-
12	Nº cuadrículas 2.5x2. 5 km. con > 1 conejo *ha^{-1} (junio)	18	20	16 – 27 (range 2002-2006)	-
13	Nº de áreas de alta densidad de conejo a <42 km	2	1	-	-
14	Tamaño (km^2) de las de áreas de alta densidad de conejo situadas a <42 km	167	460	-	-
15	Distancia a la población de lince más cercana (km)	33,1	45,7	-	-
16	Porcentaje de población local de acuerdo con la reintroducción	91,2	91,5	-	-
17	Porcentaje de cazadores locales de acuerdo con la reintroducción	89,8	76,5	-	-

Fuente: varias fuentes. Elaboración propia

Riesgo de mortalidad:

La persecución directa, en particular por el uso de cepos y lazos, ha sido la principal causa de mortalidad histórica del lince ibérico (García-Perea y Gisbert, 1986; Rodríguez y Delibes, 1990; González-Oreja, 1998; García-Perea, 2000), siendo ésta una las principales causas de la extinción local de algunas poblaciones (Rodríguez y Delibes, 2004; Cabezas-Díaz *et al*., 2009). Todavía hoy, esta amenaza se encuentra presente en su área de distribución histórica (Virgós y Travaini 2005; Cabezas-Díaz *et al*., 2009; Delibes-Mateos *et al*., 2009). En segundo lugar, los atropellos también han sido una fuente importante de mortalidad para la especie (Ferreras *et al*., 1992; González-Oreja, 1998; presente obra). Para evaluar el riesgo de mortalidad se registraron cuatro variables:

1) **Número de expedientes sancionadores impuestos por las autoridades medioambientales:** aunque los métodos no selectivos de erradicación de carnívoros (lazos, cepos, etc.) están prohibidos en Andalucía, algunos colectivos los usan de manera ilegal para eliminar especies como el zorro, con el fin de evitar supuestos daños a las especies de caza menor (Virgós y Travaini, 2005; Delibes-Mateos *et al*., 2009). En la evaluación de esta variable se utilizaron los archivos de las autoridades regionales desde 1997 hasta 2006, que incluyen los expedientes sancionadores emitidos cuando un evento de método ilegal de control de depredadores es encontrado por los agentes de medio ambiente. Los métodos más comúnmente encontrados son lazos y jaulas trampa.

2) **Número de métodos ilegales de control de depredadores encontrados durante muestreos específicos del equipo LIFE:** las áreas preseleccionadas fueron regularmente muestreadas durante los 6 meses coincidentes con el uso de este tipo de eventos (enero-julio 2006).

3) **Número de carnívoros atropellados:** las carreteras que atraviesan cada una de las zonas preseleccionadas fueron muestreadas semanalmente entre mayo de 2007 y abril de 2008 para detectar los eventos de carnívoros atropellados, resultando un total de 85 muestreos que suponen 1.384,4 km. Cada muestreo fue llevado a cabo por dos personas conduciendo a bajas velocidades (30-40 km/h).

4) **Tramos de carretera con alto riesgo de atropello:** se tuvieron en cuenta los tramos de las vías de comunicación que presentaban alto riesgo para el lince ibérico debido a que atraviesan zonas de hábitat adecuado, gran abundancia de conejos y carnívoros atropellados.



Valle del río Guadalmellato.
RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Estructura del hábitat:

En la actualidad esta especie está íntimamente relacionada con el matorral mediterráneo, especialmente con las formaciones termo y meso-mediterráneas (Gil *et al*., 1997a; Ferreras, 2001; Palomares y Fernández, 2000; Palomares *et al*., 2000; Fernández *et al*., 2003; Fernández *et al*., 2006). La estructura del paisaje de las dos áreas pre-seleccionadas no ha sufrido cambios importantes durante los últimos 20 años, por lo que se conservan las condiciones que existían antes de la extinción del lince. Este factor podría considerarse a priori como una condición óptima (Palomares *et al*., 1999; García *et al*. 2004, Breitenmoser *et al*., 2006). A pesar de ello, siguiendo a Palomares (2001b) se definieron varias variables estructurales

importantes de forma local para la especie, que fueron evaluadas a través de un muestreo estratificado basado en transectos en cuadrículas de 2,5 x 2,5 km. De esta manera se obtuvo la cobertura y la altura de los tres tipos de vegetación estructural (árboles, matorral constituido por arbustos y matorral serial) en un círculo con un diámetro de 25 m en un total de nueve puntos equidistantes por transecto (con una separación de 500 m). Las especies dominantes fueron *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Olea europaea*, *Pinus pinea* y *Pinus pinaster* para los árboles; *Quercus coccifera*, *Pistacia lentiscos*, *Arbutus unedo* y *Phyllyrea angustifolia* en el caso de matorral arbustivo y *Cistus ladanifer*, *Cistus albidus* y *Lavandula stoechas* en el caso del matorral serial.

Disponibilidad de presas:

En general, son necesarias densidades por encima de los 100 conejos por km² para el establecimiento y reproducción de esta especie (Palomares *et al*, 2001; presente obra). Un estudio sobre la viabilidad de los programas de reintroducción del lince canadiense reveló que la principal variable responsable del éxito de estos programas fue la abundancia de liebres de raquetas (*Lepus americanus*) (Steury y Murray, 2004).

RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Para este atributo clave, se utilizó la metodología de seguimiento del conejos diseñada en las áreas de presencia actual del lince (ver programa de seguimiento del conejo). Cada cuadrícula 2,5 x 2,5 km definida en las áreas pre-seleccionadas fue evaluada mediante un muestreo estratificado llevado a cabo por una persona durante dos horas, en el que se georreferenciaron las letrinas de conejos encontradas. Los muestreos se realizaron en junio de 2007, por lo que los datos corresponden al periodo de máxima abundancia de conejos. Esta información permitió la elaboración de un mapa de la distribución y la abundancia de conejos en las posibles áreas de reintroducción. A partir de 2007 estos sondeos se repiten anualmente en las áreas seleccionadas.

Capacidad de carga y posibilidades de expansión natural:

Describe la capacidad que tiene el área de albergar territorios de lince ibérico y la posibilidad de colonizar otras zonas óptimas cercanas a las poblaciones reintroducidas. Para evaluar esta variable se utilizó el número total de hembras territoriales (potencialmente reproductoras) que puede albergar cada zona pre-seleccionada, que es un indicador de las posibilidades de supervivencia de las poblaciones de felinos (Kenney *et al*, 1995; Gaona *et al*., 1998; Palomares *et al*., 2001; Ferreras *et al*., 2002; Fernández *et al*., 2006; Gil-Sánchez *et al*., 2010). La capacidad de carga se estableció en función de la superficie ocupada por las cuadrículas UTM de 2,5 x 2,5 km por encima del umbral de presencia de lince ibérico (1 conejo/ha). Esta superficie se dividió por el tamaño medio de las hembras residentes en la población de Doñana-Aljarafe (4,1 km², 95% IC = 2,6 -5,8, n = 14; Fernández *et al*., 2006), ya que entonces (año 2007) no existían suficientes datos de Sierra Morena. Los intervalos de confianza de la capacidad de carga se calcularon mediante la repetición de esta operación con cada extremo del intervalo de confianza del tamaño medio de territorio.

Actitud social del entorno:

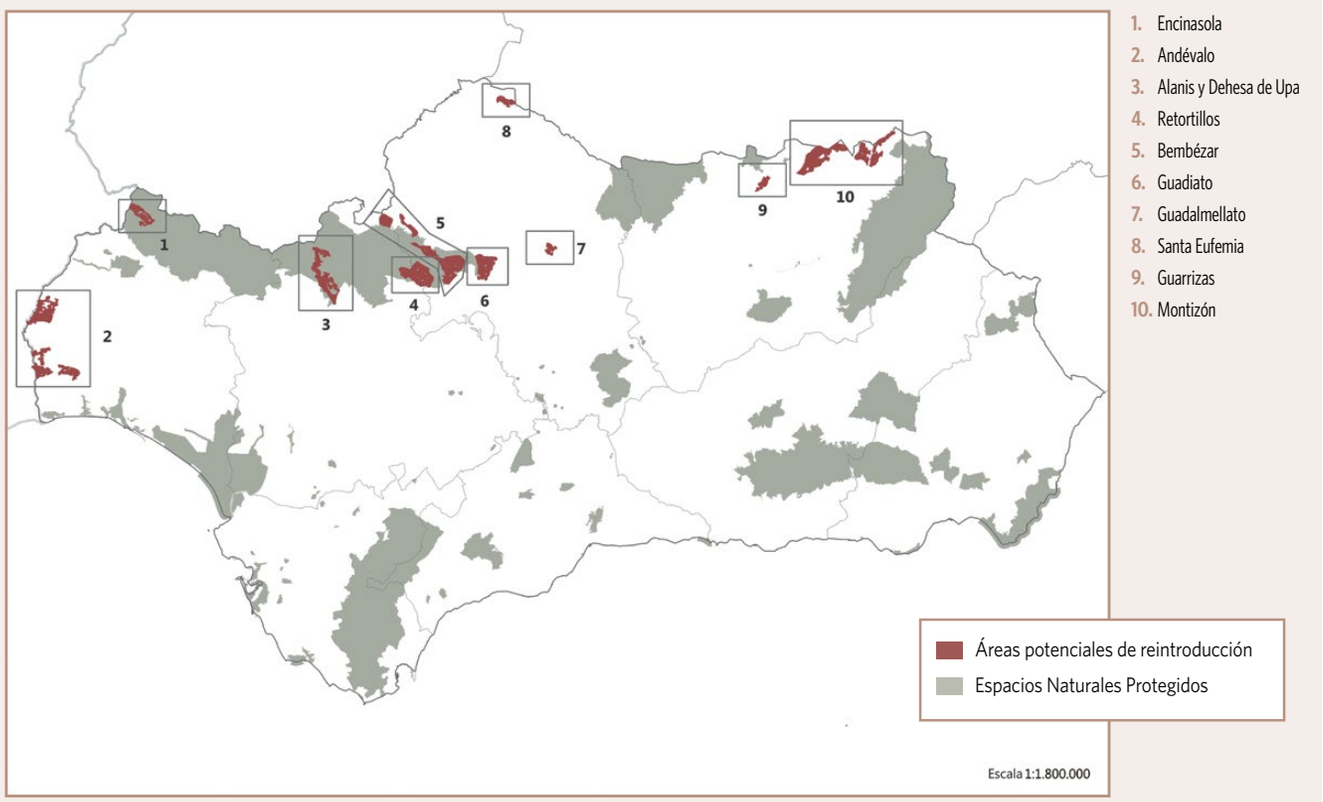
El escaso apoyo de la población humana local se ha descrito como uno de los principales factores que limitan el éxito de los proyectos de reintroducción (ver la revisión de Rodríguez *et al*., 2003). El Instituto de

Estudios Sociales Avanzados de Andalucía (IESA/CSIC) llevó a cabo un estudio sociológico basado en encuestas personales, a fin de evaluar la actitud de la población de cara a la reintroducción del lince ibérico en las áreas preseleccionadas. Las variables utilizadas en la valoración de este atributo clave fueron:

- **Porcentaje de población local de acuerdo con la reintroducción de la especie en su área.**
- **Porcentaje de cazadores locales de acuerdo con la reintroducción en su área.**

Los valores de las variables fueron comparados con valores de referencia asumidos como óptimos para la especie. Estos últimos fueron obtenidos tanto de la información publicada referente a Doñana-Aljarafe, como por medio de muestreos realizados *ad hoc* en la población de Andújar-Cardeña, la cual está intensamente monitorizada desde 2001 (Simón-Mata *et al.*, 2009; presente obra). Una vez evaluada, cada variable se clasificó en una de estas tres categorías de idoneidad: A) óptima, si el valor de la variable era igual o mejor que las valores de referencia; B) óptima condicionada, si el valor era peor que los de referencia pero podría mejorarse a través de la gestión de este proyecto; y C) no óptima, si el valor era peor que los de referencia pero no estaba sujeto a mejoras. En la comparación estadística de los datos, se utilizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para realizar el contraste de medias, mientras que en el caso de los porcentajes, se utilizaron pruebas de contingencia con corrección de continuidad.

Figura 90.
Áreas potenciales de reintroducción del lince ibérico en Andalucía en función del análisis multicriterio.
Los círculos muestran las áreas seleccionadas.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Selección de las áreas de reintroducción a gran escala

ANÁLISIS MULTICRITERIO

En la Fig. 90 se muestran las áreas potenciales resultantes del análisis multicriterio. Todas las áreas se incluyeron en la Red Natura 2000, pero al considerar solamente la figura de Parque Natural, las zonas potenciales quedaron restringidas a áreas de Encinasola (Huelva), Alanís (parcialmente) y Dehesa de Upa en Sierra Norte (Sevilla) y Retortillo, Bembézar y Guadiato en Hornachuelos (Córdoba), localizadas en Sierra Morena. De estas seis áreas, las de Sierra Norte y Encinasola (esta última especialmente) están muy aisladas y son de reducidas dimensiones. De otro lado, el conjunto formado por las tres áreas de Hornachuelos y por proximidad la de Alanís (5 km) forman un núcleo de gran extensión con continuidad de hábitat entre ellas que cumple con todos los requisitos impuestos. Por tanto sería ésta la zona que cuenta con las mejores condiciones para una potencial reintroducción de lince ibérico en Andalucía según esta aproximación metodológica. Sin embargo, la disponibilidad de conejo sólo resultó adecuada en un sector muy limitado del sur de la Sierra de Hornachuelos, y con un tamaño inferior a las 10000 ha mínimas recomendadas para la reintroducción de lince ibérico (Rodríguez *et al.*, 2003). Esta razón obligó a descartar esta zona para poner en marcha el programa de reintroducción.

ANÁLISIS CONVENCIONAL DE SELECCIÓN DE HÁBITAT

Los linces de Andújar-Cardeña utilizaron los dos tipos de matorral mediterráneo en función de su disponibilidad, mientras que seleccionaron negativamente los otros tipos de hábitat (Fig. 91). El mapa potencial construido con sendas variables descriptivas del matorral indica que, como era de esperar (Palomares *et al.*, 1999), Andalucía ofrece dos grandes regiones de hábitat potencial: Sierra Morena y las Cordilleras Béticas, aunque los parches potenciales en el segundo caso aparecen más dispersos (Fig. 92). Esta imagen es muy similar a la ofrecida por un mapa predictivo realizado a gran escala para toda España, basado en un modelo ambiental que integra 15 variables de localización, topografía, clima, litología y actividad humana (Real *et al.*, 2009). La extensión total de hábitat potencial desde un punto de vista estructural es de 13909 km². Sin embargo, sólo cinco áreas

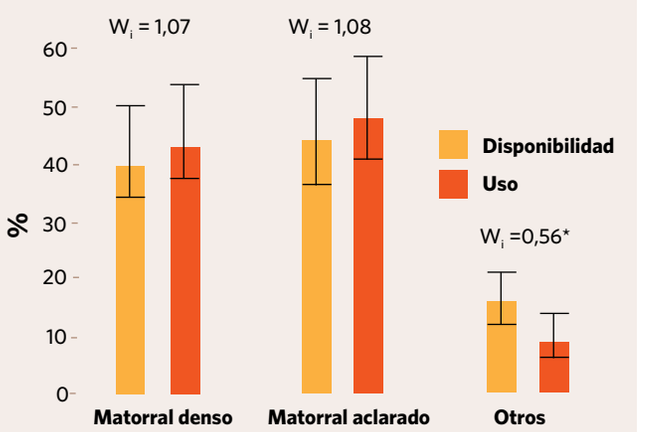
TABLA 45.
Resultados de los sondeos de conejo en el área de presencia histórica reciente del lince ibérico en Andalucía (2001-2002): áreas con disponibilidad óptima.

ÁREA	Nº de cuad. 5x5 km muestreadas	Nº de cuad. 5x5 km. >10 LETRINAS x km²	Sup. Conejera (km²)
Guadalmellato	20	5	125
Guarrizas	11	6	150
Hornachuelos	19	3	75
Guadalmez	5	2	50
Sierra Harana	17	5	125

Fuente: Proyecto LIFE Licne. CMA, Junta deAndalucía.

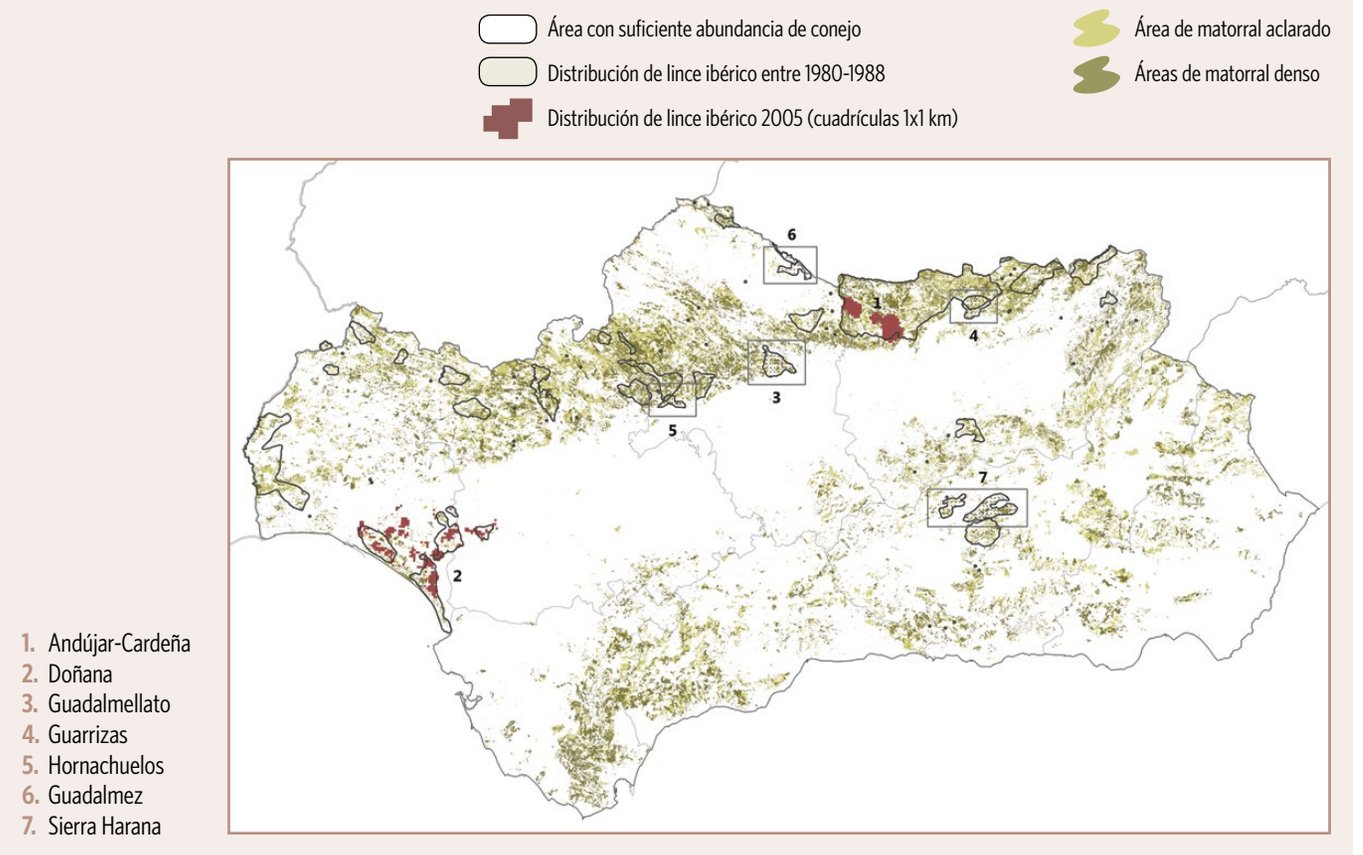
que representan un 3,77 % de esta superficie ofrecen una abundancia de conejos óptima (Tabla 45). Después de aplicar los filtros del radio de dispersión en el lince ibérico y del tamaño de área, sólo cuatro parches son potencialmente óptimos: Guadalmellato, Guarrizas, Guadalmez y Sierra Harana. (Fig. 92). Esta última y Hornachuelos exceden el radio de dispersión, con 90 km y 80 km de separación a la población de Andújar-Cardeña respectivamente. El área del río Guadalmez fue rechazada por no contar con figuras legales de protección. Sierra Harana, aunque *a priori* presenta buenas condiciones, fue finalmente rechazada ya que las primeras reintroducciones forman parte de una estrategia de conservación que pretende incrementar el tamaño de la meta-población de Sierra Morena. Consecuentemente, las áreas finales preseleccionadas por esta aproximación fueron Guadalmellato y Guarrizas, ambas incluidas en la Red Natura 2000.

Figura 91.
Análisis de selección de hábitat por 14 linces territoriales radio-seguidos en Andújar-Cardeña (valores medio y error estándar); Wi: índice de Savage (uso / disponibilidad); *p<0,05 (pueba U).



Fuente: Proyecto LIFE Licne. CMA, Junta deAndalucía.

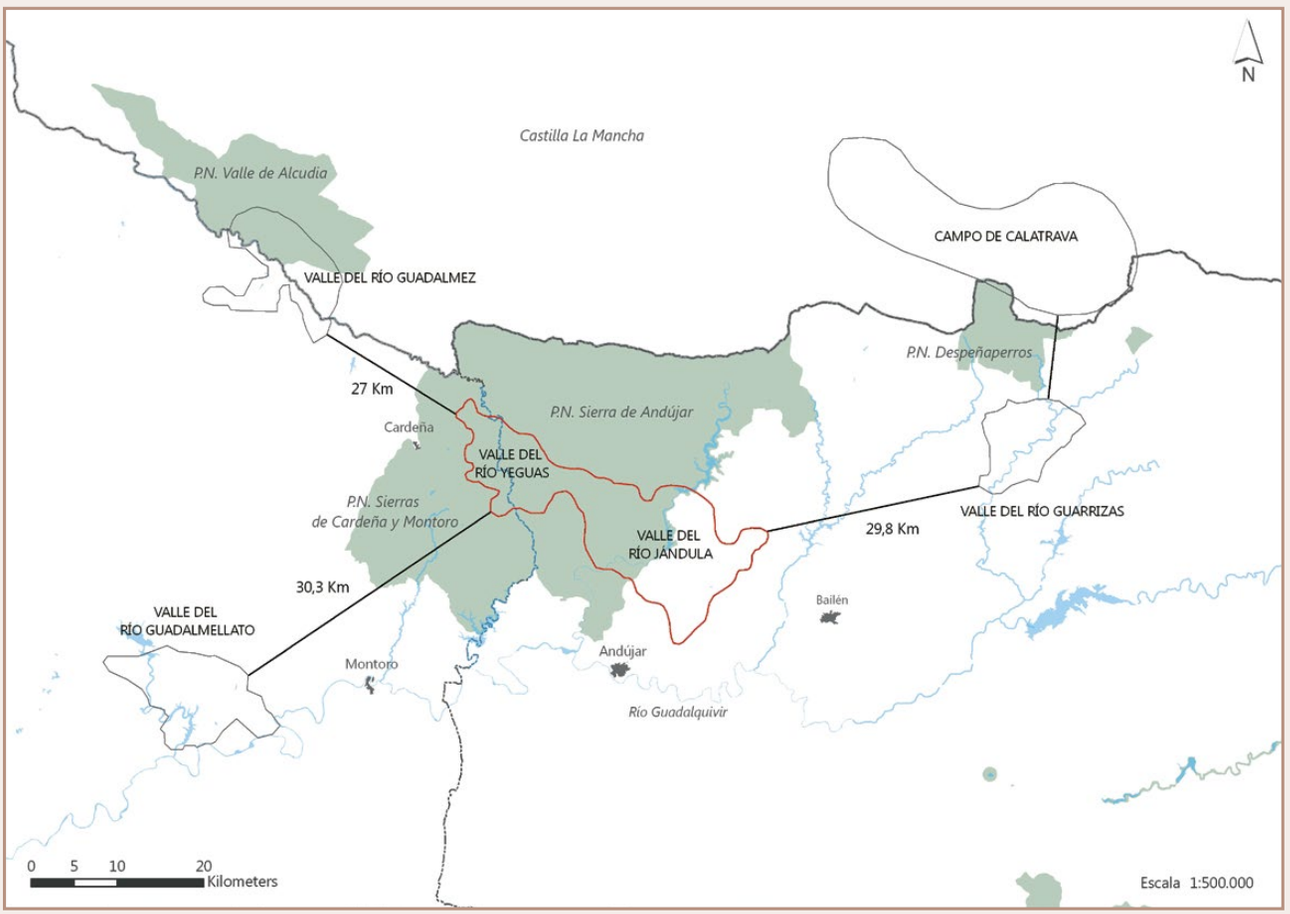
Figura 92.
Áreas potenciales de reintroducción del lince ibérico en Andalucía en función del análisis cuantitativo del hábitat. Representación sólo del hábitat de matorral



Fuente: Proyecto LIFE Licne. CMA, Junta deAndalucía.

El análisis multicriterio ofreció unos resultados excesivamente restrictivos; de hecho, al considerar la abundancia de conejo, según esta aproximación ninguna zona de Andalucía tendría actualmente condiciones adecuadas, inclusive las dos áreas donde se han iniciado las experiencias de reintroducción, valles de los ríos Guadalmellato y Guarrizas. Éstas quedaron fuera de la selección tanto por su reducido tamaño (afectado por las restricciones impuestas por el peso asignado a las vías de comunicación), como por no estar amparadas por la figura de Parque Natural. Sin embargo, los resultados preliminares sugieren que ambas mantienen unas condiciones óptimas para los ejemplares liberados, resultando una buena adaptación, supervivencia y reproducción durante el primer año tras su liberación. Esta circunstancia demuestra las marcadas limitaciones del análisis multicriterio, las cuales han sido en nuestro caso tanto intrínsecas (por ejemplo derivadas de las valoraciones subjetivas), como externas (por ejemplo, debido al efecto de los sesgos provocados por extrapolar datos obtenidos a escalas espacio-temporales limitadas). Por ejemplo, si bien es cierto que los territorios de lince de las poblaciones actuales se encuentran en promedio más alejados de las autovías que los puntos generados al azar (García *et al.*, 2004), lo cual puede además desembocar en percepciones personales, probablemente esta situación es consecuencia de la distribución local de los conejos. En realidad, eliminando de los análisis a las carreteras, ambas aproximaciones metodológicas hubieran ofrecido resultados muy similares y bastante aproximados a los obtenidos por otros autores mediante análisis multivariantes convencionales más complejos (Palomares *et al.*, 1999; Real *et al.*, 2009).

Figura 93.
Núcleos con una gran densidad de conejos que componen la posible metapoblación de lince ibérico de la zona este de Sierra Morena.
Se indica la distancia media entre núcleos.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

SELECCIÓN DE LAS ÁREAS DE REINTRODUCCIÓN A ESCALA DETALLADA

Los resultados de las 17 variables evaluadas para ambas áreas preseleccionadas se muestran en la Tabla 44. La mayor parte de los parámetros fueron en general óptimos, ya que no existieron diferencias estadísticas con las variables de referencia. La principal excepción fue el número expedientes sancionadores de artes ilegales en el área de Guadalmellato, que presentaba un valor superior al de referencia (U = 7.5, Z = 3.2, p = 0.0013). Este valor fue considerado como óptimo condicionado a mejoras. Algunas variables relacionadas con la estructura del hábitat también mostraban diferencias estadísticas con los valores de referencia, pero con mejores valores para la especie ya que indicaban una mejor cobertura de matorral.

Las condiciones de los valles de los ríos Guadalmellato y Guarrizas se encuentran muy equilibradas. La estructura del hábitat es mejor en el primer núcleo (mayor cobertura de matorral), mientras que las posibilidades de expansión natural son mejores en el segundo (Tabla 44; Fig. 93). La abundancia media de conejos fue similar en ambas áreas (U = 126.5, Z = -0.78, p = 0.43) y la capacidad de carga también fue muy parecida: 26 ± 11,5 territorios (95 % CI = 14.5 – 37.5) para Guadalmellato y 23 para Guarrizas (95% CI = 13.0 – 33.0). Finalmente, Guarrizas registró el mayor índice de animales atropellados en vías de comunicación (U = 371.0, Z = -2.38, p = 0.016), principalmente debido a la vía de ferrocarril que atraviesa la zona. Sin embargo, cabe destacar que en el valle del río Guadalmellato no se muestreó la línea del AVE que la atraviesa, por motivos de seguridad del personal.

En cuanto a la actitud social del entorno, no se encontraron tampoco grandes diferencias entre Guarrizas y Guadalmellato. Ambas poblaciones mostraron un gran valor de aceptación en torno al 90 % (G = 15.02, p = 0.00015, Df = 1). En función de la estructura de la vegetación, Guadalmellato se estableció como la zona prioritaria.

Embalse de San Rafael de Navallana, en Guadalmellato. RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Análisis de viabilidad poblacional (PVA) de la población de Sierra Morena oriental

Durante el año 2011 se ha llevado a cabo un *PVA* de la población de lince de Sierra Morena basado en la demografía de las hembras, con el objetivo de valorar las posibilidades de éxito de las translocaciones de ejemplares de Andújar-Cardeña a Guadalmellato y Guarrizas, contemplado todo el conjunto como un sistema meta-poblacional (Juhlin y Khalil, 2011). En función de la información demográfica (supervivencia y éxito reproductor) obtenida por el *PSLIA*, en primer lugar se elaboró un *PVA* para la población de Andújar-Cardeña. Se comprobó la tasa de crecimiento entre 2002 y 2010 y la variación anual del crecimiento de la población, a fin de: a) testar si podría ser un núcleo donante de ejemplares y b) calcular cuántos podrían ser extraídos (considerando que la capacidad de carga de este núcleo evaluado se alcanzará en 2011). Si la tasa de crecimiento no es suficiente o sufre grandes oscilaciones, la construcción de un modelo meta-poblacional sería obsoleta.

En segundo lugar, para valorar la viabilidad del nuevo escenario meta-poblacional, se elaboró un sistema meta-poblacional considerando una tasa de intercambio natural anual de ejemplares (mediante dispersión) de tres desde Andújar-Cardeña a cada una de las dos áreas de reintroducción y uno desde éstas dos a la primera (asunción basada en los datos de campo). La capacidad de carga (K) de Andújar-Cardeña se ha estimado en 45 hembras territoriales y esta clase serían los individuos translocados a las dos áreas de reintroducción. Se modeló cada una de estas dos áreas mediante la incorporación de la mitad de las hembras excedentes cada año de Andújar-Cardeña. La población fue proyectada para cinco años en Guadalmellato y para cuatro en Guarrizas (donde los trabajos se iniciaron un año más tarde). Se tuvo en cuenta la estocacidad poblacional en las simulaciones. Este proceso permitió estimar el número de hembras en ambas áreas cada año. Para calcular los riegos de extinción se elaboró un *PVA* asumiendo las tasas vitales registradas en Andújar-Cardeña, además de:

1. *Los ejemplares flotantes de la población de las sierras de Andújar-Cardeña no consiguen territorio actualmente (las tasas de sustitución de hembras territoriales ha sido de 2/año).*
2. *El alimento en las zonas de reintroducción es abundante y por tanto las tasas vitales no cambiarán espacio-temporalmente.*
3. *El hábitat es homogéneo, por lo que el éxito reproductor y la supervivencia serán similares en las distintas áreas.*
4. *No hay densodependencia, por tanto los tamaños poblacionales se establecerán sin sufrir reveses por incremento de la competencia.*
5. *Las catástrofes no se han tenido en cuenta. Estas pequeñas poblaciones no sobrevivirán si tales eventos suceden.*
6. *Todas las hembras dispondrán de pareja.*

El software empleado ha sido el R, que es similar a MATLAB. Se utilizó el paquete PoPBio disponible en R, junto a numerosas funciones elaboradas expresamente.

El *PVA* de Andújar-Cardeña mostró unas simulaciones en promedio similares a la dinámica real observada (Fig. 1). La tasa de crecimiento (λ) se estimó en 1,184. Por medio del método de la aproximación difusa, el logaritmo de la tasa de λ (μ) fue 0,16 y la varianza correspondiente ($\sigma 2$) fue 0,018. Los análisis indicaron que las diferentes desviaciones en los parámetros no fueron lo suficientemente robustas para causar fluctuaciones preocupantes.

PVA meta-poblacional.

Los resultados de cinco proyecciones demográficas se muestran y explican en la Tabla 1. La capacidad de carga estimada para Guadalmellato y para Guarrizas son 26 y 23 hembras territoriales respectivamente (ver apartado de selección de áreas de reintroducción). Estos valores se alcanzan el año 2014 en ambas zonas según las proyecciones, mientras que el tamaño de población donante no se ve afectado por las extracciones (sólo por su K). Con las translocaciones desde Andújar-Cardeña, el tamaño poblacional de las zonas de reintroducción crece rápidamente, considerando que el núcleo donante ya ha alcanzado su capacidad de carga y, por tanto, da lugar a muchas hembras extraíbles. El mayor riesgo de extinción se estimó para Guarrizas el primer año de la reintroducción (60%) pero el riesgo acumulado se estabiliza (·30%) justo después. El valor estimado de μ fue 0,26 y de σ2 fue de 0,11. En Guadalmellato el riesgo de extinción el primer año fue mucho menor (8%), pero el riesgo acumulado no se estabiliza hasta 2015 (15%). El valor estimado de μ fue 0.46 y de σ2 fue de 0,22. Estos resultados son esperables, debido a los tamaños poblacionales y a la estructura demográfica de partida en cada área (Tabla 1). Los PVAs elaborados ofrecen un panorama óptimo para el desarrollo meta-poblacional del conjunto espacial estudiado. Sin embargo, las conclusiones deben tomarse con prudencia, debido a las asunciones. Es más, el pequeño tamaño poblacional actual hace que la vulnerabilidad sea elevada por causas estocásticas tanto genéticas como ambientales.

FIGURA 1:
Abundancia en 200 simulaciones (en colores) y observada (en negro) de la cantidad de hembras de lince ibérico en Andújar-Cardeña entre los años 2002 y 2010.
Los círculos indican las hembras adultas, los triángulos las sub-adultas y los cuadrados las cachorras.

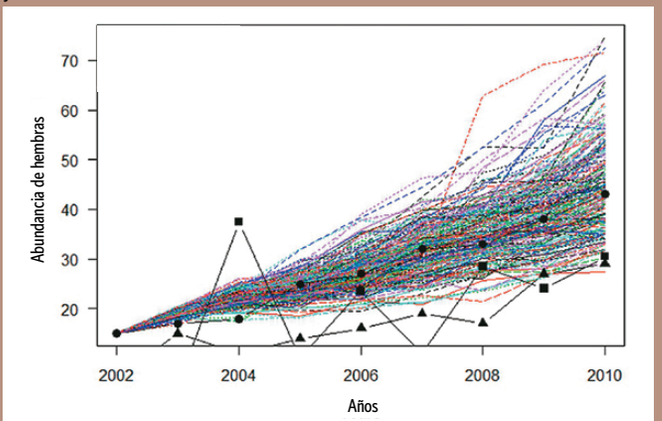


TABLA 1. Número de hembras simulado aleatoriamente, basado en los tamaños poblacionales observados en 2010 y los parámetros demográficos de Andújar-Cardeña.
Cada año la población donante recibe dos subadultos inmigrantes y pierde seis subadultos dispersantes; Guadalmellato y Guarrizas reciben cada una tres subadultos inmigrantes y pierden uno. Como Andújar-Cardeña sobrepasa la capacidad de carga (en naranja), las hembras adultas excedentes (*) se extraen y la mitad se transloca el año siguiente a cada área de reintroducción (º). Tanto Guadalmellato como Guarrizas alcanzan la capacidad de carga en 2014, cuando las hembras excedentes son extraídas.

	Years	2010	2011	2012	2013	2014	2015
S.Morena	Cachorros	30,00	19,15	23,84	16,01	15,72	46,70
	Subadultos	30,00	15,21	8,22	23,62	9,72	5,56
	Adultos	44,00	45,00	45,00	45,00	45,00	45,00
	Adultos extraídos	-	24,74*	9,21*	4,50*	21,05*	1,15*
Guadalmellato	Cachorros	1,50	1,70	6,61	10,23	11,76	12,08
	Subadultos	1,00	3,11	2,31	7,96	5,94	8,05
	Adultos	4,00	16,95	23,61*	23,82*	26,00*	26,00*
	Adultos extraídos	-	-	-	-	15,17	3,35
Guarrizas	Cachorros	0,00	0,38	9,37	23,38	13,66	19,41
	Subadultos	0,00	3,00	2,29	10,62	16,05	13,43
	Adultos	1,00	13,29	20,13*	23,02*	23,00*	23,00*
	Adultos extraídos	-	-	-	-	19,24	12,68

Los análisis de viabilidad de poblacional (*PVA*) realizados con una población real de lince ibérico (Gaona *et al*. 1998) y con un supuesto escenario de reintroducción del lince europeo (Kramer-Schadt *et al*. 2005), indican que poblaciones con 10-15 hembras territoriales y escenarios con bajos valores de mortalidad dan lugar a poblaciones viables y autosostenibles al menos en un plazo de 50-100 años. Las capacidades de carga de Guadalmellato y Guarrizas son mayores que dicho rango y los valores de las fuentes de mortalidad obtenidos tienen una prevalencia menor que los encontrados en la población de Andújar-Cardeña, circunstancias que sugieren que ambas áreas serían viables como núcleos aislados al menos en 50-100 años. Así lo demuestran los *PVA* preliminares realizados por separado para Guadalmellato, Guarrizas y para la población de Andújar-Cardeña (ver cuadro del *PVA*). Sin embargo, el techo temporal establecido es muy limitado y, de hecho, las poblaciones sanas y autosostenibles de mamíferos carnívoros probablemente necesiten más de 500 individuos (Griffith *et al*., 1989).

En el momento en el que se llevó a cabo este estudio, la población de Sierra Morena no contaba con más de 200 individuos (Simón Mata *et al*., 2009; presente obra), siendo por tanto una población no viable a muy largo plazo. Las dos áreas de reintroducción seleccionadas permitirían la creación de una metapoblación junto a la actual población de Andújar-Cardeña, con un tamaño de unas 94 hembras territoriales si se mantienen las condiciones actuales. Esta cifra supondría unos 376 linces en total (moda = 4 ejemplares / territorio), por lo que sería necesario integrar en el programa de reintroducción las áreas periféricas óptimas de Castilla La Mancha para poder alcanzar los 500 linces; en particular el valle del río Guadalmez y el Campo de Calatrava son áreas excelentes de estructura de hábitat y abundancia de alimento (Guzmán *et al*., 2004; obs.per), lo suficientemente próximas y extensas para integrarse junto con Andújar-Cardeña, Guadalemellato y Guarrizas una gran metapoblación probablemente viable a largo plazo (Fig. 93). Éste probablemente, se trata del mejor escenario posible a nivel poblacional para la especie, ya que en el resto de la Península Ibérica no existen áreas potenciales de mayor tamaño (Guzmán *et al*., 2004).

Por otro lado, el resto de zonas preseleccionadas por la aproximación a escala regional, podrían ser objeto de nuevos programas de reintroducción en un futuro, con el fin de conseguir una metapoblación mayor en toda Sierra Morena; para ello resulta imprescindible la recuperación del núcleo de Guadalmellato. Por su parte, las Sierras Béticas permitirían establecer una pequeña población aislada, con una situación similar a Doñana. Se trata ésta de una estrategia útil a fin de amortiguar los efectos de eventos estocásticos que pudiesen afectar a las poblaciones mayores, como brotes epidemiológicos de enfermedades agresivas. Esta situación ya tuvo lugar durante el brote de leucemia felina que afectó a Doñana, y aunque el pequeño tamaño de la población facilitó resolución de la crisis (López *et al*., 2007; 2010), es probable que por limitaciones logísticas el manejo de poblaciones mayores sea menos factible.



Hábitat del lince ibérico en Guarrizas. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Resumen de la selección de las áreas de reintroducción

A fin de llevar a cabo los primeros ensayos de reintroducción del lince ibérico, se realizó un estudio previo de viabilidad del programa mediante un análisis de las condiciones ambientales y sociales del territorio andaluz. En primer lugar se evaluó el hábitat a escala regional por medio de dos aproximaciones: 1) un análisis multicriterio de adecuación del hábitat, basado en la opinión cuantificada de dos grupos de expertos (personal de la Estación Biológica de Doñana y equipos del proyecto LIFE); y 2) un análisis convencional de selección de hábitat de la especie diana, basado en información de radioseguimiento de varios ejemplares de Andújar-Cardeña. Los resultados de sendas aproximaciones se trasladaron a un sistema de información geográfica con el que se obtuvieron dos mapas de adecuación regional, sobre el que se incluyó la información referente a la abundancia de conejo (levantada en cuadrículas UTM de 5x5 km) y las posibilidades de integración en un sistema meta-poblacional. En segundo lugar, se llevó a cabo un análisis detallado de las mejores zonas resultantes del estudio regional, para lo cual se cuantificaron 17 variables socio-ambientales que describían las fuentes de mortalidad no natural (caza ilegal y atropellos), la vegetación, la abundancia de conejo (con la estima de la capacidad de carga asociada), las posibilidades de expansión natural y la actitud social del entorno.

Este conjunto de variables se contrastó con valores de referencia asumidos como óptimos para la especie, obtenidos en las poblaciones actuales dentro de un contexto demográfico estable o positivo. El análisis detallado ofreció dos áreas de Sierra Morena como las mejores zonas potenciales de reintroducción del lince ibérico en Andalucía: el valle del río Guadalmellato (provincia de Córdoba) y el valle del río Guarrizas (provincia de Jaén). El estudio detallado de ambas áreas indicó que el contexto socio-ambiental era muy favorable, debido a 1) las óptimas condiciones de la vegetación y la capacidad de carga (>20 territorios/área); 2) la posibilidad de integración meta-poblacional, junto con el núcleo de Andújar-Cardeña y 3) la favorable aptitud social del entorno (>90% de las personas entrevistadas). Debido a que Guadalmellato presentó mejores condiciones de cobertura vegetal, se seleccionó como el área preferente de reintroducción, mientras que el valle del Guarrizas quedó para una experiencia posterior. Los análisis de viabilidad poblacional realizados indican una evolución favorable tanto de cada núcleo por separado como, especialmente, el conjunto meta-poblacional formado por Andújar-Cardeña, Guadalmellato y Guarrizas, en el que la capacidad de carga se estimó en 94 hembras territoriales (cifra que supone unos 376 ejemplares en total).

EL PROCESO DE REINTRODUCCIÓN: SELECCIÓN DE MÉTODOS Y RESULTADOS PROVISIONALES



Cachorros nacidos en Guadalmellato, 2011.
Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Una vez escogidas las áreas para la reintroducción del lince ibérico, el siguiente paso consistió en la preparación de las áreas, las liberaciones de ejemplares y el seguimiento post-liberación (UICN, 1998). Aunque las condiciones socio-ambientales de las áreas han sido valoradas como óptimas, la práctica totalidad de los terrenos son de titularidad privada y ha sido necesaria una preparación de las mismas. La experiencia acumulada en las dos poblaciones de linces ha permitido abordar con éxito esta fase preliminar. Para ello, han resultado fundamentales los convenios de colaboración entre la propiedad privada y la Administración. Además, a partir del año 2007, se empezó a realizar seguimiento rutinario de las poblaciones de conejos en estas áreas y un plan de vigilancia de caza ilegal, éste último reforzado por el programa de divulgación llevado a cabo en ambas zonas. La divulgación entre todos los colectivos asociados incluye la custodia del territorio a través de los convenios de colaboración (propietarios, cazadores, ganaderos, turistas, etc.).

Tras esta etapa preparatoria, en el año 2009 se pone en marcha la primera experiencia de reintroducción del lince ibérico. La selección de métodos correctos a distintos niveles (selección y número de ejemplares, métodos de liberación, programas de seguimiento, etc.) es clave no sólo para conseguir los resultados deseados, sino también para poder evaluarlos adecuadamente (ver Hayward y Somers, 2009, para grandes carnívoros o la revisión general de Fischer y Lindenmayer, 2000). En el presente apartado se detalla la metodología seguida para llevar a cabo la reintroducción del lince ibérico en Guadalmellato y Guarrizas, así como los resultados preliminares del proceso iniciado en el año 2009 con las primeras liberaciones.

Cabe destacar que las reintroducciones suelen ser un proceso largo, especialmente en el caso de los mamíferos carnívoros como el lince ibérico (Hayward y Somers, 2009), por lo que los datos aquí presentados deben tomarse con la debida cautela. Por último, debemos recordar que el objetivo final de estas primeras experiencias es dar lugar a una meta-población de gran tamaño en Sierra Morena oriental, por tanto se trataría en realidad de un reforzamiento poblacional en sentido estricto (UICN, 1998); sin embargo, debido al relativo alejamiento de Guadalmellato y Guarrizas a la población de Andújar-Cardeña, desde un punto de vista práctico nuestra experiencia se asemeja más a un programa de reintroducción convencional (Diefenbach *et al.*, 2006; Linnell *et al.*, 2009).

Selección y descripción del método de suelta

Existen dos tipos básicos de liberación de ejemplares en los programas de reintroducción: la liberación directa o *suelta dura* y la liberación previo periodo de confinamiento para facilitar la adaptación de los ejemplares a la nueva zona o *suelta blanda* (Fritts *et al*., 1997). En el caso del lince ibérico se contaba con experiencias aisladas de ambos métodos: un ejemplar de Doñana liberado directamente en Hornachuelos, y un ejemplar de Andújar liberado en un cercado en Doñana, este último como parte de nuestro programa de reforzamiento genético.

En las experiencias de reintroducción llevadas a cabo para las tres especies restantes del género *Lynx*, se han utilizado tanto sueltas duras como sueltas blandas (Diefenbach *et al*., 2006; Linnell *et al*., 2009; Devineau *et al*., 2010). En el programa de reintroducción del proyecto LIFE Naturaleza, la toma de decisiones ha sido un proceso adaptativo sometido a varias consultas de expertos internacionales, lo que ha dado lugar a que entre 2009 y 2011 se hayan acometido los dos tipos de sueltas: las *blandas*, durante una etapa temprana en la que la prioridad fue fijar a la zona ejemplares territoriales, y las *duras*, durante una etapa posterior actualmente en fase de ensayo. A continuación se expone todo el proceso.

SUELTAS BLANDAS

En primer lugar se diseñó un Plan de reintroducción detallado (Simón *et al*., 2008) por un equipo redactor que incluyó personal del proyecto LIFE Naturaleza, del programa de cría en cautividad y del KORA Carnivore Research (Suiza). Este programa fue sometido a consulta pública en el *III Seminario de Conservación y Reintroducción del Lince Ibérico* celebrado en Huelva en noviembre de 2008. En este seminario los científicos nacionales e internacionales, participantes en los grupos de trabajo, hicieron aportaciones para mejorar el Plan. En el documento finalmente aprobado, se estableció que los primeros intentos de reintroducción de linces en Andalucía se realizarían mediante *sueltas blandas* de ejemplares silvestres.

La opción de utilizar linces nacidos en libertad respondía no sólo a una adecuada disponibilidad de ejemplares en la población donante de las sierras de Andújar-Cardeña, sino también a que el programa de cría en cautividad todavía no había abordado la fase de pre-entrenamiento de ejemplares. En una primera etapa se trabajaría en el área del valle del río Guadalmellato, y en función de los resultados preliminares, en la siguiente temporada se iniciarían las sueltas en el área del valle del río Guarrizas. El objetivo general para cada zona era realizar una tanda de sueltas blandas por temporada, tanto de parejas potencialmente reproductoras como de ejemplares inmaduros. Las parejas de adultos serían liberadas durante el otoño, con el fin de conseguir la reproducción dentro de los cercados como método de fijación en la zona de reintroducción.



Cercado de suelta blanda en el valle del río Guadalmellato. RAR, PROYECTO LIFE LINCE. CMA, JUNTA DE ANDALUCÍA.



Cercado de suelta blanda en el valle del río Guarrizas. GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Las instalaciones albergarían a la pareja hasta unos quince días antes del parto, momento en que los machos serían liberados del cercado para evitar posibles interacciones negativas con los cachorros. A su vez, las hembras podrían funcionar como un elemento fijador para los machos. Los ejemplares juveniles se introducirían en los cercados en cualquier momento del año y se liberarían aproximadamente tras dos meses, tiempo asumido como prudente para evitar dispersión y/o comportamientos de retorno.

El Plan de reintroducción establecía comenzar en otoño de 2009 con tres cercados de *sueltas blandas* del área de Guadalmellato. Esta cantidad se estableció en función de las limitaciones económicas, logísticas y de disponibilidad de linces. Tras consultar con varios propietarios se eligieron dos fincas privadas debido a su localización central y segura (con acceso público limitado), a sus altas densidades de conejos y al apoyo de los propietarios al proyecto de reintroducción. Los puntos definitivos se escogieron tras varias visitas de campo en lugares con accesos adecuados y orografía y terreno favorables para la construcción de las infraestructuras. En el año 2010 se repitió este proceso en el área de Guarrizas, donde se seleccionaron dos fincas privadas para construir dos cercados. Los cercados diseñados, de entre 3 y 4 ha de superficie, tienen las siguientes características técnicas:

- **Cerramientos a base de postes curvos metálicos de perfil tubular de 50 mm de diámetro y 4,5 m de longitud total, con tapa superior para impedir el paso de agua.** Altura total en planta de 3,85 m, con voladizo de 50 cm y ángulo de 45º hacia el interior del cercado. Distancia entre postes de 3 m, con riostras cada 25 m o en los cambios de dirección. Los postes de 50 mm de diámetro y 4,5 m de longitud total, fueron insertados en otros de 55 mm de diámetro, 30 cm de altura y 2 mm de base, enterrados en un zuncho de hormigón con la finalidad de que parte del cercado pudiera ser desmontable.
- **Perímetro fijado al suelo** bien por un pequeño zuncho de hormigón de 20 x 20 cm en el que se inserta la malla (Guadalmellato), o bien por una solapa de malla galvanizada de simple torsión enterrada hacia el interior (Guarrizas).
- **Postes cubiertos con malla galvanizada** de simple torsión rómbica tipo 50 x 50 mm, de 2,2 mm de diámetro de alambre (50/14 ST) y 3,5 m de altura.
- **Una puerta para vehículos** (doble hoja abatible de 3,5 x 4 m), otra para el acceso de personal (hoja abatible de 1 x 2,1 m) y 4 puertas correderas para los linces (1 x 2 m).
- **Cinco hiladas de pastor eléctrico**, 3 en el interior (2 de ellas sobre el voladizo y otra a 2,5 m) que impiden la salida de los linces y 2 exteriores (a 40 cm y 2 m sobre el suelo) que impidan el acceso al interior del recinto de otros individuos u otras especies. El sistema se alimenta por una batería de 12 V. y 20 A/h recargable, de larga duración y un panel solar complementario.
- **CAS de 5x5 m**, constituido con postes de madera de 2 m de altura, anclados en el suelo 50 cm y guarnecidos con malla de simple torsión galvanizada de 1,5 m de altura. La finalidad del mismo es la alimentación suplementaria de los linces con conejo doméstico.
- **Varios puntos de agua** a través de uno o varios bidones de 100 l naturalizados en el cercado o en su exterior y conectados a un bebedero.
- **Cuatro truecas artificiales de corcho** y, sólo en Guadalmellato, un apilamiento de troncos viejos de encina que constituyeron un refugio adicional.

SUELTAS DURAS

Debido a las importantes limitaciones logísticas que presentan las *sueltas blandas*, en el *IV Seminario de Conservación y Reintroducción del Lince Ibérico* (Córdoba, noviembre de 2010) se planteó la posibilidad de realizar un ensayo con *sueltas duras*.

Esta metodología posibilita el manejo de un mayor número de ejemplares, que, por otro lado estaban disponibles en la población donante de las sierras de Andújar-Cardeña. De nuevo, tras someter la posibilidad a la opinión de los expertos presentes en el IV Seminario (por ejemplo E. Bangs, T. Sheik y D. Onorato), se decidió llevar a cabo este tipo de suelta durante 2011 en Guadalmellato, a modo de ensayo. La descripción del proceso es simple: captura, cuarentena según protocolo veterinario (ver apartado "prevención de la mortalidad por enfermedades"), traslado y liberación directa en el punto de suelta escogido (un lugar seguro y con presencia de linces residentes).

Ejemplares utilizados y esquemas de liberación

En diversos programas de reintroducción de carnívoros, la suelta de ejemplares silvestres ha mostrado mejores resultados que la de individuos nacidos en cautividad. (Griffith *et al*., 1989; Breitenmoser *et al*., 2001). Dentro de la familia de los félidos, estudios comparativos sobre la supervivencia de los ejemplares liberados arrojan unos resultados del 60% para los ejemplares silvestres frente al 40%, aproximadamente, de los nacidos en cautividad (Jule *et al*., 2008).

En el Plan de reintroducción del lince en Andalucía se decidió utilizar la población de las sierras de Andújar-Cardeña como donante de individuos para la reintroducción durante las primeras etapas del programa. Los datos acumulados entre los años 2002 y 2009 mostraban la existencia de "excedentes" en la población donante que no conseguían ocupar un territorio, dada la saturación espacial relacionada con unos parámetros demográficos óptimos. De hecho, la extracción de 35 linces entre 2002 y 2009 para la cría en cautividad no afectó significativamente a la dinámica de recuperación de la población. Posteriormente, un análisis de viabilidad poblacional (PVA) preliminar ha demostrado que la población de Andújar-Cardeña puede (y debe) manejarse como un núcleo donante importante, sin que ello afecte a la probabilidad de extinción (ver cuadro PVA).

Durante el otoño de 2009 se seleccionaron los candidatos para las *sueltas blandas* del valle del río Guadalmellato (dos parejas de adultos y una de juveniles) y se planificaron los trampeos en la población donante para la captura dirigida de éstos. Se emplearon jaulas trampa de doble entrada construidas con malla electro-soldada y cebadas con conejo, que se revisaron tres veces al día: amanecer, mediodía y de noche. En otoño de 2010 y en febrero de 2011 se repitió esta operación para la captura de los linces destinados respectivamente al valle del río Guarrizas (una pareja de adultos y un macho juvenil) y a las *sueltas duras* de Guadalmellato (dos hembras y tres machos juveniles). Los detalles para cada ejemplar

Suelta dura de *Gaia* en el valle del río Guadalmellato. RAR, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



se muestran en la Tabla 46. No existieron incidencias destacables durante las capturas. Los individuos seleccionados fueron sometidos a un detallado chequeo veterinario y pasaron una cuarentena, según protocolo, en el Centro de Recuperación de Especies Amenazadas de la Consejería de Medio Ambiente de *El Blanqueo* y en los Centros de Cría en Cautividad de la especie *La Olivilla* (Jaén) y *El Acebuche* (Huelva).

Charqueña y Cascabel, fueron capturados en 2008 con el fin de ser incorporados al programa de conservación *ex situ* y al programa de reforzamiento genético del núcleo de Doñana-Aljarafe respectivamente. Finalmente, estos ejemplares han sido utilizados en el programa de reintroducción, permaneciendo en las instalaciones del programa de cría en cautividad hasta su liberación. *Mata*, hembra adulta de la población de Doñana-Aljarafe, fue capturada en 2010 por presentar un pobre estado físico. Tras su recuperación, se destinó a Guadalmellato. Por último, cabe destacar la incorporación en 2011 de dos ejemplares criados en cautividad en los Centros de Cría de *La Olivilla*, entrenados allí expresamente para su liberación (*Granadilla y Grazalema*). Cada uno de los 17 individuos liberados ha pasado por el proceso de captura, cua-

En 2011, y a modo de ensayo, se han realizado cinco sueltas duras en el valle del río Guadalmellato.

Tabla 46.

Información de los 17 linces liberados en el programa de reintroducción.

Las celdillas con dos fechas muestran la fecha de liberación dentro de los cercados de fijación y la fecha de liberación fuera de éstos.

Nombre	Fecha Captura	Fecha liberación	Núcleo origen	Sexo	Edad	Estatus social en origen	Destino	Tipo suelta
Charqueña *	18/01/08	14/12/09 28/07/10	Yeguas	H	2006	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Blanda
Cascabel	24/09/08	18/12/09 15/03/10	Jándula	M	2006	Subadulto en territorio natal	Guadalmellato	Blanda
Diana *	26/10/09	18/12/09 9/07/10	Yeguas	H	2007	Subadulto en territorio natal	Guadalmellato	Blanda
Elron *	27/10/09	21/12/09 29/07/10	Yeguas	M	2008	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Blanda
Eclipse *	29/10/09	21/12/09 29/07/10	Yeguas	H	2008	Juvenil en dispersión	Guadalmellato	Blanda
Caberú *	10/11/09	14/12/09 15/03/10	Jándula	M	2006	Adulto territorial	Guadalmellato	Blanda
Mata	28/09/10	8/03/10	Doñana	H	2002	Adulto desplazado de territorio	Guadalmellato	Dura
Granizo	20/10/10	4/12/10 14/02/11	Yeguas	M	2010	Juvenil en dispersión	Guarrizas	Blanda
Eva	8/10/10	4/12/10 13/06/11	Jándula	H	2008	Subadulto en territorio natal	Guarrizas	Blanda
Ibero	22/10/10	4/12/10 12/03/11	Jándula	M	Adulto	Adulto territorial	Guarrizas	Blanda
Granadilla	-	4/12/10 14/02/11	Olivilla	H	2010	Nacido en cautividad	Guarrizas	Blanda
Grazalema	-	4/12/10 14/02/11	Olivilla	H	2010	Nacido en cautividad	Guarrizas	Blanda
Gael	12/02/11	24/03/11	Yeguas	M	2010	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Dura
Galán	26/02/11	24/03/11	Jándula	M	2010	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Dura
Gaia	23/02/11	8/04/11	Jándula	M	2010	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Dura
Gomera	1/03/2011	6/04/11	Yeguas	H	2010	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Dura
Gitana	2/03/2011	6/04/11	Yeguas	H	2010	Juvenil en territorio natal	Guadalmellato	Dura

(*) Ejemplares recapturados para cambiarle el radiocollar tras detectar problemas de emisión de señal, agotamiento de la batería o pérdida.

Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía



Suelta de *Granizo* en el cercado de suelta blanda del valle del río Guarrizas.
GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

rentena y transporte, éste último en jaulas de compresión desde los lugares donde habían pasado la cuarentena hasta el lugar de suelta. Todos los individuos han sido equipados con radiocollares mixtos GPS-GSM y VHF, que han permitido la localización tanto por vía satélite como por tierra. En Guadalmellato, se utilizaron radiocollares *Tellus-Televilt*®, pero tras tener problemas técnicos, fundamentalmente con el sistema de caída automática dirigida que afectó a tres radiocollares, éstos han sido sustituidos por otro modelo mixto perteneciente a la empresa *Microsensory*®, por lo que algunos ejemplares de Guadalmellato tuvieron que ser recapturados para volver a instalarles un radiocollar. El resto de los ejemplares se equiparon con radiocollares de *Microsensory*®. La programación GPS ha incluido al menos una localización diaria para los radiocollares *Tellus-Televilt*® y 6 diarias (1 cada 4 horas) para los *Microsensory*®.

La población de lince ibérico de Andújar-Cardeña se ha consolidado como la principal donante de ejemplares para las reintroducciones.

Seguimiento de los ejemplares

SEGUIMIENTO DE LOS EJEMPLARES LIBERADOS MEDIANTE SUELTAS BLANDAS

a) Etapa de confinamiento en cercados

El seguimiento en los cercados de reintroducción se ha realizado mediante observación diaria directa (aproximadamente de 6.00 a 16.00 GTM, excepto para las dos primeras semanas en Guadalmellato, con seguimiento de 24 horas), apoyada por el radio seguimiento convencional desde escondites fijos instalados a una distancia de entre 100 y 500 m para no influir en el comportamiento.

A su vez, se puso en marcha un sistema de seguimiento de video-vigilancia instalado en el interior de cada cercado, mediante cámaras domotizadas, móviles y alimentadas mediante paneles solares. Cada cámara estaba conectada por red *wifi* a un puesto de control situado en las proximidades de los cercados. Así se pudo controlar los cercados desde la pantalla de un ordenador portátil. Además, en los cercados

de alimentación suplementaria se instalaron cámaras fotográficas accionadas por infrarrojo pasivo (*Leaf River*® y *DLC Covert*®).

Se diseñaron fichas específicas para el seguimiento diario del comportamiento, donde se anotaron los acontecimientos y observaciones más importantes de cada individuo (lances de caza, uso de la alimentación suplementaria, interacciones entre los ejemplares, estado físico etc.). La primera semana, tras la liberación en los cercados, se prestó un interés especial a las interacciones de los linces para asegurar factores clave, como la adaptación individual y la tolerancia entre los ejemplares. El siguiente hito fue detectar el tipo de interés particular de cada lince por su pareja.

En cuanto al mantenimiento, cada cercado ha sido revisado diariamente comprobando algunos aspectos importantes, como son: revisar el perímetro de la malla para detectar y corregir posibles defectos; comprobar el funcionamiento de los pastores eléctricos, aisladores eléctricos, batería y tensión del sistema de seguridad; contabilizar el consumo de alimentación suplementaria; y revisar los puntos de agua.

Los linces reintroducidos en cercados son seguidos diariamente a través de vigilancia directa o con sistemas de seguimiento camuflados.

Durante la fase de confinamiento, la población natural de conejos de los cercados se suplementó con conejos domésticos, con una frecuencia y cantidad variable según cada escenario particular. En Guadalmellato se suministraron habitualmente 2 conejos por cercado en días alternos. En Guarrizas, el cercado de la pareja de adultos se suplementó con 1-3 conejos/día, mientras que el cercado de los juveniles se siguió un plan descendente de 3 conejos/día en las primeras semanas a 3 conejos cada 4-5 días a partir de la sexta semana, como parte de la etapa final del entrenamiento pre-liberación de los dos ejemplares nacidos en cautividad. Además, todos los cercados se reforzaron en una o dos ocasiones con conejos silvestres, mediante sueltas directas de lotes de 50-100 ejemplares.

b) Etapa de vida libre de los ejemplares liberados en los cercados de preadaptación:

Los ejemplares se han liberado de sus cercados siguiendo dos maneras diferentes: los machos potencialmente reproductores (*Cascabel, Caberú, Elron* e *Ibero*) se capturaron con jaula trampa dentro de los cercados y se liberaron a escasos metros, mientras que las hembras adultas y los ejemplares juveniles se pusieron en libertad a través de sueltas pasivas (abriendo las puertas correderas permanentemente). En esta etapa se mantuvo el aporte de conejos a los *CAS* de los cercados, a fin de favorecer la fijación a la zona de suelta. Las fechas de liberación se detallan en la Tabla 46.

La presencia y el establecimiento de los linces liberados se ha confirmado a través de la información generada por diversas fuentes, entre las que destaca el programa de radioseguimiento y el fototrampeo que siguen los mismos protocolos descritos en los programas de seguimiento de las poblaciones de las sierras de Andújar-Cardeña y de Doñana-Aljarafe.

SEGUIMIENTO DE LOS EJEMPLARES LIBERADOS MEDIANTE SUELTAS DURAS

El seguimiento de estos cinco ejemplares se lleva a cabo mediante la combinación de la telemetría GPS con la telemetría por tierra (todos van equipados con collares *Microsensory* ®).

GRJ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



Seguimiento de los ejemplares

SEGUIMIENTO DE LOS EJEMPLARES LIBERADOS MEDIANTE SUELTAS BLANDAS

a) Etapa de confinamiento en cercados:

En general, se han podido distinguir dos clases de comportamientos bien definidas en función de la edad. En primer lugar, las parejas potencialmente reproductoras mostraron tanto una tolerancia inicial óptima (sin agresiones observadas), como compatibilidad sexual que dio lugar a cópulas en todos los casos. Se ha observado una clara dominancia de los machos sobre las hembras a la hora de acceder al alimento, jerarquía sexual que se corresponde con un comportamiento de la especie asociado a estas estructuras artificiales de pequeño tamaño (ver López-Bao *et al*. 2009b). En segundo lugar, los juveniles mostraron también una notable tolerancia e incluso comportamientos positivos, como el juego y el acicalamiento recíproco; en el caso de los tres juveniles liberados juntos en Guarrizas, se detectó una aparente jerarquía alimentaria independiente del sexo. Por último, la mayor parte de los ejemplares presentaron un comportamiento de malleo repetitivo de vaivén, realizado en sectores bien definidos del cerramiento. A continuación se aportan detalles para cada caso.

a.1. *Valle del río Guadalmellato:*

Los ejemplares liberados en los cercados mostraron comportamientos típicos de la especie: caza por rececho y acecho, marcaje territorial con orina y excrementos (formando letrinas de considerable tamaño) y uso de refugio para el descanso diario (tanto matorrales densos como los refugios artificiales complementarios). Las dos parejas de adultos liberadas en Guadalmellato mostraron inmediatamente un elevado grado de tolerancia, sin que se observaran reacciones antagónicas. Los primeros comportamientos de celo (maullidos, interés de ambos sexos, etc.) se observaron en las tres parejas entre las dos últimas semanas de enero y los primeros días de febrero.



Camada de los tres cachorros de *Charqueña*, en abril de 2010. JRS, PROYECTO LIFE LINCE. CMA, JUNTA DE ANDALUCÍA

La hembra *Charqueña* mostró un gran interés por el macho *Caberú* durante el período de celo, que fue correspondido sólo al principio. Los dos individuos pasaron unos días juntos, cazando, jugando, acicalándose, reposando, etc. Al poco tiempo *Caberú* dejó de presentar este tipo de interés por ella. Desde entonces, y a pesar de los intentos de la hembra en llamar su atención, *Caberú* siguió con comportamientos individualistas sin prestarle mucha atención. Aunque no lograron observarse cópulas, *Charqueña* alumbró a 3 cachorros en una de las truecas artificiales. El evento fue detectado en una revisión cotidiana del cercado el día 9 de abril de 2010. Uno de los cachorros desapareció con algo más de un mes de edad, probablemente debido a las peleas fraticidas (Antonevich *et al*., 2009).

En la etapa de confinamiento, tanto los ejemplares en edad reproductora como los juveniles, mostraron una tolerancia inicial óptima.

En cuanto a la pareja formada por los linces adultos *Cascabel* y *Diana*, el período de celo influyó muy positivamente entre ellos. Comenzó la atracción de la hembra por el macho con los primeros acercamientos, correteos y saltos. Al cabo de unos días, el papel se trocó y era el macho quien pretendía a la hembra a cualquier hora del día, con los mismos comportamientos y siguiéndola en todo instante. En el atardecer del viernes 29 de enero de 2010, se pudieron observar las primeras cópulas. Posteriormente *Diana* fue filmada con el equipo de video-seguimiento con una dilatación abdominal compatible con preñez. Meses después no pudo observarse ni comprobarse que existieran cachorros. Tampoco se encontraron restos en el cercado.

Las interacciones de la pareja de juveniles fueron positivas o neutras. Desde su liberación en el cercado se observó una buena tolerancia entre los dos individuos, que a veces caminaban juntos. Con el paso del tiempo cada individuo delimitó su espacio en el cercado. Durante el seguimiento no se observaron comportamientos de celo ni cópulas, pero el día 5 de abril de 2010, en la captura del macho para su liberación al medio, se capturó también a la hembra y se confirmó por ecografía que estaba preñada. Posteriormente no se detectó parto ni indicios ni restos de cachorros.

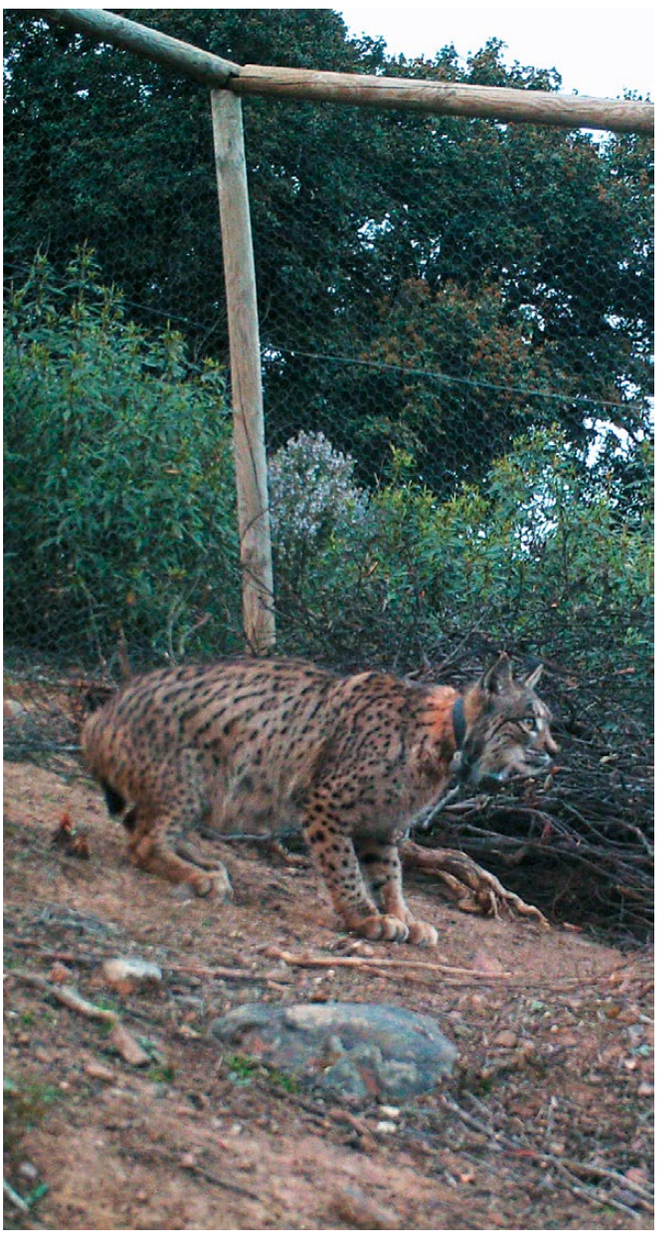
a.2. *Valle del río Guarrizas:*

Estos ejemplares también mostraron comportamientos individuales típicos de la especie respecto a las pautas de caza, marcaje territorial con orina y excrementos y uso de refugio. De nuevo, la pareja de adultos liberada en Guarrizas (*Íbero y Eva*) mostró un elevado grado de tolerancia desde un principio, con comportamientos de celo a finales de enero y febrero. Aunque no se observaron cópulas, en abril *Eva* manifestaba síntomas de preñez, destacando su abultado vientre en el momento en el que se liberó al macho.

Los linces liberados en Guarrizas mostraron comportamientos individuales típicos de la especie.

El trío de juveniles presentó también un alto grado de tolerancia, con numerosas interacciones positivas como juegos, patrulleos acompañados, acicalamiento, aparentes lances de caza cooperativa, etc. (*Grazalema* parecía mantener una posición algo más distante con los otros dos). Destacó la rápida adaptación de las dos hembras nacidas en cautividad a esta etapa de semi-libertad, en la que pronto desarrollaron con éxito las pautas de caza propias de la especie.

Eva en periodo de gestación.
Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



b) Etapa de vida libre de los ejemplares liberados mediante sueltas blandas:

b.1. *Valle del río Guadalmellato:*

Entre marzo y abril de 2010, se liberaron todos los machos al medio natural. Las hembras fueron liberadas en julio, una vez comprobado si había reproducción o no. Como ya se ha indicado, sólo *Charqueña* tuvo éxito reproductor, y fue liberada con los dos cachorros supervivientes (la hembra *Guarrizas* y el macho *Guadalmellato*). Por tanto, en 2010 un total de 9 individuos se liberaron en el área de reintroducción de Guadalmellato, 6 provenientes de las sueltas blandas en los cercados, 2 cachorros nacidos en ellos y 1 liberación a través de suelta dura.

Supervivencia: Hasta abril de 2011 se ha constatado la muerte de cuatro individuos. Además del citado cachorro de *Charqueña* dentro del cercado, el macho territorial *Cascabel* aparecía muerto después de 170 días de ser liberado, probablemente como consecuencia de la enfermedad renal crónica que sufría desde su etapa en cautividad. Otro cachorro de *Charqueña* (la hembra *Guarrizas*) moría atropellado en la carretera A-421 que atraviesa el área al oeste a los 126 días de ser liberado. Por último, la propia *Charqueña* moría por un cepo para conejos en marzo de 2011, a los 226 días de su liberación. La hembra *Mata*, liberada mediante suelta dura perdió el radiocollar dentro del área, y actualmente se desconoce su paradero. Por tanto, al descontar este último ejemplar la supervivencia total acumulada ha sido del 66,6% para los ejemplares fundadores (n = 6) y del 55,5% para el total (n = 9). La supervivencia anual de los fundadores hasta abril de 2011 ha sido de 0,69 ±0,17 calculada mediante el estimador de *Mayfield* en función del número total de días en la etapa libre (Ferreras *et al*., 1992) y de 0,83 ±0,17 para el año 2010 calculada mediante el estimador APS o porcentaje de éxito aparente (Millspaugh y Marzluff, 2001); éste último es el estimador de supervivencia que se utiliza para las poblaciones de Andújar-Cardeña y de Doñana (en función de los datos de recapturas anuales del fototrampeo).

Reproducción: En 2011 se ha confirmado la reproducción de dos hembras reintroducidas (*Diana, Eclipse*) y de una hembra inmigrante natural del valle del Yeguas (*Flavia*); los tamaños de camada han sido de 4, 2 y 2 cachorros (la última cifra representa un valor mínimo). Además, hay indicios que sugieren que *Charqueña* hubiese parido cuando murió, pero este punto no es del todo seguro.

Movimientos: Después de las liberaciones de los cercados, los linces han realizado movimientos exploratorios en el área, algunos de ellos de gran amplitud. La mayor distancia fue la recorrida por *Mata*, que se alejó 68 km en línea recta hacia el noreste, alcanzando la población de Andújar–Cardeña y llegando al límite con la Comunidad Autónoma de Castilla La Mancha, para finalmente volver a Guadalmellato. *Caberú* ha realizado tres incursiones distintas, bien definidas: 22 km al oeste, 29 km al norte y 30 km al este, donde estuvo casi 3 meses. Finalmente volvió al área de suelta, coincidiendo con la muerte de *Cascabel*, estableciéndose como territorial en la zona. *Elron* y *Eclipse* realizaron movimientos exploratorios de menor entidad al norte del área, estableciéndose juntos como territoriales a 8 km del punto de suelta. En cuanto a los movimientos de las hembras adultas, éstos han sido muy discre-



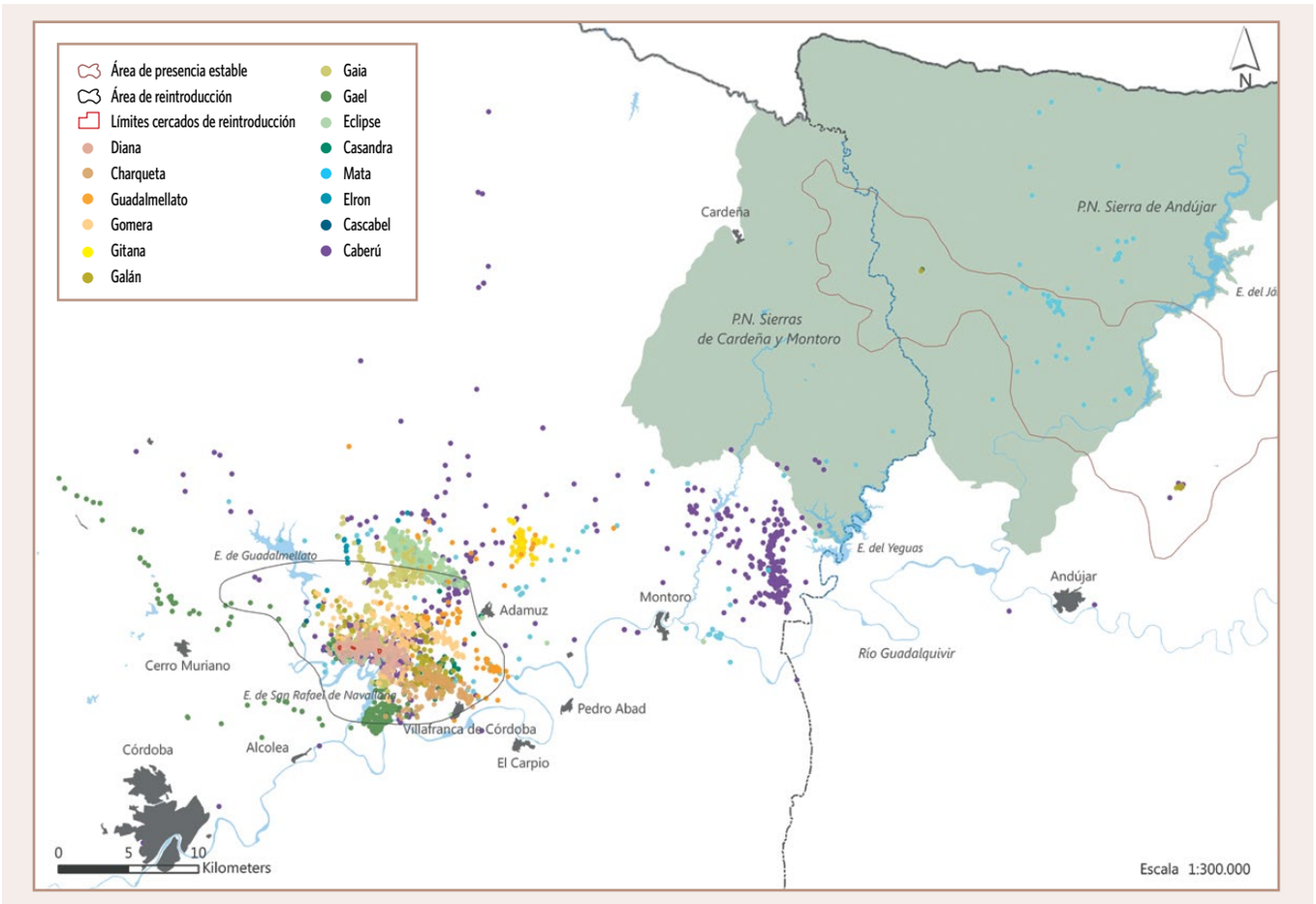
Liberación de *Mata* en Guadalmellato, el 8-03-10.
GLZ, Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

La supervivencia total de los ejemplares fundadores del programa en Guadalmellato ha sido del 66,6%.

tos y muy próximos al punto de suelta, estableciéndose como territoriales en un corto período de tiempo desde su liberación. El caso más llamativo fue el establecimiento del macho adulto *Cascabel* tras ser liberado, ocupando un territorio de unas 240 ha sin ningún tipo de incursión hacia otras zonas. Actualmente, los linces liberados en la primera tanda en el área de de Guadalmellato parecen haberse establecido, con dos territorios bien definidos de hembras adultas y dos de machos adultos. El macho nacido en el cercado (*Guadalmellato*), tras independizarse de su madre en marzo de 2011, realizó varios desplazamientos exploratorios en los que se alejó hasta 19 km del área. Actualmente se encuentra dentro de la zona de reintroducción, aunque parece que aún no ha establecido claramente su territorio.

Inmigración natural de ejemplares: Se han detectado dos linces llegados desde la población de Andújar-Cardeña a Guadalmellato. El primero fue una hembra vieja procedente del valle del Jándula que se radiomarcó en el del Yeguas el 29 de septiembre de 2010 (*Casandra*). Esta se detectó en Guadalmellato el 9 de abril de 2010, donde permaneció 50 días antes de regresar a su núcleo de origen. El segundo es una hembra subadulta (*Flavia*, nacida en 2009 en Cardeña) detectada el 11 de febrero de 2011 mediante fototrampeo. Actualmente se encuentra establecida como reproductora en la zona norte de Guadalmellato.

Figura 94.
Localizaciones acumuladas de los linces liberados en el valle del río Guadalmellato. Hasta julio de 2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

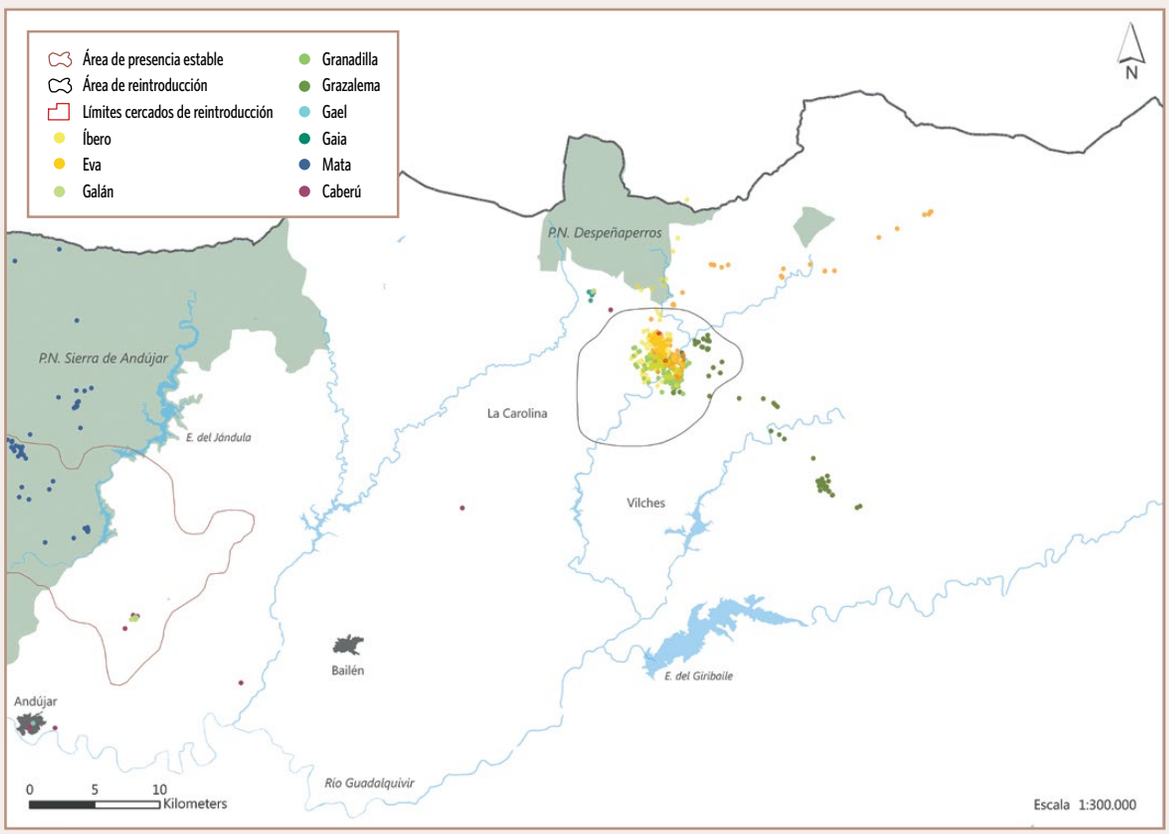
b.2. *Valle del río Guarrizas:*

A mediados de febrero de 2011 se liberaron al medio natural los tres ejemplares juveniles y el macho adulto. La hembra adulta permaneció en el cercado siguiendo el protocolo de liberación hasta finales de junio. En agosto de 2011, cuatro de los cinco ejemplares permanecen vivos en el área de suelta, mientras que *Grazalema* continúa desaparecida.

Movimientos: Aunque la información es demasiado preliminar, el macho adulto *Íbero* parece haberse establecido en torno al cercado de suelta. Debido al fallo del radiocollar *Microsensory*® que portaba, *Íbero* fue recapturado y para reemplazarle el collar el 10 de mayo de 2011. Tras este evento se confirmó un desplazamiento que le llevó al norte de Despeñaperros, regresando tras dos días al área de suelta. En un principio, *Granizo* y *Granadilla* también se establecieron en torno al cercado de suelta. Como sus collares también se averiaron, ambos fueron recapturados para el reemplazo el 9 de junio de 2011. Después de eso, la hembra hizo un movimiento de 11 km hacia el norte, con retorno, mientras que el macho se ha desplazado 10 km hacia el sur en la zona de Vilches, donde parece estar asentado hasta el momento. Por último, la hembra juvenil *Grazalema* se estableció unas semanas a 17,5 km al sureste del punto de suelta, en una pequeña zona que mantiene una abundancia muy elevada de conejos, y posteriormente se le perdió la señal en las afueras de Navas de San Juan.

Inmigración natural de ejemplares: Se ha confirmado un lince llegado desde la población de Andújar-Cardeña: una hembra vieja radiomarcada en diciembre de 2008 (*Nuria*), que tras varios movimientos que superaron los 200 km, (llegó hasta la Sierra de Castril, en Granada), permanece establecida en una pequeña zona bien definida al sur del área de reintroducción.

FIGURA 95.
Localizaciones acumuladas de los linces liberados en Guarrizas. Hasta julio de 2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

SEGUIMIENTO DE LOS EJEMPLARES LIBERADOS MEDIANTE SUELTAS DURAS (VALLE DEL RÍO GUADALMELLATO)

A fecha de agosto de 2011, cuatro de los cinco ejemplares permanecen dentro de la zona original de reintroducción (Tabla 46), mientras que el quinto, la hembra *Gitana* se estableció en el núcleo norte, muy próxima a donde se asientan las hembras *Flavia* y *Eclipse* (Fig. 94). Posteriormente se estropeó el radiocollar y su paradero es desconocido. Destaca el hecho de que, de momento, todos utilizan áreas bien definidas, lo que puede sugerir su instalación como ejemplares territoriales. Tan solo caben destacar dos movimientos de alejamiento temporal de la zona de suelta; 1) el macho *Gael* ha realizado tres movimientos exploratorios bien definidos hacia el oeste, uno de 25 Km en el que llegó a la base militar de Cerro Muriano, volviendo a la semana al mismo lugar del que partió; otro de 14 km alcanzando las proximidades de la ciudad de Córdoba; y el último también de 14 Km en línea recta hacia el territorio de la hembra *Eclipse*, volviendo al área donde residía; 2) la hembra *Gitana* ha realizado una incursión de 24 Km hacia el norte alcanzando las dehesas del valle de los Pedroches. Con fecha de agosto de 2011 esta hembra se localiza en las cercanías del pueblo de Adamuz.

3 Discusión

a) Etapa de confinamiento en cercados:

Las infraestructuras pueden valorarse como adecuadas para esta primera etapa, considerando tanto el tamaño de los cerramientos como la impermeabilidad de los mismos. Los linces, la mayoría de origen silvestre, han mostrado en general una buena adaptación a su nuevo entorno (llegando a reproducirse casi de inmediato), a pesar de las reducidas dimensiones del espacio cercado en comparación con las áreas de campeo observadas en libertad (4 ha frente a 300-1000 ha). De hecho, los cercados diseñados para los linces ibéricos son de gran tamaño si se comparan con otras experiencias exitosas de reintroducción de carnívoros. Por ejemplo, en el programa de reintroducción del lince boreal en el bosque de Kampinos (Polonia), los cercados tenían unas dimensiones de 0,2 ha (Böer *et al*., 1994; 1995), mientras que en el programa de reintroducción del lobo en el P.N. de Yellowstone (EEUU) se encerraron grupos familiares enteros (hasta 8 individuos) en cercados de 0,4 ha (Fritts *et al*., 1997).

En el caso del lince ibérico, las dimensiones de los cercados probablemente puedan hacerse más reducidas sin que ello afecte al comportamiento de los ejemplares durante esta etapa. En este sentido, en general se ha observado que los linces tendieron a utilizar con mayor intensidad zonas bien definidas de dichas instalaciones, mientras que otros sectores apenas eran visitados. Esta circunstancia podría reducir notablemente los costes en infraestructuras de cerramiento. El tipo de cierre utilizado ha impedido la fuga de los ejemplares translocados, aunque todo el sistema depende en gran medida del correcto funcionamiento y del diseño de las barreras eléctricas complementarias. En Guadalmellato una de las hembras liberadas del cercado pudo acceder al interior de otro cercado con el sistema eléctrico operativo, probablemente gracias a la menor protección eléctrica exterior. En el programa de reforzamiento genético de Doñana también se detectaron dos casos similares (entradas de linces nativos al interior de un cercado operativo), además de una fuga de un ejemplar translocado desde Sierra Morena. Estos hechos indican que (1) el mantenimiento y control de las barreras eléctricas es muy importante y (2) el diseño inicial debería ser mejorado, no sólo mediante la colocación de nuevos hilos sino también por medio de la optimización de su ubicación vertical y horizontal.

Tras, aproximadamente, 90 días desde su liberación, cuatro de los cinco individuos liberados por suelta dura permanecen en la zona de reintroducción.

Los ejemplares liberados en los cercados han mostrado los comportamientos individuales típicos de la especie respecto a las pautas de caza, marcaje territorial y uso de refugio para descanso. A pesar de que los ritmos circadianos no fueron estudiados en detalle, los datos parciales no sugieren pautas distintas a las descritas en libertad (Beltrán y Delibes, 1994). Tan sólo cabe destacar un tipo de comportamiento difícil de interpretar o incluso de valorar: el movimiento estereotipado de vaivén paralelo a la malla, en sectores bien definidos del cerramiento. Inicialmente fue motivo de preocupación, pues podía refle-

jar estrés individual, tal como se ha descrito en felinos cautivos (Manteca, 2009). Sin embargo, también se observó en los dos ejemplares procedentes del programa de cría en cautividad, que habían nacido y crecido en cerramientos notablemente menores a los que estaban perfectamente adaptados.

Por otro lado, una vez liberados al medio natural, los ejemplares silvestres que presentaron movimientos de vaivén se adaptaron perfectamente a su nueva etapa, e incluso volvieron a entrar en los cercados por las puertas correderas (sobre todo para visitar los *CAS*). Aunque es difícil de interpretar, este tipo de comportamiento no parece afectar negativamente a los ejemplares. Tan sólo cabe indicar que los individuos de origen silvestre que no lo manifestaron fueron los que habían pasado más tiempo en cautividad (*Cascabel* y *Charqueña*). A pesar de que el carácter territorial de esta especie (Ferreras *et al*., 1997) podía haber dado lugar a agresiones (se han detectado tres casos de mortalidad por esta causa en Andújar-Cardeña), las interacciones sociales fueron en general bastante positivas tanto en las parejas de adultos (tolerancia intersexual, reproducción) como en el caso de los juveniles. Probablemente, en estos últimos el comportamiento territorial todavía no se encuentra bien establecido, lo que conllevaría un mayor grado de tolerancia intra- e inter-sexual. Por otro lado, las observaciones directas de campo realizadas durante los 10 últimos años (presente obra; Llorens, 2008) sugieren que la especie es mucho más social que lo descrito hasta ahora mediante radioseguimiento (Ferreras *et al*., 1997), circunstancia que podría explicar en parte el grado de tolerancia observado. En resumen, la etapa de confinamiento de los linces en los cercados puede ser valorada como óptima respecto a la adaptación y sociabilización de los ejemplares, sin que se registrara ninguna baja entre los fundadores.

b) Etapa de vida libre y sueltas duras:

La principal finalidad de los cercados es favorecer la fijación en el área de suelta de los ejemplares liberados. Este es un factor crítico, pues los animales translocados pueden abandonar el área de suelta e incluso intentar el retorno a su población de origen (comportamiento de *homing*), tal como se ha observado en otras experiencias de reintroducción de linces (Diefenbach *et al*., 2006; Devineau *et al*., 2010). En nuestro caso, los resultados del área de Guadalmellato indican un elevado porcentaje de establecimiento de ejemplares en poco tiempo, incluyendo los liberados mediante *suelta dura* (100%). Mientras que en el caso del Guarrizas, los datos provisionales sugieren un resultado similar.

Para otros linces, en casos bien documentados se han observado porcentajes de fijación inferiores, como en el programa de reintroducción mediante *sueltas duras* del lince canadiense en Colorado, con el 71% de los ejemplares establecidos en el área seleccionada (*n* = 218; Devineau *et al*., 2010). El programa de reintroducción de lince rojo mediante sueltas duras en la Isla de Cumberland es una situación muy particular, pues se desarrolló en una isla separada varios kilómetros del continente, por lo que el ele-

Tabla 47.
Supervivencia observada en proyectos de reintroducción de linces con éxito y con monitoreo detallados; los datos de Guadalmellato no incluyen los 5 ejemplares liberados mediante sueltas duras (APS: supervivencia anual aparente).

ESPECIE	Lugar	Periodo	Nº ejemplar	Superv. acumul. %	Superv. anual	Fuente
L. lynx	Vosgos (Francia)	1983-1994	21 (adultos)	52,3	0,88 (APS)	Vandel *et al*., 2006
L. rufus	Isla Cumberland (USA)	1988-1991	32 (>1 año)	81,2	0,93	Diefenbach *et al*., 2006
L. canadensis	Colorado (USA)	1999-2007	218	54,5	0,93*	Devineau *et al*., 2010
L. pardinus	Guadalmellato (España)	2010-2011	7 (>1 año)	66,6	0,69-0,83	Esta obra

**Dentro del área de reintroducción*

Fuente: varias fuentes. Elaboración propia.

vado porcentaje de fijación observado (99%; Diefenbach *et al*., 2006) es un resultado esperable y no comparable con otros estudios.

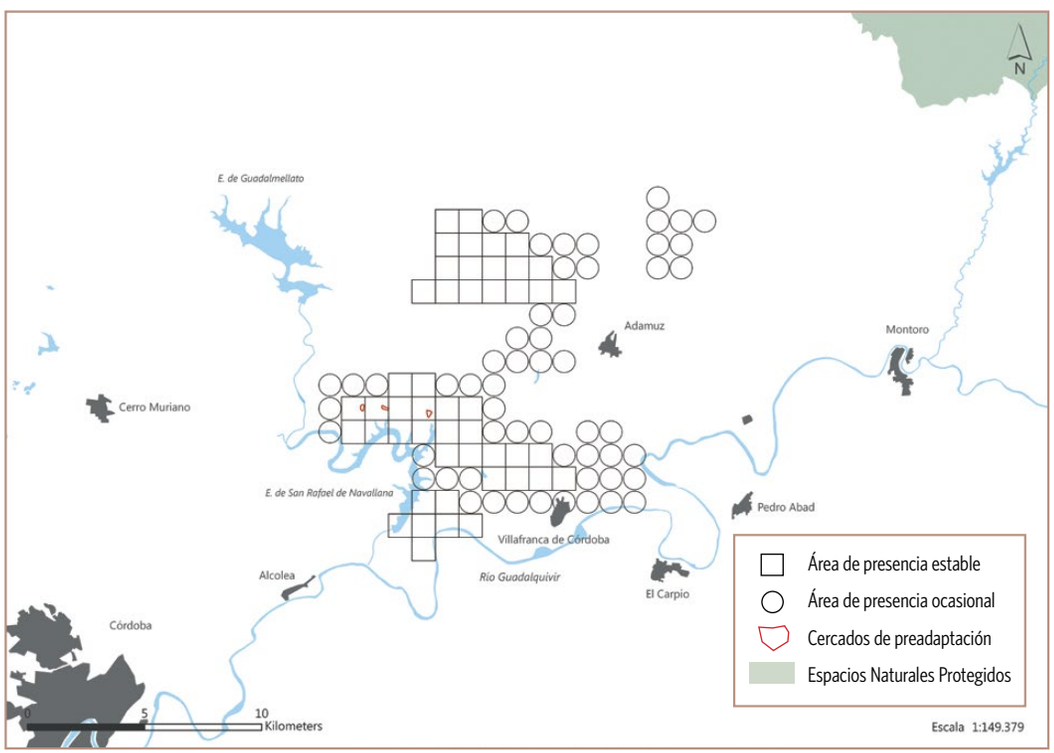
Otros factores independientes del método de liberación pueden afectar igualmente al establecimiento de ejemplares en las zonas deseadas. En el caso del lince ibérico, probablemente no sólo el uso de los cercados, sino también la excelente calidad del área seleccionada sobre todo en cuanto a la abundancia de alimento, han sido factores clave que pueden explicar el elevado porcentaje de fijación.

Por otro lado, el comportamiento social también puede jugar un papel fundamental en la eficiencia de este proceso (Somers y Gusset, 2009), de manera que, por ejemplo, la liberación de los ejemplares en parejas puede haber favorecido el establecimiento de lazos posteriormente (casos *Diana-Cascabel*, *Eclipse-Elron* e *Ibero-Eva*). Así, el procedimiento de suelta ha evitado el efecto *Alle* que podía dificultar la formación de parejas tras la liberación definitiva de los ejemplares fundadores. Por otro lado, la elevada fijación provisional de los ejemplares liberados directamente también podría guardar relación con la atracción con-específica, que en este caso sería independiente del sexo, pues estos individuos no son maduros. Algunos comportamientos observados en libertad apoyan esta hipótesis.

La supervivencia de los ejemplares fundadores de Guadalmellato fue menor que la observada en otros programas de reintroducción de linces (Tabla 47). Sin embargo, esta valoración deber ser tomada con muchas reservas dado el bajo tamaño de muestra; dicha limitación queda bien reflejada por el caso de *Cascabel*, ejemplar que murió por causas ajenas a las condiciones del área de reintroducción y que, al ser excluido de la muestra, elevaría la supervivencia anual total de los fundadores a 0,81 ±0,17 por el método de *Mayfield* o a 1,0 ±00 para 2010 por el método APS. Estas cifras se aproximan bastante a las registradas en el núcleo del Yeguas (ver apartado correspondiente), sub-población con una tasa de cambio anual (λ) positiva y que sirvió de modelo demográfico para planificar el plan de reintroducción presentado en el *III Seminario de Conservación y Reintroducción del Lince Ibérico* (Simón *et al*., 2008).

La muerte de la hembra adulta *Charqueña* estuvo asociada al establecimiento temporal de este ejemplar en una zona particularmente humanizada, que no refleja la situación general del área de reintroducción

Figura 96.
Presencia estable de lince ibérico en el área del valle del río Guadalmellato. (cuadriculas 1 km x 1km).



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía

seleccionada. El riesgo local de atropello representa una situación similar, tal como queda reflejada en la evaluación del área previa a su selección (ver apartado correspondiente). Tanto en Guadalmellato como en Guarrizas se producirán más atropellos de linces, tal como sucede en las poblaciones actuales, pero esta circunstancia en sí misma no debe constituir un factor regulador de estas poblaciones, que por encima de todo se encuentran limitadas por la capacidad de carga. En cualquier caso, cabe esperar que la aplicación de las medidas correctoras correspondientes (programas de vigilancia de caza ilegal y de prevención de atropellos) continúen mejorando las condiciones de la zona.

En resumen, la fijación de los ejemplares y su establecimiento como territoriales, la supervivencia observada y la reproducción de cuatro hembras en 2011 en Guadalmellato (durante la primera temporada de cría tras las liberaciones de los cercados) pone de manifiesto las adecuadas condiciones ambientales a nivel de individuo del área seleccionada. Además, los casos de intercambio natural de ejemplares entre las zonas de reintroducción y la población de Andújar-Cardeña demuestran que, tal como se había previsto en el estudio de selección de áreas, el conjunto de las tres zonas puede funcionar como una única metapoblación con una importante capacidad de carga. La continuación del programa confirmará si esta valoración es aplicable a escala de población.

Por último, la buena adaptación a la libertad de los dos ejemplares nacidos cautividad es un hecho destacable, ya que por primera vez se ha demostrado la utilidad de estos individuos para los programas de reintroducción. Dos circunstancias han sido claves en esto proceso: (1) el correcto pre-entrenamiento de los cachorros dentro del marco del programa de cría y (2) la fase final de permanencia en el cercado de fijación, en la que pudieron completar el aprendizaje de las técnicas de caza. El lince boreal también ha mostrado buenas aptitudes para la incorporación al medio natural de ejemplares nacidos en cautividad, previa etapa de entrenamiento en condiciones de semi-libertad (Böer *et al.*, 2004; 2005).

Resumen del proceso de reintroducción: selección de métodos y resultados provisionales

En junio de 2011, el núcleo del valle del río Guadalmellato ocupaba un área de presencia estable de 54 km^2, dividida en dos sectores bien definidos y con zonas ocupadas de forma ocasional que añaden 56 km^2. La cantidad mínima de ejemplares presentes es de 19 (9 reintroducidos, 9 nacidos en la zona y 1 inmigrante natural). Al menos dos machos y tres hembras adultas pueden ser considerados como territoriales, mientras que dos hembras y cuatro machos juveniles se encuentran en una fase aparentemente avanzada de obtención de territorio. Esta situación se aproxima al escenario más optimista considerado en el Plan de reintroducción que se presentó en el *III Seminario de conservación y reintroducción del lince ibérico en Andalucía* (Simón et al., 2008).

En el valle del río Guarrizas la información es demasiado preliminar para establecer áreas de presencia estable o de presencia ocasional. En total, en junio de 2011, se conoce la presencia segura de cinco ejemplares (4 reintroducidos y 1 inmigrante natural). En apariencia, ya se habrían formado tres territorios, si bien uno de ellos está ocupado por una hembra senil aislada.



FV

APARTADO B

3 / COLABORACIÓN CON EL PROGRAMA DE CONSERVACIÓN EX SITU

INTRODUCCIÓN

METODOLOGÍA Y RESULTADOS

DISCUSIÓN

El programa de cría en cautividad o conservación *ex situ* del lince ibérico es un manejo de vital importancia para esta especie, dada la crítica situación en la que se encuentra. Los proyectos LIFE desarrollados en las dos últimas poblaciones silvestres han desempeñado un papel primordial en la puesta en marcha y desarrollo de este programa. Los datos obtenidos por el programa de seguimiento de las dos poblaciones han permitido planificar y ejecutar las capturas de ejemplares silvestres para la creación de una población cautiva autosostenible, para así reducir al máximo el impacto demográfico y genético sobre las poblaciones donantes. Desde el año 2002 hasta el año 2010 se han capturado e incorporado al programa de conservación *ex situ* 35 ejemplares, 29 de la población de las sierras de Andújar-Cardeña y 6 se la población de Doñana-Aljarafe, resultando 18 machos y 17 hembras. Los linces menores de 9 meses han sido los más representados, con un total de 21 incorporaciones. La mayor parte de los ejemplares fueron capturados mediante jaulas trampas de doble entrada dirigidas a individuos diana, destacando como excepción el caso de cuatro cachorros de menos de dos meses de edad, que se capturaron a mano. Trece ejemplares se obtuvieron de manera oportunista, habitualmente en casos de individuos disminuidos por heridas previamente detectados por los equipos del programa de seguimiento. Esta dotación de ejemplares silvestres ha dado lugar a la consolidación de una importante población cautiva reproductora de lince ibérico, distribuida en la actualidad en cuatro centros específicos y en un zoológico colaborador.

Como conclusión, la decisiva contribución de los proyectos LIFE de conservación del lince ibérico en Andalucía al programa de conservación *ex situ* pone en evidencia la importancia de diseñar y mantener protocolos adecuados de seguimiento demográfico de las especies amenazadas.



INTRODUCCIÓN



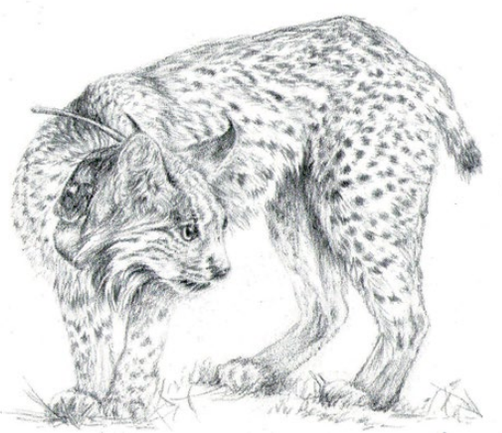
Ejemplares en el centro de cría en cautividad. Centro de cría El Acebuche. PCESLI. Ministerio de Medio Ambiente.

La crítica situación de algunas especies recomienda, como medida urgente, el manteniendo de núcleos reproductores en cautividad. Esta acción extrema no sólo tiene como objetivo salvaguardar la propia existencia de especies amenazadas, sino que también, mediante un manejo adecuado, permite poner en marcha planes de reintroducción para la recuperación de poblaciones en el medio natural. Existen algunos ejemplos de este tipo de manejo *in extremis*, como el previamente citado turón de patas negras (Wilson y Mittermeier, 2009), el cernícalo de Mauricio *Falco punctatus* (Del Hoyo *et al*., 1994) o el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), cuyos últimos ejemplares silvestres fueron capturados en 1987 y mantenidos en un programa de cría en cautividad que partió de 22 individuos. Actualmente esta especie se está recuperando en su medio natural gracias a un programa de reintroducción (Utt, 2010).

El caso del lince ibérico se ajusta fielmente a este escenario, ya que sólo quedan dos poblaciones de pequeño tamaño, muy susceptibles a catástrofes estocásticas (por ejemplo, grandes incendios forestales, epidemias propias y de su presa el conejo, etc.). En el año 1992 se puso en marcha el Centro de Cría en Cautividad del Lince Ibérico *El Acebuche*, situado en el Parque Nacional de Doñana, pero es a partir de finales de 2003 cuando el programa de conservación *ex situ* se hace operativo, gracias a la incorporación de ejemplares silvestres capturados por los equipos de campo de los proyectos LIFE. Hoy día este programa se encuentra notablemente desarrollado, ya que la cría en cautividad del lince ibérico puede considerarse satisfactoria (Vargas *et al*., 2009). A fecha de agosto de 2011, el programa cuenta con cuatro centros específicos en funcionamiento y, por primera vez en la historia de conservación del felino, se ha llevado a cabo una experiencia de reintroducción de ejemplares nacidos en cautividad.

Los linces fundadores que permitieron poner en marcha el programa *ex situ* fueron capturados en el marco de los proyectos LIFE Naturaleza que se describen en esta obra. La participación de los LIFE Naturaleza ha sido primordial tanto para la puesta en marcha, como para el correcto desarrollo del programa de cría en cautividad. En este apartado se explica cómo se ha abordado y realizado el delicado proceso de captura de ejemplares silvestres, desde su selección hasta su incorporación a los centros de cría.

METODOLOGÍA Y RESULTADOS



1 Estrategias

Las capturas específicas de linces silvestres destinados al programa de cría en cautividad han pasado por varias etapas, que han sido el resultado de un proceso adaptativo en el que se han tenido en cuenta numerosos condicionantes, desde el conocimiento demográfico de las poblaciones donantes hasta las limitaciones logísticas propias de este tipo de actuación.

Inicialmente, en el año 2002 el objetivo era capturar cachorros de temprana edad (menos de un mes) pertenecientes a camadas de 3-4 ejemplares, pues algunos estudios de campo realizados en Doñana indicaban que, en esas situaciones, habitualmente moría uno de los cachorros (Palomares *et al*., 2005). Además, la Consejería de Medio Ambiente encargó a la Estación Biológica de Doñana un estudio para estimar el impacto de las extracciones de ejemplares sobre las poblaciones de Doñana y de las sierras de Andújar-Cardeña. A falta de datos de la población de Sierra Morena, este trabajo empleó sólo datos demográficos colectados en el Parque Nacional de Doñana. En dicho trabajo se recomendaba como estrategia de menor impacto la extracción de cachorros en camadas de 3-4 (Palomares, 2002). Sin embargo, dos condicionantes motivaron que esta estrategia inicial tuviera que ser modificada: 1) a pesar del notable esfuerzo invertido por los equipos de los proyectos LIFE, localizar este tipo de camadas resultó tremendamente complicado, sobre todo en Sierra Morena (las hembras crían en roquedos inaccesibles), y tan sólo se pudo conseguir un cachorro por este método; 2) como el programa de cría en cautividad sólo disponía de dos hembras, la captura de machos reproductores se consideró un objetivo prioritario en 2003. Pese a eso, aún se buscaron intensivamente camadas múltiples, búsquedas que se continuaron sin éxito en 2004 y 2005 (tan sólo en 2008 se pudo acceder a una camada de tres en la sierra de Andújar, gracias a que la madre estaba radiomarcada). Durante el año 2004, debido a los malos resultados de la búsqueda de camadas, se abordaron las primeras capturas de cachorros con jaulas trampa. Los trampeos se realizaron en otoño, cuando el desarrollo de los cachorros evita el riesgo de lesiones potenciales relacionadas con la estructura de las trampas. Asimismo, durante 2004 se iniciaron las capturas en la población de Doñana-Aljarafe, con objeto de salvaguardar parte del patrimonio genético de esta población. El año 2006 marca un cambio sustancial en la estrategia de capturas, debido a dos hitos importantes. En primer lugar, ya se disponía de una información demográfica muy completa de la población de las sierras de Andújar-Cardeña, que mostraba que los análisis de impacto realizados previamente en base a *PVA* (Palomares, 2002), sin información demográfica real de Sierra Morena, tenían una utilidad limitada. Los datos de campo indicaron que, al menos desde 2002, en esta población la natalidad superaba notablemente a la mortalidad y por tanto producía excedentes con escasas posibilidades de colonización de territorios nuevos. En segundo lugar, el éxito reproductor de la población serrana observado en 2006 fue muy elevado, resultando 54 cachorros detectados. Ambas circunstancias dieron lugar a que se redirigieran las capturas hacia la cohorte de 2006, pero en lugar de seguir con las infructuosas búsquedas de camadas, se procedió a las capturas directas con jaulas trampa.

Entre los años 2007 y 2010 la extracción de ejemplares se caracterizó fundamentalmente por la contribución de situaciones oportunistas más que por las capturas específicas, con la excepción de 2008, cuando se aprovechó un buen contexto demográfico en las sierras de Andújar-Cardeña y se capturaron expresamente cachorros y juveniles. En cualquier caso, los objetivos demográficos del programa de cría en cautividad se cumplieron aproximadamente en 2009, por lo que la incorporación de ejemplares silvestres se ha reducido notablemente y ya sólo responde a objetivos de manejo genético de la población cautiva (Godoy *et al*, 2009).

2 Selección y captura de ejemplares

La búsqueda de camadas, sobre todo en Sierra Morena, se realizó en territorios donde no había limitaciones de acceso (fincas públicas o con gran nivel de implicación en la conservación de la especie). Los territorios de las hembras se conocían gracias al programa de seguimiento (fototrampeo y, desde el año 2006, también radioseguimiento). Los cachorros se capturaron directamente a mano en los cubiles. En total fueron cuatro cachorros de en torno a un mes de edad y pertenecientes a tres camadas (Tabla 48), dos en Sierra Morena (en cubiles graníticos) y una en Doñana (en un toconal de eucalipto). Esta última fue una extracción de emergencia debido a la muerte de la madre (radiomarcada).

Tabla 48. Detalles de los linces silvestres incorporados al programa ex situ capturados por personal de los proyectos LIFE Naturaleza.

Fecha captura	Pobl.	Núcleo	Nombre LIFE	Nombre PCC	Sexo	Edad	Método Captura	Circunstancias
06/04/2002	SM	Jándula	*Saliega*	*Saliega*	H	Cachorro	A mano	
16/03/2003	SM	Jándula	*Jacinto*	*Jub*	M	Adulto	Jaula-trampa	Ojo herido por pelea
01/04/2003	SM	Jándula	*Cromo*	*Cromo*	M	Cachorro	A mano	Fracturas por pelea
12/09/2003	SM	Jándula	*Fran*	*Fran*	M	Juvenil	Jaula-trampa	Herido por cepo
10/12/2003	SM	Jándula	*Rubí*	*Garfio*	M	Adulto	Jaula-trampa	
15/08/2004	SM		*Presiosa*	*Aliaga*	H	Cachorro	A mano	Desubicada en cortijo
03/11/2004	SM	Yeguas	*Bretónica*	*Artemisa*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
09/11/2004	SM	Jándula	*Coscoja*	*Adelfa*	H	Cachorro	Jaula-trampa	Cerrajeros
09/11/2004	DÑ	Coto del Rey	*Almoradux*	*Almoradux*	M	Cachorro	Jaula-trampa	Blanda
25/11/2004	SM	Jándula	*Alhucemas*	*Alhucemas*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
19/10/2005	DÑ	Coto del Rey	*Boj*	*Boj*	M	Cachorro	Jaula-trampa	
29/11/2005	SM	Jándula	*Arcex*	*Arcex*	M	Juvenil	Jaula-trampa	
01/11/2005	SM	Yeguas	*Biznaga*	*Biznaga*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
16/01/2006	SM	Yeguas	*Cantarera*	*Azahar*	H	Juvenil	Jaula-trampa	Lesión en vértebras
01/07/2006	SM	Yeguas	*Beta*	*Beta*	M	Juvenil	Jaula-trampa	
06/07/2006	SM	Yeguas	*Cala*	*Cuco*	M	Cachorro	Jaula-trampa	
13/09/2006	SM	Jándula	*Candiles*	*Candiles*	M	Cachorro	A mano	Decomiso
05/10/2006	SM	Jándula	*Coscoja II*	*Coscoja II*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
05/10/2006	SM	Jándula	*Caña*	*Caña*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
26/10/2006	SM	Yeguas	*Cardo*	*Cardo*	M	Cachorro	Jaula-trampa	
27/10/2006	SM	Yeguas	*Córdoba*	*Córdoba*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
30/11/2006	SM	Jándula	*Ceniza*	*Ceniza*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
13/12/2006	SM	Jándula	*Barraca*	*Barraca*	H	Juvenil	Jaula-trampa	Pérdida de ojo
15/02/2007	SM	Yeguas	*Bandolero*	*Bandolero*	M	Juvenil	Jaula-trampa	
11/09/2007	SM	Jándula	*Jeme*	*Al-Andalus*	M	Adulto	Jaula-trampa	
18/01/2008	SM	Yeguas	*Charqueña*	*Charqueña*	H	Juvenil	Jaula-trampa	
12/02/2008	SM	Jándula	*Alfonso*	*Alfonso*	M	Adulto	A mano	Fracturas múltiples
05/05/2008	SM	Jándula	*Esparto*	*Esparto*	M	Cachorro	A mano	
15/07/2008	SM	Yeguas	*Calabacín*	*Calabacín*	M	Juvenil	Jaula-trampa	Ciego
27/09/2008	SM	Jándula	*Cascabel*	*Cascabel*	M	Juvenil	Jaula-trampa	
07/10/2008	SM	Jándula	*Era*	*Era*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
08/10/2008	SM	Jándula	*Damán II*	*Damán II*	M	Juvenil	Jaula-trampa	
26/11/2008	DÑ	Abalario	*Estela II*	*Estela II*	H	Cachorro	Jaula-trampa	
02/12/2008	DÑ	Abalario	*Espina*	*Espina*	H	Cachorro	Con red	Aislada en carrtera
21/08/2009	SM	Jándula	*Fausto*	*Fausto*	M	Cachorro	Con red	Desubicada en gallinero
16/04/2010	DÑ	Abalario	*Gazpacho*	*Gazpacho*	M	Cachorro	A mano	Madre muerta
16/04/2010	DÑ	Abalario	*Gitanilla*	*Gitanilla*	H	Cachorro	A mano	Madre muerta
15/09/2010	SM	Yeguas	*Flecha*	*Flecha*	M	Juvenil	Jaula-trampa	Lesión en cadera

La captura dirigida de ejemplares adultos para el programa de cría en cautividad ha sido muy poco común, con un caso que respondió a la prioridad establecida en 2003 para conseguir un macho reproductor y otros tres de ejemplares adultos con limitaciones físicas (Tabla 48). El macho adulto de 2003 se seleccionó con los siguientes condicionantes: a) sería de las sierras de Andújar-Cardeña, por su mayor tamaño poblacional que reducía el impacto de la extracción; b) se capturaría en la zona de máxima densidad y donde hubiera disponibles ejemplares flotantes para una rápida sustitución natural; c) no debía haber cachorros pequeños en su territorio, para evitar infanticidio durante la sustitución; d) la captura no debía llevar asociados problemas con los gestores del espacio afectado. Se decidió capturar un ejemplar que reunía estas condiciones y que estaba asentado en un finca privada donde la Fundación CBD-Hábitat disponía de bastante información acerca de sus movimientos. Esta ONG fue responsable de su captura, para lo que utilizó una trampa accionada a distancia por un observador.

Los ejemplares de más de 6 meses de edad capturados expresamente para el programa *ex situ* se seleccionaron en función de la información disponible sobre ellos, fruto del programa de seguimiento de las poblaciones silvestres. La mayor parte (nueve) pertenecían a camadas conocidas de tres cachorros. Por tanto, éstos fueron individuos diana concretos, que se capturaron mediante las trampas de doble entrada descritas previamente. Los datos obtenidos por el fototrampeo decidieron la cantidad y ubicación de las trampas. Con este procedimiento se incorporaron al programa un total de 14 cachorros (hasta 9 meses de edad, capturados el mismo año de su nacimiento), la mayor parte entre octubre y noviembre (Tabla 48). Tan sólo cinco linces no adultos de más de nueve meses de edad se capturaron expresamente para el programa (Tabla 48), todos ellos siguiendo fundamentalmente criterios de facilidad de trampeo en situaciones demográficas favorables. Los 13 ejemplares restantes se capturaron en situaciones oportunistas de origen muy variado, (aunque fueron más abundantes los casos de ejemplares disminuidos por heridas o enfermedades. En el caso de estos últimos, siete presentaban lesiones que impedían su rehabilitación para la vida libre (*Cromo, Cantarera, Alfonso, Barraca, Fran, Flecha* y *Calabacín*), pero sí eran aptos para la reproducción en cautividad.

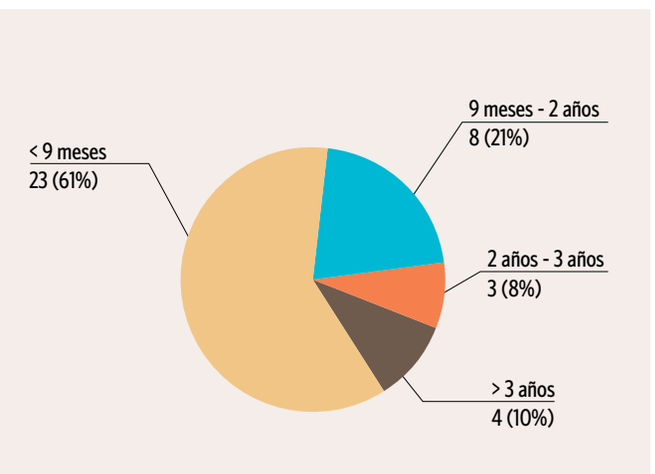
Figura 97.
Extracción de ejemplares de lince ibérico por anualidad para el programa de cría en cautividad.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

En total se han extraído e incorporado al programa de cría 38 ejemplares de lince ibérico, 6 de Doñana-Aljarafe y 32 de las sierras de Andújar-Cardeña. El mayor esfuerzo de extracción se realizó en Sierra Morena los años 2006 y 2008 (Tabla 47; Fig. 97). La relación de sexos ha resultado muy equilibrada (21 machos/17 hembras), mientras que por edades, han sido lo ejemplares con menos de 9 meses de edad los más representados (Fig. 98). Todos los ejemplares fueron trasladados en jaulas de transporte y manejo a los centros de cría o a instituciones asociadas inmediatamente tras su captura.

Figura 98.
Relación de sexos y edades de los ejemplares extraídos para el programa de cría en cautividad del lince ibérico.



Fuente: Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

DISCUSIÓN



Granadilla, *Grazalema* y *Gitano* durante el periodo de preparación para su liberación en el medio natural. Centro de cría en cautividad *La Olivilla*. AAE, Programa de conservación ex situ del lince ibérico. CMA, Junta de Andalucía.

El seguimiento de las poblaciones silvestres de lince ibérico ha sido fundamental para la puesta en marcha, y posterior éxito, del programa de conservación *ex situ*. La gran cantidad de información obtenida por la combinación de metodologías aplicadas de manera continua (especialmente el fototrampeo) permite disponer de datos de suficiente calidad a diferentes niveles. Éstos responden específicamente a tres necesidades o requerimientos: 1) a las necesidades de los centros de cría en cuanto a número de ejemplares, composición por sexos y edades y relaciones de parentesco; 2) a la correcta planificación de las capturas dirigidas a ejemplares diana; y 3) a la minimización de los impactos sobre la población donante (tanto a nivel demográfico como a nivel genético). Respecto a este último punto, la cantidad de ejemplares extraídos de Doñana-Aljarafe ha sido muy baja (media de 1 ejemplar/año) y, en parte, compensatoria (los dos cachorros de 2010 hubieran muerto de no haber intervenido). En el caso de Sierra Morena, esta cifra es más elevada, aunque no tanto la relativizada por tiempo (media de 4 ejemplares/año). Tal como se ha expuesto en los resultados, se han seguido criterios demográficos y genéticos, objetivos muy prudentes para diseñar la extracción de ejemplares. En cuanto a los primeros, se disponía de una información muy precisa que indicaba claramente que: a) la población funcionaba como una fuente (natalidad>mortalidad, ver Gaona *et al.*, 1998 para detalles), b) la capacidad de carga estaba limitada. Ambas circunstancias daban lugar a la producción de excedentes anuales que, aparentemente, se estaban perdiendo. De hecho, las agresiones intraespecíficas ha sido la principal causa de mortalidad de los ejemplares subadultos radiomarcados. Recientemente, el último PVA realizado para esta población apoya este análisis y sugiere que la tasa de extracción ha sido muy conservativa. Respecto al impacto genético, las extracciones afectaron preferente a ejemplares cuya línea genética seguía representada en la población por medio de sus hermanos de camada, padres, madres y /o hermanos y hermanastros de otras camadas.

La incorporación oportunista de ejemplares disminuidos ha tenido una contribución cuantitativa modesta, pero, probablemente, ha sido importante a nivel genético. Su localización fue posible, de nuevo, gracias al programa de seguimiento. Incluso si se tienen en cuenta estos linces disminuidos, la calidad de los ejemplares capturados e incorporados al programa de cría en cautividad ha sido habitualmente óptima, hecho puesto de manifiesto por ejemplo con la reproducción de ejemplares adultos recién incorporados al programa (Vargas *et al.*, 2009). Sin embargo, la adaptación de los ejemplares capturados durante el periodo de dependencia materna parece que ha sido algo peor y, de hecho, les ha costado más reproducirse (A. Vargas, *com. pers.*). Esta situación podría estar condicionada por la extracción de estos ejemplares durante una etapa crítica de su desarrollo, en la que probablemente el aprendizaje tenga un efecto importante en el proceso de socialización. Por este motivo, las capturas de esta clase de edad se desestimaron a partir del año 2008.

Programa de conservación ex situ: Preparación de ejemplares para reintroducción

El Programa de Cría en Cautividad del lince ibérico se plantea bajo un enfoque multidisciplinar, integrado en el marco de la Estrategia Nacional para la Conservación del Lince Ibérico, y desarrollado en colaboración con instituciones autonómicas, nacionales e internacionales. Las metas principales del Programa de conservación ex situ son:

1. *Mantener una población cautiva sana y gestionada genética y demográficamente. Para ello el programa tiene como cometido mantener el 85% de la diversidad genética actualmente existente en la naturaleza durante los próximos 30 años, lo cual requiere el manejo de 60 ejemplares reproductores (30 machos, 30 hembras). Esta meta poblacional fue alcanzada en 2009. El trabajo con estos ejemplares se centra en el mantenimiento de ejemplares sanos, tanto desde un punto de vista fisiológico como etológico para lo cual se han utilizado técnicas de manejo y de investigación siguiendo un enfoque multidisciplinar, es decir, integrando conocimientos generados a partir de los campos de la biología, etología, nutrición, veterinaria, genética, fisiología, endocrinología y ecología de la especie. Se ha considerado particularmente importante adaptar los métodos de manejo para ayudar a fomentar los comportamientos naturales del lince (acecho, caza, territorialidad, interacciones sociales) y ofrecer así un entorno cautivo que minimice el estrés y favorezca la reproducción natural.*
2. *Preparar y pre-adaptar linces nacidos en cautividad para su utilización en programas de reintroducción y refuerzo de poblaciones silvestres. El inicio de consecución de este objetivo se contemplaba, según recoge la Estrategia Nacional para 2010. El 4 de diciembre de 2010 los dos primeros ejemplares criados en cautividad, dos hembras nacidas en la primavera de ese año, se liberaron en los cercados de presuelta del área de reintroducción del valle del río Guarrizas, ubicada en el término municipal de Santa Elena (Jaén), para su posterior suelta al medio natural.*

En la actualidad el programa está formado por 4 centros exclusivos (*El Acebuche* y *La Olivilla* en Andalucía, *Silves* en Portugal y *Granadilla* en Extremadura) y un centro asociado (el *Zoobotánico* de Jerez).

En la elección de los cachorros que se van a preparar se tienen en cuenta criterios genéticos, seleccionando los individuos más adecuados una vez conocidas las estructuras genéticas de las poblaciones receptora (población reintroducida) y fuente (población cautiva). Se busca también reducir el número de generaciones en cautividad mediante intercambios periódicos de ejemplares entre las poblaciones silvestre y cautiva.

Objetivo general

El objetivo general que se persigue con la preadaptación es minimizar los efectos adversos que la cautividad puede provocar en la adaptación de los ejemplares a la vida silvestre. Este se desglosa en los siguientes objetivos específicos:

1. *Fomentar el aprendizaje de conductas que garanticen la satisfacción de las necesidades alimenticias individuales.*
2. *Fomentar el aprendizaje de conductas que garanticen el reconocimiento de predadores y competidores.*
3. *Fomentar el aprendizaje de las conductas sociales y otras propias de la especie.*

Metodología

La metodología para conseguir estos objetivos consiste en usar técnicas de trabajo especiales en los diferentes bloques dentro del manejo en un centro de cría:

Bloque 1:

Partiendo de la importancia de la aptitud de la madre, de quien aprenden una parte importante del comportamiento predatorio, en los centros de cría se fomenta el desarrollo de estas conductas de depredación mediante:

- *Utilización de conejo silvestre vivo (un mínimo del 60% del alimento ofrecido), creando estructuras de refugio para dificultar el acceso a la presa.*
- *Presentación de una dieta similar a la que encontrarán en la naturaleza, aumentando la variabilidad de presa*

durante la fase crítica para el desarrollo de las preferencias alimenticias utilizando para ello el aporte de otras presas habituales a su alimentación en libertad.

- *Haciendo impredecible el momento de aporte del alimento, así como la cantidad del mismo y de los puntos de aporte de agua, fomentando de esta forma las conductas de exploración.*
- *Naturalización de las instalaciones, creando una estructura de matorral con claros similar a la que encontrarán en el medio natural proporcionando de esta forma barreras visuales y fomentando a su vez las conductas de acecho.*

Bloque 2:

Teniendo en cuenta que el principal depredador del lince ibérico es el hombre se evitará el contacto durante el período de sociabilización de los cachorros (de las 3 a las 10-12 semanas de edad) y se fomentará el desarrollo de las conductas huidizas a partir de este momento mediante:

- *No intervención en los períodos agresivos de cachorros que tienen lugar en las camadas de lince ibérico entre la 6ª y la 8ª semana con el fin de minimizar en el momento de sociabilización el manejo y por tanto la posible habituación al ser humano de estos ejemplares.*
- *Aumento de barreras visuales.*
- *Evitando la asociación del aporte del alimento con la presencia humana mediante el uso de diferentes técnicas y mecanismos de aporte sin presencia del cuidador.*
- *Manteniendo la realización de los chequeos sanitarios necesarios, ya que en vez de vincular positivamente al ejemplar con el hombre constituyen un refuerzo negativo debido al stress puntual que le provocan.*

Bloque 3:

Buscando su correcta integración en la población receptora tras la suelta potenciando el desarrollo de los comportamientos típicos de la especie y evitando la aparición de estereotipias mediante:

- *Fomento de conductas de exploración aumentando el tamaño y la complejidad de las instalaciones de que disponen.*
- *Fomento de conductas sociales, manteniendo a las camadas unidas hasta los 7-8 meses.*
- *Fomento de conductas territoriales, utilizando orina de otros ejemplares ajenos al grupo familiar y permitiendo el contacto visual con otros linces.*

TABLA 1: Distribución de ejemplares. Programa de conservación ex situ. Mayo 2011.

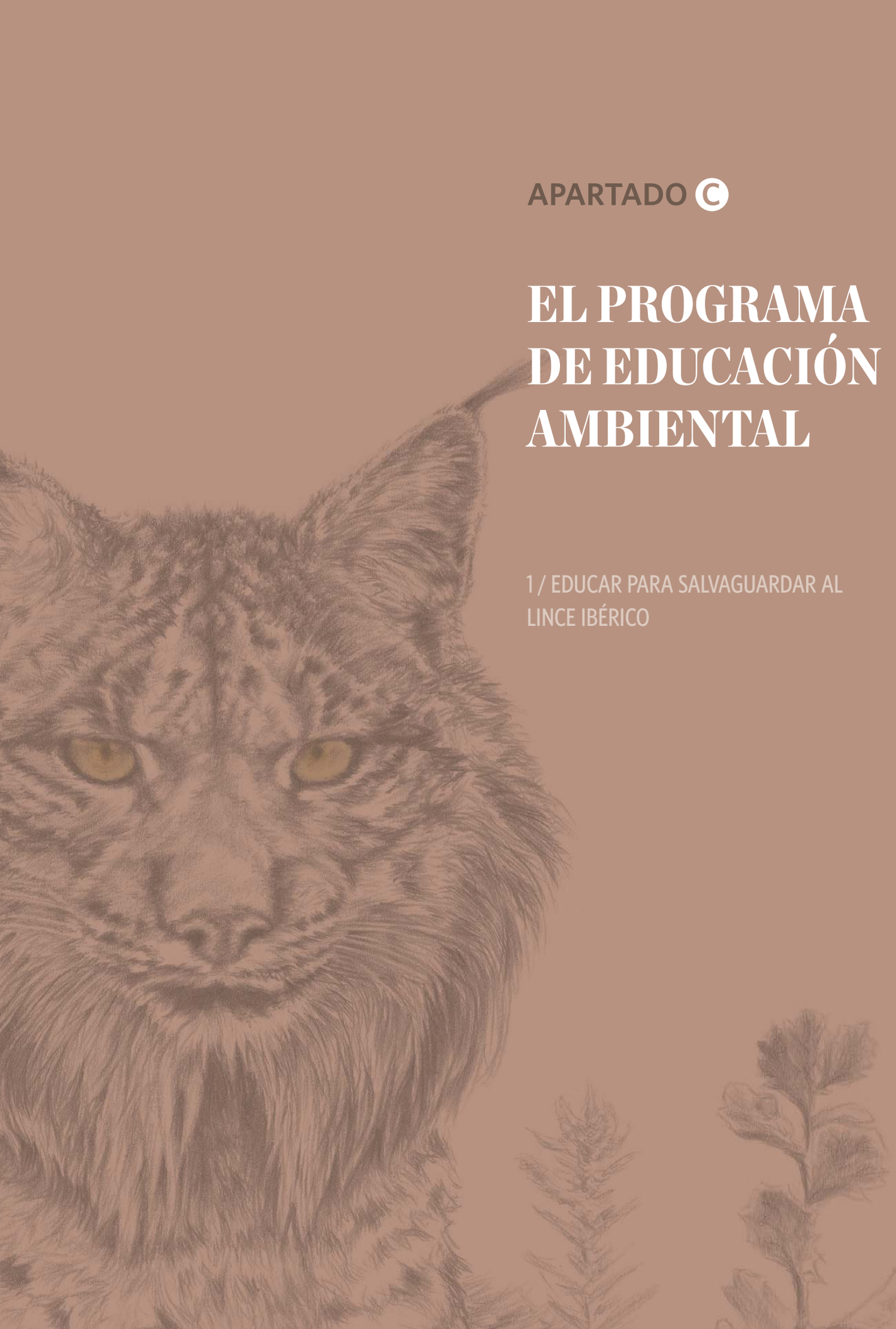
CENTRO	Reproductores (1.0)-(0.1)	Subadultos (1.0)-(0.1)	Cachorros (1.0)-(0.1)-Desconocido
El Acebuche	9-8	1-1	7-3-2
La Olivilla	13-12	0-0	4-8-0
Silves	8-8	2-1	0-1-0
Granadilla	1-2	3-0	0-0-0
ZBJ	2-2	0-0	0-0-0
TOTAL	**65**	**8**	**25**

Fuente: Programa de cría en cautividad del lince ibérico.

APARTADO C

EL PROGRAMA DE EDUCACIÓN AMBIENTAL

1 / EDUCAR PARA SALVAGUARDAR AL LINCE IBÉRICO





MPD

APARTADO C

1 / EDUCAR PARA SALVAGUARDAR AL LINCE IBÉRICO

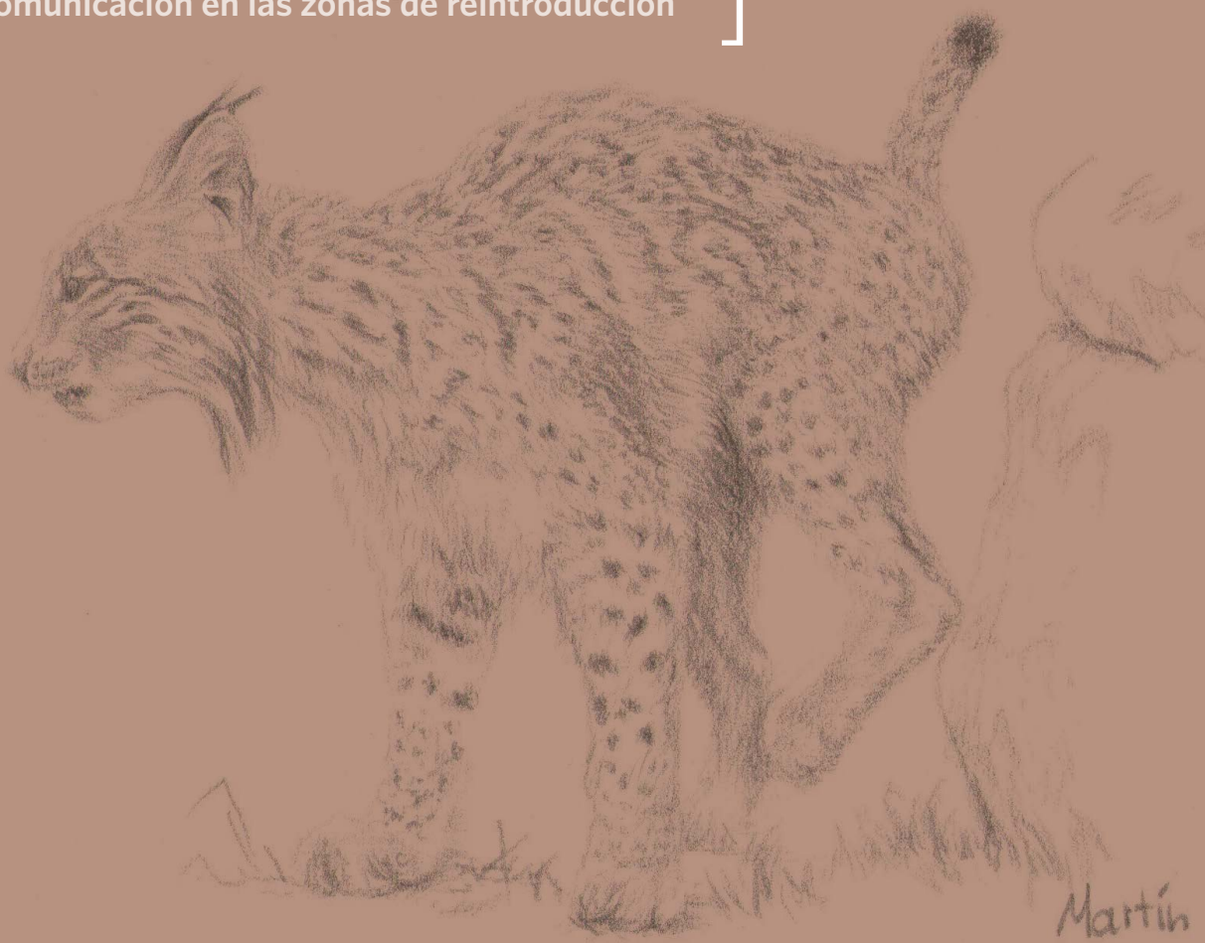
INTRODUCCIÓN
EL PLAN DE COMUNICACIÓN AMBIENTAL (PCA)
PROGRAMA DE COMUNICACIÓN EN LAS ZONAS DE REINTRODUCCIÓN
RESULTADOS
RECOMENDACIONES

Todo proyecto de conservación ha de contemplar acciones destinadas a la sensibilización de la población para fomentar el apoyo de ésta a la causa. Durante los primeros años de funcionamiento del proyecto LIFE Naturaleza (2002-2006), los responsables de la iniciativa desarrollaron una serie de actividades aisladas vinculadas a la concienciación del ciudadano. No fue hasta 2006 cuando se realizó un Plan de Comunicación Ambiental.

El Plan de Comunicación es un instrumento que contribuye al logro de los objetivos generales del proyecto a través de acciones de comunicación. Así, a lo largo de estos años, se han desarrollado distintas campañas dirigidas al público seleccionado, es decir, aquellos sectores más implicados con la conservación del lince ibérico.

Las herramientas utilizadas y contempladas en el plan han sido:

- Logo
- Mensajes clave, sencillos y comprensibles
- Actividades diseñadas para ofrecer comunicación. Esto es, soportes informativos accesibles para la ciudadanía
- Actividades de sensibilización y educación ambiental
- Actividades de participación
- Programa de comunicación en las zonas de reintroducción



INTRODUCCIÓN



MPD. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

En cualquier proyecto de conservación de especies amenazadas son necesarias acciones de sensibilización dirigidas a diferentes sectores sociales. Promover un comportamiento respetuoso con el medio natural es clave para tratar de garantizar la viabilidad, desde el punto de vista social, de las acciones de conservación.

Desde las primeras acciones propuestas para la conservación del lince ibérico en 2002, se ha tenido en cuenta a los distintos colectivos implicados. Por un lado la población general y por otro los sectores directamente relacionados con la conservación del felino (cazadores, ganaderos, agricultores, titulares de fincas, guardas...)

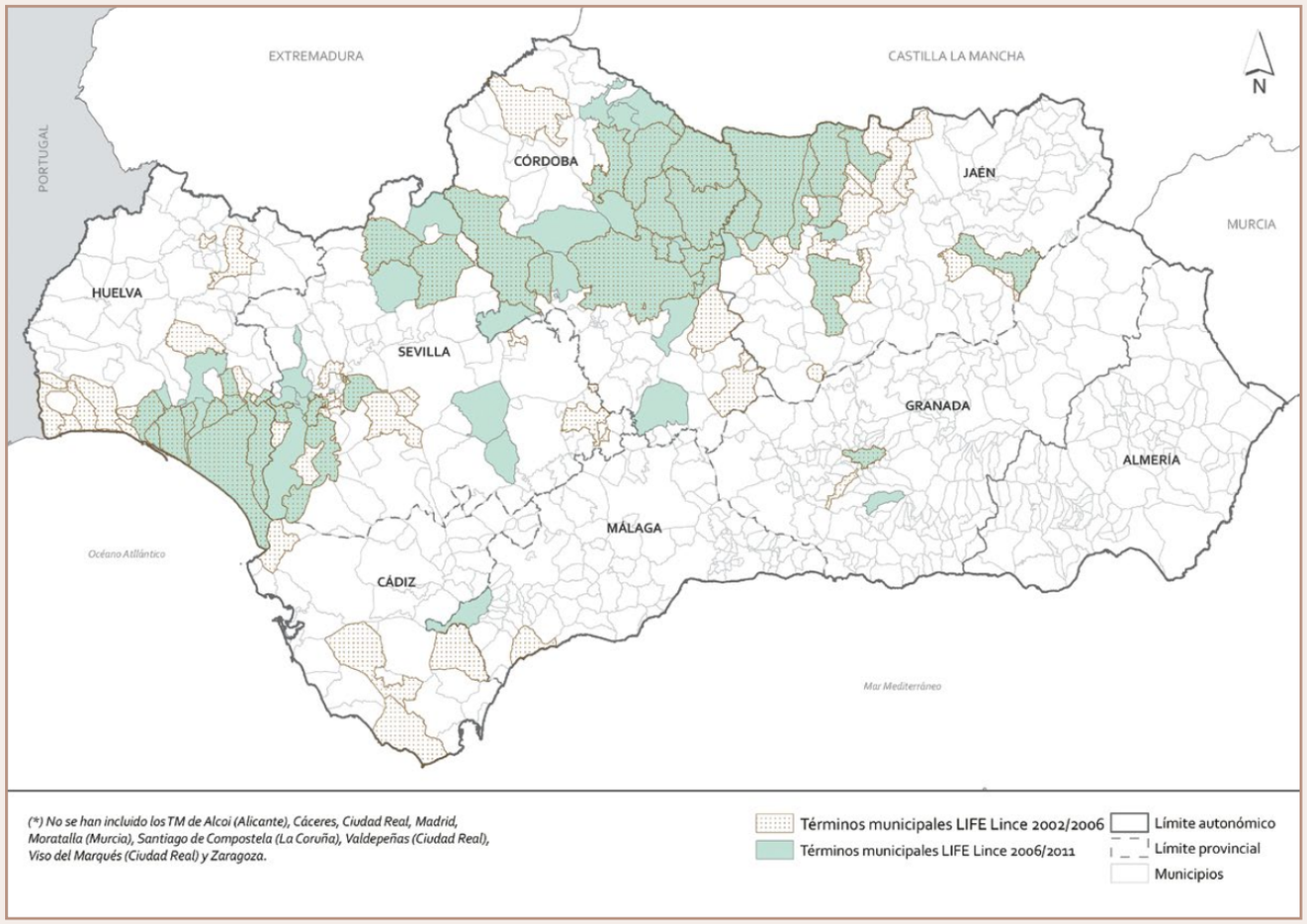
El objetivo por el que se ha apostado por la sensibilización de la sociedad con una especie tan emblemática como la que nos ocupa se concretó en los siguientes objetivos específicos:

- Promover actitudes respetuosas con el medio natural y específicamente con el lince ibérico, en todos los ámbitos (personal y colectivo).
- Informar a las poblaciones locales del ámbito de actuación de la reintroducción y de la oportunidad y necesidad de llevarla a cabo.
- Fomentar la participación ciudadana y su implicación en los trabajos de conservación del lince.
- Hacer partícipes a los habitantes del medio rural del ámbito de actuación del proyecto de los trabajos de conservación, y específicamente a guardas de fincas, ganaderos, agricultores y cazadores.
- Informar periódicamente sobre el desarrollo del proyecto, bien con medios propios (publicaciones, web, puntos de información, etc.) o a través de los diferentes medios de comunicación existentes, generalistas y especializados en información medioambiental.
- Facilitar encuentros entre especialistas sobre felinos y lagomorfos, a fin de profundizar en los conocimientos de los mismos e integrarlos en la estrategia de conservación del lince ibérico.
- Proveer de información necesaria a los departamentos de la Administración Pública con responsabilidad en materia de conservación de la naturaleza, al objeto de tener en consideración la existencia del lince ibérico y su problemática en sus respectivas acciones cotidianas, incluyendo de forma prioritaria a los agentes de la autoridad y la Justicia.
- Trabajar permanentemente con el sector educativo potenciando comportamientos proambientales.

Inicialmente, durante el proyecto LIFE Naturaleza 2002-2006, para articular estos objetivos las acciones se estructuraron según los públicos diana generando campañas específicas para cada colectivo. Algunos años después, ya durante el proyecto LIFE Naturaleza 2006-2011 y vista la importancia que las acciones de sensibilización suponen para un proyecto de conservación de esta envergadura, se planteó la realización de un Plan de Comunicación Ambiental (PCA).

Figura 100

Ámbito de actuación de los proyectos LIFE Naturaleza Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía (LIFE02NAT/E/008609) y Conservación y reintroducción del lince ibérico en Andalucía (LIFE06NAT/E/0000209)

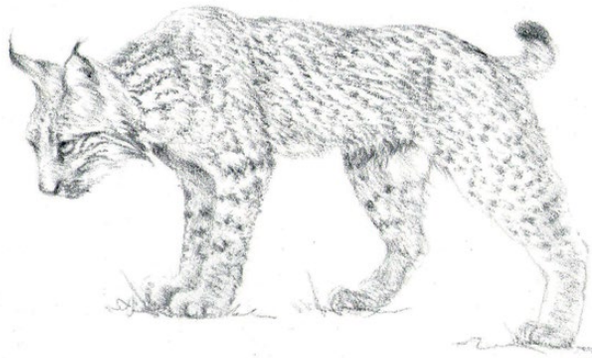


Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

En cualquier proyecto de conservación de especies amenazadas, la concienciación social resulta fundamental



Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.



EL PLAN DE COMUNICACIÓN AMBIENTAL (PCA)

El Plan de Comunicación es un instrumento que contribuye al logro de los objetivos generales del proyecto y planifica las acciones de comunicación.

Es el documento encargado de gestionar la imagen que desde una institución se quiere proyectar a la sociedad, según un objetivo general, determinando los mensajes, concretando los destinatarios/públicos y señalando los canales.

El Plan se vertebra en torno a una idea-fuerza, traducida en una imagen que sirve de paraguas al conjunto de las acciones de comunicación. Busca dar respuesta a las necesidades comunicativas del proyecto que han de contribuir a la proyección, conocimiento y difusión del mismo, al logro de los objetivos, y facilitar el trabajo de los beneficiarios asociados y cofinanciadores desde su posicionamiento y los principios del proyecto LIFE Naturaleza.

Un Plan de Comunicación (PC) se apoya en dos líneas de actuación básicas: un Plan de comunicación externa (para informar, sensibilizar y generar visualización) y otro de comunicación interna (para el fortalecimiento del grupo). Ambos cuentan con la ventaja de la incorporación de aplicaciones tecnológicas que fundamentalmente aceleran el proceso comunicativo. Es el caso de los sistemas de correo electrónico, videoconferencia, chats profesionales, foros y otros canales similares.

Paralelamente también se utiliza el marketing tradicional para conseguir, mediante la publicidad, mejorar los resultados y lograr objetivos a los que no se podría llegar con los sistemas de comunicación ya citados.

El plan de comunicación gestiona la imagen que se quiere proyectar sobre la sociedad, cumpliendo con los objetivos generales

OBJETIVOS DEL PLAN DE COMUNICACIÓN AMBIENTAL DEL PROYECTO LIFE NATURALEZA LINCE 2006-2011

Se concretan en los siguientes:

- Presentación y presencia en la opinión pública.
- Obtener un espacio estable y definido en los canales de comunicación conforme a un plan.
- Contribuir al logro de los objetivos del proyecto LIFE Naturaleza, dando a conocer a la sociedad la delicada situación por la que atraviesa el felino más amenazado del planeta y sensibilizando a determinado tipo de público.
- Promover acciones concretas de las personas y entidades interesadas en conservar al lince.
- Generar una imagen del proyecto, una identidad propia, reconocible fácilmente, que despierte una actitud positiva.
- Ser conscientes de la necesidad de tener que afrontar situaciones de crisis.

Este PCA se articula del siguiente modo:

- Crear una **identidad del proyecto** que permita identificarlo claramente.
- Partir de los **problemas** detectados que dificultan el correcto funcionamiento del proyecto LIFE Naturaleza y su repercusión en la sociedad.
- Determinar el **mensaje** o mensajes adecuados.
- Realizar un **diagnóstico** de la situación de partida.
- Desarrollar una serie de **programas** para paliar los problemas detectados.
- Definir el **público diana** y grupos de interés sobre los que aplicar los programas.
- Fijar los **objetivos** específicos de cada programa.
- Estructurar **acciones** concretas para cada programa.
- Seleccionar unos **indicadores** que permitan una correcta evaluación.



Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

COLECTIVOS A LOS QUE SE DIRIGE EL PCA

Es fundamental conocer en profundidad la población objetivo, detectando, caracterizando y analizando los diferentes subgrupos de la misma y la presencia de mediadores, actores-clave o grupos de interés que pueden usarse para difundir los mensajes. Es interesante conocer sus características cuantitativas (distribución, indicadores sociodemográficos, sexo, edad....) y cualitativas (percepción y valoración ambiental, hábitos de frecuentación de medios, indicadores socioculturales...).

En este caso, el público objetivo seleccionado se refiere a aquellos actores que están más implicados con la conservación del lince ibérico. Éstos pertenecen al sector medio rural (subsector cinegético, agricultor, ganadero y guardería), administración, empresarial, escolar (profesores y alumnos), medios de comunicación y otros como fotógrafos o fans del lince.

HERRAMIENTAS UTILIZADAS

Los problemas de los espacios protegidos y las especies amenazadas no suelen ser de gestión de ecosistemas, sino de conflictos con el ser humano por el uso y aprovechamiento del territorio: se necesita conocer muy bien el ecosistema para su conservación, pero gran parte de las acciones necesarias para lograrlo son acciones sociales.

Existen diferentes instrumentos para la conservación, distinguiendo entre ellos los sociales, científicos y técnicos, económicos, institucionales y legislativos, y la planificación para el desarrollo. Los instrumentos sociales son aquellos que se refieren a la educación, comunicación, sensibilización y participación.

Evolución del logotipo



Logo utilizado durante el proyecto LIFE Naturaleza LIFE02NAT/E/008609 (2002-2006)

Life LINCE

Proyecto Life Naturaleza 06NAT/E/209
Life LINCE
2006 2011
Conservación y reintroducción del lince ibérico en Andalucía

Logo utilizado en el siguiente proyecto LIFE Naturaleza LIFE06NAT/E/000209 (2006-2011).

El logotipo

En la primera etapa (LIFE02NAT/E/008609) se utilizó un logo que apareció en todos los productos generados. A pesar de ello, no se llegó a crear una imagen unificada que permitiera asociar fácilmente el producto con el proyecto. En la segunda fase (LIFE LIFE06NAT/E/000209) se tuvo en cuenta facilitar esta asociación de modo que se diseñó una imagen que diera unidad al proyecto y permitiera a la sociedad vincularla a cualquier actuación que se realizase desde el LIFE Naturaleza, tanto de gestión como de comunicación.



Charla informativa con los propietarios de las fincas convenidas del área de la sierra de Andújar (2009). SSA. Proyecto LIFE Lince, CMA. Junta de Andalucía.

Mensajes

Se han buscado varios mensajes, sencillos y comprensibles para todos los públicos objetivo de este PCA.

1. *El lince es un animal exclusivo de la Península Ibérica que enriquece la gran variedad de fauna silvestre que habita nuestro país.*
2. *Este Patrimonio Natural único estamos obligados a legarlo a nuestros hijos.*
3. *Con la conservación del lince ibérico se está contribuyendo a conservar uno de los ecosistemas más ricos en fauna: el monte mediterráneo, que da cobijo a otras especies en peligro de extinción (concepto de especie paraguas).*
4. *El proyecto LIFE Naturaleza de conservación del lince ibérico está trabajando en Sierra Morena y Doñana, mejorando la calidad del monte mediterráneo, aumentando las poblaciones de conejo, realizando un seguimiento continuado de los linces y llevando a cabo campañas de sensibilización y divulgación con las personas que comparten territorio con el lince.*
5. *El proyecto LIFE Naturaleza está buscando la mejor área en Andalucía para poder liberar linces y crear una nueva población intentando así evitar su desaparición.*

Actividades diseñadas para ofrecer información

Uno de los objetivos más ambiciosos contemplado en el PCA es hacer llegar al público general la información más actual sobre la conservación del lince ibérico. Utilizando diferentes herramientas divulgativas se ha establecido cierta rutina informativa muy accesible al público destinatario.

El Gato Clavo

Es un boletín electrónico mensual, de carácter informativo, el cual integra noticias relativas a los últimos acontecimientos del proyecto así como a todo aquello que tenga que ver con la conservación de la especie.

La distribución de *El Gato Clavo* a los ciudadanos subscritos se realiza a través de correo electrónico a los inscritos por email. A socios, entidades colaboradoras, titulares de fincas y/o sociedades de cazadores convenidos, ayuntamientos y centros educativos del ámbito de actuación se les envía también impreso por correo postal. Cualquier persona puede acceder a este boletín a través de la página web del proyecto (www.lifelince.org) y puede formar parte de la lista de destinatarios previa solicitud electrónica o solicitud en papel al equipo de divulgación del proyecto.



Exposición itinerante en la Feria Internacional de las aves del Estrecho, 2010.
SSA. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Puntos de información InfoLince

Consisten en un tablón de anuncios y un dispensador de trípticos colocado en lugares estratégicos de máxima difusión (bares y restaurantes, centros de visitantes de parques naturales, salas de usos múltiples de ayuntamientos, etc.), tanto de las áreas de distribución como de reintroducción de la especie. Mensualmente son actualizados con la información más relevante del proyecto, distribuyéndose a través de éstos un variado material divulgativo. Desde 2002, se han instalado unos veinte paneles.

Web del proyecto LIFE Lince

Mantenimiento de una web accesible, atrayente, actualizada y resolutiva donde se puede consultar información relevante sobre el lince ibérico y el conejo de monte, así como descargar documentos, imágenes, vídeos, etc. Ésta es actualizada regularmente, publicando las últimas novedades del proyecto, y revisando el contenido de la misma. Contiene un buzón para poderse comunicar vía e-mail con la Dirección del Proyecto y se encuentra en dos idiomas: español e inglés.

http://www.lifelince.org

Exposiciones itinerantes

A lo largo del proyecto se ha elaborado un completo material expositivo itinerante que ha estado a disposición de las entidades que lo han solicitado con fines no lucrativos.
La exposición "Con vista de lince y orejas de conejo" es una muestra diseñada con fines didácticos. "Tierra de linces" es una exposición de fotografías de linces en libertad de Doñana y Sierra Morena.

Notas de prensa periódicas

El Gabinete de Prensa de la Consejería de Medio Ambiente ha informado a los medios de comunicación de aquellos hitos relevantes en la conservación del lince a través de notas de prensa. En algunos casos las noticias han sido repetitivas y negativas: muerte de lince, atropello de lince, aparece muerto un lince, etc. Esta actitud no ha favorecido la percepción del público general hacia la especie.

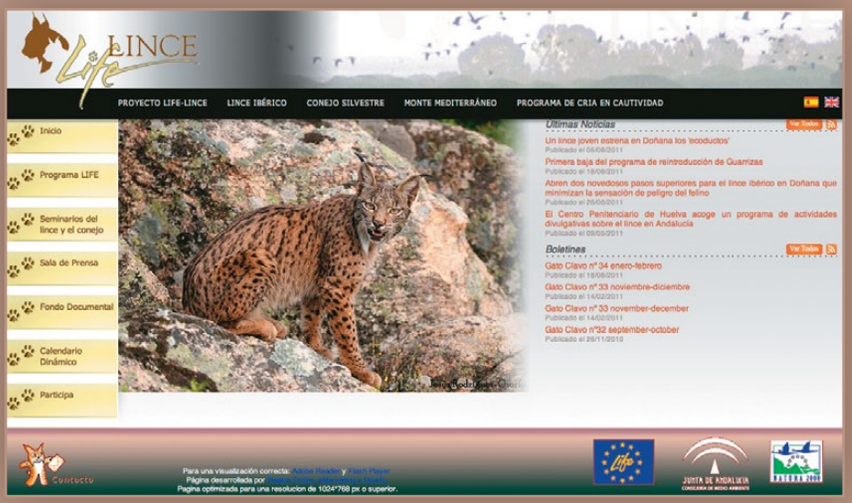
Publicación de informes y documentos

De manera continuada se han publicado informes técnicos, artículos en revistas científicas y protocolos de actuación.

Materiales de difusión del proyecto: pósters, pegatinas y otros

Para acompañar las actividades informativas, divulgativas y participativas se ha diseñado un material de difusión dirigido principalmente al público general, a los habitantes de las zonas de reintroducción y sectores cinegético y educativo. Desde folletos, pósters y pegatinas hasta parasoles y calendarios han sido distribuidos entre estos colectivos con la intención de hacerles llegar los mensajes del proyecto.

Homepage del portal
www.lifelince.org



Actividades de sensibilización y educación ambiental

En cualquier estrategia global de conservación de especies amenazadas uno de los pilares fundamentales debe ser necesariamente las acciones relativas a la concienciación y sensibilización.

El PCA del proyecto LIFE Naturaleza incluye un programa de sensibilización y educación ambiental donde se detallan distintas actividades que tratan de fomentar una actitud positiva, en los diferentes colectivos, hacia la conservación del lince y su hábitat.

Campañas de divulgación en el área de distribución actual y futuras zonas de reintroducción

Adaptadas a los distintos públicos y centradas principalmente en los sectores más implicados en la conservación del lince: educativo, medio rural, Administración y turístico. Esta campaña se ha centrado en la impartición de charlas de presentación del proyecto con actividades de apoyo y jornadas específicas para los diferentes colectivos. También se ha formado al profesorado, a través de los CEP (Centros de profesores), para que se impliquen en la campaña de una forma más directa.



Actividad de sensibilización en el sector educativo.
MPD. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

Voluntariado ambiental dentro del marco del Proyecto LIFE. DPG.



Campañas europeas

Se ha celebrado el Día Mundial del Medio Ambiente, participando en el GreenDays europeo, realizando actividades conmemorativas con diferentes entidades en algunos municipios de Sierra Morena y Doñana.

Actividades especiales

Semana cultural, Día Mundial del Medio Ambiente, programas especiales en centros educativos, ayuntamientos y asociaciones, han sido eventos que se han aprovechado para la realización de actividades de sensibilización.

Actividades participativas

Seminarios Internacionales

En los últimos diez años se han celebrado cinco grandes seminarios internacionales que han conseguido reunir a los más prestigiosos científicos y conservadores del mundo, especialistas del lince y del conejo de monte. Estos seminarios han registrado una alta participación de personas directamente implicadas en la conservación de estas especies y se han obtenido conclusiones que han servido para, en algunos casos, marcar las directrices del proyecto.

Concursos para escolares

Convocatoria anual *El lince ibérico, ayúdanos a salvarlo*. La actividad artística y creativa tiene muy buena aceptación entre el colectivo escolar. Desde 2002, se ha convocado anualmente este concurso de dibujo y ha tenido una alta aceptación por parte del profesorado que ha sabido animar a los alumnos y participar año tras año.

Distinción/Reconocimiento

Muchas personas y entidades se esfuerzan y participan de un modo muy activo en la conservación del lince, siendo su trabajo raras veces conocido y mucho menos apreciado. Desde la Comisión de Seguimiento del proyecto se ha reconocido anualmente la labor de conservación de estas personas, dedicadas a actividades muy diversas o integrantes de uno de los colectivos objetos.

Voluntariados Ambientales

Los campos de voluntariado han sido una vía muy importante para facilitar la participación de la sociedad en este proyecto de conservación. Con una duración de entre 10-15 días, han reunido en cada una de las zonas linceras, Sierra Morena y Doñana, a una quincena de voluntarios cada año desde 2007 hasta ahora (8 campos de voluntariado). Las tareas realizadas han sido de apoyo a las propias acciones del LIFE Naturaleza: seguimiento del lince y el conejo, actuaciones de gestión del hábitat y apoyo a las acciones de divulgación.



Dibujos ganadores participantes del concurso escolar. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

PROGRAMA DE COMUNICACIÓN EN LAS ZONAS DE REINTRODUCCIÓN



SSA. Proyecto LIFE Lince.
CMA, Junta de Andalucía.

Una vez seleccionadas las áreas de reintroducción (2007) se redactó el *Programa de Comunicación en las zonas de reintroducción del lince ibérico*, incluyéndolo en el PCA. El resultado del estudio sociológico realizado por el IESA en estas zonas determinó que los habitantes de éstas aceptaban, en un 90% de los casos, la llegada de linces a su medio natural.

Ha sido fundamental el contacto con los actores de las áreas de reintroducción para conocer sus opiniones y sus actitudes frente al felino, así como mantenerles informados de todo lo que se ha realizado. Las recomendaciones de la UICN así lo explicitan, pero en todo caso resulta evidente la necesidad de contar desde la fase de planificación con los habitantes de la zona objeto de reintroducción.

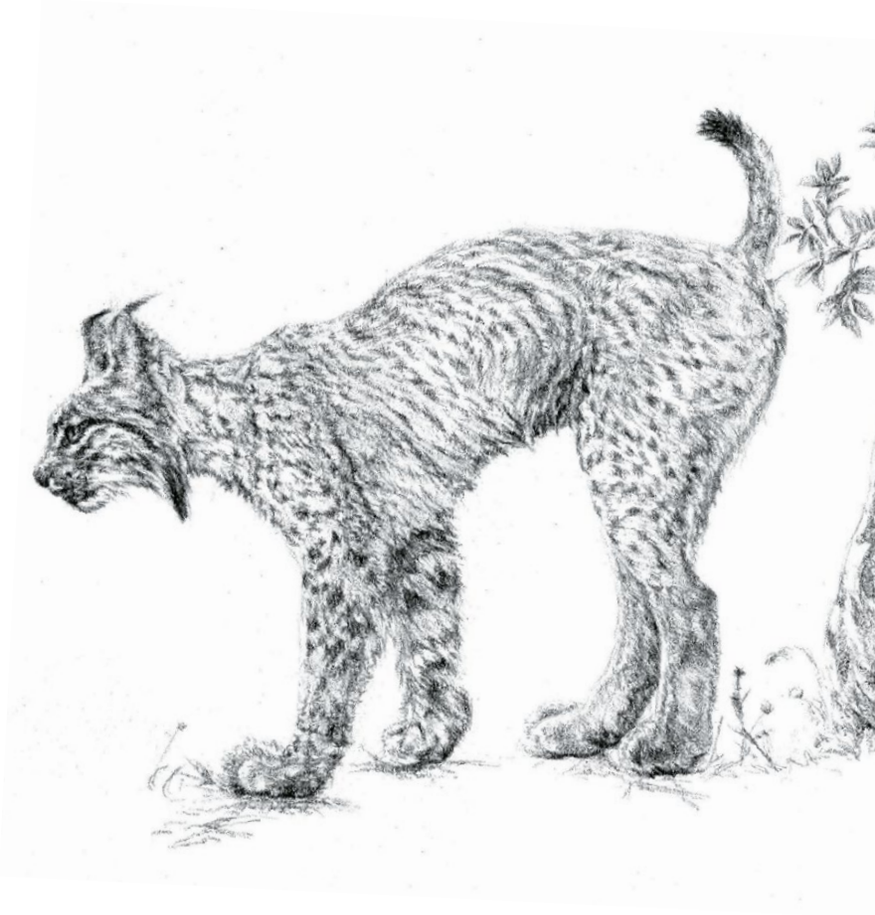
El Plan de comunicación determinó que un 90% de los ciudadanos de las áreas afectadas estaban a favor de la reintroducción

Atendiendo a estas consideraciones los esfuerzos se han dirigido a conseguir los siguientes objetivos:

- Facilitar vías de comunicación entre los colectivos directamente implicados en el proyecto de reintroducción (ganaderos, agricultores, cazadores, administración) y la Dirección del proyecto.
- Atender a las propuestas, reclamaciones y demás sugerencias que la población local plantee respecto al desarrollo del proyecto.
- Trasmitir la importancia que la reintroducción del lince ibérico tiene como herramienta de conservación para la especie y para el monte mediterráneo.
- Fomentar la participación de la población local en todas las actividades propuestas en este documento y viceversa, intentar participar en los eventos propuestos por la población.
- Ofrecer un programa de actividades teniendo en cuenta las necesidades de cada municipio.
- Proyectar una imagen de equipo serio y profesional, muy cercano a la población.

Se han realizado jornadas con diferentes colectivos: ganaderos, agricultores, profesores, empresarios, para informar y presentar las actuaciones del proyecto. Se ha editado un variado material divulgativo específico sobre la reintroducción del lince y se ha propuesto una campaña educativa especial para los centros escolares de los términos municipales estas zonas.

RESULTADOS



La evaluación de las acciones divulgativas ha sido una herramienta muy útil para la planificación y desarrollo de las actuaciones a largo plazo del proyecto. Las técnicas aplicadas han sido muy variadas atendiendo a las características de la actividad y del público diana.

Aunque no se han realizado análisis sobre cambios de actitud de los participantes en las diferentes campañas, se ha intentado conocer el grado de conocimiento inicial de la población y el resultante después de las intervenciones. De este modo se puede valorar si se alcanzan los objetivos de conocer la problemática y la situación del lince ibérico, pasos previos para la acción.

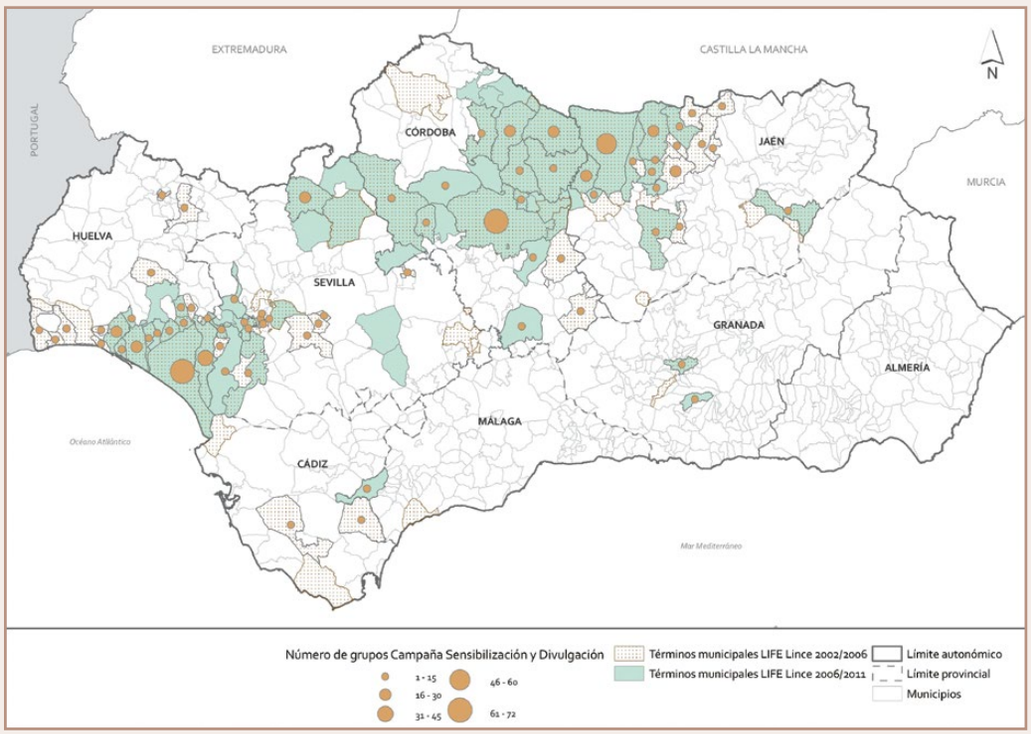
Así se han realizado encuestas de varios tipos:

- **Encuestas a profesores** para analizar el desarrollo de la campaña escolar *Un día con el lince*. Esta actividad permite valorar la actividad desde el punto de vista del educador que en algunos casos incluye sugerencias de mejora que se intentan contemplar. En este sentido las opiniones de este colectivo siempre han sido muy positivas, valorando las actividades con una media superior a 8.5.
- **Encuestas de tres preguntas** a los escolares.
- **Pre-test y post test** a los estudiantes.
- **Encuestas sobre las exposiciones itinerantes**, para conocer el grado de comprensión y las opiniones en cuanto a contenidos y estética de la misma por parte de los visitantes.
- **Encuestas sociológicas.** Se han realizado encuestas en Sierra Morena y en Doñana a diferentes colectivos para conocer cuál es la percepción que tienen sobre la conservación del lince ibérico, su estado de conservación y el proyecto LIFE Naturaleza de conservación del lince.

Se han utilizado algunos indicadores para evaluar otras actividades, así:

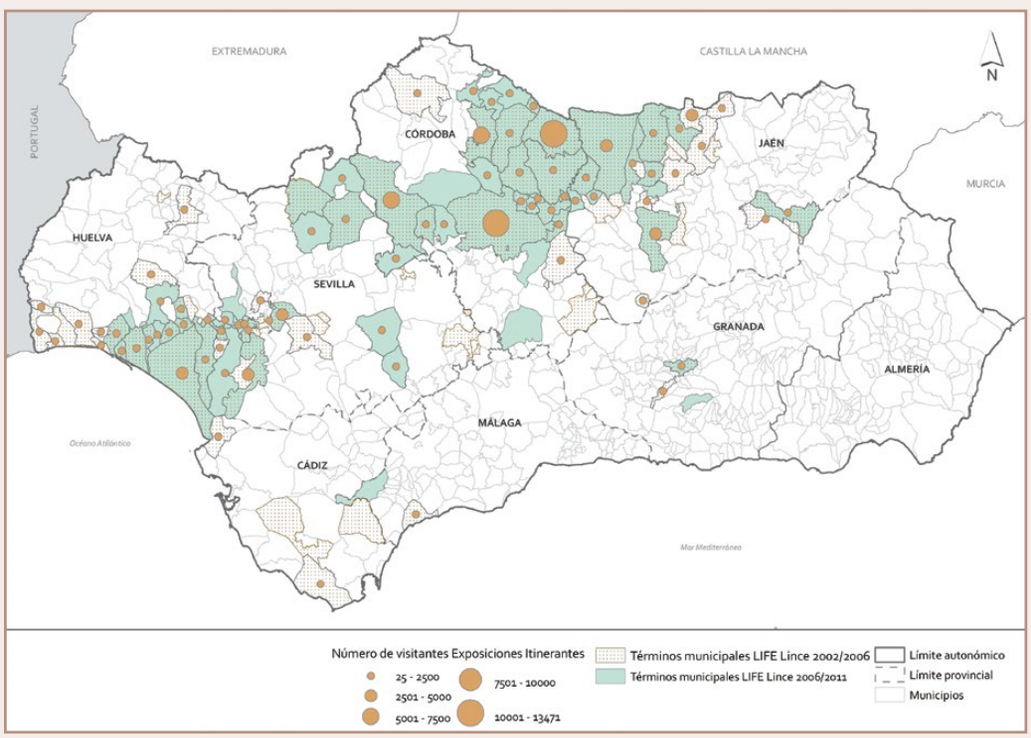
- **Número de solicitudes** para los campos de voluntariado del proyecto LIFE Naturaleza. Los campos de voluntariado del proyecto son de los más solicitados de la oferta de campos ofrecida por la Consejería de Medio Ambiente. Tanto en Doñana como en Sierra Morena la media de solicitudes anuales por campo supera las 100.
- **Número de consultas en la web**.
- **Histórico mensual de visitas a www.lifelince.org**.
- **Número de participantes** en las diferentes iniciativas que se organicen. Se hace un control de participantes en las actividades organizadas. Todo ello queda reflejado en informe anual de seguimiento del proyecto.
- **Número de firmas en el Pacto Andaluz por el Lince**. Hasta finales de 2008 se contaba con más de cincuenta mil firmas.

FIGURA 101.
Esfuerzo (número de grupos) de acciones de sensibilización y divulgación por términos municipales durante el periodo 2002-2011, con más de 21000 personas.



Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

FIGURA 102.
Número de visitantes de las tres Exposiciones Itinerantes, por términos municipales, que se han utilizado a lo largo del periodo 2002-2011.



Fuente: Proyecto LIFE Lince, Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, 2011. Elaboración propia

RECOMENDACIONES

1 **Potenciar el uso de los instrumentos sociales** en los programas de conservación de especies ya que favorecen la efectividad de las acciones y por tanto la consecución de los objetivos.

2 **Utilizar una imagen que de unidad al proyecto**.

3 **Implicar a los medios de comunicación** de forma activa y positiva.

4 En líneas generales, la participación de los agentes locales es muy escasa. **Implicar a personas carismáticas de la zona** puede suponer un éxito en la ejecución de las campañas de sensibilización.

5 **Realizar un Plan de Comunicación.** Éste resulta una herramienta muy útil al funcionar como guía de todas las acciones de sensibilización del proyecto. Así mismo, facilita la correcta comunicación entre todos los actores implicados.

6 **Involucrar a las administraciones locales** para maximizar los recursos y la efectividad de los programas de conservación.

7 Buscar nuevas **herramientas para implicar a los centros educativos**, dado el inconveniente de exceso de oferta de actividades en la enseñanza.

8 **Trabajar directamente con los CEP**. El trabajo con los Centros de Profesores aumenta la participación en la campaña educativa.

9 **Realizar campos de voluntariado,** resultan un éxito.

10 **Constituir un equipo multidisciplinar** (en materia de comunicación) o fomentar la coordinación con equipos de habilidades sociales, trabajo en equipo, publicistas, etc.

11 **Realizar talleres de comunicación** para organizar bien los flujos de comunicación entre todos los integrantes del proyecto, especialmente útil cuando hay muchos miembros en el equipo que además no se encuentran en el mismo lugar de trabajo. Este apartado es importante realizarlo al inicio para dejar las bases de trabajo bien asentadas y evitar problemas posteriores.

APARTADO D

VALORACIÓN FINAL DE LOS RESULTADOS

1 / PERIODO 2001-2006

2 / PERIODO 2006-2011



PERIODO 2001-2006



MMC. Proyecto LIFE Lince. CMA, Junta de Andalucía.

- La primera etapa de los programas de conservación del lince ibérico en Andalucía tenía un objetivo básico, frenar la dramática tendencia regresiva de la especie, a fin de evitar su extinción.

- Para ello se ejecutaron tanto actuaciones de conservación *in situ* basadas en los convenios de colaboración con propietarios, como un programa adecuado de seguimiento demográfico del propio lince y el conejo de monte.

- Paralelamente, se puso en marcha una importante línea de colaboración con el programa de cría en cautividad, por medio de la dotación de ejemplares silvestres de calidad.

- La evolución del lince ibérico en el periodo 2001-2006 fue muy positiva en la población de Sierra Morena y estable con tendencia positiva en la de Doñana-Aljarafe. En total, de 94 ejemplares y 26 hembras territoriales detectados en 2002 se pasó a 177 y 43 respectivamente en 2006

- El clima de colaboración favorable con los propietarios y sociedades de cazadores, obtenido mediante los convenios de colaboración, permitió el desarrollo de dos actuaciones fundamentales:

  1) Las unidades de recuperación de territorios (basadas en el incremento poblacional de los conejos de monte).

  2) La alimentación suplementaria (en escenarios de baja disponibilidad de conejos silvestres).

- Estas medidas, junto con los programas de disminución de la mortalidad no natural, fueron las claves básicas en esta etapa. A la vez, la captura de ejemplares silvestres por parte de los equipos de campo del proyecto LIFE permitió poner en marcha el programa de conservación *ex situ*.

PERIODO 2006-2011

> En este segundo periodo, el principal objetivo fue conseguir una población con más de 50 linces reproductores, a fin de cambiar a la especie de la categoría *"en peligro crítico"* a la categoría "*en peligro*", según los escenarios establecidos en la Estrategia para la Conservación del Lince Ibérico (*Lynx pardinus*). Se fijaron los objetivos específicos de alcanzar 42 territorios de hembras adultas en la población de Sierra Morena y 22 en la comarca de Doñana-Aljarafe. Además, para esta última población se sumó el programa de reforzamiento genético, anteriormente explicado, mediante la inclusión de ejemplares procedentes de Sierra Morena.

> El segundo objetivo global perseguido en esta etapa fue iniciar un programa de reintroducción de la especie, otorgando prioridad a la mejora, a nivel metapoblacional, del núcleo de Sierra Morena, debido a sus mejores condiciones ambientales y de capacidad de carga. Por último, se siguió colaborando con el programa de cría en cautividad, esta vez ya no sólo aportando ejemplares desde las poblaciones silvestres, sino incorporando linces nacidos en cautividad a los programas de reintroducción.

> La experiencia acumulada en la primera etapa permitió establecer y ejecutar unas estrategias adecuadas para la conservación y recuperación de las dos poblaciones de lince ibérico andaluzas. De este modo, en el caso de Sierra Morena, ya en 2007, se alcanzaron los 50 ejemplares adultos, cifra que en 2010 llegó a 77, con 196 linces detectados y 48 hembras territoriales.

> En 2009 se consolidó la conexión física entre los núcleos poblacionales de los valles de los ríos Jándula y Yeguas. La población de Doñana-Aljarafe comenzó un incremento notable en 2008, alcanzando en 2010 su máximo histórico conocido, con 73 ejemplares detectados y 20 hembras territoriales.

> El reforzamiento genético de esta población está funcionando, y ya en 2010 se registraron los primeros cuatro ejemplares mixtos de segunda generación (ver subapartado de reforzamiento genético). De nuevo, han sido decisivas las actuaciones de mejora intervenida de la capacidad de carga (manejo del conejo de monte y ali-

mentación suplementaria) y las de reducción de mortalidad, a la que en este periodo se ha incluido, como se explicó anteriormente, el control sanitario para disminuir la mortalidad debida a enfermedades. Destaca la marcada reducción del furtivismo y la tasa de atropellos en Doñana-Aljarafe, de manera que las áreas que actuaron de sumideros en los 80 y 90, hoy funcionan como fuentes.

> El programa de vigilancia sanitaria fue fundamental para detectar y controlar adecuadamente la crisis por el brote de infección por el virus de la leucemia felina que afectó en 2007 a la población de Doñana-Aljarafe.

> Las liberaciones de los programas de reintroducción se iniciaron en 2009 en el valle del río Guadalmellato y en 2010 en el valle del río Guarrizas, con 17 ejemplares liberados hasta la fecha (15 trasladados desde las sierras de Andújar-Cardeña y 2 criados en cautividad). Los resultados preliminares indican una evolución adecuada de ambos núcleos, en la que destaca la elevada tasa de fijación de los ejemplares y las primeras reproducciones en libertad durante 2011 en Guadalmellato. Simultáneamente, los datos del programa de seguimiento han mostrado que el conjunto sierras de Andújar-Cardeña y valle de los ríos Guadalmellato y Guarrizas puede funcionar como una metapoblación por medio de la dispersión e intercambio natural de ejemplares. Por último, cabe destacar la óptima adaptación de los dos ejemplares procedentes de la cría en cautividad, lo que marca un hito muy esperanzador en la futura recuperación de la especie.

> En resumen, con cerca de 300 ejemplares en libertad en 2010, cabe concluir que los objetivos globales planteados en los programas de conservación del lince ibérico en Andalucía se han cumplido en gran medida, sin decir por ello que la especie se encuentre a salvo, pues todavía queda un largo camino por recorrer. Al menos, la tendencia regresiva observada en el siglo XX se ha revertido y, además, las experiencias desarrolladas han permitido establecer unas bases metodológicas y de actuación que han de conformar una herramienta sólida del manejo de la especie en un futuro próximo.

BIBLIOGRAFÍA

Acevedo-Whitehouse, K.; Gulland, F.; Greig, D. y Amos, W. 2003. Inbreeding: Disease susceptibility in California sea lions. *Nature* 422: 3 5.

Acosta, L.; León-Quinto, T.; Bornay-Llinares, F.J.; Simón, M.A. y Esteban, J.G. (en prensa). Helminth parasites in faecal samples from the endangered Iberian lynx *(Lynx pardinus). Veterinay Parasitology.*

Agosta-Martínez, P. 1995. Las culturas del neolítico y calcolítico en Andalucía Occidental. Espacio, Tiempo y Forma. Serie I, *Prehistoria y Arqueología*, 8: 33-80.

Alda, F.; Alcaraz, L.; Hernández, M.; Doadrio, I.; García-Garitagoitia, J.L. y Gaitero, T. 2006. *Estudio genético e inmunológico del conejo silvestre: implicaciones epidemiológicas y poblaciones de las traslocaciones y reintroducciones.* Informe inédito, Departamento de Biodiversidad y Biología Evolutiva. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid.

Allendorf, F. W. y Ryman, N. 2002. The role of genetics in Population Viability Analysis. En: S.R. Beissinger y D.R. McCullough (Eds.). *Population Viability Analysis*, pp. 50-85. The University of Chicago Press. Chicago y London.

Anderson, E.M. y Lovallo, M.J. 2003. Bobcat and lynx (Lynx rufus and Lynx canadensis). En: G.A. Feldhamer, B.C. Thompson y J.A. Chapman (Eds.). *Wild mammals of North America: biology, management, and conservation,* pp. 758-786. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. Maryland.

Andrén, H.; Linnell, J.D.C.; Liberg, O.; Ahlqvist, P.; Andersen, R.; Danell, A.; Franzén, R.; Kvam, T.; Odden, J. y Segerström, P. 2002. Estimating total lynx *Lynx lynx* population size from censuses of family groups. *Wildlife Biology* 8: 299-306.

Andrén, H.; Linnell, J.D.C.; Liberg, O.; Andersen, R.; Danella, A.; Karlsson, J.; Odden, J.; Moa, P.F.; Ahlqvist, P.; Kvam, T.; Franzén, R. y Segerström, P. 2006. Survival rates and causes of mortality in Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in multi-use landscapes. *Biological Conservation* 131: 23-32.

Angulo, E. y Villafuerte, R. 2003. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation* 115:291-301.

Antonevich, A.L.; Naidenko, S.; Bergara, J.; Vázquez, E.; Vázquez, A.; López, J.; Pardo, A.; Rivas, A.; Martínez, F. y Vargas, A. 2009. A comparative note on early sibling aggression in two related species: the Iberian and the Eurasian lynx. En: A. Vargas, C. Breitenmoser y U. Breitenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach*, pp. 157-163. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Aranaz, A.; de Juan, L.; Montero, N.; Sánchez, C.; Galka, M.; Delso, C.; Álvarez, J.; Romero, B.; Bezos, J.; Vela, A.I.; Briones, V.; Mateos, A. y Domínguez, L. 2004. Bovine tuberculosis (*Mycobacterium bovis*) in wildlife in Spain. *Journal of Clinical Microbiology* 42:2602-2608.

Arribas, A. y Palmqvist, P. 1999. On the ecological connection between sabre-tooths and hominids: Faunal dispersal events in the lower Pleistocene and a review of the evidence for the first human arrival in Europe. *Journal of Archaeological Science* 26: 571-585.

Aymerich, M. 1982. Etude comparative du régimes alimentaires du lynx pardelle (*Lynx pardina*, Temminck, 1824) et du chat sauvage (*Felis sylvestris*, Schreber, 1777) au centre de la Péninsule Ibérique. *Mammalia* 46: 515-522.

Barea-Azcón, J.M.; Virgós, E.; Ballesteros-Duperón, E.; Moleón, M. y Chirosa, M. 2006. Surveying carnivores at large spatial scales: a comparison of four broad-applied methods. En: D.L. Hawksworth y A. T. Bull (Eds.). *Vertebrate Conservation and Biodiversity*, pp. 387-404.Springer. Dordrecht, The Netherlands.

Barredo-Cano, J.I. 1996. *Sistemas de Información Geográfica y Evaluación Multicriterio*, pp. 264. Editorial RA-MA. Madrid.

Barrio, I.; Acevedo, P. y Tortosa, F.S. 2010. Assessment of methods for estimating wild rabbit population abundance in agricultural landscapes. *European Journal of Wildlife Research* 56: 335-340.

Beltrán, J.F. y Delibes, M. 1991. Ecología trófica del lince ibérico en Doñana durante un periodo seco. *Doñana Acta Vertebrata* 18: 113-122.

Beltrán, J.F. y Delibes, M. 1993. Physical characteristics of Iberian lynxes (*Lynx pardinus*) from Doñana, Southwestern Spain. *Journal of Mammalogy* 74: 852-826.

Beltrán, J.F. y Delibes, M. 1994. Environmental determinants of circadian activity of free-ranging Iberian Lynxes. *Journal of Mammalogy* 75: 382-393.

Bingham, R.L. y Brennan, L.A. 2004. Type I error rates and resource selection. *Journal of Wildlife Management* 68: 206-212.

Blanco, J.C. y Villafuerte, R. 1993. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica-vírica.* Informe inédito. TRAGSA. Madrid.

Böer, M.; Smielowski, J. y Tyrala, P. 1994. Reintroduction of the European Lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski Nationalpark/ Poland - a field experiment with zooborn individuals. Parte I: Selection, adaptation and training. *Zoologische Garten* 64: 366-378.

Böer, M.; Smielowski, J. y Tyrala, P. 1995. Reintroduction of the European Lynx (*Lynx lynx*) to the Kampinoski Nationalpark/ Poland-a field experiment with zooborn individuals. Parte II: Release phase, procedures, and activities of lynxes during the first year. *Zoologische Garten* 65: 333-342.

Bosque, J.; Escobar, F.J.; García, E. y Salado, M.J. 1994. *Sistemas de Información Geográfica: Prácticas con PC ARC/INFO e IDRISI*, pp. 478. Editorial RA-MA. Madrid.

Boutin, S. 1990. Food supplementation experiments with terrestrial vertebrates: patterns, problems, and the future. *Canadian Journal of Zoology* 68: 203-220.

Boutros, D.; Breitenmoser-Würsten, C.; Zimmermann, F.; Ryser, A.; Molinari-Jobin, A.; Capt, S.; Güntert, M. y Breitenmoser, U. 2007. Characterisation of Eurasian lynx Lynx lynx den sites and kitten survival. *Wildlife Biology* 13: 417-429.

Breitenmoser, U. 1998. Large predators in the Alps: the fall and rise of man's competitors. *Biological Conservation* 83: 279-289.

Breitenmoser, U.; Breitenmoser-Würsten, C.; Carbyn, L.N. y Funk, S.M. 2001. Assessment of carnivore reintroductions. En: J.L. Gittleman; S.M. Funk; D. Macdonald y R.K. Wayne (Eds.). *Carnivore Conservation*, pp. 241-281. Editorial Cambridge University Press. Cambridge.

Breitenmoser, U.; Breitenmoser-Würsten, C.; García-Santiago, J. y Zimmermann, F. 2004. The IUCN/SSC Red List assessment, reintroduction guidelines and the Iberian lynx. En: *II Seminario Internacional sobre la Conservación del Lince Ibérico*, pp. 45-50. Córdoba, 15-17 de diciembre, 2004. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Córdoba.

Briones, V.; de Juan, L.; Sánchez, C.; Vela, A.I.; Galka, M.; Montero, N.; Goyache, J.; Aranaz, A.; Mateos, A. y Domínguez L. 2000. Bovine Tuberculosis and the Endangered Iberian lynx. *Emerging Infectious Diseases* 6:189-91.

Brocke, R.H.; Gustafson, K.A. y Fox, L.B. 1991. Restoration of large predators: Potentials and problems. En: D.L. Decker, M.E. Krasny, G.R. Goff, C.R. Smith, y D.W. Gross (Eds.). *Challenges in the conservation of biological resources.* A practitioner´s guide, pp. 303-315. Editorial Westview Press. Boulder, Colorado.

Byrne, G. y Sheik, T. 1999. Lynx recovery project: background and post-release monitoring of lynx re-introduced to the southern Rocky Mountains of southwestern Colorado, USA. *Re-introduction News* 18: 15-17.

Cabezas, S. y Moreno, S. 2007. An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. *Animal Conservation* 10: 340-348.

Cabezas-Díaz, S.; Lozano, J. y Virgós, E. 2009. The Declines of the Wild Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) and the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Spain: Redirecting Conservation Efforts. En: Jason B. Aronoff (Ed.). *Handbook of Nature Conservation: Global, Environmental and Economic Issues*, pp. 283-310. Editorial Hardcover Nova Science Publishers.

Cabrera, A. 1914. *Fauna Ibérica. Mamíferos.* Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.

Calvete, C. 2002. *Repoblaciones, manejo y métodos de captura para conejo silvestre.* Editorial PRAMES, S.A. España.

Calvete, C. 2006. Modeling the effect of population dynamics on the impact of rabbit hemorrhagic disease. *Conservation Biology* 20: 1232-1241.

Calvete, C. y Estrada, R. 2000. *Epidemiología de la enfermedad hemorrágica (VHD) y mixomatosis en el conejo silvestre en el valle medio del Ebro. Herramientas de gestión.* Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Zaragoza.

Calvete, C.; Estrada, R.; Osacar, J.J.; Lucientes, J. y Villafuerte, R. 2004. Short-term negative effects of vaccination campaigns against myxomatosis and viral haemorrhagic disease (VHD) on the survival of European wild rabbits. *Journal of Wildlife Management* 68: 198-205.

Calvete, C.; Estrada, R.; Villafuerte, R.; Osacar, J.J. y Lucientes, J. 2002. Epidemiology of viral haemorrhagic disease and myxomatosis in a free-living populations of wild rabbits. *Veterinary Record* 150: 776-782.

Calvete, C.; Pelayo, E. y Sampietro, J. 2006. Habitat factors related to wild rabbit population trends after the initial impact of rabbit haemorrhagic disease. *Wildlife Research* 33: 467-474.

Calvete, C.; Villafuerte, R.; Lucientes, J. y Osacar, J.J. 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology* 241: 1-7.

Calzada, J. 2000. *Impacto de depredación y selección de presa del lince ibérico y el zorro sobre el conejo*. Tesis Doctoral. Universidad de León. León, España.

Carbone, C.; Christie, S.; Conforti, K.; Coulson, T.; Franklin, N.; Ginsberg, J.R.; Griffiths, M.; Holdens, J.; Kawanishi, K.; Kinnaird, M.; Laidlaw, R.; Lynam, A.; Macdonald, D.W. Martyrs, D.; McDougal, C.; Nath, L.; O´Brien, T.; Seidensticker, J.; Smith, D.J.L.; Sunquist, M.; Tilson, R. y Wan Shahruddin. 2001. The use of photographic rates to estimate of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75-79.

Catalán, I.; Rodríguez-Hidalgom P. y Tortosa, F.S. 2008. Is habitat management an effective tool for wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population reinforcement? *European Journal of Wildlife Research* 54: 449-453.

Chapman, A. y Buck, W. J. 1982(a). *La España inexplorada*. Ediciones Giner. Madrid.

Chapman, A. y Buck, W. J. 1982(b). *La España agreste. La Caza.* Ediciones Giner. Madrid.

Clark, J.D. 2009. Aspects and Implications of Bears Reintroduction. En: M.W. Hayward y M.J. Somers (Eds.) *Reintroduction of Top-Order Predators*, pp. 126-145. Blackwell Publishing. Oxford.

Conradt L. y Roper T.J. 2003. Group decision-making in animals. *Nature* 421: 155-158.

Contreras, F.; Rodríguez, Mª.O.; Cámara, J.A. y Moreno, Mª.A. 2000. *Hace 4000 años. Vida y muerte en dos poblados de la Alta Andalucía.* Consejería de Cultura, Junta de Andalucía. Sevilla.

Cooke, B.D. 2002. Rabbit haemorrhagic disease: field epidemiology and management of wild rabbit populations. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International d'Epizooties* 21: 347-358.

Cooke, B.D. y Fenner, F. 2002. Rabbit haemorrhagic disease and the biological control of wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus*, in Australia and New Zealand. *Wildlife Research* 29: 687-706.

Corber, G.B.; Flux, J.E.C.; Rogers, P.M.; Arthur, C.P.; Soriguer, R.C.; Myers, K.; Parer, I.; Wood, D.; Cooke, B.D.; Gibb, J.A.; Williams, J.M.; Fenner, F. y Ross, J. 1994. The Rabbit in continental Europe. En: H.V. Thompson y C.M. King (Eds.) *The European rabbit: the history and biology of a successful colonizer*, pp 22-63. Oxford University Press. Oxford, UK.

Cordero, A. 2011. ¿Contribuyen los cultivos de eucaliptos a conservar la diversidad biológica? *Quercus* 299: 24-29.

Cotilla, I.; Delibes-Mateos, M.; Ramírez, E.; Castro, F.; Cooke, B.D. y Villafuerte, R. 2010. Establishing a serological surveillance protocol for rabbit hemorrhagic disease by combining mathematical models and field data: implication for rabbit conservation. *European Journal of Wildlife Research* 56:725-733.

Cowan, D.P. 1987. Patterns of mortality in a free-living rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population. *Symposia of the Zoological Society of London* 58: 59-77.

Daszak, P.; Cunningham, A.A. y Hyatt, A.D. 2000. Emerging Infectious Diseases of Wildlife - Threats to Biodiversity and Human Health. *Science* 287: 443-449.

Davies-Mostert, H.T.; Mills, M.G.L. y Macdonald, D.W. 2009. A Critical Assessment of South Africa's Managed Metapopulation Recovery Strategy for African Wild Dogs. En: M.W. Hayward y M.J. Somers (Eds.) *Reintroduction of Top-Order Predators*, pp. 126-145. Blackwell Publishing. Oxford.

Dehnhard, M.; Fanson, K.; Frank, A.; Naidenko, S.V.; Vargas, A. y Jewgenow, K. 2010. Comparative metabolism of gestagens and estrogens in the four lynx species, the Eurasian (*Lynx-lynx*), the Iberian (*L. pardinus*), the Canada lynx (*L. canadensis*) and the bobcat (*L. rufus*). *General and Comparative Endocrinology* 167: 287-296.

Delibes, M. 1979. Le lynx dans la Péninsule Iberique: répartition et regression. Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse. Numéro especial, *Scientifique et Technique, Le Lynx*, pp. 41-46.

Delibes, M. 1980. Feeding ecology of the Spanish lynx in the Coto Doñana. *Acta Theriologica* 25: 309-324.

Delibes, M.; Palacios, F.; Garzón, J. y Castroviejo, J. 1975. Notes sur l'alimentation et la biologie du lynx pardelle, *Lynx pardina* (Temminck, 1824), en Espagne. *Mammalia* 39: 387-393.

Delibes-Mateos, M.; Ferreras, P. y Villafuerte, R. 2008. Rabbit populations and game management: the situation after 15 years of rabbit haemorrhagic disease in central-southern Spain. *Biodiversity and Conservation* 17: 559-574.

Delibes-Mateos, M.; Ferreras, P. y Villafuerte, R. 2009. Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance and protected areas in central-southern Spain: why they do not match? *European Journal Wildlife Research* 55: 65-69.

Devineau, O.; Shenk, T.M.; White, G.C.; Doherty Jr.P.F.; Lukacs, P.M. y Kahn, R.H. 2010. Evaluating the Canada lynx reintroduction programme in Colorado: patterns in mortality. *Journal of Applied Ecology* 47: 524-531

Diefenbach, D.R.; Hansen, L.A.; Warren, R.J. y Conroy, M.J. 2006. Spatial organization of a reintroduced population of bobcats. *Journal of Mammalogy* 87: 394-401.

Eberhardt, L.L. 1985. Assessing the dynamics of wild populations. *Journal of Wildlife Management* 49: 997-1012.

Fa, J.E.; Sharples, C.M. y Bell, D.J. 1999. Habitat correlates of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) distribution after the spread of RVHD in Cádiz Province, Spain. *Journal of Zoology* 249: 83-96.

Fedriani, J.M.; Palomares, F. y Delibes, M. 1999. Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecologia* 121: 138-148.

Fernández, N.; Delibes, M. y Palomares, F. 2006. Landscape evaluation in conservation: molecular sampling and habitat modeling for the Iberian lynx. *Ecological Applications* 16: 1037-1049.

Fernández, N.; Delibes, M.; Palomares, F. y Mladenoff D.J. 2003. Identifying breeding habitat for the Iberian lynx: inferences from a fine-scale spatial analysis. *Ecological Application* 13: 1310-1340.

Fernández, N.; Palomares, F. y Delibes, M. 2002. The use of breeding dens and kitten development in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology* 258: 1-5.

Ferreira, C y Célio, P. 2009. Influence of habitat management on the abundance and diet of wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus algirus*) populations in Mediterranean ecosystems. *European Journal of Wildlife Research* 55:487-496.

Ferrer, M. 1993. El águila imperial. *Quecus*, Madrid.

Ferrer, M. y Negro, J.J. 2004. The Near Extinction of Two Large European Predators: Super Specialists Pay a Price. *Conservation Biology* 18: 344-349.

Ferreras, P. 2001. Landscape structure and asymmetrical interpach connectivity in a metapopulation of the endangered Iberian lynx. *Biological Conservation* 100: 125-136.

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, 1824). *Biological Conservation* 61: 197-202.

Ferreras, P.; Beltrán, J. F.; Aldama, J. J. y Delibes, M. 1997. Spatial organization and land tenure system of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Journal of Zoology* 243: 163-189.

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.

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.

Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1-11.

Forman, R.T.T.; Sperling, D.; Bissonette, J.A.; Clevenger, A.P.; Cutshall, C.D.; Dale, V.H.; Fahrig, L.; France, R.; Goldman, C.R.; Heanue, K.; Jones, J.A.; Swanson, F.J.; Turrentine, T. y Winter, T.C.(Eds.) 2003. *Road ecology: Science and Solutions.* Pág. 483. Island Press. Washington.

Forrester, N.L.; Trout, R.C.; Turner, S.L.; Kelly, D.; Boag, B.; Moss, S. y Gould, E.A. 2006. Unravelling the paradox of rabbit haemorrhagic disease virus emergence, using phylogenetic analysis; possible implications for rabbit conservation strategies. *Biological Conservation* 131: 296-306.

Fritss, S.H.; Bangs, E.E.; Fontaine, J.A.; Johnson,M.R.; Phillips, M.K.; Koch, E.D. y Gunson, J.R. 1997. Planning and implementing a reintroduction of wolves to Yellosstone National Park and Central Idaho. *Restoration Ecology* 5: 7-27.

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.

García, J.; Cadenas, R. y Simón, M.A. 2004. Aplicación de un sistema de evaluación multicriterio a la conservación de fauna silvestre mediante un S.I.G. En: *Territorio y medio ambiente: métodos cuantitativos y técnicas de información geográfica*, pp. 289-302. Aportaciones al "XI Congreso de Métodos Cuantitativos, SIG y Teledetección", Murcia, 20-23 Septiembre, 2004. EGMASA/Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

García-Herrera, J.J. 2007. Reintroducción del conejo de monte *Oryctolagus cuniculus* en el Parque Nacional de Cabañeros. *Ecología* 21: 175-194.

García-Perea, R. 1996. Patterns of Postnatal Development in Skulls of Lynxes, Genus lynx (Mammalia: Carnivora). *Journal of Morphology* 229: 241-254.

García-Perea, R. 2000. Survival of injured Iberian lynx (*Lynx pardinus*) and non-natural mortality in central-southern Spain. *Biological Conservation* 93: 265-269.

García-Perea, R. y Gisbert, J. 1986. Causas de mortalidad del lince ibérico en los Montes de Toledo y Sierra Morena. En: *Naturaleza y Sociedad,* pp. 183-185. Aportaciones a las Jornadas sobre la Conservación de la Naturaleza en España, Oviedo, 27-29 Noviembre, 1986. Principado de Asturias.

Garrote, G.; Perez de Ayala, R.; Pereira, P.; Robles, F.; Guzmán, N.; García, F.J.; Iglesias, M.C.; Hervás, J.; Fajardo, I.; Simón, M. y Barroso, J.L. 2010. Estimation of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) population in the Doñana area, SW Spain, using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *European Journal of Wildlife Research* 57: 355-362.

Garzón, J. 1973. Situación actual del lince mediterráneo en Iberia. En: *II Coloquio Español de Mastozoología*. Diciembre, León. España.

Gavashelishvili, A. y Lukarevskiy, V. 2008. Modelling the habitat requirements of leopard Panthera pardus in west and central Asia. *Journal of Applied Ecology* 45: 579–588.

GEOBIO. 2011. Revista on line en la web oficial de la Consejería de Medio Ambiente. *http://cma.junta-andalucia.es/medioambiente/site/web.*

Ghoddousi, A.; Hamidi, A.H.Kh.; Ghadirian, T.; Ashayeri, T.D.; Moshiri, H. y Khorozyan, I. 2008. The Status of the Persian Leopard in Bamu National Park, Iran. *Cat News* 49: 10-13

Gil, J.M.; Molino, F. y Valenzuela, G. 1997(a). Efecto de la litología y de las repoblaciones forestales sobre la distribución y la abundancia del Lince Ibérico (*Lynx pardina*) en el Parque Natural de la Sierra de Andújar. *Aegypius,* 14: 21-28.

Gil, J.M.; Molino, F. y Valenzuela, G. 1997(b). Nota sobre la alimentación del lince ibérico en el Parque Natural de la Sierra de Andújar. *Doñana Acta Vertebrata* 24: 204-206.

Gil-Sánchez, J.M. y McCain, E. (en prensa). Former range and decline of the Iberian lynx (*Lynx pardinus*) reconstructed using verified records: a tool for reintroduction programs. *Journal of Mammalogy*.

Gil-Sánchez, J.M.; Ballesteros-Duperón, E. y Bueno-Segura, J.F. 2006. Feeding ecology of the Iberian lynx *Lynx pardinus* in eastern Sierra Morena (Southern Spain). *Acta Theriologica* 51: 85-90.

Gil-Sánchez, J.M.; Moral, M.; Bueno, J.; Rodríguez-Siles, J.; Lillo, S.; Pérez, J.; Martín, J.M.; Valenzuela, G.; Garrote, G.; Torralba, B. y Simón-Mata. M.A. 2011. The use of camera trapping for estimating Iberian lynx (*Lynx pardinus*) home ranges. *European Journal Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-011-0533-y

Gil-Sánchez, J.M.; Sánchez-Clemot, J.F.; Molino, F.; Valenzuela, G. y Moleón, M. 1998. Presencia actual del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en la provincia de Granada. *Galemys* 10:47-52.

Gil-Sánchez, J.M.; Simón, M.A.; Cadenas, R.; Bueno, J.; Moral, M. y Rodríguez-Siles, J. 2010. Current Status Of the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Eastern Sierra Morena, Southern Spain. *Wildlife Biological in Practice* 6: 14-33.

Gittleman, J.L.; Funk, S.M.; Mcdonald, D. y Wayne, R.K. (Eds.). 2001. *Carnivore Conservation*. Pág. 675. Cambridge University Press.

Godoy, J.A. 2011. *Caracterización genética de individuos y poblaciones andaluzas de lince ibérico*. Informe inédito, CSIC- Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Godoy, J.A.; Casas-Marce, M. y Fernández, J. 2009. Genetic issues in the implementation of the Iberian Lynx Ex situ Conservation Programme. En: A. Vargas, C. Breintenmoser, y U. Breintenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach*, pp 86-99. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Gómez-Mendoza, A. 1989. *Ferrocarril, industria y mercado en la modernización de España*. Espasa Calpe. Madrid. España.

González, L.M.; Margalida, A.; Sánchez, R. y Oria, J. 2006. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation* 129: 477-486.

González-Oreja, J.A. 1998. Non-natural mortality of the Iberian lynx in the fragmented population of Sierra de Gata (W Spain). *Miscel-lania Zoologica* 21: 31-35.

Göritz, F.; Dehnhard, M.; Hildebrandt, T.B.; Naidenko, S.V.; Vargas, A.; Martínez, F.; López-Bao, J.V.; Palomares, F. y Jewgenow, K. 2009. Non cat-like ovarian cycle in the Eurasian and the Iberian lynx -Ultrasonographical and endocrinological analysis. *Reproduction in Domestic Animals* 44: 87-91.

Gortázar, C.; Vicente, J.; Samper, S.; Garrido, J.M.; Fernández-de-Mera, I.; Gavín, P.; Juste, R.A.; Martín, C.; Acevedo, P.; De la Puente, M. y Höfle, U. 2005. Molecular characterization of Mycobacterium tuberculosis complex isolates from wild ungulates in South-central Spain. *Veterinary Research* 36: 43-52.

Granados, J.E.; Gil, J.M.; Gómez, F.; Chirosa, M. y Pérez-Jiménez, J.M. 1995. Presencia del lince y evaluación de sus hábitats en la provincia de Granada. *Quercus* 110: 16-18.

Grande del Brío, R. 1993. *El lince ibérico (Lynx pardina) en Castilla y León*. Pág. 144. Amarú. Salamanca. España.

Griffith, B.; Scout, J.M.; Carpenter, J.W. y Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: Status and Strategy. *Science* 245: 477-480.

Guil, F.; Agudín, S.; El-Khadir, N.; Fernandez-Olalla, M.; Figueredo, J.; Domínguez, F.G.; Garzón, P.; Gonzalez, G.; Muñoz-Igualada, J. y Oria J. 2010. Factors conditioning the camera-trapping efficiency for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research* 56: 633-640.

Guisan, A. y Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.

Gutiérrez Alba, V. 2007. Apuntes históricos sobre el Lince ibérico en Andalucía. *Galemys* 19: 33-52.

Guzmán, J.N.; García, F.J.; Garrote, G.; Pérez de Ayala, R. e Iglesias, M.C. 2002. *Censo-diagnóstico de las poblaciones de lince ibérico (Lynx pardinus) en España, 2000-2002.* Informe inédito. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Guzmán, J.N.; García, F.J.; Garrote, G.; Pérez, R. e Iglesias, C. 2004. *El lince ibérico (Lynx pardinus) en España y Portugal. Censo-diagnóstico de sus poblaciones.* Dirección General para la Biodiversidad. Madrid.

Hansen, K. 2001. *Bobcat*. Master of survival. Oxford University Press. New York.

Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press. Oxford, UK.

Hayward, M.W. y Somers, M.J. 2009. Reintroduction of Top-Order Predators: Using Science to Restore One of the Drivers of Biodiversiy. En: M.W Hayward y M.J. Somers (Eds.). *Reintroduction of Top-Order Predators*, pp. 1-9. Blackwell Publishing. Oxford.

Hilderbrand, G.V.; Hanley, T.A.; Robbins, C.T. y Schwatrz, C.C. 1999. Role of brown bears (*Ursus arctos*) in the flow of marine nitrogen into terrestrial ecosystems. *Oecologia* 121: 546-550.

Huijser, M.P. y Bergers, P.J.M. 2000. The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation* 95:111-116.

Huijser, M.P.; McGowen, P.T.; Fuller, J.; Hardy, A.; Kociolek, A.; Clevenger, A.P.; Smith, D. y Ament, R. 2007. *Wildlife-Vehicle Collision Reduction Study: Report to Congress.* Pág. 262. U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington D.C., USA.

Iborra O. y Lumaret J.P. 1997. Validity limits of the pellet group counts in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammalia* 61: 205-218.

Jackson, R.M.; Rhoe, S.D.; Wangchuk, R. y Hunter, D.D. 2005. *Surveying Snow Leopard populations with Emphasis on Camera Trapping: A Handbook. The Snow Leopard Conservancy.* Sonoma. California.

Jewgenow, K.; Göritz, F.; Vargas, A. y Dehnhard, M. 2009. Seasonal profiles of ovarian activity in Iberian lynx (*Lynx pardinus*) based on urinary hormone metabolite analyses. *Reproduction in Domestic Animals* 44: 92-97.

Jewgenow, K.; Naidenko, S.V.; Goeritz, F.; Vargas, A. y Dehnhard, M. 2006. Monitoring testicular activity of male eurasian (*Lynx lynx*) and Iberian (*Lynx pardinus*) lynx by fecal testosterone metabolite measurement. *General and Comparative Endocrinology* 149: 151-158.

Jiménez, A.; Sánchez, B.; Pérez-Alenza, D.; García, P.; López, J.V.; Rodríguez, A.; Muñoz, A.; Martínez, F.; Vargas, A. y Peña, L. 2008. Membranous glomerulonephritis in the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Veterinay Immunology Immunopathology* 121:34-43.

Johnson, W.E.; Eizirik, E.; Pecon-Slattery, J.; Murphy, W.J.; Antunes, A.; Teeling, E. y O'Brien, S.J. 2006. The late Miocene radiation of modern felidae: a genetic assessment. *Science* 311 (5757): 73-7.

Johnson, W.E.; Godoy, J.A.; Palomares, F.; Delibes, M.; Fernández, M.; Revilla, E. y O´Brien, S.J. 2004. Phylogenetic and phylogeographic analysis of Iberian lynx populations. *Journal of Heredity* 95:19-28.

Johnson, W.E.; Onorato, D.P.; Roelke, M.E.; Darrel-Land, E.; Cunningham, M.; Belden, R.C.; McBride, R.; Jansen, D.; Lotz, M.; Shindle, D.; Howard, J.; Wildt, D.E.; Penfold, L.M.; Hostetler, J.A.; Oli, M.K y O´Brien S.J. 2010. Genetic Restoration of the Florida Panther. *Science* 329:1641-1645.

Juhlin, C. y Khalil, H. 2011. *Population Viability Analysis of the Iberian Lynx, Lynx pardinus, Population in Sierra Morena and the Future Metapopulation with Guadalmellato and Guarrizas.* Informe inédito. Conservation Ecology. Stockholm University.

Karanth, K.U. y Nichols, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852-2862.

Kautz, R.; Kawula, R.; Hoctor, T.; Comiskey, J.; Jansen, D.; Jennings, D.; Kasbohm, J.; Mazzotti, F.; McBride, R.; Richardson, L. y Root, K. 2006. How much is enough? Landscape-scale conservation for the Florida panther. *Biological Conservation* 130: 118-133.

Kenney, J.S.; Smith, J.L.; Starfield, A.M. y McDougal, C.W. 1995. The long-term effects of tiger poaching on population viability. *Conservation Biology* 9: 1127-1133.

Klara, N.; Fernandez, N.; Kramer-Schadt S.; Herrmanne; M.; Trinzenf, M.; Büttnerf, I. y Niemitzb, C. 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141: 308-319.

Kramer-Schadt, S.; Revilla, E. y Wiegand, T. 2005. Lynx reintroductions in fragmented landscapes of Germany: Projects with a future of misunderstood wildlife conservation? *Biological Conservation* 125: 169-182.

Kurtén, B. 1968. *Pleistocene mammals of Europe.* Aldine Publishing Company, Chicago.

Kurtén, B. 1978. The Lynx from Etouaries, *Lynx issiodorensis* (Croizet y Jobert), late Pliocene. *Annales Zoologici Fennici* 15: 314-322.

Kurtén, B. y Anderson, E. 1980. *Pleistocene mammals of Norh America*. Columbia University Press. Nueva York.

Kurtén, B. y Granqvist, E. 1987. Fossil pardel lynx (*Lynx pardina* spelaea Boule) from a cave in Southern France. *Annales Zoologici Fennici* 24: 39-43.

León-Quinto, T.; Simón, M.A.; Cadenas, R.; Jones, J.; Moreno, J. M.; Vargas, A.; Martínez, F. y Soria, B. 2009. Developing biological resource banks as a supporting tool for wildlife reproduction and conservation the Iberian lynx bank as a model for other endangered species. *Animal Reproduction Science* 112: 347-61.

León-Quinto, T.; Simón, M.A.; Sánchez, A.; Martín, F. y Soria, B. 2011. Cryobanking the genetic diversity in the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*) from skin biopsies. Investigating the cryopreservation and culture ability of highly valuable explants and cells. *Cryobiology* 62:145-151.

Linnell, J.D.C.; Breitenmoser, U.; Breitenmoser-Würsten, C.; Odden, J. y Von Arx, M. 2009. Recovery of Eurasian Lynx in Europe: What Part has Reintroduction Played. En: En: M.W. Hayward y M.J. Somers (Eds.). *Reintroduction of Top-Order Predators*, pp. 72-91. Blackwell Publishing. Oxford.

Liu, S.J.; Xue, H.P.; Pu, B.Q. y Quian, N.H. 1984. A new viral disease in rabbits. *Animal Husbandry and Veterinarian Medicine* 16: 253-255.

Llorens-Folgado, G. 2008. *Observaciones de campo del lince ibérico*. Tundra Ediciones. Valencia.

Lombardi, L.N.; Fernández, N.; Moreno, S. y Villafuerte, R. 2003. Hábitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Jorunal of Mammalogy* 84: 26-36.

Long, R.A.; MacKay, P.; Zielinski, W.J. y Ray, J.C. (Eds.). 2008. *Noninvasive survey methods for carnivores.* Island Press. Washington.

López, G.; López-Parra, M.; Fernández, L. y Simón, M.A. 2010. Feline leukaemia virus outbreak in the Iberian lynx in 2007: analysing partial data may lead to misconceptions. *Animal Conservation* 14: 246-248.

López, G.; López-Parra, M.; Fernández, L.; Martínez-Granados, C.; Martínez, F.; Meli, M.L.; Gil-Sánchez, J.M.; Viqueira, N.; Díaz-Portero, M.A.; Cadenas, R.; Lutz, H.; Vargas, A. y Simón, M.A. 2009. Management measures to control a feline leukemia virus outbreak in the endangered Iberian lynx. *Animal Conservation* 12:173-182.

López-Bao, J.V.; Palomares, F.; Rodríguez, A. y Delibes, M. 2009(a). Effects of food supplementation on home range size, productivity and recruitment in a small population of Iberian lynx. *Animal Conservation* 13: 35-42.

López-Bao, J.V.; Rodríguez, A. y Palomares, F. 2008. Behavioural response of a trophic specialist, the Iberian lynx, to supplementary food: Patterns of food use and implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 1857-1867.

López-Bao, J.V.; Rodríguez, A. y Palomares, F. 2009(b). Competitive Asymmetries in the Use of Supplementary Food by the Endangered Iberian Lynx (*Lynx pardinus*). *PLoS One 4, e7610.*

López-Bao, J.V.; Rodríguez, A. y Palomares, F. 2010. Abundance of wild prey modulates consumption of supplementary food in the Iberian lynx. *Biological Conservation* 143: 1245-1249.

Loveridge, A.J.; Hemson, G.; Davidson, Z. y MacDonald, D.W. 2010. Africans lions on the edge: reserve boundaries as "attractive sinks". En: D.W. Macdonald y A.J. Loveridge, (Eds.). *Biology and conservation of wild felids*, pp. 283-304. Oxford University Press. New York.

Lozano, J.; Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S. y Mangas, J.G. 2007. Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wild cat (*Felis silvetris*) facing a new treta? *Biological Conservation* 138: 321-329.

Lyons, E.J.; Frodsham, A.J.; Zhang, L.; Hill, A.V. y Amos, W. 2009. Consanguinity and susceptibility to infectious diseases in humans. *Biology Letters* 5: 574-576.

Macdonald, D.W. y Loveridge, A.J. (Eds.). 2010. *Biology and conservation of wild felids,* pp. 283-304. Oxford University Press, New York.

MacKenzie, D.I.; Nichols, J.D.; Royle, J.A.; Pollock, K.H.; Bailey, L.L. y Hines, J.E. 2006. *Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier. San Diego, California.

Madoz, P. 1986. *Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de ultramar.* 16 tomos. Editorial Ámbito. Valladolid. España.

Maffei, L.; Cuéllar, E. y Noss, A. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262: 295-304.

Manteca, X. 2009. Behavioral problems of wild felids in captivity. En: A. Vargas, C. Breintenmoser y U. Breintenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach,* pp. 126-135. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Marchandeau, S.; Aubineau, J.; Berger, F.; Gaudin, J.C.; Roobrouck, A.; Corda, E. y Reitz, F. 2006. Abundance indices: reliability testing is crucial—a field case of wild rabbit *Oryctolagus cuniculus. Wildlife Biology* 12(1): 19-27.

Marker, L.L.; Fabiano, E. y Nghikembua, M. 2008. The Use of Remote Camera Traps to Estimate Density of Freeranging Cheetahs in North-Central Namibia. *Cat News* 49: 22-24.

Martín-Lecumberri, N. 1912. *Distribución geográfica de los vertebrados de la fauna ibérica*. Memoria presentada en la Universidad Central para verificar los ejercicios del grado de Doctor en la Facultad de Ciencias (Sección de Naturales). Imprenta de Antonio Marzo. Madrid. España.

Mattson, D.J.; Byrd, K.L.; Rutherford, M.B.; Brown, S.R. y Clark, T.W. 2006. Finding common ground in large carnivore conservation: Mapping contending perspectives. *Environmental Science & Policy* 9: 392-405.

McKelvey, K.L.; Aubry, K.B. y Schwartz, M.K. 2008. Using Anecdotal Occurrence Data for Rare or Elusive Species: The Illusion of Reality and a Call for Evidentiary Standards. *BioScience* 58 (6): 549-555.

Meli, M.; Simmler, P.; Cattori, V.; Martínez, F.; Vargas, A.; Palomares, F.; López-Bao, J.V.; Simón, M.A.; López, G.; León-Vizcaino, L.; Hofmann-Lehmann, R. y Lutz, H. 2010. Importance of canine distemper virus (CDV) infection in free-ranging Iberian lynxes (*Lynx pardinus*). *Veterinary Microbiology* 146: 132-137.

Meli, M.L.; Cattori, V.; Martínez, F.; López, G.; Vargas, A.; Simón, M.A.; Zorrilla, I.; Muñoz, A.; Palomares, F.; López-Bao, J.V.; Pastor, J.; Tandon, R.; Willi, B.; Hofmann-Lehmann, R. y Lutz, H. 2009. Feline Leukemia Virus and other pathogens as important threats to the survival of the critically endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *PLoSONE 4: e4744*.

Millán, J.; Candela, M.G.; López-Bao, J.V.; Pereira, M.; Jiménez, M.A. y León-Vizcaíno, L. 2009(a). Leptospirosis in wild and domestic carnivores in natural areas in Andalusia, Spain. *Vector-Borne Zoonotic Diseases* 9: 549-554.

Millán, J.; Candela, M.G.; Palomares, F.; Cubero, M.J.; Rodríguez, A.; Barral, M.; Fuente, J.; Almería, S. y León-Vizcaíno, L. 2009(b). Disease threats to the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). The *Veterinary Journal* 182:114-124.

Millán, J.; Naranjo, V.; Rodríguez, A.; Pérez de la Lastra, J.M.; Mangold, A.J. y de la Fuente, J. 2007. Prevalence of infection and 18S rRNA gene sequences of *Cytauxzoon* species in Iberian lynx (*Lynx pardinus*) in Spain. *Parasitology* 134: 995-1001.

Miller, G.S. 1912. *Catalogue of the Mammals of Western Europe.* Pág. 673. British Museum. London.

Millspaugh, J.J. y Marzluff, J.M. (Eds.). 2001. *Radio tracking and animal populatios.* Academic Press. San Diego. California.

Moen, R. y Burdett, C.L. 2009. *Den sites of radiocollared Canada Lynx in Minnesota 2004-2007.* NRRI Technical Report No. NRRI/TR-2009/07.

Moreira-Madueño, J.M. 2007. *Guía técnica del Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía. Escala 1:25.000.* Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Moreno, S.; Beltrán, J.F.; Cotilla, I.; Kuffner, B.; Laffite, R.; Jordán, G.; Ayala, J.; Quintero, C.; Jiménez, A.; Castro, F.; Cabezas, S. y Villafuerte, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in south-western Spain. *Wildlife Research* 34: 652-658.

Moreno, S. y Villafuerte, R. 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biologinal Conservation* 73:81-85.

Moreno, S.; Villafuerte, R.; Cabezas, S. y Lombardi, L. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation* 118: 183-193.

Muñoz, G. 1960. *Anverso y reverso de la mixomatosis*. Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial. Madrid. España.

Murphy, F.A.; Fauquet, C.M.; Bishop, D.H.L.; Ghabrial, S.A.; Jarvis, A.W.; Martelli, G.P.; Mayo, M.A. y Summers, M.D.1995. *Virus taxonomy. Classification and nomenclature of viruses.* Sixth Report of the International Committee on the Taxonomy of Viruses. Springer-Verlag. Wien.

Myers, K. 1954. Studies in the epidemiology of infectious of rabbits. *Journal of Hygiene Cambridge* 52: 48-59.

Notario, A.; Moro, J.; Fuentes, O.; Castresana, L.; Respaldiza, E.; Ionescu, O. y Nahlik, A. 2010. Comparative bacteriological study of two wild boar populations in Sierra Morena (Jaén, Spain). *Notulas Scientia Biological* 2: 18-23.

Nowell, K. 2002. Revision of the Felidae Red List of Threatened Species. *Cat News* 37, 4-6.

Nowell, K. y Jackson, P. 1996. *Wild cats: status survey and conservation action plan.* IUCN. Gland. Switzerland.

O'Connell, A.F.; Nichols, J.D. y Karanth, K.U. (Eds.). 2011. *Camera-Traps in Animal Ecology. Methods and Analyses*. Springer. Tokyo.

Ohlinger, V.F.; Haas, B.; Meyers, G.; Weiland, F. y Thiel, H.J. 1990. Identification and Characterization of the Virus Causing Rabbit Hemorrhagic Disease. *Journal of Virology* 64: 3331-3336.

Onorato, D.; Belden, C.; Cunningham, M.; Land, D.; McBride, R. y Roelke, M. 2010. Long-term reseach on the Florida panther (*Puma concolor coryi*): historical findings and future to populations persistence. En: D.W. Macdonald y A.J. Loveridge (Eds.). *Biology and conservation of wild felids,* pp. 453-470. Oxford University Press. New York.

Oro, D.; Margalida, A.; Carrete, M.; Heredia, R. y Donázar, J.A. 2008. Testing the goodness of supplementary feeding to enhance population viability in an endangered vulture. *PLoS One 3, e4084*.

Palma, L.; Beja, P. y Rodriguez, M. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology* 36:812-824.

Palomares, F. 2001(a). Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. *Wildlife Society Bulletin* 29: 578-585.

Palomares, F. 2001(b). 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. 2003. The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits. *Mammalian Biology* 68: 224-234.

Palomares, F. y Fernández, N. 2000. The selection of breeding dens by the endangered Iberian lynx: implications for its conservation. *Biological Conservation* 94: 51-61.

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.; Delibes, M.; Godoy, M.; Piriz, A.; Revilla, E.; Ruiz, G.; Rivilla, J.A. y Conradi, S. 1999. *Determinación de la presencia y tamaño poblacional del lince ibérico usando técnicas moleculares y un sistema de información geográfico.* Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC).

Palomares, F.; Delibes, M.; Revilla, E. Calzada, J. y Fedriani, J.M. 2001. Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in south-western Spain. *Wildlife Monographs* 148, 1-36.

Palomares, F.; Ferreras, P.; Fedriani, J.M. y Delibes, M. 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 33: 5-13.

Palomares, F.; Gaona, P.; Ferreras, P. y Delibes, M. 1995. Positive Effects on Game Species of Top Predators by Controlling Smaller Predators Populations: An Example with Lynx, Mongooses and Rabbits. *Conservation Biology* 9: 295-305.

Palomares, F.; Godoy, J.A.; López-Bao, J.V. et al. (enviado). A plausible extinction vortex for a vertebrate population on the verge of extirpation: the Iberian lynx in Doñana.

Palomares, F.; Godoy, J.A.; Piriz, A.; O'Brien, S.J. y Johnson, W.E. 2002. Faecal genetic analysis to determine the presence and distribution of elusive carnivores: design and feasibility for the Iberian lynx. *Molecular Ecology* 11: 2171-2182.

Palomares, F.; Revilla, E.; Calzada, J.; Fernández, N. y Delibes, M. 2005. Reproduction and pre-dispersal survival of Iberian lynx in a subpopulation of the Donana National Park. *Biological Conservation* 122: 53-59.

Palomares, F.; Rodríguez, A.; Laffitte, R. y Delibes, M. 1991. The status and distribution of the Iberian lynx, *Felix pardina* (Temminck), in Coto Doñana area, SW Spain. *Biological Conservation* 57: 159-169.

Palomero, G.; Blanco, J.C.; Ballesteros, F.; García-Serrano, A.; Herrero, J. y Nores, Carlos. 2010. Récord de osas con crías en el occidente cantábrico. *Quercus* 301: 20-25.

Parker, G.A. y Sutherland, W.J. 1986. Ideal free distributions when individuals differ in competitive ability: phenotype-limited ideal free models. *Animal Behaviour* 34: 1222-1242.

Pedersen, A.B.; Jones, K.E.; Nunn, C.L. y Altizer, S. 2007. Infectious diseases and extinction risk in wild mammals. *Conservation Biology* 21: 1269-1279.

Peiró, V. y Seva, E. 1991. Maladie he´morrhagique virale du lapin de garenne au sud-est de 'Espagne. En: S. Csanyi y J. Ernhaft (Eds.). *Proceedings XXth Congress of International Union of Game Biologists,* pp. 752-758. Gödöllö, Hungary.

Peña, L.; García, P.; Jiménez, M.A.; Benito, A.; Pérez-Alenza, M.A. y Sánchez, B. 2006. Histopathological and immunohistochemical findings in lymphoid tissues of the endangered Iberian lynx *(Lynx pardinus). Comparative Immunology Microbiology and Infectious Diseases* 29:114-126.

Persson, J. 2005. Female wolverine (*Gulo gulo*) reproduction: reproductive costs and winter food availability. *Canadian Journal of Zoology* 83: 1453-1459.

Pertoldi, C.; García-Perea, R.; Godoy, J.A.; Delibes, M. y Loeschcke, V. 2006. Morphological consequences of range fragmentation and population decline on the endangered Iberian lynx *(Lynx pardinus). Journal of Zoology* 268:73-86.

Polis, G.A.; Myers, C.A. y Hess, W.R. 1984. A survey of intraspecific predation within the class Mammalia. *Mammal Review* 14:187-198.

Proctor, M.F. 2003. *Genetic analysis of movement, dispersal and population fragmentation of grizzly bears in southwestern Canada.* Tesis, The University of Calgary, Alberta. Canada.

Ranganathan, J.; Chan, K.M.A.; Karanth, K.U. y Smith, J.L.D. 2008. Where can tigers persist in the future? A landscape-scale, density-based population model for the Indian subcontinent. *Biological Conservation* 141: 67-77.

Rau, J.R.; Beltrán, J.F. y Delibes, M. 1985. Can the increase of fox density explain the decrease in lynx numbers at Doñana? *Revue d´Ecologie (Terre & Vie)* 40: 145-150.

Real, R.; Barbosa, A.M.; Rodriguez, A.; Garcia, F.J.; Vargas, J.M.; Palomo, L.J. y Delibes, M. 2009. Conservation biogeography of ecologicallyinteracting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions* 15: 390-400.

Revilla, E.; Rodríguez, A.; Román, J. y Palomares, F. 2007. Análisis de la viabilidad de la metapoblación de lince ibérico de Doñana: una estrategia de manejo adaptativo para su conservación. En: L. Ramírez y B. Asensio (Eds.). *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2003-2006,* pp. 307–323. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Madrid.

Rexstad, E. y Burnham, K. 1991. *User´s guide for Interactive Program CAPTURE. Abundance estimation of closed animal populations.* Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. Colorado State University, Fort Collins. Colorado.

Rivas, A.; Martínez, F.; Sánchez, I.; Aguilar, J.M.; Quevedo, M.A.; Bergara, J.; Márquez, E.; Cuadrado, M. y Vargas, A. 2009. Hand-rearing of Iberian lynx cubs. En: A. Vargas, C. Breitenmoser y U. Breitenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach,* pp 109-124. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Rodríguez, A. y Delibes, M. 1990. *El lince ibérico (Lynx pardina) en España. Distribución y problemas de conservación.* ICONA. Madrid.

Rodríguez, A. y Delibes, M. 1992. Current range and status of the Iberian lynx *Felis pardina* Temminck, 1824 in Spain. *Biological Conservation* 61: 189-196.

Rodríguez, A. y Delibes, M. 1993. *Elaboración de un inventario de fincas en las áreas de distribución del lince ibérico en las provincias de Córdoba, Jaén, Sevilla y Cádiz.* Memoria final. Informe inédito. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía - CSIC.

Rodríguez, A. y Delibes, M. 1995. *Estudio del uso del territorio por parte del lince en Sierra Morena.* Informe inédito. ICONA. Madrid.

Rodríguez, A. y Delibes, M. 2002. Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography* 25: 314-328.

Rodríguez, A. y Delibes, M. 2004. Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation* 118: 151-161.

Rodríguez, A.; Barrios, L. y Delibes, M. 1992. *Biología del lince ibérico en Sierra Morena.* Informe inédito. ICONA-CSIC. Madrid.

Rodríguez, A.; Delibes, M. y Palomares, F. 2003. *Lince ibérico. Bases para su reintroducción en las sierras de Cádiz.* Consejería de Obras Públicas y Transportes. Junta de Andalucía.

Rodríguez, A.; Godoy, J.A.; López-Bao, J.V. y Palomares, F. 2009. *Marcaje con heces y organización espacial en el lince ibérico.* IX Jornadas de la SECEM, Bilbao.

Roelke, M.; Johnson, W.E.; Millán, J.; Palomares, F.; Revilla, E.; Rodríguez, A.; Calzada, J.; Ferreras, P.; León-Vizcaíno, L.; Delibes, M. y O'Brien, S. 2008. Exposure to disease agents in the endangered Iberian lynx *(Lynx pardinus). European Journal of Wildlife Research* 54:171-178.

Rogers, P.M. 1978. Predatro-prey relationship between rabbit and lynx in southern Spain. T*erres et Vie* 32: 83-87.

Roldán, E.; Gomendio, M.; Garde, J.J.; Gañán, N.; González, R.; Crespo, C. y Arregui, L. 2009. A Genetic Resource Bank and assisted reproduction for the critically endangered Iberian lynx. En: A. Vargas, C. Breitenmoser y U. Breitenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach,* pp 304-314. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Román, J.; Palomares, F.; Revilla, E.; Rodríguez, A.; Tablado, Z.; López-Bao, J. V. y d'Amico, M. 2006. *Seguimiento científico de las actuaciones del proyecto LIFE-Naturaleza "Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía". LIFE 02NAT/008609.* Informe técnico. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Romero, B.; Aranaz, A.; Sandoval, A.; Álvarez, J.; Juan, L.; Bezos, J.; Sánchez, C.; Galka, M.; Fernández, P.; Mateos, A. y Domínguez, L. 2008. Persistence and molecular evolution of *Mycobacterium bovis* population from cattle and wildlife in Doñana National Park revealed by genotype variation. *Veterinay Microbiology* 132: 8-95.

Ross-Gillespie, A.; O'Riain, J. y Keller, L.F. 2007. Viral epizootic reveals inbreeding depression in a habitually inbreeding mammal. *Evolution* 61:2268-2273.

Rouco, C. 2008. *Restauración de las poblaciones de conejo de monte y mejora de la gestión para su conservación.* Tesis doctoral. Universidad de Castilla La Mancha. Castilla La Mancha.

Rouco, C.; Ferreras, P.; Castro F. y Villafuerte, R. 2008. The effect of exclusion of terrestrial predators on short-term survival of translocated European wild rabbits. *Wildlife Research* 35: 625-632.

Rouco, C.; Ferreras, P.; Castro, F. y Villafuerte, R. 2010. A longer confinement period favors European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) survival during soft releases in low-cover habitats. *European Journal of Wildlife Research* 56:215-219.

Ruiz, I. 1986. *Fauna y flora de la Carolina.* Instituto de Estudios de la Carolina. Jaén.

Ruiz-Olmo, J. 2001. El misterioso lince de los Pirineos. *Quercus* 182: 12-19.

Salafsky, N.; Margoluis, R.; Redford, K.H. y Robinson, J.G. 2002. Improving the Practice of Conservation: a Conceptual Framework and Research Agenda for Conservation Science. *Conservation Biology* 16: 1469-1479.

Sánchez-García, J. 1885. *Catálogo de los mamíferos y aves observados en la provincia de Granada.* Sociedad Económica de Amigos del País. Granada.

Sánchez, J.L.; Molina, J.; Samblás, F.J. y Virgós, E. 1998. Nuevos datos sobre las poblaciones de lince Ibérico *Lynx pardinus* (Temminck, 1827) en el sur de la provincia de Jaén (sur de España). *Galemys* 10:121-127.

Sarmento, P.; Cruz, J.; Monterroso, P.; Tarroso, P.; Ferreira, C.; Negroes, N. y Eira, C. 2004. *The Iberian lynx in Portugal. Status and conservation action plan,* pp. 62. Instituto da Conservação da Natureza (ICN).

Sarmento P.; Cruz, J.; Monterroso, P.; Tarroso, P.; Ferreira, C.; Negroes, N. y Eira, C. 2009. Status survey of the critically endangered Iberian lynx *Lynx pardinus* in Portugal. *European Journal of Wildlife Research* 55: 247-253.

Schadt, S.; Revilla, E.; Wiegand, T.; Knauer F.; Kaczensky, P.; Breitenmoser, U.; Bufka, L.; Cerveny, J.; Koubek, P.; Huber, T.; Stanisa, C. y Trepl, L. 2002. Assessing the suitability of central European landscapes for the reintroduction of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 39: 189-203.

Schoech, S.J.; Bridge, E.S.; Boughton, R.K.; Reynolds, S.J.; Atwell, J.A. y Bowman, R. 2008. Food supplementation: A tool to increase reproductive output? A case study in the threatened Florida scrub-jay. *Biological Conservation* 141:162-173.

Scott, D.W. 1992. *Multivariate density estimation: theory, practise and visualization.* John Wiley & Sons. New York.

Seddon, P.J. 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 503-503.

Seddon, P.J.; Armtrong, D.P. y Maloney, R.F. 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology* 21: 303-312.

Shepherdson, D. 1994. The role of environmental enrichment in the captive breeding and reintroduction of endangered species. En: P.J.S., Olney; G.M. Mace y A.T.C. Feistner (Eds.). *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals,* pp. 167-177. Chapman & Hall. London.

Sillero-Zubiri, C.; King, A.A. y Macdonald DW. 1996. Rabies and mortality in Ethiopian wolves (*Canis simensis*). *Journal of Wildlife Diseases* 32:80-86.

Silver, S.C.; Ostro, L.E.T.; Marsh, L.K.; Maffei, L.; Noss, A.J.; Kelly, M.J.; Wallace, R.B.; Gomez, H. y Ayala, G. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 1-7.

Simón, M.A.; Breitenmoser, U.; Vargas, A.; Breitenmoser, C.; Gil-Sánchez, J.M.; Von Arx, M.; Zimmermann, F.; Ryser, A.; Ryser-Degiorgis, M.P.; Ruíz, G.; López, G. y García, J. 2008. *Plan de reintroducción* del lince ibérico en Andalucía. *Actas del III Seminario de Conservación del Lince Ibérico,* pp. 81-87.Huelva, 17-19 de noviembre, 2008. www.lifelince.org

Simón-Mata, M.; Cadenas, R.; Gil-Sánchez, J.M.; López-Parra, M.; García, J.; Fernández, L.; Ruiz, G. y López, G. 2009. Conservation of free-ranging Iberian lynx (*Lynx pardinus*) populations in Andalucía En: A. Vargas, C. Breintenmoser y U. Breintenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach,* pp 42-55. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Slough, B.G. 1999. Characteristics of Canada Lynx, *Lynx canadensis*, maternal dens and denning habitat. *Canadian Field Naturalist* 113:605-608.

Smith, K.; Acevedo-Whitehouse, K. y Pedersen, A. 2009. The role of infectious diseases for biological conservation. *Animal Conservation* 12:1-12.

Soisalo, M.K. y Cavalcanti, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radiotelemetry. *Biological Conservation* 129: 487-496

Somers, M.J y Gusset, M. 2009. The Role of Social Behaviour in Carnivore Reintroductions. En: M.W. Hayward y M.J. Somers (Eds.). *Reintroduction of Top-Order Predators,* pp. 270-281. Blackwell Publishing. Oxford.

Spielman, D.; Brook, B.W.; Briscoe, D.A. y Frankham, R. 2004. Does Inbreeding and Loss of Genetic Diversity Decrease Disease Resistance? *Conservation Genetics* 5: 439-448.

Steury, T.D. y Murray, D.L. 2004. Modeling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biological Conservation* 117: 127-141.

Sutherland, W.J.; Pullin, A.S.; Dolman, P.M. y Knight, T.M. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 305-308.

Taylor, R.H. y Williams, R.M. 1956. The use of pellet counts for estimating the density of the wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* (L.). *New Zealand Journal of Scientific Technology* 38: 236-256.

Tellería JL. 2004. La conservación del monte mediterráneo en Andalucía: pasado, presente y futuro. En: C.M. Herrera (coordinador). *El monte mediterráneo en Andalucía,* pp. 179-659. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.

Thatcher, C.A.; Van Manen F.T. y Clark J.D. 2006. Identifying Suitable Sites for Florida Panther Reintroduction. *Journal of Wildlife Management* 70:752-763.

Thirgood, S.J.; Redpath, S.M.; Rothery, P. y Aebischer, N.J. 2000. Raptor predation and population limitation in red grouse. *Journal of Animal Ecology* 69: 504-516.

Thompson, H.V. y King, C.M. 1989. *The European rabbit. The history and biology of asuccessful colonizer.* Pág. 245. Oxford, United Kingdom. Oxford University Press.

Thompson, R.C.A.; Lymbery, A.J. y Smith, A. 2010. Parasites, emerging disease and wildlife conservation. *International Journal for Parasitology* 40:1163-1170.

Tilson, R. y Nyhus, P.J. (Eds.). 2010. *Tigers of the World. The science, politics and conservation of Panthera tigris.* Elsevier. San Diego. California.

Trolle, M. y Kéry, M. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84: 607-614.

Trout, R.C. y Tittensor, A.M. 1989. Can predators regulate wild Rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal Review* 19: 153-173.

UICN. 1998. UICN guidlines for re-introductios: prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Gropus. IUCN. Gland. Swirzerland.

UICN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria. Versión 3.1.* Prepared by the IUCN Species Sulvival Commision. IUCN. Gland, Switzerland. Dispobible en: http://cmsdata.iucn.org/downloads/redlist-catsenglish.pdf

UICN. 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species.* Disponible en: http://www.iucnredlist.org.

Utt, A.C. 2010. *Evaluating captive-breeding techniques and reintroduction success of the California condor (Gymnogyps californianus).* Tesis doctoral. Loma Linda University.

Valverde, J.A. 1960. *Vertebrados de las marismas del Guadalquivir.* Archivos del Instituto de Aclimatación de Almería 9: 1-168.

Valverde, J.A. 1963. *Información sobre el lince español.* Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Madrid.

Van der Zee, F.F.; Wiertz, J.; Ter Braak, C.J.F.; Van Apeldoorn, R.C. y Vink, J. 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles L.* decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61:17-22.

Vargas, A.; Breitenmoser, C. y Breitenmoser, U. (Eds.). 2009. *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach.* Fundación Biodiversidad. Madrid.

Vargas, A.; Sánchez, I.; Martínez, F.; Rivas, A.; Godoy, J.A.; Roldán, E.; Simón, M.A.; Serra, R.; Pérez, M.J.; Enseñat, C.; Delibes, M.; Aymerich, M.; Sliwa, A. y Breitenmoser, U. 2009. Interdisciplinary methods in the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) conservation breeding programme. En: A. Vargas, C. Breitenmoser y U. Breitenmoser (Eds.). *Iberian Lynx ex situ conservation: an interdisciplinary approach,* pp 56-69. Fundación Biodiversidad. Madrid.

Vicente, J.; Höfle, U.; Fernández-De-Mera, I.G. y Gortázar, C. 2007. The importance of parasite life history and host density in predicting the impact of infections in red deer. *Oecologia* 152:655-664.

Vilá, C. 2010. Viabilidad de las poblaciones ibéricas de lobo. Enseñanzas de la genética para la conservación. En: A. Fernández-Gil, F. Álvarez, C. Vilá, C. y A. Ordiz (Eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones,* pp. 157-174. ASCEL, Palencia.

Villafuerte, R.; Calvete, C.; Blanco, J.C. y Lucientes, J. 1995. Incidence of viral hemorraghic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia* 59: 651-659.

Villafuerte, R.; Calvete, C.; Gortázar, C. y Moreno, S. 1994. First epizootic of Rabbit Haemorrhagic Disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases* 30: 176-179.

Villafuerte, R.; Lazo, A. y Moreno, S., 1997. Influence of food abundance and quality on rabbit fluctuations: Conservation and management implications in Doñana National Park (SW Spain). *Revue d'Ecologie* 52: 345-356.

Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S. y Lozano, J. 2007. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity and Conservation* 16: 3489-3504.

Virgós, E.; Cabezas-Díaz, S.; Malo, A.; Lozano, J. y López-Huertas, D. 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica* 48:113-122.

Virgós, E. y Travaini, A. 2005. Relationship between Small-game Hunting and Carnivore Diversity in Central Spain. *Biodiversity and Conservation* 14: 3475-3486.

Wallace, R.B.; Gomez, H.; Ayala, G. y Espinoza, F. 2003. Camera trapping of jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 10: 133-139.

Web oficial de la Consejería de Medio Ambiente. *http://cma.juntaandalucia.es/medioambiente/site/web.*

Williams, C.K.; Parer, I.; Coman, B.; Burley, J. y Braysher, M. 1995. *Managing Vertebrate Pests: Rabbits.* Pág. 284. Bureau of Resource Sciences/CSIRO Division of Wildlife and Ecology. Australian Government Publishing Service, Canberra.

Williams, D; Acevedo, P.; Gortázar, C.; Escudero, M.A.; Labarta, J.L.; Marco, J. y Villafuerte, R. 2007. Hunting for answers: rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern Spain. *European Journal of Wildlife Research* 53:19-28.

Wilson, D.E. y Mittermeier, R.A. (Eds.). 2009. *Handbook of the Mammals of the World.* Vol. 1: Carnivores. Editorial Lynx. Barcelona.

Wolf, C.M.; Griffith, B.; Reed, C. y Temple, S.A. 1996. Avian and Mammalian Translocations: Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. *Conservation Biology* 10: 1142-1154.

Wood, D.H. 1988. Estimating Rabbit Density by Counting Dung Pellets. *Wildlife Research* 15: 665-671.

Woolf, A.; Nielsen, C.K.; Weber, T. y Gibbs-Kieninger, T.J. 2002. Statewide modeling of bobcat, *Lynx rufus*, habitat in Illinois, USA. *Biological Conservation* 104: 191-198.

Zofío, J.B. y Vega, I. (Eds.). 2000. *El lince ibérico.* Editorial Debate S.A. WWF/Adena. Madrid. España.

Hirzel, A.H.; Hausser, J.; Chessel, D. y Perrin, N. 2002. Ecological-Niche Factor Analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83: 2027-2036.





JUNTA DE ANDALUCIA

CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y MEDIO AMBIENTE

+ info en:
www.juntadeandalucia.es/medioambiente

Unión Europea
Fondo Europeo de Desarrollo Regional

Invertimos en su futuro

JUNTA DE ANDALUCIA
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA, PESCA Y MEDIO AMBIENTE