

ESTUDIO DE VIABILIDAD PARA LA
REINTRODUCCIÓN DEL ALIMOCHE
(Neophron percnopterus)
EN LA ISLA DE MALLORCA

Autor:

Félix de Pablo Pons

A efectos bibliográficos este documento debe citarse como:

De Pablo, F. 2010. Estudio de viabilidad para la reintroducción del alimoche, *Neophron percnopterus*, en la isla de Mallorca. Informe inédito.

Agradecimientos

Desearía mostrar mi agradecimiento a una serie de personas que han colaborado con este proyecto:

Jaume Adrover. GOB.

Jordi Muntaner. D.G. Biodiversidad del Govern Balear.

Juana M^a Pons Madrid. Bióloga.

Álvaro Román. Técnico P.N. de Llevant.

Alexandre Franquesa. OBSAM.

Fernando Lluch. Técnico D.G. Medio Ambiente del Govern Balear.

INDICE

Capítulo 1. INTRODUCCIÓN GENERAL	7
LA ESPECIE: DISTRIBUCIÓN, BIOLOGIA Y ESTATUS ACTUAL	10
ÁREA DE ESTUDIO: LA ISLA DE MALLORCA	22
<i>Unidades territoriales</i>	<i>23</i>
OBETIVOS	25
<i>Objetivo general</i>	<i>25</i>
<i>Objetivos específicos</i>	<i>26</i>
 Capítulo 2. CRITERIOS SOBRE LAS REINTRODUCCIONES	 27
CRITERIOS GENERALES, ASPECTOS LEGALES Y NORMATIVOS	29
PROYECTOS DE REINTRODUCCIÓN YA REALIZADOS	31
VALORACIÓN GENERAL Y REQUISITOS DEL PROYECTO	33
 Capítulo 3. LA POBLACIÓN BALEAR	 37
SITUACIÓN DE LA POBLACIÓN BALEAR	39
<i>Estatus de la población</i>	<i>39</i>
<i>Caracterización morfológica</i>	<i>41</i>
<i>Caracterización genética</i>	<i>41</i>
<i>Singularidad de la población balear</i>	<i>42</i>
EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN MENORQUINA	43
PRESENCIA HISTÓRICA EN MALLORCA	44
PRESENCIA ACTUAL EN MALLORCA	44
 Capítulo 4. ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE LA POBLACIÓN	 49
MATERIAL Y MÉTODOS	52
<i>Modelo utilizado</i>	<i>52</i>
<i>Estimación de los parámetros demográficos</i>	<i>52</i>

RESULTADOS	58
<i>Modelación de la población menorquina</i>	58
<i>Modelación de la población reintroducida en Mallorca</i>	61
<i>Modelación de la metapoblación</i>	68
DISCUSIÓN	69
<i>Viabilidad de la extracción de pollos de la población menorquina</i>	70
<i>Viabilidad de la reintroducción en la población mallorquina</i>	70
 Capítulo 5. ANÁLISIS DE LA VIABILIDAD DEL HÁBITAT	73
CARACTERÍSTICAS DE LOS LUGARES DE CRÍA	75
MÉTODOS	77
RESULTADOS	79
<i>Características de los lugares de cría en la población menorquina</i>	79
<i>Aplicación del modelo a la población de Mallorca: identificación de los lugares adecuados para la reintroducción</i>	81
<i>Capacidad de carga</i>	84
DISCUSIÓN	86
<i>Selección del hábitat</i>	86
<i>Selección de áreas prioritarias para el proyecto</i>	87
 Capítulo 6. ANÁLISIS DE LA DISPONIBILIDAD TRÓFICA	89
MÉTODOS	92
RESULTADOS	93
 Capítulo 7. FACTORES DE AMENAZA	99
CAUSAS DE MORTALIDAD	101
<i>Veneno</i>	104
<i>Electrocución en tendidos eléctricos</i>	107
<i>Alteración del hábitat</i>	108
<i>Otros</i>	109

Capítulo 8. PROTOCOLO DE REINTRODUCCIÓN	111
FASE DE PLANIFICCIÓN Y LIBERACIÓN	114
<i>Selección de los lugares de liberación</i>	114
<i>Métodos y lugares concretos de obtención de ejemplares</i>	115
<i>Método de liberación</i>	115
<i>Diseño del programa de seguimiento</i>	117
<i>Existencia de financiación, cobertura política y requisitos legales</i>	117
<i>Recursos humanos y materiales</i>	118
<i>Programa de divulgación y sensibilización</i>	118
FASE DE POSTLIBERACIÓN	118
<i>Plan de seguimiento postliberación</i>	118
<i>Plan de seguimiento de la población donante</i>	118
<i>Programa de divulgación y sensibilización</i>	119
<i>Valoración, difusión y publicación de resultados</i>	119
 Capítulo 9. CONCLUSIONES FINALES	 121
<i>¿Aporta la reintroducción algún beneficio para la especie?</i>	123
<i>¿Aporta la reintroducción algún beneficio para los sistemas naturales de Mallorca?</i>	123
<i>¿Existen evidencias históricas de la presencia de la especie en la isla y se han eliminado las causas que provocaron su extinción?</i>	124
<i>¿Existe hábitat adecuado para la especie?</i>	125
<i>¿Existe alimentación suficiente?</i>	126
<i>¿Es posible la existencia de una población viable autosuficiente?</i>	126
<i>¿El proyecto incrementa la probabilidad de recolonización natural?</i>	127
<i>¿Existen suficientes y adecuadas aves donantes para el proyecto, y su extracción no presenta efectos adversos sobre la población?</i>	127
<i>¿Posee el proyecto apoyo/participación de las autoridades locales?</i>	128
<i>¿Existen riesgos/amenazas para el proyecto?</i>	128
CONCLUSIÓN GENERAL	129

BIBLIOGRAFÍA	131
---------------------------	------------

ANEXO I. Plan de Conservación del alimoche (<i>Neophron percnopterus</i>) en las Islas Baleares	139
--	------------

ANEXO II. Datos de alimoches observados en Mallorca en el periodo 2006-10	145
--	------------

Capítulo 1.

INTRODUCCIÓN GENERAL

El efecto que la humanidad está teniendo sobre la superficie terrestre tiene uno de sus efectos más directos sobre la disminución de un gran número de especies animales y vegetales, lo que se ha venido a denominar en la actualidad la crisis de la biodiversidad (Primack & Ross 2002). Esta situación está provocando que un gran número de especies se encuentren actualmente en grave peligro de extinción. En este sentido, los últimos datos aportados por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) indican que uno de cada tres anfibios está amenazado, una de cada ocho aves y uno de cada cuatro mamíferos (Vié *et al* 2008).

Si nos centramos más exclusivamente en el grupo de las aves, obtenemos que entre la casi 10.000 especies existentes en el mundo, existen 1.226 consideradas en peligro de extinción, y que desde el año 1500 hasta la actualidad han desaparecido más de 150 especies de aves (Vié *et al* 2008). Además, en los últimos 20 años el estado de conservación de las aves del mundo ha empeorado. Una parte importante de estas extinciones en aves han ocurrido en islas, donde las tasas de extinción son mucho más altas que en el continente.

Varias son las causas que están amenazando a estas especies, entre las que podemos indicar (Temple 1986):

- Pérdida de superficie de bosque
- Aparición de especies invasoras
- Actividades agrícolas como medio de destrucción y degradación del hábitat
- Contaminación
- Sobreexplotación
- Cambio climático
- Incremento de infraestructuras
- Caza y trampeo

Para tratar de mejorar la situación de estas especies se están llevando a cabo una gran cantidad de proyectos que tratan de mejorar la situación en que se encuentran sus poblaciones, pero dada la dimensión del problema los recursos destinados a este fin son insuficientes.

Una de las metodologías que se han desarrollado en las dos últimas décadas son las relacionadas con la reintroducción, actuaciones encaminadas a la regeneración, reintroducción, desplazamiento, reforzamiento, traslocación, suplementación, implementación, repoblación o recuperación de especies. Son técnicas que han mostrado su utilidad como medio de mejorar la situación de un gran número de especies amenazadas (Cade 2000, Steury & Murray 2004).

El objetivo general de las reintroducciones es la recuperación o el establecimiento de una población viable de una especie amenazada en su medio natural, y aunque ha sido una técnica muy debatida, se han consensado internacionalmente los criterios que deberían

emplearse para evaluar la idoneidad de un proyecto de reintroducción como medida para la conservación de especies y poblaciones amenazadas. Para ello se han establecido los criterios generales y los fundamentos científicos sobre los que deben basarse los proyectos para la correcta toma de decisiones. Al tratarse de una actuación compleja, una reintroducción no se puede considerar como una actuación aislada, sino que debe de estar planificada y supeditada a un programa de conservación que le proporcione las adecuadas garantías científicas y administrativas (Cade 2000).

Es en este contexto que se establecen los estudios de viabilidad de especies amenazadas, en los que se trata de determinar las condiciones necesarias para la reintroducción de una especie en una nueva área. Aunque la especie hubiera ya existido en esa área, y en un principio se pueda pensar que las condiciones son todavía las adecuadas, los cambios en los usos del territorio podrían ser en la actualidad un factor limitante de la recuperación de una especie. Por ello, es preciso determinar si las condiciones del medio permiten la supervivencia de la especie una vez reintroducida, estudiando aspectos tales como la calidad del hábitat, la capacidad de carga, la disponibilidad de lugares de cría y las posibles amenazas, además de otros aspectos como la necesidad y conveniencia de la reintroducción.

Este trabajo constituye el primer paso para la recuperación de la especie en la isla de Mallorca, a través de un proyecto de reintroducción mediante el que se determinará la viabilidad de traslocar pollos provenientes de la población menorquina, con el objeto de establecer en la isla de Mallorca una población viable autosuficiente de alimoches. Este objetivo viene marcado como la Acción 3 en el Plan de Conservación del alimoche en las Islas Baleares (BOIB nº 112 de 1-08-2009; ANEXO I)

LA ESPECIE: BIOLOGIA, DISTRIBUCIÓN Y ESTATUS

Taxonomía

El género *Neophron* está compuesto por una única especie, *Neophron percnopterus*, que se divide en tres subespecies: *N.p. percnopterus*, *N.p. ginginianus* y *N.p. majorensis*, subespecie que se ha separado recientemente (Donazar *et al* 2002).

La subespecie nominal, *N.p. percnopterus*, tiene la cara y pico de color amarillo, pero el extremo del pico es de color negro, mientras que en la especie *ginginianus* tanto la cara como el pico es de color amarillo y es ligeramente más pequeña (ver Figura 1). La subespecie *majorensis*, o alimoche canario, posee la cara y pico como la especie nominal, pero posee un tamaño significativamente mayor que la especie nominal y algunas diferenciaciones genéticas (Figura 1; Donazar *et al* 2002).



Figura 1.- Aspecto de las tres subespecies de alimoches existentes en el mundo; arriba a la izquierda la *sp percnopterus*, arriba derecha la *sp ginginatus* y abajo la *sp. majorensis*.

Distribución, población y estatus

La especie nominal se distribuye por el sur de Europa hasta Asia central y NW de la India, Arabia y el norte de África, la especie *ginginianus* se encuentra en Nepal e India y la subespecie *majorensis* se distribuye exclusivamente en el archipiélago Canario (Del Hoyo *et al* 1994, Donazar *et al* 2002; Figura 2).

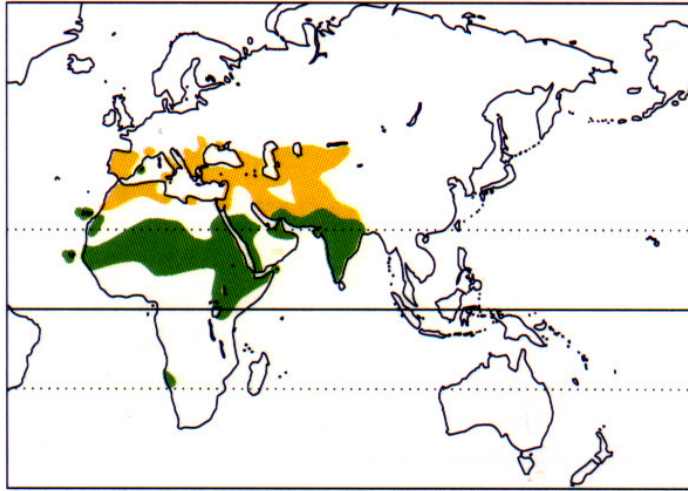


Figura 2.- Distribución global del alimoche; áreas en color amarillo corresponde a poblaciones migrantes; áreas verdes corresponden a poblaciones sedentarias.

La población global se ha estimado en alrededor de 15.000 parejas reproductoras que se distribuyen en menos de 2.000 parejas en Asia Central, unos pocos cientos de parejas en la India, menos de 7.500 parejas en África y la población Europea (BirdLife International 2008).

En Europa, con una población estimada entre 3.300 y 5.050 parejas, se distribuye por los países que circundan el Mediterráneo. Las mayores poblaciones se concentran en España (36%) y en Anatolia (54%), además de menores poblaciones en el Cáucaso (235 parejas), en los Balcanes (127 parejas), en Italia y en Francia (entre las dos 97 parejas; Iñigo *et al* 2008; ver Tabla 1).

A nivel global, la especie está considerada como “en peligro” según los criterios internacionales de la UICN (BirdLife International 2008), estando además incluida en el Anexo I de la Directiva Aves (Directiva 79/409/CEE), en el Anexo II del Convenio de Berna (Decisión 82/72/CEE), el Convenio de Bonn (Decisión 82/461/CEE) y la Convención sobre CITES (Reglamento CE nº338/97 y sus modificaciones), y catalogada como especie “Vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Orden MAM/1498/2006) y como especie “En peligro” en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño *et al* 2004). La población balear está declarada como especie “en peligro”, mientras que la subespecie *majorensis* está considerada como “En Peligro Crítico” (Palacios. 2004).

País	Parejas reproductoras	Años de la estima	Tendencias en los últimos 10 años
Albania	14	2007	Gran declive
Armenia	30-40	2002-2007	Gran declive
Austria	0	2007	Extinguida
Azerbaiyán	50-100	2006-2008	Gran declive
Bosnia y Herzegovina	0	2007	Extinguida
Bulgaria	40-50	2007	Gran declive
Croacia	0		Extinguida
Francia	87	2007	Gran incremento
Georgia	30-60	2006	Desconocido
Grecia	30-50	2008	Gran declive
Italia	8-10	2006-2007	Gran declive
Macedonia	30-50	2008	Gran declive
Moldavia	0-2	2004	Posible extinción
Montenegro	0	2007	Extinguida
Portugal	90	1995-2008	Estable
Rumania	0	2007	Extinguida
Rusia	70-120	2004	Desconocido
Serbia	0	2007	Extinguida
España	1.452-1.556	2008	Estable
Islas Canarias	42	2008	Incrementando
Turquía	1.500-3.000	1995-2005	Gran declive
Ucrania	20	2008	Desconocido
TOTAL	3.300-5.050		Decreciendo

Tabla 1.- Distribución de parejas reproductoras de alimoche, por países, en el área europea (extraído de Iñigo *et al* 2008).

En España se encuentra ampliamente distribuida por casi toda la península, excepto en amplias áreas poco abruptas del interior, y las más áridas de la vertiente mediterránea. También está presente en los dos archipiélagos de Baleares y Canarias (Figura 3; del Moral 2009).

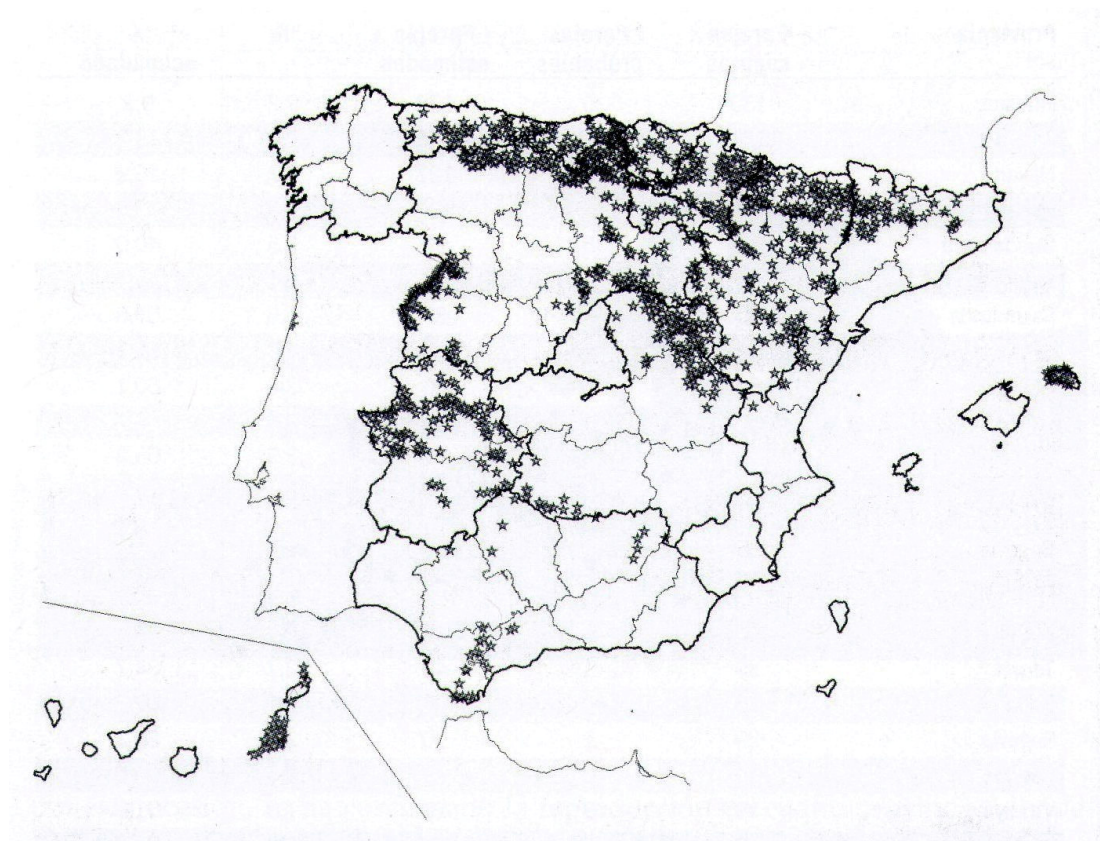


Figura 3.- Distribución del alimoche en España (Datos: del Moral 2009)

Tendencias poblacionales

La especie ha sufrido importantes descensos en la mayor parte de su área de distribución. En la India, la *sp ginginatus* ha tenido un descenso muy importante estimado en más de un 35% por año desde 1999 y hasta de un 68% entre los años 2000 y 2003 (Culthler *et al* 2006), presumiblemente como resultado de envenenamientos por productos veterinarios. La población residente africana también parece haber disminuido, incluyendo las de Etiopía, Djibouti, Angola y Namibia, donde solo quedan 10 parejas. En Asia central también ha sufrido declives similares, por ejemplo un 50-75% en Israel, permaneciendo estable en Omán, donde la población de la isla de Socotra, estimada en 1.000 ejemplares parece permanecer estabilizada (BirdLife International 2008).

La población europea ha disminuido alrededor de un 50% en los últimos 50 años, desapareciendo de Austria, Bosnia y Herzegovina, Croacia, Serbia y probablemente Moldavia, sufriendo recientemente importantes descensos en los Balcanes.

En la Península Ibérica, la especie era muy común en la primera mitad del siglo en numerosas áreas, pero ya en 1930 se constatan tendencias regresivas en zonas como las sierras de Málaga. En los años 60 la especie desaparece de Valladolid y Huelva, y de Toledo en los años setenta. La reducción en las dos últimas décadas ha sido evidente en Albacete, Sevilla, Córdoba, Madrid, Palencia, Jaén, Ciudad Real y Málaga. El primer censo nacional llevado a cabo en los años 1987-88 (Perea *et al* 1990) mostró una población española de 1.300 parejas, realizando una estimación de entre 1.324-1.373 parejas. Un censo posterior llevado a cabo en el año 2000 mostraba que la población española estaba formada por 1.320-1.480 parejas (Del Moral *et al*, 2002). El incremento observado entre estos dos censos parece ser fruto de una mejor prospección, pues el primer censo infravaloró claramente la población en muchas regiones. La tendencia general en los últimos años ha sido de un claro declive, extinguiéndose en Almería, Huelva, Murcia, Albacete, Madrid, Ávila y Ourense, y es dudoso que existiera en Valencia. Incluso en algunas regiones como en el valle del Ebro (Tella *et al* 2000) o Andalucía (Benitez *et al* 2001) se ha perdido hasta el 70% de los territorios en este periodo.

Aunque en los años 90 parece que la población se había estabilizado, el resurgimiento del uso de venenos está provocando un fuerte descenso de la población estimada globalmente en un 25% en 12 años (Del Moral *et al* 2002, del Moral 2009).

En las Islas Baleares, donde se encuentra exclusivamente en las dos islas mayores, Mallorca y Menorca, la población está considerada como “en peligro” (Viada, C, 2006), debido a su reducida área de distribución y su restringida área de ocupación.

Organización social

Durante la época de cría es una especie territorial. Posee nidos espaciados, aunque a veces puede criar a muy corta distancia, como ocurre en algunos lugares de la Península Ibérica, existiendo incluso lugares donde crían en colonias como ocurre en algunos lugares del Mediterráneo como los Meteoros de Tesalia (Grecia) (Geroudet 1965).

Los ejemplares inmaduros y adultos no reproductores poseen una organización social diferente, agrupándose en torno a las carroñas para alimentarse y concentrándose posteriormente en dormideros comunales para pasar la noche.

Lugares de nidificación

Los nidos se distribuyen en España en altitudes muy diversas, y mientras que en Menorca se encuentran parejas criando en acantilados marinos (datos propios), en Navarra la altitud suele variar entre 262 y 1.280 metros (Ceballos y Donazar 1988), siendo la altitud media en

esta región de 630 metros (n=140). En el Prepirineo de Lérida y de Huesca la altitud media fue de 830 metros (00-1.375 m; n=29). En el Sistema Central llega hasta 1.200 metros (Garzón 1973). De todas formas, y como era de suponer, en Navarra se pudo comprobar que la altitud estaba relacionada con la altitud media del terreno (Ceballos y Donazar 1988).

La práctica totalidad de nidos de alimoche en España están situados en acantilados. Un estudio en Navarra encontró que de 77 nidos, el 63,6% se situaban dentro de cuevas, el 27,9% en repisas protegidas, el 7,8% en grietas y el 1,3% apoyado sobre árboles y sin protección de roca (Ceballos y Donazar, 1988). Idéntica tendencia se observó en el Prepirineo de Lérida y Huesca; de 29 nidos el 65,5% estaban en cuevas, el 31% en repisas protegidas y el 3,5% en cornisas cubiertas. La nidificación en cuevas parece ser la norma también en el Pirineo francés (Braillon, 1987). Raramente sitúan el nido directamente sobre el suelo, aunque se conocen casos en las Islas Canarias (Palacios 2004).

La orientación predominante de los nidos ha sido examinada en varias regiones y en todas se señala la misma tendencia. La mayor parte de los nidos se orientan hacia el sur, sureste o suroeste: 82,3% en Navarra (N=77) (Ceballos y Donazar, 1988), 65,5% en el Prepirineo de Lérida y Huesca (N=29), 45,7% en el Sistema Central (N=35) (Morales *et al.*, inédito). Todos estos estudios señalan la escasa proporción de nidos con exposición al norte (Navarra: 7,8%; Huesca y Lérida: 27,6%) a excepción del Sistema Central (42,8%).

El número de nidos por pareja varía de uno a cuatro en el Pirineo francés (Braillon, 1987). En España no existe información a este respecto pero lo habitual es que cada pareja regente uno o dos nidos. Los nidos son contruidos de ramas con la cubeta cubierta de lana, pieles de mamíferos, restos óseos, plásticos, papeles y basuras de toda clase (Noval, 1975). Las dimensiones de los nidos han sido raramente examinadas. Terrasse y Boudoint (1961) observan un nido en el Pirineo contruido con ramas de 50 cms de longitud, cuyas dimensiones van de 130 cms de diámetro máximo y de 10 cms de espesor. Geroudet (1964) señala 180 cms de diámetro máximo en un nido de Provenza.

Reproducción

Mayoritariamente las parejas son monógamas, aunque se conocen casos de tríos en Navarra y en Aragón y existían en los Pirineos, Provenza e Israel, y también en Menorca (datos propio) Su frecuencia no ha sido evaluada pero en algunas zonas del sur de Navarra es posible observar tríos criando a menos de dos kilómetros de distancia. Todos los tríos conocidos están compuestos por dos machos y una hembra, cooperando los tres individuos en todas las tareas de la reproducción, pero parece que solo uno acapara la mayor parte o la totalidad de las cópulas.

Al compararlo con otras grandes rapaces, el alimoche desarrolla una escasa actividad de cortejo, habiéndose observado paradas nupciales consistentes en vuelos festoneados

similares a los que realizan las águilas, pero con picados mucho menos profundos. Igualmente se han observado cruces de garras entre ambos miembros de la pareja. Las observaciones realizadas en Navarra sugieren que estas manifestaciones son raras, y las aves se comportan generalmente de un modo bastante apático.

Las cópulas se realizan de forma que el macho monta a la hembra aunque se han observado con cierta frecuencia cópulas inversas en las que la hembra monta al macho, pero nunca se ha podido comprobar que existía contacto cloacal aunque parece poco probable. El significado de estas cópulas es desconocido pero ocurre también en otras especies. Las cópulas suelen ocurrir en el nido o en sus inmediaciones, pero en ocasiones se han observado en las áreas de alimentación e incluso en los dormideros comunales. Aunque la frecuencia es máxima antes de la puesta se han observado también en plena verano incluso cuando los pollos han abandonado el nido. También se han observado cópulas extrapareja. Lo más frecuente son de 3-5 cópulas por día aunque se han observado hasta 10.

El tamaño de la puesta es normalmente de 1-2 huevos, aunque se conocen casos extraordinarios de puestas de tres huevos. Morales *et al* examinan en Segovia 20 puestas de las cuales solo dos eran de un huevo (tamaño de la puesta = 1.90). En Navarra el tamaño de la puesta es de 1.75 (n=8) (Donazar y Ceballos, 1987), mientras que en el Tajo internacional es de 1.92 (n=14).

El periodo de incubación dura unos 42 días y los huevos son puestos con intervalos de 3-8 días de diferencia, y como los adultos comienzan a incubar con el primer huevo esto provoca que cuando nace el 2º pollo el primero ya tiene un cierto desarrollo y puede producir la muerte del pequeño. Normalmente muere un 80% de los segundos pollos. El desarrollo dura unos 75 días (n=7).

Una vez los pollos comienzan a volar empieza el periodo de dependencia durante el cual los adultos siguen alimentándolos durante 19-37 días y que termina con la migración de los jóvenes.

Ambos sexos contribuyen a la construcción y el cuidado del nido; tanto el macho como la hembra incuban y pueden pasar la noche en el nido, siendo la frecuencia de relevos en el nido entre ambos de 1 por día.

Fenología de la reproducción: el celo ocurre de mitad de marzo a finales de abril; la puesta de mitad de abril a mitad de mayo, las eclosiones de mitad de mayo a mitad de junio, mientras que el periodo de estancia en el nido va desde final de mayo a mitad de agosto.

Dispersión natal y migraciones

Prácticamente toda la población española inverte fuera de la Península Ibérica y las únicas áreas de invernada en el continente europeo se sitúan en el Parque Nacional de Doñana y en Menorca. En Doñana hay un dormitorio invernal que llega a congregarse hasta 20 aves, y en Menorca la población es sedentaria. Mención aparte requiere la población canaria que es igualmente sedentaria.

Aunque no existe mucha información sobre las áreas de invernada en África, los datos indican el sur de Mauritania y Mali como principales zonas de invernada (Benitez *et al*, 2001; Meyburg *et al* 2004). Anualmente se desplazan unas 6.000 aves por Gibraltar según algún autor, aunque otros indican que son 1.300 y 2.114 en dos años. Se podría asumir que la migración consta de 2.000-3.000 ejemplares adultos y de unos 1.000 juveniles.

Este paso ocurre desde finales de julio a finales de octubre, con un máximo entre finales de agosto y primeros de septiembre. Un 30% de los migrantes son juveniles o inmaduros.

La migración prenupcial ocurre a partir de marzo y hasta mediados de junio.

Actividad

El seguimiento de un adulto reproductor (Donazar y Ceballos, 1987) indicó que dedicaba el 25,1% del tiempo a la búsqueda de alimento y el 2,2% a su consumo en las áreas donde lo encontraba. El resto del tiempo lo destinaba al reposo y mantenimiento del plumaje en el territorio de nidificación. El seguimiento de 3 individuos no reproductores (Donazar y Ceballos, 1987) indicó que dos adultos estaban el 45,1% del tiempo buscando y el 30,3% consumiéndolo, mientras que un inmaduro empleó el 43% en estas actividades.

Los datos disponibles para la población menorquina muestran una dedicación media del 54,2% a sus actividades de búsqueda de alimento, del cual se pasan volando un 16,9% y un 37,5% se encuentran posados. El tiempo total de actividad no varió a lo largo del año, pero proporcionalmente aumentó durante el invierno (de Pablo 2003)

Territorio

Denominamos territorio al área que defiende una pareja frente a sus competidores, y en ella está situado el nido. En el sur de Navarra (Donazar y Ceballos, 1987) se encontró que para $n=7$ parejas el territorio era de 6,8-37,6 hectáreas (media: 17,5 hectáreas).

Durante la época de cría es una especie territorial con tamaños frecuentemente menores a 12 km², aunque llega a volar largas distancias hasta las fuentes de alimento.

En Italia la distancia mínima entre vecinos fue de 13,78 km en 1970 (n=29), de 21,78 en 1980 (n=18) y de 24,51 km en 1990 (n=13) mostrando diferentes interanuales (Liberatori & Penteriani 2001).

Área de campeo

Es la superficie que recorre un individuo durante la búsqueda de alimento y otras actividades. En un estudio en Navarra (Donazar y Ceballos, 1987) un adulto reproductor tenía un área de 20,71 km², y se alejaba de su nido un máximo de 5 km.

En el desierto de Israel (Levy, 1990) para n=10 parejas y dos tríos el área de campeo era de 10,4-14,7 Km², siendo mayor en los machos que en las hembras (11,5 km² y 8,2 km²). El solapamiento media entre 5 áreas vecinas fue de solo el 28,1%, pero en un caso se detectó un solapamiento del 100%.

En Navarra ejemplares no reproductores tenían áreas de campeo superiores a los ejemplares reproductores y muy variables: dos adultos tenían 523,36 km² y 94,6 km² y un inmaduro 39,4 km². El primer ejemplar tuvo un área tan grande porque visitó varios dormideros y llegó a viajar 80 kms lineales diarios.

En Menorca el área de campeo medio para 11 ejemplares inmaduros fue de 10,97 km², variando desde 0,1 hasta 72,2 km² (de Pablo 2003).

Uso del hábitat

En Navarra (Donazar y Ceballos, 1987) un adulto reproductor seleccionaba positivamente muladares, usaba en relación a lo disponible corrales y matorral, y evitaba bosques y cultivos (secano y regadío).

Igualmente en Navarra, ejemplares inmaduros usaban los mismos hábitats pero también seleccionaban basureros.

Necesidades tróficas

Diariamente necesita una cantidad de alimento cercana al 5% de su peso corporal, aunque esto puede variar en base al metabolismo de mantenimiento, encontrando que en el alimoche sus necesidades diarias varían entre 142-182 gr (a 30º) y 209-269 gr (a 0º).

Alimentación

Poseen una alimentación muy variada, alimentándose de todo tipo de carroñas y animales muertos, aunque también pueden cazar en ciertas ocasiones. Sin embargo, su pico débil y en forma de pinza determina que elija materiales blandos o trozos pequeños (Cramp & Simmons 1980).

Su pequeño tamaño condiciona que necesita ayuda para acceder a grandes carroñas, centrándose en las de pequeño o medio tamaño, y aprovechando los festines de los grandes buitres, y acudiendo con frecuencia a basureros como fuente de materia orgánica.

Estudios llevados a cabo en diferentes localidades muestran una amplia variación trófica, así en Sierra Morena y España Central (Hiraldo, 1977) dominan las ovejas y cabras (25,1%), los vertebrados de sangre fría (24,2%), lagomorfos (19,1%) y las aves (19,7%). En el Ebro (Donazar y Ceballos, 1988) y en Cataluña (Marco y García, 1981) dominan los conejos. En España Central (Garzón, 1973) dominan los reptiles y los peces. En Navarra y Aragón (Donazar y Ceballos, 1988) domina a partes iguales lagomorfos, reptiles, aves y carnívoros. En las Islas Canarias (Fuerteventura) la cabra constituye la base fundamental de su alimentación, con un 80%, seguida de gallinas y conejos (Medina, 1999).

La importancia del ganado en la dieta resulta difícil de determinar, aunque aparece en todos los estudios, y sin embargo parece más importante en los Pirineos y en Menorca que en España central y el valle del Ebro.

Las variaciones estacionales han mostrado que en el valle del Ebro la frecuencia de aparición de conejos se incrementa a lo largo del ciclo reproductor, de modo que alcanza los máximos valores en pleno verano, cuando la incidencia de la mixomatosis es más alta. Además se ha obtenido que la frecuencia de conejos en la dieta se mantuvo constante durante la década de los ochenta hasta que en 1989 se produjo un importante descenso coincidiendo con la aparición de la neumonía hemorrágico-vírica del conejo. A partir de entonces la dieta se diversificó pasando a incluir mayor proporción de ganado y cadáveres de pequeños animales salvajes aves y peces.

Dinámica poblacional

El éxito reproductor es muy variable de una región a otra. En España central, Garzón 1973, controló 8 parejas y encontró una productividad de 0,87. En el Tajo internacional, Vasconceles 1984, encontró una tasa de vuelo de 1,21 (n=14). En Segovia, Montes et al, el porcentaje de parejas que ponen es del 77% y la productividad 0,98 (n=53), y la tasa de vuelo 1,32 (n=47).

En Cataluña, Prepirineo y valle del Ebro, (CRPR, 1984) el porcentaje de parejas que inician la puesta era del 79,2% (n=72), la productividad de 0,84 pollos/pareja (n=117) y la tasa de vuelo 1,29 pollos/nido (n=79). En el Pirineo francés la tasa de vuelo fue de 1,26 (n=27) (Brailon, 1979).

En el conjunto de la población española la productividad varió entre 0,48 en Canarias y 0,98 en Aragón (media= 0,88), el éxito reproductor varió entre 0,5 en Canarias a 1,21 en Aragón (media= 1,03) y la tasa de vuelo varió entre 1,04 en Extremadura y 1,38 en Aragón (media=1,19) (del Moral *et al*, 2002).

Donazar y Ceballos, 1987, relacionan una primavera lluviosa en mayo y junio con una baja productividad.

La edad de la primera reproducción se ha estimado en el quinto año, aunque puede ser muy variable, de tal forma que mientras en el Valle del Ebro se calcula que la primera reproducción se retrasa hasta los 7-8 años, en Canarias es mucho más precoz pues algunos ejemplares comienzan a reproducirse a los cuatro años de edad, mientras que en Menorca es mucho más tardía.

Amenazas

Sus principales amenazas son el uso ilegal de veneno para el control de depredadores y la pérdida de fuentes de alimentación debido a la eliminación de muladares y vertederos y a la puesta en práctica de las medidas adoptadas para la eliminación de cadáveres a partir de la aparición de la epidemia de encefalopatía espongiforme bovina en el año 2000. Sin embargo se han citado también otras amenazas:

- * Modificación de hábitats de cría
- * Perturbaciones en las áreas de cría
- * Expolios
- * Pesticidas y otros contaminantes
- * Caza
- * Electrocutación y choques con líneas eléctricas

Edad de madurez

Ocurre generalmente a los 4-5 años y completan el plumaje a los 5 años.

ÁREA DE ESTUDIO: LA ISLA DE MALLORCA

El archipiélago balear se sitúa en el centro del mediterráneo occidental, a unos 100 km de las costas Peninsulares, a unos 300 km de las argelinas y a unos 350 km de Cerdeña. Está formado por cinco islas mayores (Mallorca, Menorca, Ibiza, Formentera y Cabrera), además de multitud de islotes menores (ej. Dragonera, Conejera, ...), y posee una superficie de alrededor de 5.014 km², de los que la mayoría corresponden a la isla mayor, Mallorca, que con 3.640 km² acumula la mayor parte del territorio balear (Figura 4).

Mallorca es la isla más montañosa, en la que se pueden distinguir dos alineaciones montañosas, la Sierra de Tramontana al norte y la Sierra de Levante al sur, separadas por una llanura central. La Sierra de Tramontana se extiende en dirección SO-NE a lo largo de 88 km y con una anchura de 15 km, con la mayor altura en el Puig Major o Torella con 1.445 m. En su ladera NO la sierra cae abruptamente sobre el mar, mientras que en su vertiente SE desciende suavemente. En su interior, la erosión ha modelado una serie de crestas paralelas separadas por valles longitudinales.

Las sierras de Levante se sitúan paralelas a la Sierra de Tramontana, y se distribuyen al SE de la isla, con una altura máxima de 562 m, están formadas por materiales calizos y con una importante topografía cárstica.

Entre las dos sierras se depositó una plataforma miocénica calcárea horizontal, sobre la que existen depósitos continentales pliocénicos y cuaternarios.

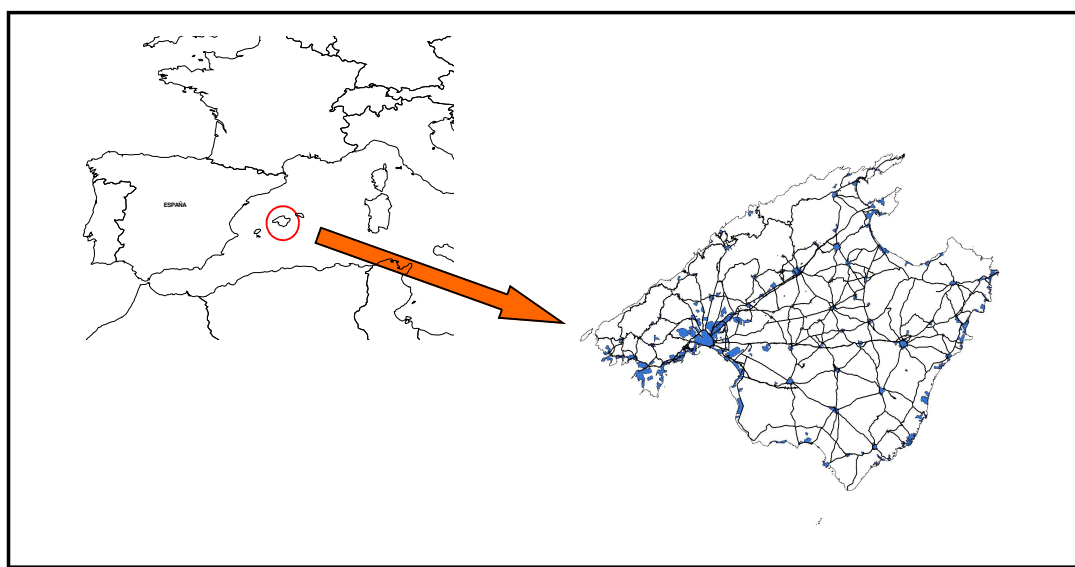


Figura 4.- Situación de la isla de Mallorca en el Mediterráneo occidental.

El clima de la isla es el típico clima mediterráneo, con unas temperaturas medias templadas y un régimen de precipitaciones estacional, coincidiendo la estación seca con la cálida de verano. Las temperaturas medias anuales se encuentran entre los 16 y 18º C con máximas medias durante el verano de 29/31º C y mínimas medias las noches de invierno de 5/9º C. Las precipitaciones son máximas en otoño, pero irregulares, y con una media de 500 mm para el conjunto de la isla, pero que sobrepasan los 1.500 mm en algunos lugares de la Sierra de Tramontana, pero en la mayor parte del territorio están comprendidas entre 450 y 650 mm.

Tradicionalmente la isla vivió de la agricultura, la ganadería y del mar, aunque esta situación ha ido cambiando, convirtiendo al turismo en la actividad económica más importante y actualmente la agricultura supone menos de 2,5% de la riqueza total de la isla. El turismo es el motor de la economía mallorquina y la mayor parte de las demás actividades están relacionadas con él.

Posee una población que supera los 600.000 habitantes, que se distribuyen de forma irregular en la superficie insular, con las áreas más densas en el sur de la Sierra de Tramontana y destacando Palma donde se acumula algo más del 50% de habitantes. El resto se distribuye por varias ciudades como Manacor e Inca con 34.000 y 24.000 habitantes respectivamente, mientras que el resto de ciudades no superan los 10.000 habitantes. Existe además una fuerte influencia en la población del turismo, dada la importancia del turismo en la economía, recibiendo anualmente alrededor de 10 millones de turistas, que se distribuyen principalmente de mayo a septiembre.

Unidades territoriales

Desde el punto de vista territorial Mallorca se puede dividir en siete grandes zonas o unidades naturales (Figura 5):

- La Sierra de Tramontana
- La Huerta de Palma
- El Llano
- El Arco Agrícola
- La Marina de Lluçmajor-Algaida
- La Marina de Felanitx-Manacor
- Las montañas de Artà

La Sierra de Tramontana constituye el área de mayor extensión de la isla, con zonas de gran valor natural, sobre todo distribuidas por el centro, entre Soller y Pollensa, con grandes encinares y zonas rocosas. Abundan las grandes rapaces como buitres negros o halcones de Eleonor, pero también otras especies de alta montaña o forestales. En los dos extremos encontramos dos zonas de alta valor ambiental como son la península de Formentor y las

zonas de Sa Dragonera-La Trapa. Una parte de la Sierra de Tramontana está protegida como Paraje Natural, con una extensión aproximada de 630 km².

La Huerta de Palma se localiza en la bahía de Palma, entre el mar y las áreas meridionales de la Sierra de Tramontana. Área de importante valor agrícola que antiguamente fue desecada y roturada para su uso como zona agrícola, pero que en la actualidad está siendo comida por el continuo crecimiento de la ciudad de Palma, desapareciendo la antigua huerta por el abandono agrícola.

El Llano está formado por terrenos de muy planos dedicados fundamentalmente a la agricultura, pero formados por terrenos con poco suelo y de escasa calidad, por lo que se destinan principalmente a cultivos de secano (almendros y algarrobos) o viñedos. Hay numerosos pueblos y habitantes dispersos sobre su superficie, lo que confiere al territorio un alto grado de humanización..

El Arco Agrícola está formado por un conjunto de tierras de muy alto valor agrícola que se distribuyen desde sa Pobla en el norte hasta Campos en el sur. Poseen zonas con suelos muy ricos que han dado lugar a la existencia de cultivos intensivos o de huertas en aquellos lugares con suficiente agua. Encontramos campos de regadíos, hortalas o extensos campos de cereales.

La Marina de Lluçmajor y Algaida es un área de gran diversificación ambiental, donde se mezclan desde encinares, bosques de acebuches bien conservados, acantilados litorales, barrancos, hasta zonas agrícolas de secano o cultivos de cereales, formando un amplio mosaico donde todas estas estructuras se encuentran interconectadas. Conforman un corredor natural que une la Sierra de Tramontana al norte con las áreas naturales del sur de la isla.

La Marina de Llevant está formada igualmente por terrenos con diversidad de usos, entre los que destacan las pequeñas montañas de la Sierra de Levante, bosques de pinos y acebuches, pequeños encinares, garrigas litorales bajas, zonas agrícolas diversas o zonas húmedas, alternando zonas de gran valor ambiental con otros de escaso valor.

Las Montañas de Artà constituyen áreas montañosas de alturas modestas que han sufrido una gran deforestación a causa de los continuos incendios provocados por una gestión ganadera que ha perjudicado mucho al medio natural. Esto ha provocado una importante pérdida de suelo y la desertización de la zona, formando un paisaje muy árido en el que ha desaparecido la mayor parte de los bosques. Una parte está protegida con la figura de parque Natural.

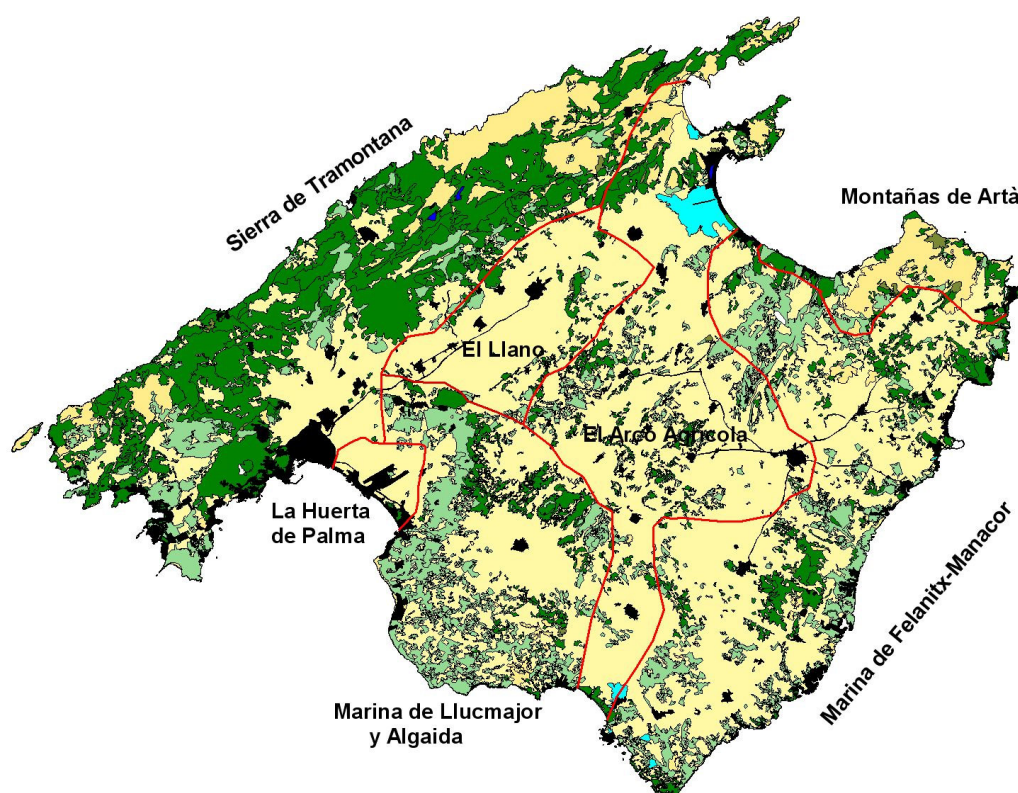


Figura 5.- Mapa de unidades territoriales de Mallorca

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar la conveniencia y posibilidad de llevar a cabo un proyecto de reintroducción del alimoche en la isla de Mallorca, estudiando su necesidad, los requerimientos ecológicos de la especie, sus amenazas, los riesgos del proyecto y las actuaciones necesarias para su ejecución, con el fin de crear una población viable autosuficiente en el tiempo.

Objetivos específicos

- a) Determinar la necesidad de desarrollar un Plan de Reintroducción para la especie en la isla de Mallorca.
- b) Conocer la distribución y amenazas históricas en la isla de Mallorca.
- c) Llevar a cabo Análisis de Viabilidad Poblacional para determinar las condiciones poblacionales necesarias para la reintroducción.
- d) Determinar la existencia de hábitat y de disponibilidad trófica y los lugares más adecuados para su reintroducción.
- e) Identificar y evaluar las posibles amenazas.
- f) Establecer las diferentes fases del programa de reintroducción.

Capítulo 2.

CRITERIOS SOBRE LAS REINTRODUCCIONES

CRITERIOS GENERALES, ASPECTOS LEGALES Y NORMATIVOS

El objetivo general de cualquier proyecto de reintroducción debe ser establecer una población viable, con una distribución natural en su hábitat histórico, población que no deberá necesitar intervención de manejo una vez que se haya finalizado. Debido al incremento de este tipo de proyectos, las diferentes administraciones y algunas organizaciones medioambientales, han establecido una serie de requisitos para asegurar su éxito, que se han basado en la experiencia acumulada con los años. Se establece así un marco legal que acoge a nivel global, europeo y nacional, los proyectos de reintroducción, y un marco recomendatorio, entre los que destacan la Ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, La Directiva Hábitat, el Convenio de Diversidad Biológica o las directrices de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Ley de Patrimonio y Biodiversidad.- Ya en su primer artículo se establece que la ley tiene como objeto establecer el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad. En ella se establecen los criterios bajo los que se deben llevar a cabo proyectos de reintroducción en España, incluyendo aspectos como “la posibilidad de que las Administraciones públicas establezcan medidas adecuadas para garantizar la conservación de las áreas potenciales para llevar a cabo las reintroducciones”. Para aquellas especies cuya distribución se encuentre en varias Comunidades Autónomas, el proyecto de reintroducción deberá ser presentado a la Comisión Estatal de Patrimonio Natural y Biodiversidad y posteriormente deberá ser aprobado por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente.

La UICN, fundada en el año 1948, es la mayor red ambiental del mundo, que agrupa a 84 estados y a gran número de agencias gubernamentales, ONGs nacionales e internacionales, y a gran cantidad de expertos mundiales de 160 países. Su función es influir, estimular, apoyar y asesorar sobre aspectos relacionados con el medio ambiente. En este sentido, el grupo de Grupo de Especialista en Reintroducciones de la Comisión de Supervisión de Especies aprobó una Guía para las Reintroducciones en una reunión en 1995 (reunión del Consejo de la UICN nº 41).

La guía surge como respuesta al aumento de proyectos de reintroducción y para ayudar a asegurar el éxito de conservación asociados a todos estos proyectos de reintroducción. En ella se establecen criterios orientativos más que criterios fijos inflexibles. Dado que todo proyecto de reintroducción es complejo, diverso y puede acoger a especies de muy distinta naturaleza, es importante tener en cuenta que algunas consideraciones se aplicarán mejor a un tipo de proyecto que a otro, por lo que se recomienda un análisis crítico de cada situación. Además, se definen algunos términos generales asociados a las reintroducciones, con el objeto de facilitar su entendimiento y uso. En general se puede denominar con el término *translocación* a cualquier movimiento de organismos vivos de un área a otra, y se pueden reconocer varios tipos de translocaciones:

Reintroducción: intento de establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la cual se extinguió. El término Restablecimiento se puede considerar como un sinónimo, pero se refiere a una reintroducción exitosa.

Introducción: movimiento deliberado de un organismo fuera de su área conocida históricamente.

Desplazamiento: movimiento deliberado y provocado de individuos silvestres a una población existente de la misma especie.

Reforzamiento / Suplementación: adición de individuos a una población existente de la misma especie.

Conservación / Introducciones benignas: intento para establecer una especie, con el propósito de conservación, fuera de su área de distribución registrada, pero dentro de un hábitat y área ecogeográfica apropiada (solo se recomienda cuando no existen remanentes de áreas dentro de la distribución histórica de la especie).

Considerando las actuaciones que se pretenden llevar a cabo en la isla de Mallorca, liberación de ejemplares recogidos como pollos en la población de la isla de Menorca y su adición a una población existente de la misma especie para restablecer una población viable, y las definiciones anteriores, el proyecto previsto se consideraría un reforzamiento o una suplementación, ya que la especie se encuentra presente en la zona como reproductora en los últimos años, aunque con una pequeña población.

Esta guía ha sido de gran ayuda para realizar un análisis previo de las características relacionadas con la especie o el hábitat y considerar si el proyecto cuenta con las suficientes garantías de éxito

Cada proyecto de reintroducción puede ser único, con características propias determinadas por la especie con que se trabaje, la región, las normativas legales del país,, sin embargo, se pueden establecer unos principios básicos que pueden ser aplicados a todo tipo de proyecto, desarrollando posteriormente aspectos propios para el proyecto concreto. Una herramienta de este tipo fue desarrollada por Lynne Baker en el año 2002 ("*Guidelines for Nonhuman primate Re-introductions*"), en donde se exponen criterios básicos de buenas prácticas en un programa de reintroducción (Tabla 2).

PRINCIPIOS BÁSICOS DE UNA REINTRODUCCIÓN

1. Identificar la necesidad de una reintroducción y realizar una valoración completa general
2. Definir finalidad, objetivos y cronograma
3. Establecer un equipo multidisciplinar
4. Valorar el hábitat de liberación propuesto y determinar su idoneidad
5. Revisar los datos socioecológicos y demográficos de la especie de interés
6. Determinar si las condiciones socioeconómicas, financieras y legales pueden conseguirse a corto y largo plazo
7. Valorar la idoneidad del stock de aves a liberar
8. Evaluar el estatus genético del stock de aves a liberar
9. Asegurar el buen estado veterinario del stock de aves a liberar
10. Elaborar estrategias y temporalizaciones para el transporte de las aves a liberar
11. Establecer una monitorización post-liberación y otras actividades de seguimiento
12. Documentar y actualizar los resultados del proyecto

Tabla 2.- Principios básicos de una reintroducción según Lynne Baker (2002).

PROYECTOS DE REINTRODUCCIONES RECIENTES YA REALIZADAS

En los últimos años se han llevado a cabo importantes medidas de conservación sobre la especie en territorio europeo, incluyendo siete proyectos LIFE en los que se intervenía sobre la especie. Dos de ellos se han desarrollado en España, dos en Francia y tres en Italia.

En España se han desarrollado actuaciones para la conservación de la subespecie de alimoche de Canarias, *Neophron percnopterus majorensis*, y además se han marcado ejemplares juveniles son emisores satélites para estudiar su dispersión, los movimientos migratorios y las áreas invernales (www.alimochefuerteventura.com).

En Francia, con dos poblaciones separadas, se han desarrollado actuaciones para recuperar la población del sureste, formada por solo unas pocas parejas reproductoras, habiendo desarrollado un Plan Nacional de Acción sobre la especie que comprende un programa de reforzamiento de la población a partir de jóvenes obtenidos de la reproducción en cautividad (<http://percnoptere.lpo.fr>).

En Italia se ha llevado a cabo la cría en cautividad de ejemplares provenientes de varios países, y posteriormente se ha realizado sueltas de ejemplares cautivos en zonas del sur del país y en la Toscana (www.capovaccaio.it).

Por último, el Plan de Acción para los buitres en los Balcanes, incluye actuaciones sobre la especie, y trata de definir estrategias de conservación a largo plazo.

Existen también otros programas de cría en cautividad en España, Francia, Israel y Sudáfrica.

Reintroducción del alimoche en Italia

Desde el año 1991 se inició en la Toscana un proyecto de cría en cautividad por parte de WWF Toscana y con el apoyo económico de la Región Toscana, de la provincia de Grosseto y de la Comunidad Montana Amiata Grossetano. El programa se encuentra en la actualidad gestionado por el Centro de Rapaces Minacciati (CERM) de Rocchette di Fazio (GR), y ha puesto a punto técnicas nuevas para la cría en cautividad y la suelta en la naturaleza de los pollos nacidos en cautividad.

El proyecto ha contado con 22 ejemplares irrecuperables provenientes de Centros de Recuperación, sobre todo de España, que han sido aportados desde el año 1992. En la primavera de 1995 se consiguió el primer resultado con la puesta de dos huevos que fueron rotos por los propios padres. Al siguiente año, en 1996, pusieron un solo huevo que no llegó a eclosionar. En el año 1997 la misma pareja que el año anterior puso un huevo que fue retirado del nido e incubado artificialmente y del que nació el primer pollo del proyecto.

Entre 1997 y 2008 nacieron un total 14 pollos a partir de huevos puestos por las parejas en cautividad e incubados de forma artificial, además de tres pollos nacidos a partir de huevos provenientes de la naturaleza. De los 17 jóvenes nacidos, ocho fueron seleccionados para la cría artificial ex-situ, y nueve han sido liberados en la naturaleza.

La primera liberación se efectuó en Sicilia en el año 2003 mediante la utilización de un nido ocupado por una pareja salvaje en el que se soltó al pollo para que fuera criado por una pareja adoptiva. Sin embargo, en las siguientes sueltas no se utilizó más este sistema para no molestar a las pocas parejas reproductoras existentes, y para evitar la publicidad sobre la situación del nido. Se utilizó entonces la técnica del hacking, colocando los pollos en un nido artificial o en cuevas a una edad entre 71 y 86 días de edad. De los ocho ejemplares liberados solo uno murió debido a un accidente y todos los demás se han adaptado perfectamente a la vida libre en la naturaleza. Estos ejemplares después de 2-3 semanas de estancia en los alrededores del lugar de suelta comenzaron la migración invernal hacia sus cuarteles en el África subsahariana.

En cinco de los jóvenes liberados se sabe con certeza que iniciaron su viaje migratorio hacia el sur manifestando un comportamiento y una capacidad de migración similar al de otros ejemplares nacidos en la naturaleza. La instalación de emisores de radio por satélite en tres de ellos ha permitido realizar un seguimiento continuo de estos jóvenes, mostrando con todo

detalle las rutas de migración usadas y una importante cantidad de información que permitirá mejorar la eficacia de las actuaciones realizadas.

Para tratar de incrementar la productividad de las parejas en cautividad se han iniciado nuevos estudios y colaboraciones con grupos de investigación en mejorar las técnicas de reproducción asistida.

VALORACIÓN GENERAL Y REQUISITOS DEL PROYECTO

La decisión de iniciar este proyecto de reintroducción debe venir apoyada en la evaluación de unos criterios previos que deben ser cuidadosamente analizados. En esta primera fase del futuro proyecto se pueden establecer dos apartados:

- A) Evaluación de la necesidad del proyecto
- B) Requisitos de viabilidad

Durante el primer apartado de evaluación de la necesidad del proyecto se deberá determinar si el proyecto aporta algún beneficio para la especie, la población, el ecosistema u otro aspecto, que justifique iniciar un proyecto tan complejo, mientras que en el segundo apartado se deberá verificar que, aún siendo conveniente el proyecto, es viable su ejecución, considerando aspectos ambientales, ecológicos, sociales y metodológicos (Tabla 3). Todas estas preguntas se van a ir respondiendo en los siguientes capítulos en los que se tratará específicamente cada uno de los requisitos de viabilidad del proyecto.

Los siguientes pasos, una vez se ha determinado la conveniencia y la posibilidad de ejecución, serían los siguientes:

1. Toma de decisión, aprobación y obtención de permisos
2. Planificación y liberación de ejemplares: se deberá diseñar el programa de pre y postliberación, la captura de aves y su transporte, y la estrategia de liberación.
3. Postliberación: monitoreo, estudios ecológicos y demográficos de la población donante y receptora.

Además se debería prever llevar a cabo otra serie de actuaciones como la alimentación suplementaria para fijar la población, actuaciones de educación para mejorar la opinión del proyecto en la sociedad y una revisión continuada sobre las actuaciones que se llevan a cabo con el objeto de mejorar su eficacia.

Estas fases serán estudiadas con detalle en capítulos posteriores.

REQUISITOS DE VIABILIDAD
Condiciones ambientales
• Eliminación de las causas que provocaron la extinción • Existencia histórica de la especie • Existencia de hábitat adecuado • Existencia de alimentación suficiente • Posibilidad de existencia de una población viable autosuficiente
Condiciones ecológicas
• Disponibilidad de suficientes aves para la reintroducción • Existencia de ejemplares genética y geográficamente cercanos • Existencia de una población pequeña y necesidad de minimizar el riesgo de extinción • Incremento de la probabilidad de recolonización natural • Ausencia de competidores y/o depredadores • No existencia de efectos adversos sobre la población donante
Condiciones sociales
• Reducido riesgo y aceptación por los sectores sociales locales • Apoyo/participación de las autoridades locales
Condiciones metodológicas
• Existencia de conocimientos ecológicos sobre la especie: necesidades y factores críticos • Experiencia en técnicas de manejo de la especie • Supervisión científica durante todas las fases del proyecto • Disponibilidad de recursos económicos a largo plazo • Existencia de un Plan de Conservación en el área • Cumplimentación de la legislación vigente

Tabla 3.- Requisitos de viabilidad previos necesarios para el proyecto de reintroducción del alimoche en la isla de Mallorca.



Tabla 4.- Árbol de decisiones en un proyecto de reintroducción.

Capítulo 3.

LA POBLACIÓN BALEAR

Tal como establecen la mayoría de criterios aconsejados para proyectos de reintroducción, la existencia histórica de la especie en el área donde se pretende llevar a cabo un proyecto de reintroducción es un requisito clave a la hora de tomar la decisión de ejecutar el proyecto. Además, las reintroducciones efectuadas en áreas de distribución histórica de la especie tienen una mayor probabilidad de éxito que si se llevan a cabo en áreas donde la especie no habitó históricamente.

SITUACIÓN DE LA POBLACIÓN BALEAR

Los datos disponibles para el año 2010 indican que la población está formada por 51 parejas territoriales (datos personales), aunque es posible que sea algo mayor, pues su alta densidad está provocando un descenso de parejas territoriales que inician la puesta, lo que dificulta mucho determinar el tamaño real de la población.

La población reproductora se distribuye exclusivamente en las dos islas mayores, Mallorca i Menorca, aunque de forma muy sesgada. Mientras que la isla de Menorca acoge el 98% de la población, en la isla de Mallorca solo existe uno o dos territorios, situación que como veremos posteriormente parece haberse mantenido desde hace bastantes años.

En Menorca la población se distribuye principalmente por el extremo occidental, encontrándose criando tanto en acantilados costeros como en barrancos interiores. Mientras que el 81% de la población reproductora se distribuye por la mitad occidental de la isla, el 19% restante se encuentra en la mitad oriental. En relación con la ubicación de los nidos, el 28% se encuentran localizados en acantilados costeros y un 72% en barrancos o peñas interiores.

Estatus de la población

Tal como se ha visto en el capítulo anterior, el grueso de la población española de alimoches inverte en el África sub-sahariana, volviendo a sus lugares de reproducción en la Península al acercarse la época de cría (Donazar 1993). Sin embargo, la población menorquina es una excepción a esta regla ya que permanece en la isla durante todo el año (de Pablo 2000) . Tanto la fracción inmadura de la población como los adultos permanecen en la isla todo el año sin realizar ningún movimiento extrainsular, por lo que se puede considerar una población sedentaria. Por otra parte, los censos anuales llevados a cabo a lo largo de todo el año muestran que no existen incrementos puntuales de ejemplares durante los meses de agosto-septiembre ni durante marzo-abril, épocas en que los alimoches peninsulares se desplazan desde sus zonas de cría a los cuarteles de invierno y al revés, ni se observan incrementos significativos de ejemplares durante los meses de invierno, lo que muestra que no existe

invernada en la isla (de Pablo 2000), y que en caso de existir no logra incrementar de manera significativa la población insular. Se puede considerar por ello una población cerrada.

En el caso de los ejemplares mallorquines, los datos existentes muestran una presencia en la isla a partir de enero-febrero, aumentando en primavera y disminuyendo al finalizar la época de cría, abandonando los territorios de cría al final del verano (Adrover 2005). La existencia de muy pocas observaciones en invierno hace suponer que son datos excepcionales y que los alimoches abandonan Mallorca después de la cría. Aunque no existen datos que muestren hacia donde se dirigen estos ejemplares, parece lógico pensar que puedan desplazarse a Menorca para pasar el invierno, y concentrarse con el grueso de la población balear en los dormideros comunales de la parte oriental de la isla. Este comportamiento se asemejaría a algunas parejas menorquinas que tienen sus territorios en la zona occidental de la isla, pero que solo ocupan a partir de enero, abandonándolos posteriormente en septiembre para concentrarse en los dormideros comunales del otro extremo de la isla (datos propios).

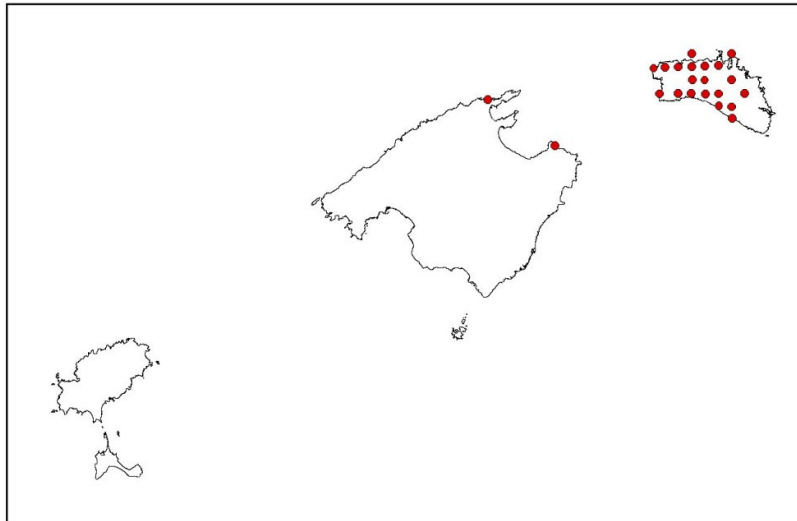


Figura 6.- Distribución del alimoche común en las Islas Baleares

Caracterización morfológica

Una de las consideraciones importantes a la hora de determinar posibles subpoblaciones u subespecies son las características morfológicas de los diferentes grupos o subpoblaciones que la componen. Así, ya se ha comprobado la existencia de diferencias morfológicas entre la población peninsular y la población canaria (Donazar et al. 2002), diferencias que han contribuido a su caracterización subespecífica.

Al comparar estas dos poblaciones con la población balear (ejemplares de Menorca) observamos que los alimoches canarios son significativamente mayores que los alimoches peninsulares en todas las medidas consideradas, especialmente en peso, cola y longitud alar. La población menorquina difiere de las otras dos poblaciones al tener el tamaño de la primaria más pequeña, con la población peninsular en las dos medidas relacionadas con el pico, las cuales son mayores en la población menorquina y en relación con la población canaria existen diferencias en el peso y en el ala (mayores en la canaria).

VARIABLE	Media	Intervalo	s.d.	N
Peso	1997.7	1750-2275	174.8	11
Tarso	85.3	80.8-89.3	2.9	10
Ala	496.0	465-526	17.7	11
Primaria	364.9	342-385	1.4	11
Cola	246.5	228-278	1.3	11
Pico-culmen	32.8	30.7-35.5	1.4	10
Pico-cera	64.5	59.3-70.9	3.8	10
Envergadura	1622	1500-1720	64	10

Tabla 5.- Biometría de la población de alimoches de Baleares. Para cada medida se muestra la media, el intervalo, la desviación típica (s.d.) y el tamaño de la muestra.

Caracterización genética

Los datos disponibles muestran que la población balear (al menos los ejemplares menorquines) es sedentaria y no ocurren inmigraciones, características que podrían provocar una divergencia genética con las poblaciones continentales. Este hecho sería clave a la hora de elaborar planes de manejo diferentes que ayudasen a conservar la pequeña población balear. Así, dependiendo del grado de diferenciación genética entre los grupos, no podrían

realizarse introducciones de alimoches provenientes del continente a la hora de incrementar la población insular.

En relación con el ADN mitocondrial los alimoches de Menorca presentan tres haplotipos distintos. Dos de los haplotipos, que corresponden a 6 de los 7 individuos analizados, se agrupan entre sí. El tercer haplotipo, presentado por un solo individuo, presenta más afinidad con uno de los haplotipos peninsulares pero, en cualquier caso, es cercano al grupo principal de Menorca. Es destacable que los haplotipos menorquines, al menos el mayoritario, surge como una rama lateral y separada del tronco de alimoches ibéricos. Se obtiene igualmente que mientras los alimoches de canarias están separadas en un cluster, algún ejemplar de Menorca no se diferencia claramente de los ejemplares Peninsulares, lo que sugiere que el aislamiento de la población balear puede haber ocurrido más recientemente que el de la población canaria (Kretzmann *et al* 2003).

Si nos basamos en la frecuencia de los alelos de los microsatélites, se comprueba que la población balear y la canaria son claramente distintas de las otras poblaciones. Los ejemplares de Menorca mostraron también unos altos niveles de variabilidad genética al compararlos con las otras poblaciones, lo que sugiere que esta población ha sido fundada por más individuos que la población canaria, o por fundadores con amplia diversidad genética (Kretzmann *et al* 2003).

Singularidad de la población balear

La caracterización morfológica y genética de la población muestra diferenciaciones específicas tanto a nivel morfológico como genético. Sin embargo, el pequeño tamaño muestral en que se ha basado dificulta obtener unos resultados determinantes. Los resultados obtenidos, sobre todo en los aspectos genéticos, indican una diferenciación de la población balear respecto a la población peninsular, sugiriendo que esta separación se ha llevado a cabo en épocas recientes y a partir de un importante número de fundadores, lo que viene sugerido, tanto por la existencia de aves indiferenciadas genéticamente de ejemplares peninsulares, como por la elevada variabilidad genética obtenida en los alimoches baleares.

Aunque la diferenciación genética de la población balear sea reciente y pequeña con respecto a la población peninsular, y considerando que se trata de una población cerrada, sin intercambio significativo con las población Peninsular, estos resultados obligan a tener en cuenta esta diferenciación, estableciendo planes de manejo específicos para la población Balear que preserven estas diferencias.

EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN MENORQUINA

El control de la población ha sido muy exhaustivo desde el año 1988 en que se llevó a cabo el primer censo nacional (Perea *et al* 1990), aunque la población pudo ser infravalorada, ya que el censo fue llevado a cabo por personal no experto en la especie y con poco esfuerzo de búsqueda, se trata del primer dato cuantitativo sobre la población. Se estimó una población de 50 parejas reproductoras. A partir del año 1991 el Institut Menorquí d'Estudis (IME) en colaboración con la Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear ha llevado a cabo un control permanente de la población, habiéndose detectado un descenso importante en esa época, disminuyendo la población un 26% en 12 años hasta 37 parejas territoriales en el año 2000 (de Pablo 2009). Este descenso estuvo relacionado con el consumo de cebos envenenados, y entre los años 2000 y 2004 se localizaron 12 ejemplares heridos o muertos de los que seis murieron por consumo de veneno. Otras especies también sufrieron el mismo problema, y en el periodo 2000-06 se encontraron 25 aves muertas por veneno en la isla (de Pablo 2007).

A partir del año 2001 la población ha ido recuperándose hasta las 50 parejas que se encontraron en el año 2004. Desde entonces la población parece estabilizada, y los datos disponibles parecen mostrar que se encuentra próxima a la saturación.

Aunque el uso de veneno parece haber disminuido en los últimos años, lo que ha favorecido a la especie, no ha desaparecido del todo y ocurren periódicamente episodios de mayor incidencia del veneno.

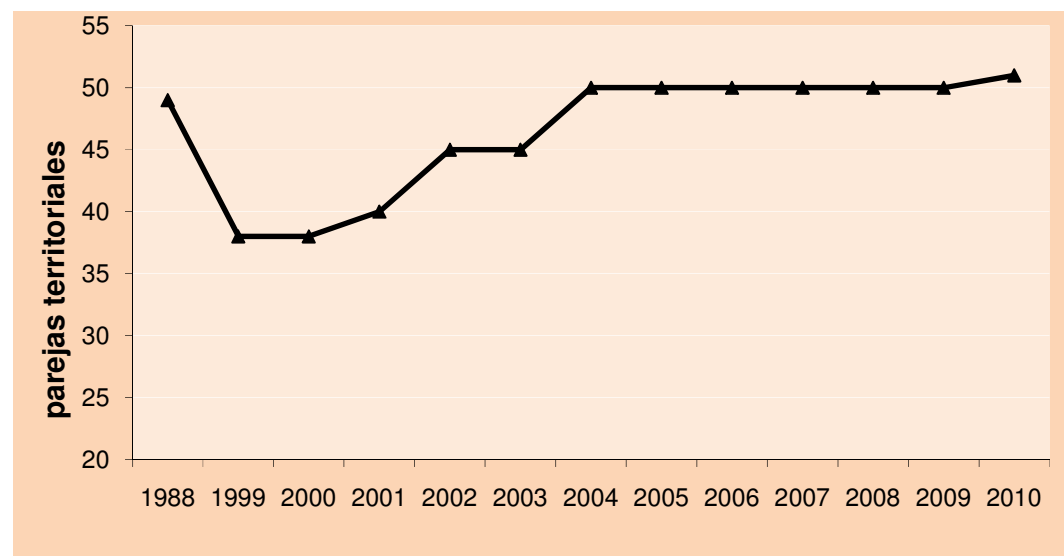


Figura 7.- Variaciones de la población de alimoches en la isla de Menorca desde el año 1988 hasta 2010.

PRESENCIA HISTÓRICA EN MALLORCA

La presencia histórica del alimoche en la isla de Mallorca ha sido puesta de manifiesto por las escasas referencias bibliográficas anteriores al siglo XX, y por referencias posteriores en el siglo XX. Todas ellas revelan la presencia de la especie en la isla, aunque de manera escasa y localizada (D'Austrian-Toscana 1911; Henrici 1927; Munn 1931, Bernis *et al* 1958; Bannerman & Bannerman 1983).

Así el archiduque Luis Salvador de Austria (D'Austria-Toscana, 1911) menciona la cría de una pareja cerca de Miramar (Valldemossa) y otra en el Puig de Randa (Albaida). Por su parte Jordan (1914) lo observó en la Sierra de Tramontana, en Cabrera y en la bahía de Alcudia, indicando la presencia de 2-3 parejas andando por el barro a la búsqueda de peces muertos, y describiéndola como una especie nidificante poco común. Henrici (1927) encontró solo una pareja y lo atribuyó a la competencia trófica con el milano (*Milvus milvus*) y con el buitre negro (*Aegypius monachus*). Munn (1931) lo clasifica como nidificante y sedentario en Mallorca y Menorca, y Bernis *et al* (1958), que resume los trabajos de ornitólogos de principios del siglo XX (Munn, Homayer, Saunders y Jordans) indican que era una especie observada no raras veces por bastantes naturalistas antiguos. Los mismos autores dicen que Homeyer y Jordan citan las fechas de primeras llegadas a la isla, dando entender que consideraban a la especie únicamente estival.

PRESENCIA ACTUAL EN MALLORCA

Todos los autores más actuales indican también la presencia del alimoche en Mallorca, desde Mayol (1978) que dice que deben quedar dos o tres parejas como mucho, indicando que la única población balear invernante debe de ser la menorquina, situación descubierta por Muntaner *et al* (1979). Por su parte Muntaner (1981) comenta la falta de información para afirmar que la especie haya sido nidificante. Por último Rebassa y Muntaner (2003) consideran la población sedentaria y rara, pero Dietrich *et al* 2005 indican que se trata de una población sedentaria y migrante rara.

Viada & Triay (1991) consideran el alimoche extinguido como nidificante a finales de los años 70, indicando como posible causa de extinción el veneno (Viada & Rebassa 1994; Avellà & Muñoz 1977), que también afectó en esa época al buitre negro. También mencionan la falta de alimento como otra posible causa de su desaparición.

Después de un aumento de observaciones durante los años 80 y 90 (Viada & Rebassa 1994) se menciona la observación de jóvenes del año en 1989, 1990 y 1991, lo que parece indicar la reinstalación de la especie en la isla, sugiriéndose como lugar de cría la zona noreste de la Sierra de Tramontana. En el año 1993 se llega a confirmar la nidificación de la especie en el municipio de Pollensa (Viada & Rebassa 1994), creyendo que la pareja podía haber estado en el área desde el año 1989.

Esta pareja parece que ha estado criando con éxito los años 1993, 94 y 95, en los que se observaron indicios claros de cría, aunque no se pudo localizar la ubicación del nido, de difícil visión al estar situado directamente hacia el mar. En los años 1996, 97 y 98 no hay indicios claros que indiquen una posible reproducción en la zona, aunque se observa algún ejemplare esporádicamente. En el año 1999 se observa un aporte de alimentación en el área del territorio, lo que hace sospechar que la pareja esté instalada y haya tenido éxito, pero en los dos años posteriores, 2000 y 2001, otra vez no se observan indicios de cría. La reproducción parece volver a confirmarse en el año 2002, sobre todo debido a la presencia de un joven durante el mes de octubre y de dos adultos en el área durante la época de cría. A partir de entonces, no se han vuelto a observar indicios claros que muestren que una pareja haya criado en la zona hasta la actualidad.

A partir del año 2005 se detectó un segundo territorio en el área de la Sierra de Levante, donde ya antiguamente parece que estaba presente, aunque nunca con una población abundante. Aunque ya existían observaciones de la especie en el área desde inicios de los años 90, su presencia parece volverse más frecuente a partir del año 2003, y en el año 2005 se logra comprobar la reproducción al observarse en varias ocasiones dos adultos y un juvenil. En el año 2006 se observa el nido con un pollo, y en años posteriores, el territorio parece haber estado ocupado en 2007, 2008 y 2009, pero no se ha podido asegurar su presencia continuada en la zona.

Las observaciones de alimoches conocidas desde el año 1986 hasta 2005 se pueden ver en la Figura 8 (datos de Adrover 2005). Ha habido observación de ejemplares en Mallorca durante todos los años, aunque con diferente intensidad. Se puede apreciar un primer incremento entre los años 1989 y 1991, cuando se detectó la cría en el municipio de Pollensa, y un segundo incremento a partir del año 2002, que podría coincidir con su reinstalación en la zona de Artà. Sin embargo, el propio autor indica la posibilidad de que el mayor número de registros esté relacionado con un mayor esfuerzo de búsqueda.

En la Figura 9 se muestra la distribución de observaciones sobre la superficie insular en el mismo periodo 1986-2005. La mayor parte de observaciones se han realizado en los municipios de Pollensa y de Artà, lugares donde se sitúan los dos territorios conocidos, aunque también hay numerosas observaciones en el municipio de Escorca y a lo largo de la mitad oriental de la Sierra de Tramontana. Por el contrario, en la mitad sur de la isla las observaciones son bastante escasas.

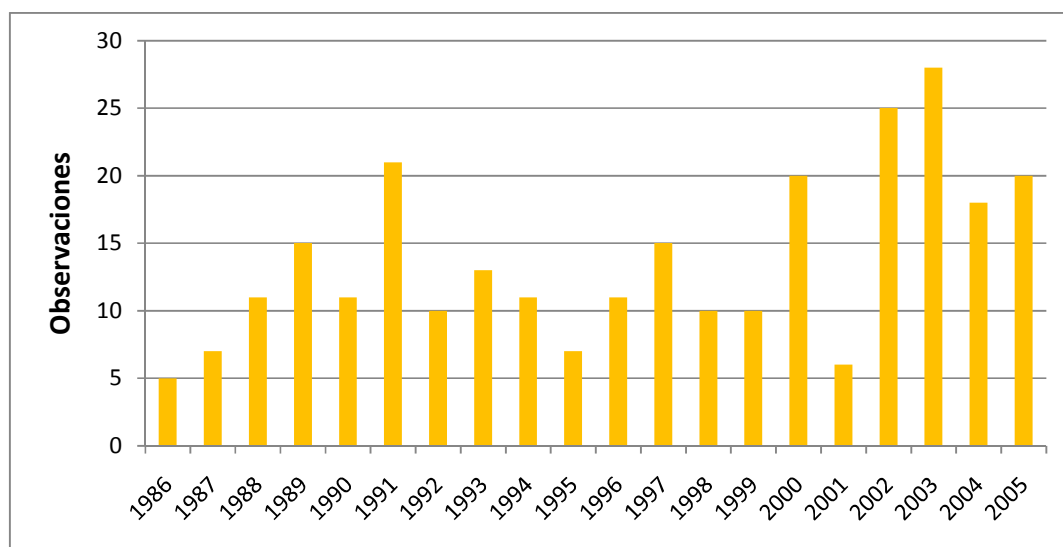


Figura 8.- Distribución anual de observaciones de alimoche en Mallorca en el periodo 1986-2005 (Adrover 2005).

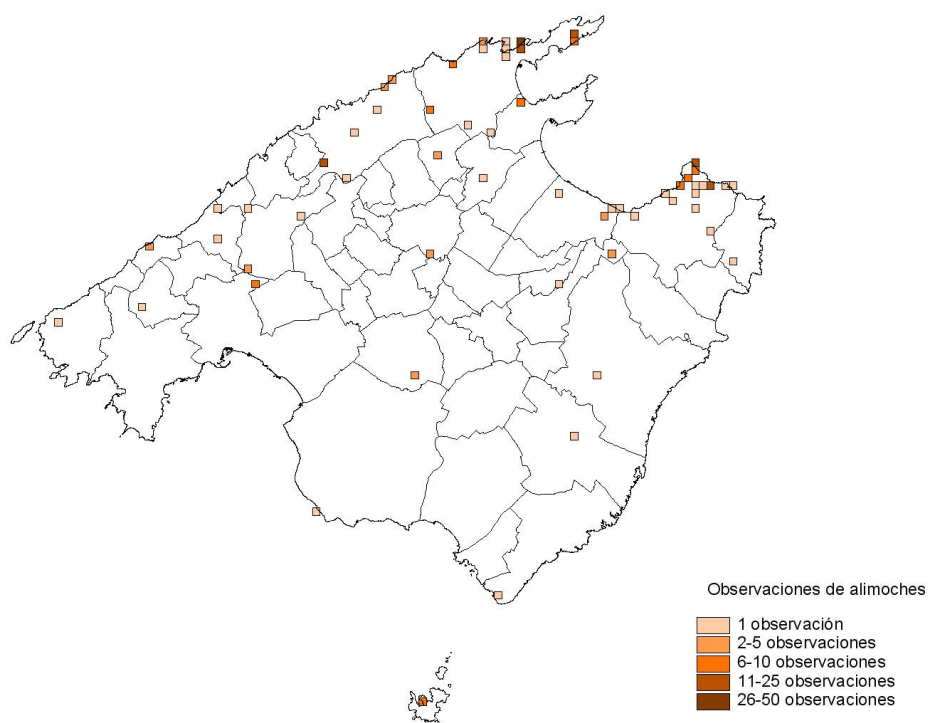


Figura 9.- Distribución por municipios de las observaciones de alimoche en Mallorca y Cabrera durante el periodo 1986-2005 (Adrover 2005).

Si se muestra la distribución mensual de las observaciones de alimoches durante el periodo 1986-2005 (Figura 10) se observa que aunque se han visto ejemplares durante todo el año, la gran mayoría de observaciones se efectúan durante el periodo reproductor, que abarca desde abril hasta septiembre, mientras que las observaciones en el periodo invernal son muy escasas (Adrover 2005).

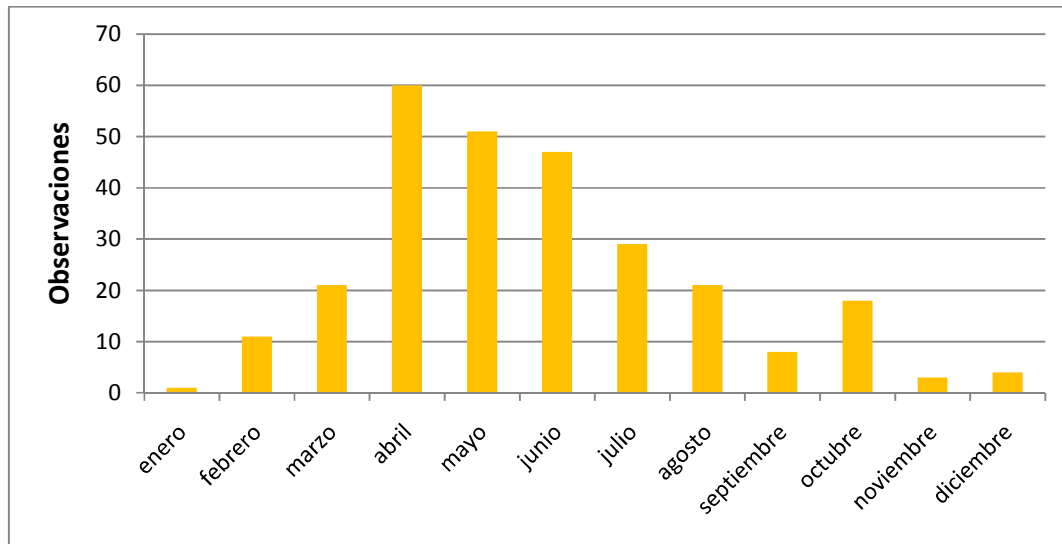


Figura 10.- Distribución de observaciones de alimoches en Mallorca a lo largo del año por meses durante el periodo 1986-2005 (Adrover 2005).

Desde el año 2006 hasta 2009 se han continuado observando alimoches en la isla, con un mínimo de 12 observaciones en el año 2006, 13 en 2007, 15 en 2008 y 15 en 2009 (ver anexo II). Las observaciones en el territorio de Artá han sido numerosas, y aunque no se ha podido comprobar la reproducción desde el año 2006 las observaciones han sido continuas cada año desde febrero.

Capítulo 4.

ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE LA POBLACIÓN

Los métodos tradicionales en estudios de ecología de poblaciones pueden revelar tendencias deterministas tales como la pérdida de hábitat, competición o predación, pero a medida que las poblaciones se van haciendo pequeñas estas variaciones van perdiendo importancia para incrementar su importancia las fluctuaciones al azar, pudiendo llevar a la extinción a una población que incluso tenga crecimiento positivo.

En los últimos años, debido al fuerte incremento de las tasas de extinción (Primack 1998), se han desarrollado técnicas que permiten analizar procesos genéticos y demográficos que pueden llevar a poblaciones pequeñas y aisladas a la extinción. Mediante técnicas analíticas y de simulación se puede estimar la probabilidad de que una población sobreviva un tiempo determinado. A este proceso se le ha denominado Análisis de Viabilidad de Poblaciones (PVA).

Un PVA ha sido definido como una serie de procesos complejos que consideran todos los factores que afectan a los procesos de extinción de una especie (Gilpin y Soule, 1986), integrando la estocasticidad demográfica, genética y ambiental con la posibilidad de catástrofes y las características individuales, en un modelado por ordenador, constituyendo una herramienta útil para explorar la viabilidad de poblaciones sometidas a un conjunto de procesos que interaccionan, deterministas y aleatorios.

Un PVA no puede decir si una población concreta se extinguirá o no, ya que en la mayoría de los casos se trata de un proceso azaroso, pero sí nos puede decir cuál es la probabilidad de que una población media con unas características concretas sobreviva durante un periodo de tiempo determinado. En general, los PVA se han utilizado como una importante herramienta para determinar tres clases de problemas:

- identificar poblaciones con riesgo de extinción.
- determinar la urgencia de las actuaciones.
- evaluar opciones de manejo.

En algunos casos, el uso de un PVA ha servido para determinar la falta de datos demográficos de la especie estudiada, lo que ha promovido la necesidad de conseguir nuevos datos, justificando los esfuerzos de investigación.

La necesidad de conocer la situación actual de una población amenazada y sus variaciones en el tiempo en base a las condiciones ecológicas del entorno ha contribuido al desarrollo de estas técnicas de estudio mediante modelos de simulación, que permiten inferir la situación de una población. Estas técnicas son igualmente útiles para investigar los efectos de las estrategias de manejo intensivas sobre las poblaciones.

El objetivo propuesto en el presente estudio es llevar a cabo modelos de simulación sobre la población balear de alimoches para determinar su evolución ante las acciones de manejo previstas. Los objetivos específicos son:

-
- 1) Determinar los efectos que puede tener la extracción de ejemplares (pollos provenientes de nidos naturales) sobre la dinámica de la población menorquina.
 - 2) Determinar, mediante el uso de análisis de viabilidad de población, la evolución de la población reintroducida en la isla de Mallorca, la suplementación necesaria y la duración para conseguir una población viable.

MATERIAL Y MÉTODOS

Modelo utilizado

El modelo que vamos a utilizar es un modelo de simulación por ordenador denominado VORTEX, desarrollado por C. Lacy (Grupo de especialistas de cría en cautividad, Comisión de supervivencia de especies, IUCN) (Lacy 1993; Lacy *et al*, 1995). Es un modelo de simulación de los llamados de Monte Carlo, de los efectos de factores deterministas y aleatorios de tipo demográfico, ambiental y genético en poblaciones salvajes. Los modelos de Monte Carlo reciben este nombre por la semejanza de la simulación con el juego en un casino. VORTEX es un programa ampliamente usado en PVA en la conservación y el manejo de especies amenazadas: el rinoceronte de Java, *Rhinoceros sondaicus* (Seal and Foose 1989); la pantera de Florida, *Felis concolor coryi*, (Seal *et al* 1989); el rinoceronte negro, *Diceros bicornis* (Foose *et al* 1992); el gorrión de Puerto Rico, *Amazona vittatta*, (Lacy *et al* 1989), la grulla americana, *Grus americana*, (Mirande *et al* 1993).

El programa se desarrollo para su aplicación en especies de larga vida, tales como mamíferos, aves y reptiles, aunque también ha sido utilizado en invertebrados, y tiene la ventaja sobre otros paquetes disponibles de incorporar un amplio rango de factores ecológicos, como la depresión por entrecruzamiento, la estructura reproductora, catástrofes y metapoblaciones.

Los parámetros que se deben entrar incluyen datos reproductores (edad de la primera reproducción, sistema de emparejamiento, proporción de hembras que producen polladas, proporción de sexos al nacer, tasas de natalidad), datos de mortalidad (edad de la senectud, por clase de edad, por sexos, ..), movimientos entre poblaciones, tamaño inicial de la población y capacidad de carga.

Estimación de los parámetros demográficos

Edad de la primera reproducción y sistema de apareamiento

VORTEX define la edad de reproducción como la edad de los padres cuando nacen las crías, no como la edad de madurez sexual.

En el caso del alimoche, la edad de reproducción es más tardía que la edad de maduración sexual, y es variable en relación con las características ecológicas de la población controlada, alargándose en aquellas poblaciones mejor conservadas y con tasas de mortalidad menores, y disminuyendo en poblaciones amenazadas con altas tasas de mortalidad. Los datos disponibles en la bibliografía varían 5 y 7 (Iñigo *et al* 2008).

En la población de la isla de Menorca, que ha sido intensamente estudiada mediante marcaje telemétrico de los jóvenes y controlados durante 6-7 años, desde que nacen hasta que el emisor terminaba su batería, ninguno de los pollos marcados (n=48) comenzó a reproducirse en los primeros 7 años de vida, mostrando un patrón típico de una población con baja mortalidad adulta y alta ocupación del territorio. Aunque este parámetro es desconocido para la población, en todo caso es igual o mayor a 7 años.

VORTEX usa la media o la mediana de la edad de la primera reproducción (con una estima de la variación) más que la edad más temprana a la cual se reproducen las especies. Esto es debido a que mientras ejemplares de una edad concreta pueden ser ya capaces fisiológicamente de reproducirse, diferentes presiones sociales pueden limitar la reproducción a animales de mayor edad, situaciones que pueden estar relacionadas por ejemplo con la densidad o con la estructura de la población.

El programa también permite ajustar una edad de primera reproducción diferente para los machos y para las hembras.

En el modelado para la población de Menorca elegiremos ocho años como la edad media a la que los alimoches tienen descendencia por primera vez, mientras que para la población de Mallorca elegiremos una edad menor, seis años, más semejante a lo encontrado en otras poblaciones estudiadas. Como ya se ha indicado, una edad de primera reproducción tan tardía en la población menorquina debe venir condicionada por la estructura actual de la población con unas tasas de mortalidad bajas y una población muy próxima a la capacidad de carga, que no parece que vaya a existir en principio en la nueva población reintroducida.

La especie posee un sistema de reproducción monógamo, con las parejas establecidas de por vida.

Producción de crías

VORTEX combina el número de pollos por pareja territorial, el intervalo de tiempo entre sucesivas puestas y la proporción de hembras adultas que producen crías en una variable simple.

En primer lugar se utiliza un valor sobre la producción de pollos, como la productividad, que es una variable igualmente muy diversa en la gran mayoría de poblaciones, pues

depende directamente de las condiciones del área de estudio. En general varía entre 0.60 en Francia y 0.99 para Italia, habiéndose obtenido una media de 0.91 para el conjunto de la población española (Iñigo *et al* 2008).

Los datos referentes a la población menorquina, y que provienen de estudios de campo son los siguientes:

Porcentaje de parejas que inician la puesta: 72,1%

Pollos volados / pareja éxito: 1,11

Porcentaje de hembras que producen pollos anualmente: 59,4%± 49

Para el modelado de las dos poblaciones tomaremos los mismos valores que los obtenidos para la población menorquina, aunque también simularemos la evolución de la población mallorquina en condiciones más favorables.

La variación anual de la reproducción de las hembras se modela en VORTEX introduciendo una desviación típica (DT) para el porcentaje de hembras que no producen pollos. Esta variación puede ser debida a fluctuaciones en la abundancia del alimento, a variaciones en la edad, a infertilidades de algunas aves o a variaciones demográficas aleatorias. Así, VORTEX determina el porcentaje de reproducciones anual muestreando a través de una distribución binomial con la media ya especificada y con la desviación típica indicada, pero manteniendo constante el tamaño de las puestas.

La razón de sexos al nacer se consideró 0,5 basándonos en los datos disponibles para la población menorquina, y no habiéndose encontrado en la bibliografía alteraciones en esta variable.

Para determinar el porcentaje de machos adultos que se reproducen se puede obtener por estudios cuantitativos de largo tiempo.

Edad de senescencia reproductiva

VORTEX asume que los animales pueden reproducirse con una tasa normal a lo largo de la vida adulta y que es posible que la edad de senescencia sea menor que la edad máxima a la que muera un ejemplar. Un efecto de la edad máxima en el modelo determinista es un incremento en el tiempo de generación, incrementando la expectativa de vida.

Para las dos poblaciones hemos establecido este parámetro en 25, a partir de los datos obtenidos en la bibliografía, aunque existe algún dato de un ejemplar que vivió en cautividad hasta los 37 años (del Hoyo *et al* 1994).

Mortalidades

Las mortalidades pueden ser introducidas en VORTEX de cuatro formas diferentes:

- 1) Como un porcentaje esperado de animales muertos cada año por grupos de edad y sexo, con sus varianzas.
- 2) Como un número fijo en cada clase de edad y sexo.
- 3) Como un suceso catastrófico que reduce la tasa de supervivencia normal en alguna cantidad fija.
- 4) Cuando se excede la capacidad de carga (K) todas las clases de edad son reducidas proporcionalmente para llevar la población al valor determinado por K.

Tal como se ha mostrado en gran número de estudios de animales de larga vida, la mortalidad, sobre todo la adulta, tiene una incidencia clave en la dinámica de la población, siendo el factor que más influye en la evolución de sus poblaciones. Además, esta variable varía mucho entre poblaciones en el espacio y en el tiempo.

Los datos obtenidos en la bibliografía para la mortalidad adulta varían entre <3% (Donazar *et al* 2002) y un 17% (Iñigo *et al* 2008), mientras que las estimas de supervivencia inmadura muestran un 28% de supervivencia en los dos primeros años de vida, 22% en el tercero y cuarto, 60% en el quinto (año en que las aves comienzan la búsqueda de un territorio) y 25% para los adultos no reproductores (Iñigo *et al* 2008).

Para la población menorquina se han obtenido los siguientes valores, conseguidos a través de estudios de telemetría por radio: 8% durante el primer año de vida, 5% en el segundo, 3% en el tercero y menos de un 2% en adelante, incluyendo la población reproductora.

Debido a la importancia clave de esta variable en la dinámica de las poblaciones llevaremos a cabo varias predicciones considerando diferentes valores, desde los obtenidos en Menorca (valores muy buenos) hasta los obtenidos en otras poblaciones con valores peores.

No se van aplicar diferencias sexuales en la mortalidad en las distintas clases de edad.

Catástrofes

Las catástrofes son sucesos extraordinarios y puntuales que sobrepasan la variabilidad ambiental normal de las poblaciones, y que afectan tanto a la productividad (definida en VORTEX como reclutamiento de individuos en la población reproductora) como a la supervivencia (se define en VORTEX como mortalidad de adultos). Pueden ser por ejemplo catástrofes naturales como lluvias torrenciales o terremotos, descensos importantes de alimento, fuegos, ...

Las catástrofes se modelan asignándoles una probabilidad de ocurrencia y un factor de severidad que va desde 0.0 (efecto máximo) a 1.0 (sin efecto), pero también se pueden asignar valores superiores a 1.0 para modelar años extraordinariamente buenos.

La mortalidad por consumo de cebos envenenados es el principal problema de la especie en todo su rango de distribución, y su incidencia sobre la población no parece seguir un patrón fijo, al menos en las Islas Baleares. Así, hay años con una importante incidencia sobre la población, y años con menores incidencias. Vamos a modelar este hecho como un posible factor catastrófico en la población reintroducida mallorquina.

Capacidad de carga

La capacidad de carga (K) determina el límite de una especie para el tamaño de la población, por encima del cual se impone una mortalidad adicional, proporcionalmente a las clases de edad, para el valor determinado de K. VORTEX usa K para determinar la densodependencia en las tasas de supervivencia. La K puede ser diferente entre poblaciones, y en la misma población con el tiempo, pues depende directamente de las características del hábitat y de la disponibilidad de recursos tróficos.

Para la población menorquina usaremos valores de 500 aves, ya que parece que la población se encuentra cerca o ya en su capacidad de carga máxima. Para la población mallorquina usaremos valores menores de 200 ejemplares. Ya que históricamente no parece haber existido una población numerosa en la isla (ver capítulo 3) vamos a considerar que podría haber algún factor desconocido que limitase K, por lo que consideraremos los valores más conservadores. Sin embargo, hay que tener en cuenta que valores pequeños de K (ej de 10 a 200) podrían tener efectos importantes sobre las tasas de pérdida de heterocigosidad en las proyecciones a 100 años en una población aislada.

Depresión endogámica

La pérdida de variabilidad genética en poblaciones pequeñas y aisladas es un factor importante a la hora de modelar la evolución de una población, además, la endogamia puede tener efectos muy importantes sobre la vulnerabilidad de poblaciones salvajes a diversos factores.

En primer lugar puede aparecer debido a la depresión por entrecruzamiento, o pérdida de viabilidad que se observa en ejemplares que nacen a partir de animales emparentados genéticamente. VORTEX incorpora este aspecto a través de una reducción en la supervivencia de aves de primer años provenientes de entrecruzamientos.

La falta de estudios específicos que aporten información sobre la situación genética de la población balear hace que no vayamos a considerar esta variable en los análisis, a pesar de su importancia ecológica.

Edad inicial y distribución de sexos

Las simulaciones se inician con una distribución estable de edades, calculando los valores deterministas para la tasa de crecimiento de la población, tiempo de generación, razón de sexos y estructura de edades.

Tamaño de la población inicial

La población inicial menorquina se estima en 400 ejemplares, basándose en los estudios de campo llevados a cabo durante los últimos años. Para la población mallorquina se establecerá una población de 2 y 5 ejemplares, aunque también se llevarán a cabo modelaciones considerando que la población es cero.

Itineraciones y tiempo de proyección

Cada escenario previamente definido se repetirá 500 veces, y las proyecciones se harán para 100 años. Los resultados vendrán dados en intervalos de 1 años.

Extracciones / Suplementación de ejemplares

Para el caso de la población menorquina se ha modelado la extracción de pollos provenientes de nidos activos en la población, estableciendo un intervalo anual de extracciones, una duración total de las extracciones y la distribución sexual de los ejemplares.

Para el caso de la población mallorquina se ha modelado el efecto que tendrá el aporte de ejemplares desde el exterior, definiendo el intervalo de aporte como un año, la duración total de la suplementación y las características sexuales de las aves.

Los valores básicos para llevar a cabo los análisis se encuentran en la tabla 6.

Sistema de emparejamiento: monógamo
Edad de la primera reproducción: 8 años
Edad de senescencia: 25 años
Proporción de sexos al nacer: 50%
Porcentaje de hembras adultas que producen pollos: 59,4% ± 10,3
Productividad (de hembras con éxito)
• 1 pollo: 87,5 • 2 pollos: 12,5
Tasas de supervivencia:
• 0-1 año: 0,92 ± 0,07 • 1-2 años: 0,95 ± 0,07 • 2-3 años: 0,97 ± 0,05 • 4-5 años: 0,98 ± 0,03 • 5-6 años: 0,98 ± 0,03 • Adultos: 0,98 ± 0,02
Tamaño inicial de la población: 400
Capacidad de carga: 500
Catástrofes: NO
Extracciones / Suplementaciones
• Extracción: SI • Suplementación:

Las simulaciones se llevaron a cabo 500 veces y las proyecciones se realizaron a lo largo de 100 años.

Tabla 6.- Parámetros demográficos básicos aplicados a los análisis de viabilidad de la población menorquina.

RESULTADOS

Modelación de la población menorquina

La estimación de los parámetros reproductores se ha obtenido a través de un proyecto de seguimiento de la población desde 1999 a 2010, mientras que la estimación de los parámetros de supervivencia se ha llevado a cabo a través de un programa de telemetría.

Considerando los parámetros indicados en la tabla 6 la tasa determinista de crecimiento de la población (r) ha sido 0.092 ($\lambda = 1,097$, $RO = 3,903$), con un tiempo de generación de 14.77 tanto para machos como para hembras. En la figura 11 se puede observar el modelo determinista de la población menorquina a lo largo de 100 años y sin extracciones.

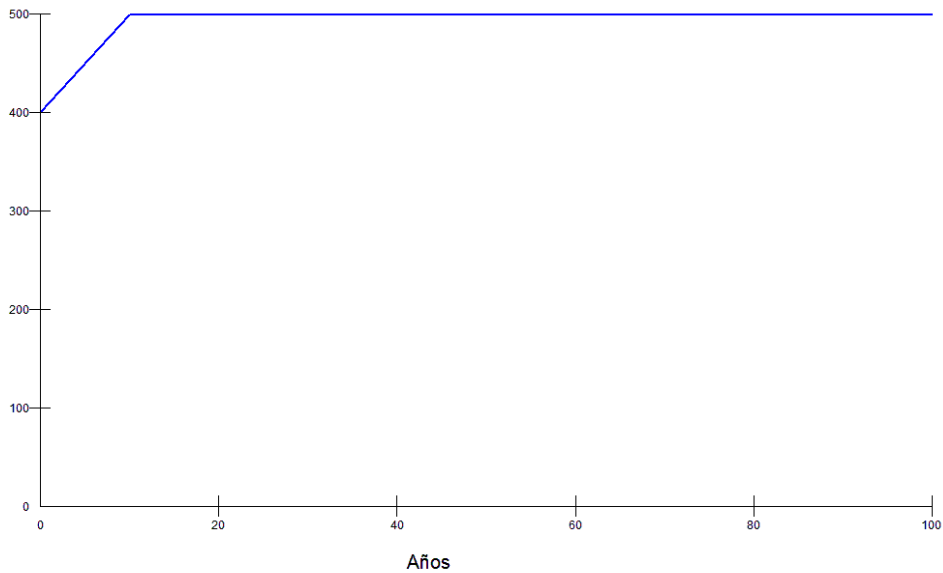


Figura 11.- Variaciones medias del tamaño de la población. Modelo determinista para la población de alimoches de la isla de Menorca, con una trayectoria de 100 años.

Para el modelo de simulación considerando estocasticidad ambiental y demográfica, la tasa de crecimiento ha sido de 0,092 (Figura 12), mientras que los modelos considerando una extracción de 4 o 6 pollos anuales durante diez años, encontramos poca diferencia con el modelo básico ($r = 0,091$ para la extracción de 4 pollos y $r = 0,091$ para la extracción de 6 pollos), todos los modelos con probabilidad de extinción cero (Figura 12).

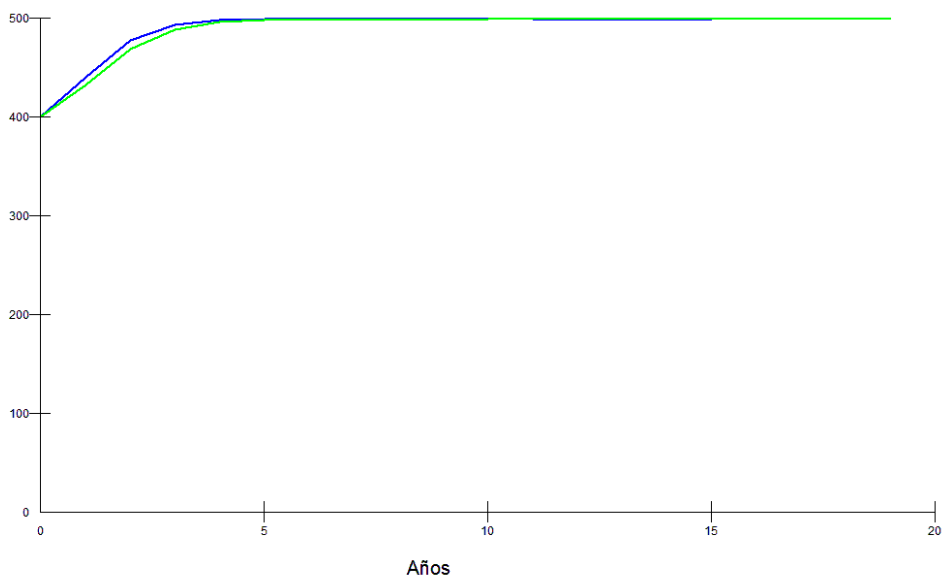


Figura 12.- Variaciones medias del tamaño de la población menorquina sin extracción (línea azul oscura) y con una tasa de extracción de 6 pollos/año durante 10 años. Proyección a 20 años.

Si consideramos que la población menorquina podría sufrir una disminución de sus parámetros demográficos debido a causa no naturales, vamos a modelar la influencia de un descenso del 30% en productividad (pasando de 0,67 pollos/pareja territorial a 0,47), un descenso del 10% en supervivencia inmadura (pasando de 84,6 a 76,14) y un descenso de un 10% de supervivencia adulta (pasando de 98 a 88,2). En todos los casos se han obtenido las variaciones de la tasa de crecimiento de la población sin extracción y con la extracción de 4 o 6 pollos, aunque esto último no ha proporcionado prácticamente ningún cambio por lo que únicamente se indican los valores para la extracción de 6 pollos.

Al disminuir la productividad un 30%, la tasa de crecimiento sin extracción es 0,066 y con extracción es 0,065. Al disminuir la supervivencia inmadura, sin extracción es 0,084 y 0,083 con extracción, y al disminuir la supervivencia adulta, sin extracción es 0,051 y con extracción es 0,50 (Figura 13).

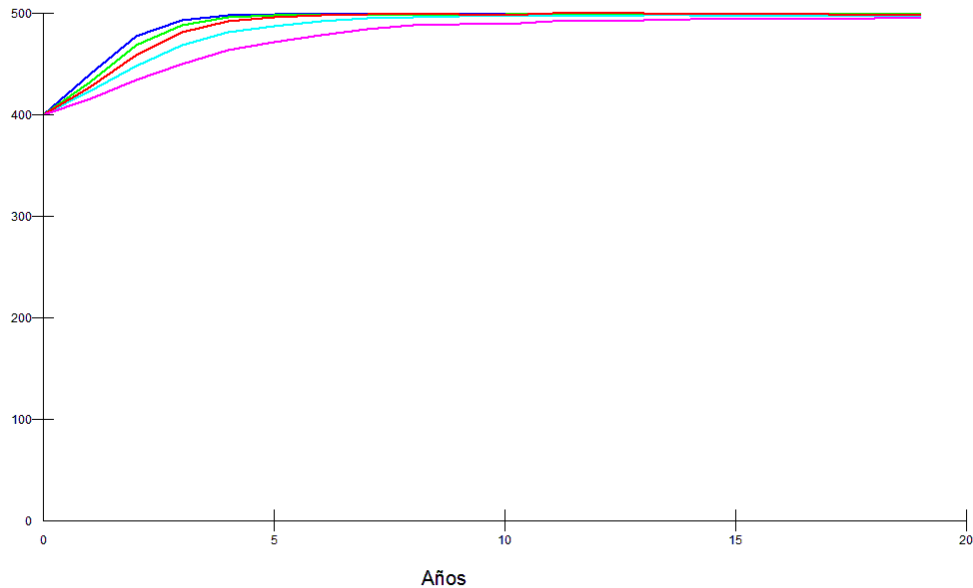


Figura 13.- Variaciones medias del tamaño de la población menorquina sin extracción (línea azul oscura) y con una tasa de extracción de 6 pollos anuales durante 10 años (línea verde). Se han modelado también una población con la misma tasa de extracción y una disminución del 10% en la supervivencia inmadura (línea roja), una población con la misma tasa de extracción y una disminución del 30% en la productividad (línea azul claro), y una población con la misma tasa de extracción y una disminución del 10% en la supervivencia adulta (línea lila). Todas las proyecciones se han llevado a cabo en un periodo de 100 años, pero se representa únicamente los 20 primeros años.

Modelación de la población reintroducida en Mallorca

Las simulaciones llevadas a cabo considerando la población formada por 2 o por 5 ejemplares, sin suplementación y con los mismos parámetros demográficos que los obtenidos para la población menorquina, indican que la población mostraría un crecimiento continuado hasta alcanzar la capacidad de carga en un periodo de 15 años ($r = 0.106$; Figura 14), y con una probabilidad de extinción pequeña para una población inicial de cinco ejemplares ($P = 0,014$) y algo mayor si la población inicial es de solo dos aves ($P = 0,186$) (Figura 15). Esta situación no parece ajustarse a lo observado en los últimos años en la población mallorquina, que debería haber ido incrementándose a partir de la pareja inicial aparecida en el año 1993. Por ello es de esperar que algunos de los parámetros demográficos sean diferentes a los de la población menorquina.

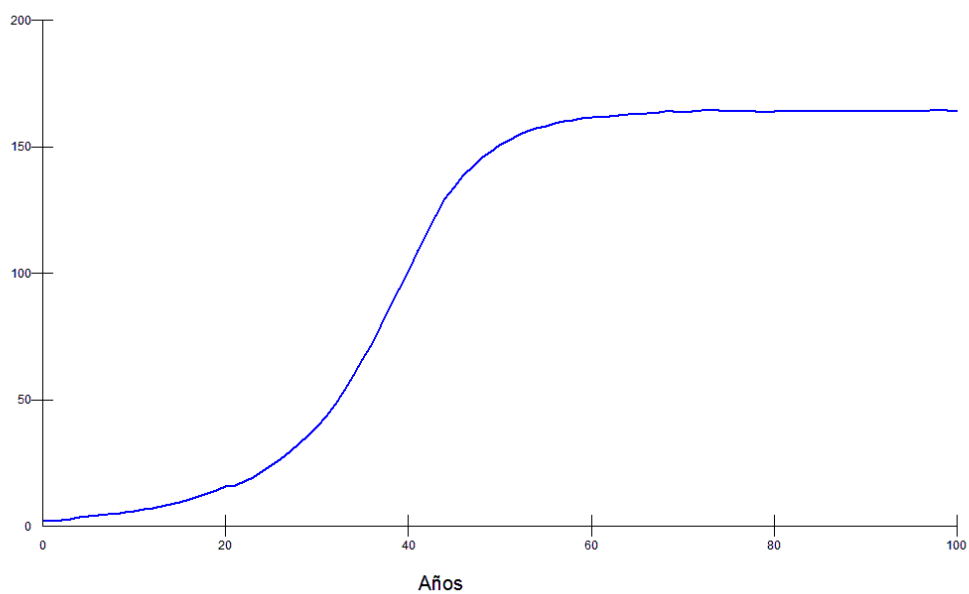


Figura 14.- Variaciones medias del tamaño de la población mallorquina, con los mismos parámetros que la población de Menorca y sin suplementación. Trayectoria en un periodo de 100 años.

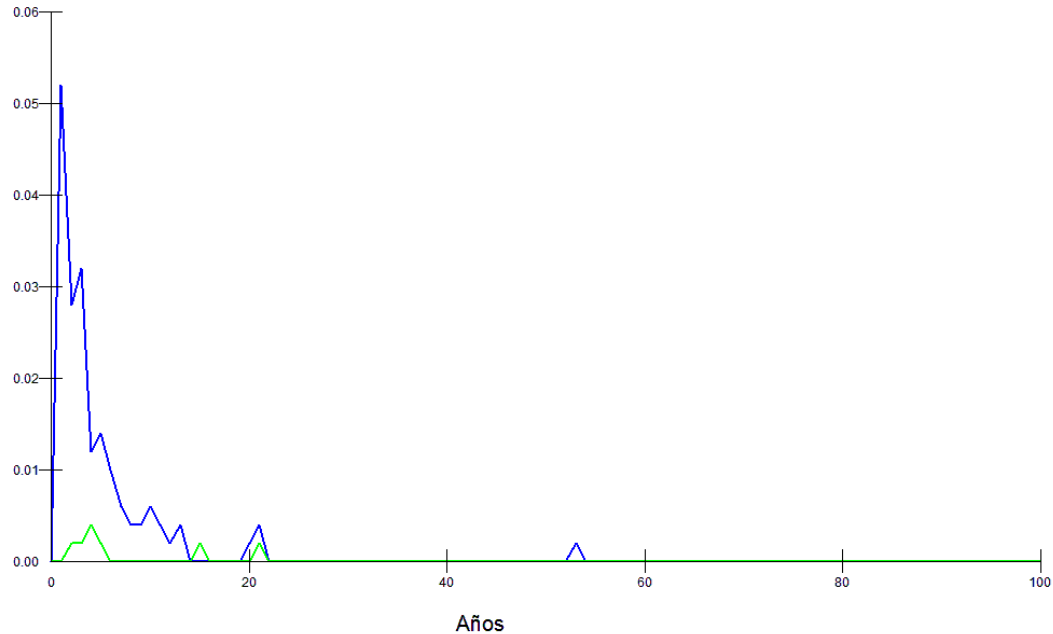


Figura 15.- Probabilidad de extinción de la población mallorquina, sin suplementación partiendo de una población inicial de dos aves (línea azul oscura) y de cinco ejemplares (Línea verde). Proyecciones a 100 años.

La productividad de la población menorquina es baja, seguramente debido a fenómenos densodependientes, por lo que vamos a utilizar un valor más adecuado a una población en crecimiento (porcentaje de hembras con éxito 0,70). También modificaremos la edad de primera reproducción, al tratarse de una población en crecimiento es lógico suponer que las aves inicien la cría antes, por lo que utilizaremos el valor de 6 años, que parece más adecuado para la población. La sensibilidad de este parámetro sobre el crecimiento de la población se ha puesto de manifiesto en un gran número de investigaciones sobre especies de larga vida.

A partir de estos parámetros fijos llevaremos a cabo una serie de simulaciones modificando los valores de supervivencia adulta e inmadura y considerando en todos ellos la suplementación de seis pollos anuales durante diez años, considerando que no hay dispersión ni reclutamiento natural. Los valores de supervivencia usados, provenientes de la población menorquina, se encuentran bastante alejados de los observados en otras poblaciones, además de ser los más sensibles a los cambios en la dinámica de la población.

En primer lugar ajustaremos los valores de supervivencia a los valores obtenidos para otra población española (Grande *et al* 2009, Modelo básico), lo que representará una disminución del 15% en supervivencia adulta con respecto a los valores para la población menorquina (de un 0,98 para la población menorquina a un 0,83 para la población del Valle del Ebro) y una disminución de un 80,2% en supervivencia inmadura (de 0,846 para la población menorquina a 0,172 para la población del Valle del Ebro (Modelo Básico, Tabla 7, Figura 16). Los resultados obtenidos indican que con estos parámetros la población de Mallorca es inviable a corto plazo, con una probabilidad de extinción de 100 en 100 años (Tabla 7, Figura 16).

Los siguientes modelos muestran poblaciones con supervivencia intermedias entre las obtenidas en el Valle del Ebro y las obtenidas en la población menorquina (Tabla 7). Una disminución del 15% de la supervivencia adulta y de un 30% de la supervivencia inmadura (Modelo ajustado 4) ya comienza a dificultar la viabilidad de una población estable, encontrando una tasa de crecimiento de la población $r = 0,047$ con una probabilidad de extinción pequeña del 0,006 en 100 años (Tabla 7, Figura 17) que al ser menor del 5% en 100 años se puede considerar no peligrosa. Si se amplía el periodo de suplementación a 15 años, la probabilidad de extinción desaparece.

Escenarios	Sup. A	Sup. Inm	r	P
Modelo básico	-15%	-80,2%	0,017	1,0
Modelo ajustado 1	-10%	-10%	0,096	0
Modelo ajustado 2	-10%	-20%	0,084	0
Modelo ajustado 3	-10%	-30%	0,073	0
Modelo ajustado 4	-15%	-30%	0,047	0,006

Tabla 7.- Escenarios usados en la simulación de los modelos de viabilidad para la población de Mallorca con una suplementación de seis pollos anuales durante 10 años. Valores de supervivencia en relación con los valores de la población menorquina (“r” tasa de crecimiento de la población; “P” tasa de extinción a 100 años).

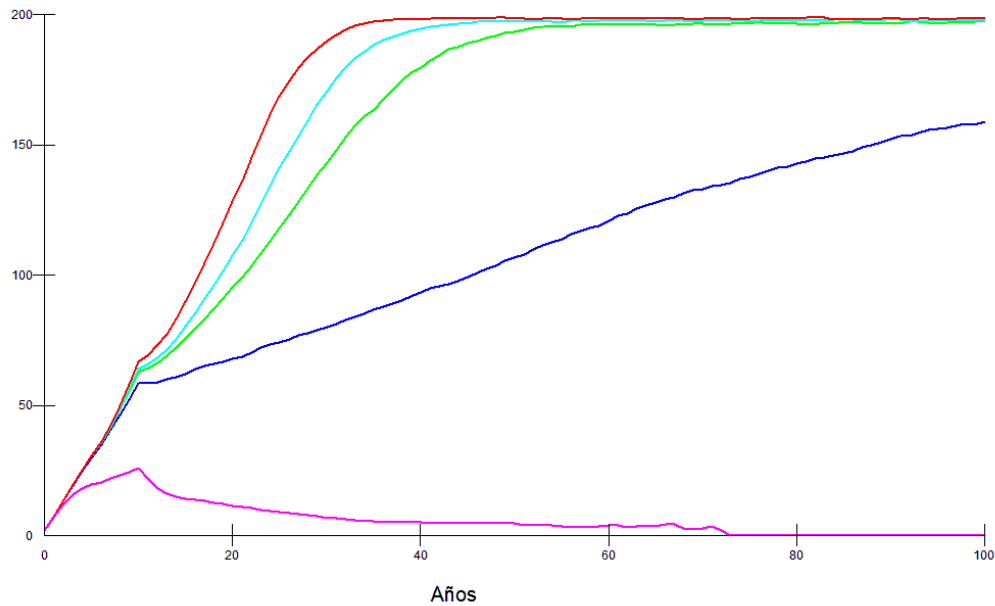


Figura 16.- Variaciones medias del tamaño de la población mallorquina con suplementación. Modelo básico con una disminución del 15% en supervivencia adulta y un 80,2% en supervivencia inmadura (línea lila); Modelo ajustado 4 con una disminución de del 15% en supervivencia adulta y un 30% en supervivencia inmadura (línea azul oscuro); Modelo ajustado 3 con una disminución del 10% en supervivencia adulta y un 30% en supervivencia inmadura (línea verde); Modelo ajustado 2 con una disminución del 10% en supervivencia adulta y un 20% en supervivencia inmadura (línea azul claro); Modelo ajustado 1 con una disminución del 10% en supervivencia adulta y un 10% en supervivencia inmadura (línea roja).

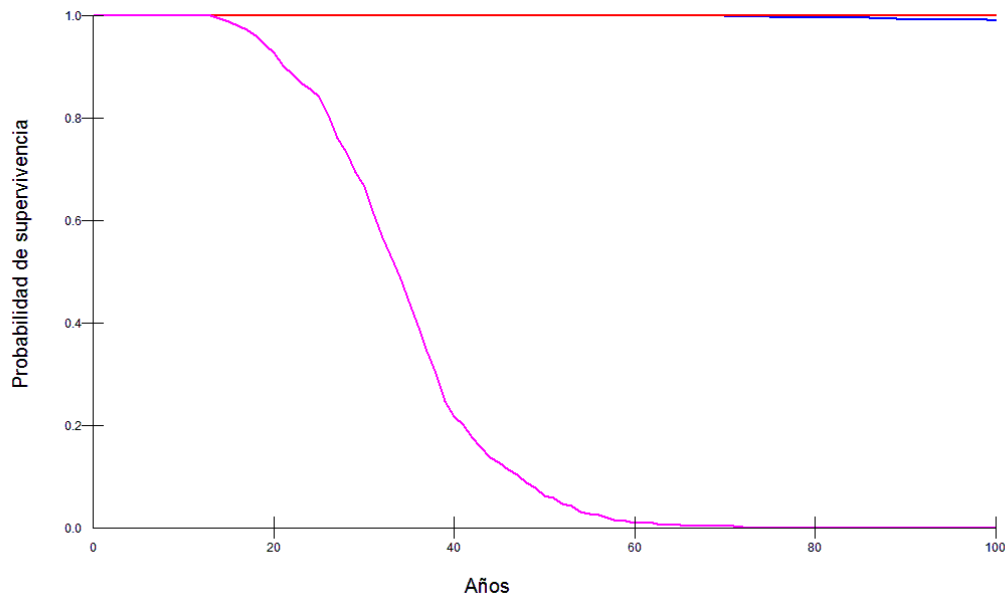


Figura 17.- Probabilidades de extinción para la población mallorquina con suplementación (cinco escenarios definidos en la tabla 7); Escenario del Modelo básico (línea lila).

Tal como se verá en un capítulo posterior, el veneno constituye la más importante amenaza para la especie a lo largo de todo su rango de distribución, y sus efectos en las Islas Baleares son importantes, sobre todo en la isla de Mallorca. Para tratar de simular el efecto que tendría el veneno sobre la población introducida vamos a considerarlo como un acontecimiento catastrófico que afecta tanto a la fecundidad como a la supervivencia aplicándolo a los modelos Ajustado 4 y Ajustado 3.

Obtenemos que el veneno tiene un efecto muy importante sobre la población, incluso aplicando valores de frecuencia muy bajos del 1% y un efecto sobre la reproducción del 1% y sobre la supervivencia del 2% (Figuras 18 y 19). Con el modelo ajustado 4 la población tiene una Probabilidad de extinción en 100 años muy alta del 0,378, y solo sobrevive durante las suplementaciones ($r=0,3319$), para luego desaparecer ($r=-0,0093$), mientras que con el modelo Ajustado 3 la probabilidad de extinción es de 0,106 en 100 años.

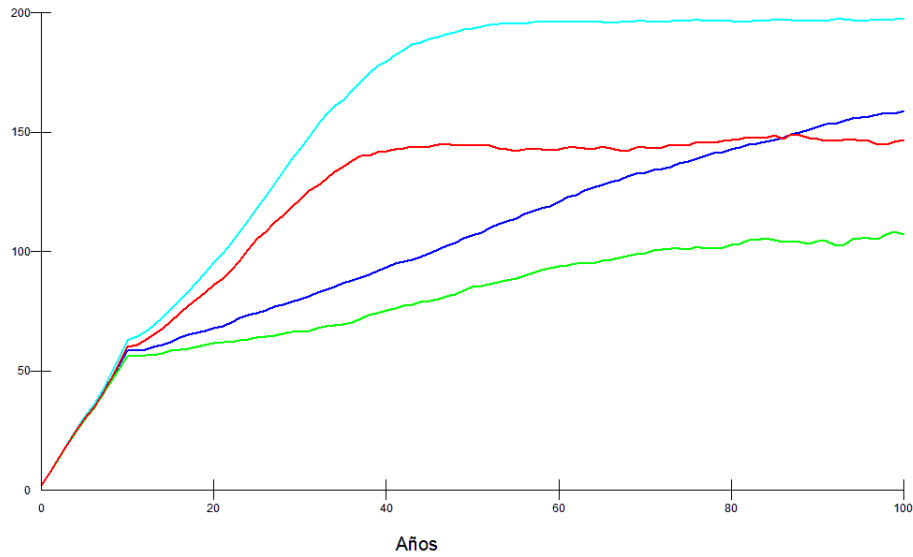


Figura 18. – Variaciones medias del tamaño de la población mallorquina con suplementación. Efecto de veneno sobre la población aplicado como un fenómeno catastrófico sobre los Modelos Ajustados 4 y 3. Modelo Ajustado 4 sin efecto del veneno (línea azul oscura) y con efecto del veneno (línea verde). Modelo Ajustado 3 sin efecto de veneno (línea azul claro) y con efecto del veneno (línea roja).

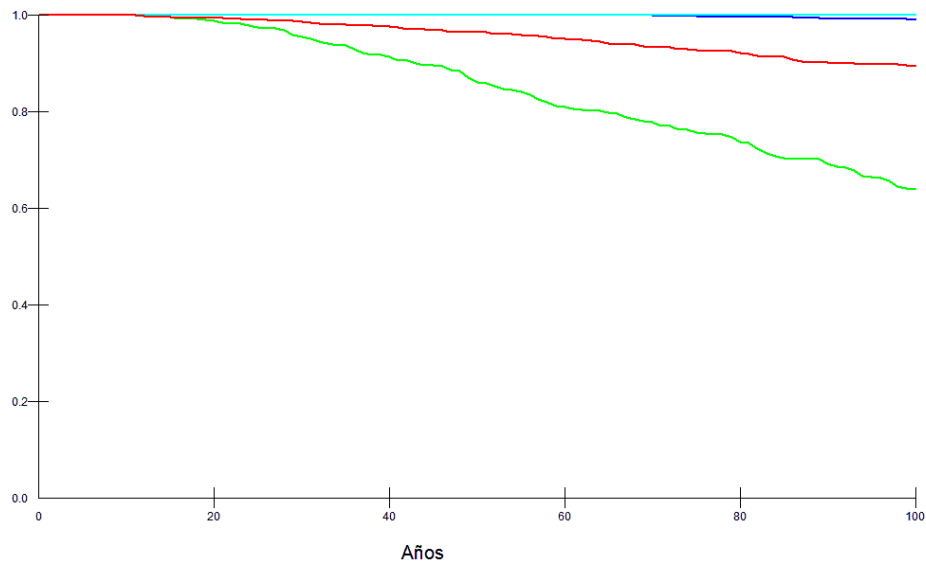


Figura 19.– Probabilidades de extinción de la población mallorquina con suplementación. Efecto de veneno sobre la probabilidad de extinción de la población mallorquina aplicado como un fenómeno catastrófico sobre los Modelos Ajustados 4 y 3. Modelo Ajustado 4 sin efecto del veneno (línea azul oscura) y con efecto del veneno (línea verde). Modelo Ajustado 3 sin efecto de veneno (línea azul claro) y con efecto del veneno (línea roja).

Modelación de la metapoblación

La población reproductora histórica mallorquina parece que se extinguió como reproductora a finales de los años 70 (Viada *et al* 1991), habiendo posteriormente una reaparición natural de la especie como reproductora entre los años 1989 y 1993, y una aparición posterior de un nuevo territorio alejado del primero. Estas reinstalaciones naturales de la especie es muy probable que ocurrieran gracias a movimientos dispersivos de ejemplares provenientes de la población menorquina, lo que sugiere la posibilidad de un cierto grado de dispersión entre estas dos poblaciones y que, aunque con una tasa muy pequeña, podría contribuir a aumentar la población más rápidamente, tanto por atracción de ejemplares a un hábitat no poblado, como debido a que la población menorquina debe de estar próxima a su capacidad de carga. Sin embargo, podría considerarse también el efecto contrario por atracción conespecífica hacia la población menorquina.

Para modelar el efecto potencial de una metapoblación balear, llevaremos a cabo cinco simulaciones a partir del modelo Ajustado 4: la primera considerando que no existe dispersión entre las poblaciones, la segunda con una tasa de dispersión de 0,002 (tanto para la migración como para la emigración de las dos poblaciones), la tercera con una tasa de dispersión de 0,005 y la cuarta y quinta con una tasa de dispersión asimétrica para tratar de simular el posible fenómeno de atracción conespecífica por la población insular de Menorca y en sentido contrario hacia la población insular mallorquina (Figura 20). En todos los casos se ha considerado los parámetros demográficos ya establecidos en los apartados anteriores para las respectivas poblaciones y una tasa de extracción de 6 pollos/año para la población menorquina y una tasa de suplementación de 6 pollos/año para la población mallorquina.

Los resultados obtenidos muestran que la dinámica de la población reintroducida mallorquina mejora a partir de los modelos sin dispersión ($r=0.047$; Figura 20) en la mayoría de simulaciones, excepto para el posible caso de la aparición de una atracción conespecífica de ejemplares mallorquines hacia la gran población menorquina, modelo en que la tasa de crecimiento disminuye ($r=0.41$), y el aumento de la población se retrasa. Sin embargo, también podría darse el caso contrario de atracción hacia la joven población mallorquina, con lo que la tasa de crecimiento aumentaría ($r=0.073$), y disminuiría el número de años necesario para alcanzar la capacidad de carga del hábitat.

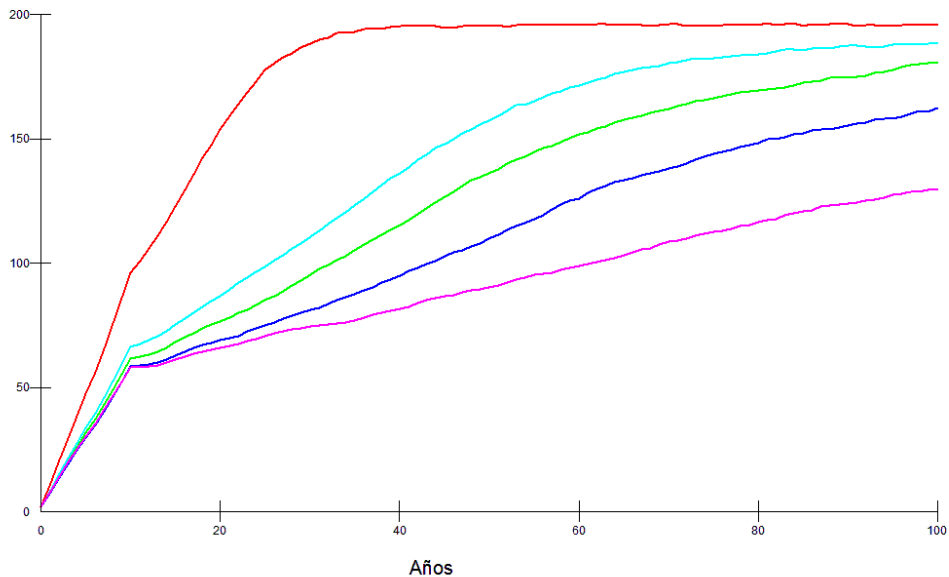


Figura 20.- Modelo metapoblacional con dispersión entre las dos poblaciones baleares. Simulaciones de la población mallorquina con suplementación: sin tasa de dispersión (línea azul oscura), con tasa de dispersión de 0,002 (línea verde), con tasa de dispersión 0,005 (línea azul claro), con tasa de dispersión asimétrica con mayor emigración en la población mallorquina (atracción conespecífica; línea lila) y con tasa de dispersión asimétrica mayor en la población menorquina (línea roja).

DISCUSIÓN

La utilización de modelos de viabilidad para evaluar actuaciones de manejo han sido ampliamente utilizados en poblaciones amenazadas, y sus resultados han tenido importantes impactos en conservación (Beissinger *et al* 2002). Sin embargo, y debido a la gran cantidad de información demográfica necesaria, sus resultados deben tomarse con precaución y analizarlos detenidamente, por lo que las estimas sobre los parámetros han de tener una precisión suficiente.

Nuestras estimas sobre la población menorquina han sido obtenidas a través de estudios de campo, y mientras los datos de productividad provienen de una muestra suficientemente grande ($n=175$), los datos de supervivencia se basan en el control telemétrico de la población, que aporta una gran precisión a los resultados obtenidos, pero con una muestra de pocos

ejemplares ($n=48$) para los ejemplares inmaduros y una muestra menor para los adultos. Es importante considerar esta situación a la hora de interpretar los resultados.

En relación con la población reintroducida la incertidumbre es todavía mayor, pues basamos las simulaciones en parámetros demográficos de poblaciones diferentes, al desconocer el funcionamiento de la población mallorquina, aunque utilizamos las estimaciones que se consideran subjetivamente más acordes con la población.

Viabilidad de la extracción de pollos de la población menorquina

La extracción de seis pollos anuales durante diez años de la población menorquina no parece mostrar efectos negativos significativos sobre la dinámica de la población y la tasa de crecimiento también se ve muy poco afectada, por lo que las poblaciones sin extracción y con extracción poseen trayectorias poblacionales muy semejantes.

Simulaciones sobre mayores extracciones tampoco han mostrado variaciones significativas en la dinámica de la población, aunque al tratarse de una especie amenazada, la gestión conservadora debe priorizarse, considerándose además la posibilidad de variaciones en sus parámetros demográficos si se incrementan las extracciones.

La dinámica de una población de larga vida como el alimoche, se encuentra muy influenciada por las tasas de supervivencia, y bastante menos por la productividad o la extracción de ejemplares de la población. En este sentido, y teniendo en cuenta la posibilidad de un empeoramiento de los parámetros demográficos, hemos modelado la población considerando un descenso del 30% en la productividad, un descenso del 10% en la supervivencia inmadura e igual descenso en la supervivencia adulta, considerando también la extracción de 6 pollos. Las simulaciones muestran también un efecto pequeño de las extracciones sobre la población, aún en estas condiciones más desfavorables.

Viabilidad de la reintroducción en la población mallorquina

Las simulaciones llevadas a cabo con los parámetros demográficos de la población de Menorca, a partir de una población inicial de 2 o 5 ejemplares y sin suplementación, muestran un incremento continuo de la población hasta adquirir los valores máximos de la capacidad de carga en unos 40 años, lo que claramente no coincide con la evolución observada de la población, sugiriendo que la población mallorquina posee parámetros demográficos diferentes a los obtenidos en la población de Menorca.

Aplicando a los modelos de viabilidad las mismas tasas de supervivencia que las obtenidas en una población del Valle del Ebro y con una suplementación de seis pollos anuales durante diez años, obtenemos que la población no es viable, y que para conseguir una población

viable sería necesario disponer de un escenario con valores más optimistas. Un escenario en que tanto la supervivencia inmadura (-30%) como la supervivencia adulta (-15%) sean inferiores a los valores obtenidos para la población menorquina parece ser el límite a partir del cual la población se volvería inviable (Probabilidad de extinción= 0,006).

Sin embargo, si consideramos el posible efecto del veneno sobre la población como un fenómeno catastrófico con una frecuencia de ocurrencia baja (frecuencia 1%, incidencia sobre la reproducción 10% y sobre la supervivencia 20%), vemos que la población únicamente aumentaría durante el periodo de suplementación y que posteriormente aumentarían sus tasas de extinción en 100 años, tanto si lo aplicamos en un escenario menos optimista (Modelo ajustado 4; Probabilidad de extinción = 0,378) como si lo aplicamos a un escenario más optimista (Modelo ajustado 3; Probabilidad de extinción = 0,106).

Para el caso de modelar en su conjunto la metapoblación balear, y para el caso de que aparezcan fenómenos de dispersión entre las dos poblaciones, las simulaciones muestran que podría existir un efecto positivo, incluso en el caso de tasas de dispersión pequeñas del orden de dos ejemplares cada 1.000. Sin embargo, la posibilidad de que los movimientos puedan ocurrir en las dos direcciones y con diferentes tasas de migración / emigración hace difícil valorar este aspecto, aunque en ningún caso, dentro de los valores indicados, comprometería la viabilidad de la población introducida.

Aunque la población menorquina no se vería afectada por las extracciones de pollos, es difícil modelar las variaciones de la población en especies de larga vida sin disponer de parámetros demográficos precisos, sobre todo al considerar las tasas de supervivencia. Como los valores de supervivencia de la población menorquina no parecen válidos para la población introducida, los diferentes escenarios propuestos dan una idea de los límites entre los que debe encontrarse la población introducida para ser viable. Su alta sensibilidad hacia la tasa de supervivencia adulta provoca que este sea uno de los factores claves en la viabilidad de la población introducida.

Capítulo 5.

ANÁLISIS DE VIABILIDAD DEL HÁBITAT

El conocimiento de los factores ecológicos que afectan a la distribución y abundancia de una especie amenazada es una herramienta importante para comprender el funcionamiento de la población. Además, cuando se desean llevar a cabo medidas de manejo es necesario conocer las preferencias de hábitat y las relaciones entre la densidad de una población y la calidad del hábitat. Esto puede ser útil a la hora de tratar de reintroducir una especie en un lugar nuevo, tal como es el caso en este proyecto. Los estudios sobre la idoneidad de hábitat se han desarrollado mucho en los últimos años, y permiten generar modelos predictivos que determinan el grado de calidad de un territorio para una determinada especie a partir de una serie de variables explicativas (Storch 2002).

El área de reintroducción debería englobar aquellas áreas con características ecológicas para poder albergar parejas de alimoche, pero en la actualidad se desconoce qué áreas de Mallorca son adecuadas para la especie, por lo que se considera necesario llevar a cabo un estudio de idoneidad del hábitat potencial en toda Mallorca, y en función de los resultados se determinará el área de suelta y recolonización.

En este capítulo vamos a mostrar, en primer lugar, una revisión bibliográfica sobre las necesidades de hábitat de la especie. Posteriormente vamos a obtener un modelo cuantitativo de hábitat sobre la población menorquina, que nos permitirá aplicarlo al territorio de Mallorca y obtener las áreas potenciales adecuadas para la especie en la isla. Finalmente determinaremos la capacidad de carga del territorio basándonos en las necesidades espaciales de la especie.

CARACTERÍSTICAS DE LOS LUGARES DE CRÍA DEL ALIMOCHE

Se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica para determinar las características más importantes que provocan que un área sea adecuada para que la especie se reproduzca.

Desde un punto de vista general, es una especie que cría en acantilados, especialmente en los situados alrededor de áreas abiertas y áridas, poseyendo un área de distribución muy amplia, desde zonas montañosas, áreas planas y desiertos alrededor del mar Mediterráneo. En la Península Ibérica selecciona preferentemente áreas donde se sitúan los muladares, áreas de matorral mediterráneo y corrales se seleccionan conforme a la disponibilidad, y el bosque y los cultivos son evitados

Los nidos de alimoche se distribuyen en altitudes muy diversas, desde acantilados marinos al nivel del mar en Menorca, hasta 1.280 metros en Navarra, donde la altitud media se ha encontrado en 630 m, variando entre 265 y 1.280 m. En Lérida y Huesca la altitud media es de 830 m, variando entre 500-1.375 m, mientras que en el Sistema Central hay parejas criando hasta 1.200 metros. En conjunto se ha podido comprobar que se trata de una especie muy adaptable a las condiciones de altitud del lugar, criando a una altitud directamente relacionada con la altitud media del área donde se encuentre.

También son muy variables las características litológicas de los lugares de cría. Desde zonas calizas, yesos, areniscas, arcillas, conglomerados u otros tipos, estableciéndose en relación con la disponibilidad del terreno.

En relación con el emplazamiento del nido la mayoría se sitúan dentro de cuevas (63,6%), 27,9% en repisas protegidas, 7,8% en grietas y 1,3% apoyados en arboles, idéntico a lo encontrado en otras áreas como Lérida y Huesca o en Francia (Braillon 1987) y en Menorca (datos propios), aunque es posible que los datos de cría en cuevas estén infravalorados debido a la mayor dificultad para encontrar las parejas que crían en estas ubicaciones.

Las orientaciones predominantes en la mayor parte de zonas donde se ha examinado esta variable son los nidos contruidos hacia la vertiente sur (Navarra, Lérida y Huesca, Sistema Central), tanto las vertientes hacia el sureste como las dispuestas hacia el suroeste. Por el contrario, existe una escasa proporción de nidos con exposición al norte. Los nidos están contruidos por ramas de cierto grosor con la cubeta recubierta de lana, pieles de mamíferos, restos óseos, plásticos, papeles y otras basuras (Noval 1975), y de dimensiones entre 1 y 2 metros. Suelen instalar los nidos en acantilados bajos y en la parte baja del acantilado.

En relación con el tamaño del territorio entendido como el área que defiende una pareja de aves frente a otros individuos de su misma especie o frente a especies competidoras, esta oscila entre 6,8 y 37,6 hectáreas (Navarra, N=7 parejas), con una media de 17,5 hectáreas.

Sus áreas de campeo, superficie recorrida habitualmente por un individuo durante sus actividades, son variables. Baumgart 1971 basándose en observaciones de aves no marcadas indica que los desplazamientos desde el nido no superan los 12 km y raramente sobrepasan los 4-5 km. Según Glutz *et al* 1971 el ave puede recorrer hasta 40-70 km en busca de una fuente de alimento. Bergier y Cheylan 1980, observando aves en Provenza, indican que el área de campeo puede ser de 1.000 km². Braillon 1987 indica un área de campeo de 75 km² en el Pirineo francés deduciéndola a partir de distancias medias entre nidos. Un estudio en Navarra de un adulto reproductor radiomarcado (Ceballos y Donazar 1988) mostró un área de campeo de 20,71 km² extendiéndose hasta un máximo de 5 km del nido. En el desierto de Israel, Levy 1990 determinó el área de campeo de 10 parejas y dos tríos, con un promedio entre 10,4 y 14,7 km², siendo mayor en los machos que en las hembras (11,5 y 8,2 km² respectivamente). El solapamiento medio entre cinco áreas de campeo vecinas fue de solo el 28,1% y en un caso se detectó un solapamiento del 100%, superponiéndose más las áreas de campeo en zonas de recursos tróficos abundantes y concentrados en lugares predecibles como muladares.

El seguimiento telemétrico de alimoches no reproductores mostró áreas de campeo mayores y muy variables. Desde dos adultos con áreas de 523,36 y 94,60 km², mientras que un ejemplar inmaduro tuvo un área de 39,4 km².

Además de las características particulares que prefiere la especie, los análisis efectuados a una escala superior indican que la selección de los lugares de cría del alimoche no dependen de características ambientales o tróficas, y en la mayoría de estudios aparecen dos factores importantes: la existencia de acantilados para instalar el nido y la ausencia de molestias.

Los factores tróficos, que generalmente se han considerado como uno de los más importantes en la distribución de las rapaces (Newton 1998), no se han mostrado como prioritarios en la selección del lugar de cría, aunque si a la hora de limitar la densidad de la especie en un área determinada. Esto puede ser debido a que la especie es muy oportunista y pueda encontrar alimento en relación con los recursos disponibles. El alimoche posee una dieta muy diversa, incluyendo presas salvajes como pequeños mamíferos, peces, reptiles y aves (Donazar 1993).

MÉTODOS

Aunque se van a tener en cuenta las preferencias de hábitat indicadas en la bibliografía, vamos a desarrollar un modelo de hábitat de la población menorquina, que parece a priori la que vaya a tener un hábitat más parecido a la futura población mallorquina. Para ello desarrollaremos un modelo por medio de Modelos Lineales Generalizados (GLM) basándonos en el análisis de 16 variables tomadas sobre todos los nidos existentes en Menorca, y que tratará de predecir la probabilidad de ocupación de un acantilado en función de las variables consideradas.

Para el ajuste del modelo se calcula en primer lugar un modelo nulo que asume que las variables independientes no tienen ninguna influencia sobre la variable dependientes, obteniendo un valor de *deviance* que mide la bondad del ajuste. Posteriormente se ajusta el modelo a cada una de las variables independientes, incorporando aquellas variables con mayor ajuste y generando modelos multivariantes donde solo se retienen las variables con significación ($p < 0,05$).

Posteriormente aplicaremos el modelo a la isla de Mallorca, que nos permitirá establecer las áreas potenciales de cría en la isla.

Para el desarrollo del modelo en Menorca se utilizaron las localizaciones de las 50 parejas conocidas. Toda la isla fue reticulada en cuadrículas UTM 2x2 (192 cuadrículas), obteniéndose 27 cuadrículas con nido y 165 sin nido que fueron incorporados a un sistema de información geográfica con el programa GIS ArcView 3.2.

Para las variables descriptoras del hábitat de nidificación se utilizaron variables potencialmente descriptoras del hábitat de nidificación, que se agruparon en cuatro tipos: variables relacionadas con la orografía, variables relacionadas con el grado de humanización, variables relacionadas con la alimentación y variables relacionadas con los usos del suelo (Tabla 8).

Los datos de ocupación y de ausencia se incorporaron a un sistema de información geográfica (ArcView) y los valores de las variables descriptoras se extrajeron de cartografía digital adecuada.

VARIABLES	DESCRIPCIÓN
Grado de humanización	
CP	Kilómetros de carreteras principales asfaltadas
CS	Kilómetros de carreteras secundarias y caminos asfaltados
CT	Kilómetros de todas las carreteras asfaltadas
DNU	Distancia en kilómetros desde el centro del área al núcleo urbano más próximo
NED	Número de edificaciones
LIE	Kilómetros de líneas eléctricas de media tensión
KCO	Kilómetros de línea de costa
Disponibilidad de alimento	
NPR	Nº de explotaciones agrícola-ganaderas
NGAT	Nº de cabezas de ganado total
Usos del suelo	
URB	Área que comprende zonas urbanas y urbanizaciones
REG	Área de cultivos de huerta, herbáceos y frutales de regadío
CUL	Área de cultivos herbáceos de secano
ABA	Superficies de cultivo abandonadas
BOS	Superficie boscosa
MAT	Superficies arbustivas
Relieve	
IIT	Indica de irregularidad topográfico, definido como el número de curvas de 10 metros que son cortados por dos líneas NS y EO

Tabla 8.- Variables utilizadas en los análisis del uso del hábitat.

Para el análisis estadístico, en primer lugar se llevaron a cabo análisis univariantes y posteriormente se desarrollaron técnicas multivariantes a través de Modelos Lineales Generalizados. La modelización se desarrollo teniendo en cuenta una variable dependiente con valor 1 para las áreas con nidos y con valor 0 para las áreas sin nido. Al utilizar áreas de

4 km² se intentó que en ellas estuvieran definidas no solo las características del área de cría, sino también sus necesidades tróficas en las áreas de los alrededores.

RESULTADOS

Características de los lugares de cría en la población menorquina

Los análisis univariantes mostraron diferencias significativas entre lugares con nido y sin nidos en varias variables descriptoras (Tabla 9). Encontramos que los lugares de cría se establecen en áreas con menos kilómetros de carreteras, tanto principales como secundarias, con menos número de edificaciones y de kilómetros de líneas eléctricas de media tensión, con menos explotaciones agrícolas y menos cabezas de ganado. En relación con los usos del suelo, son zonas con menores áreas urbanas y de regadío, y mayores superficies de matorral. Por último son zonas con mayor irregularidad topográfica (Tabla 9).

El modelo que mejor discriminó las áreas con nidos de las que no tenían incluyó dos variables, el índice de irregularidad topográfica y los kilómetros de carreteras totales. Así, las áreas de cría vendrían determinadas por un efecto positivo de zonas irregulares y un efecto negativo de la longitud de carreteras asfaltadas.

La función resultante fue la siguiente:

$$P = (e^{LP}) / (1 + e^{LP})$$

Siendo e = base del logaritmo natural

$$LP = -2,053 + (0,029 \times IIT) + (-0,435 \times CT)$$

El modelo consiguió reducir en un 16% la *deviance* del modelo nulo. En la Figura 21 se puede observar su aplicación a la isla de Menorca.

Variables	Territorios ocupados	Territorios vacios	P
CP	0,47	1,18	0,013*
CS	0,76	1,43	0,027*
CT	1,24	2,60	0,000*
DNU	4,17	3,86	0,412
NED	34	107	0,000*
LIE	1,27	2,65	0,004*
KCO	1,42	1,40	0,445
NPR	1,63	3,48	0,003*
NGAT	220	356	0,025*
URB	1,78	5,91	0,003*
REG	0,60	1,31	0,039*
CUL	32,37	41,33	0,117
ABA	12,92	15,38	0,391
BOS	19,30	14,34	0,430
MAT	33,03	21,46	0,007*
IIT	47	27	0,000*

Tabla 9.- Comparación de valores medios entre territorios con nidos y territorios sin nidos (test U Mann-Whitney) en cuadrículas UTM 2x2 en la población de alimoches de Menorca (* existencia de significación).

Parameter Estimates							
Parameter	B	Std. Error	95% Wald Confidence Interval		Hypothesis Test		
			Lower	Upper	Wald Chi-Square	df	Sig.
(Intercept)	-2,053	,5553	-3,142	-,965	13,674	1	,000
IIT	,029	,0097	,010	,048	8,667	1	,003
CT	-,435	,1674	-,763	-,107	6,752	1	,009
(Scale)	1 ^a						

Dependent Variable: NIDOS

Model: (Intercept), IIT, CT

a. Fixed at the displayed value.

Tabla 10.- Parámetros del modelo multivariante que mejor discrimina las zonas de cría del alimoches en Menorca.

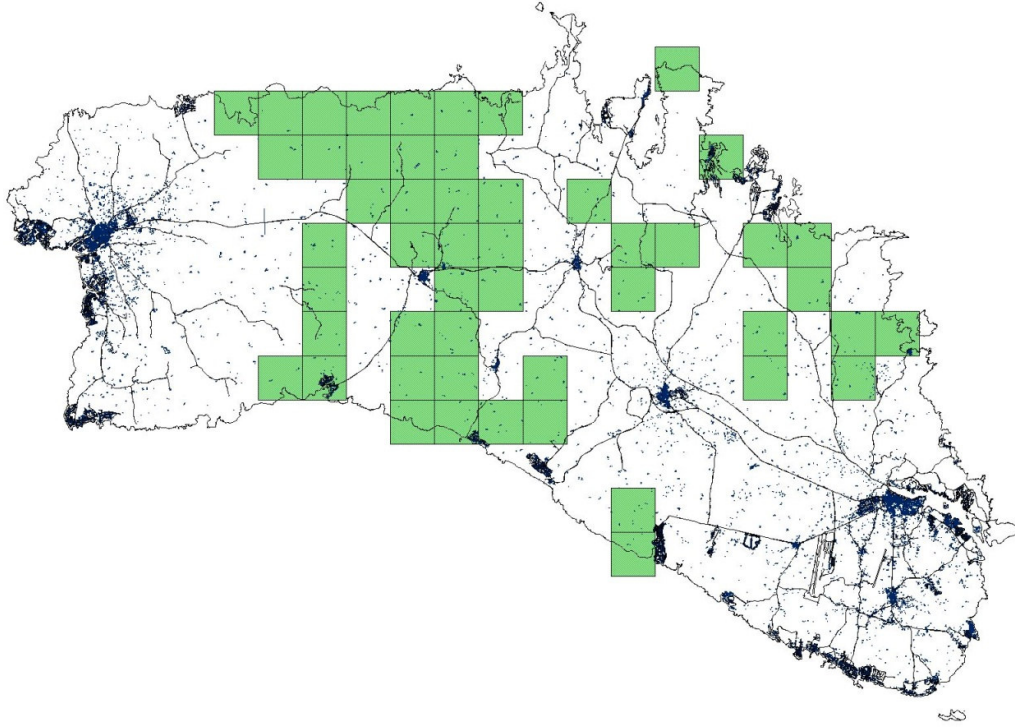


Figura 21.- Aplicación del modelo a la isla de Menorca, mostrando las áreas más probables de cría del alimoche.

Aplicación del modelo a la isla de Mallorca: identificación de los lugares adecuados para la reintroducción

Tal como se ha expuesto anteriormente, el alimoche utiliza acantilados rocosos para establecer sus territorios, zonas que parecen ser abundantes en la isla de Mallorca. Sin embargo, es necesario disponer de un criterio homogéneo que nos permita seleccionar las áreas más adecuadas. Para ello utilizaremos las preferencias de hábitat de la especie en Menorca para determinar los lugares más adecuados.

La modelización realizada permite asignar probabilidades a las unidades de hábitat (cuadrículas UTM 2x2), según el modelo desarrollado en la población menorquina.

Aplicándolo a través de un Sistema de Información Geográfica se obtuvo un mapa predictivo que identifican zonas con mayor probabilidad de ocupación por la especie. Se utilizaron mapas de carreteras y de curvas de nivel, que nos permitieron ajustar los datos al modelo.

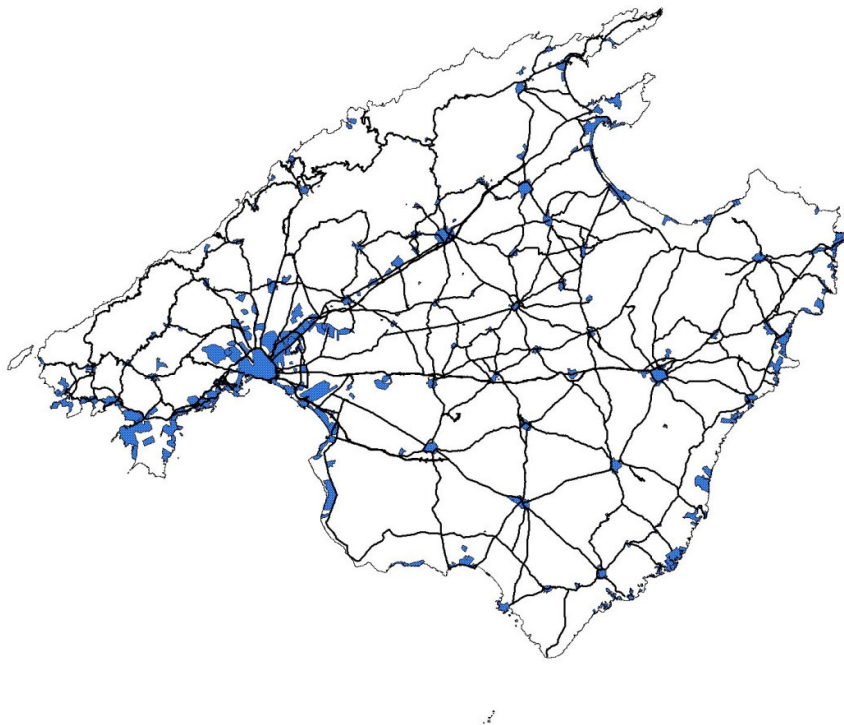


Figura 22.- Mapa digital de carreteras de Mallorca utilizado para la aplicación del modelo de cría del alimoche.



Figura 23.- Mapa digital de curvas de nivel de Mallorca utilizado para la aplicación del modelo de cría del alimoche.

En el conjunto de la isla el 87,8% de su superficie está formada por áreas inadecuadas para la reproducción del alimoche, mientras que el 12,2% de su superficie (512 km²) son áreas potenciales de cría para la especie. Las manchas con un índice de alta ocupación ($P > 0,3$) representaron una superficie de 236 km², que corresponde a un 5,6% del territorio estudiado. Las zonas adecuadas se concentran, como era de esperar, en las áreas con mayor altitud, aunque es posible que pasen despreciadas por el modelo pequeños acantilados donde la especie podría instalarse.

Desde el punto de vista físico, las áreas seleccionadas coinciden con las principales formaciones montañosas del norte y sur de la isla, y coinciden con las áreas ocupadas por las dos parejas conocidas.

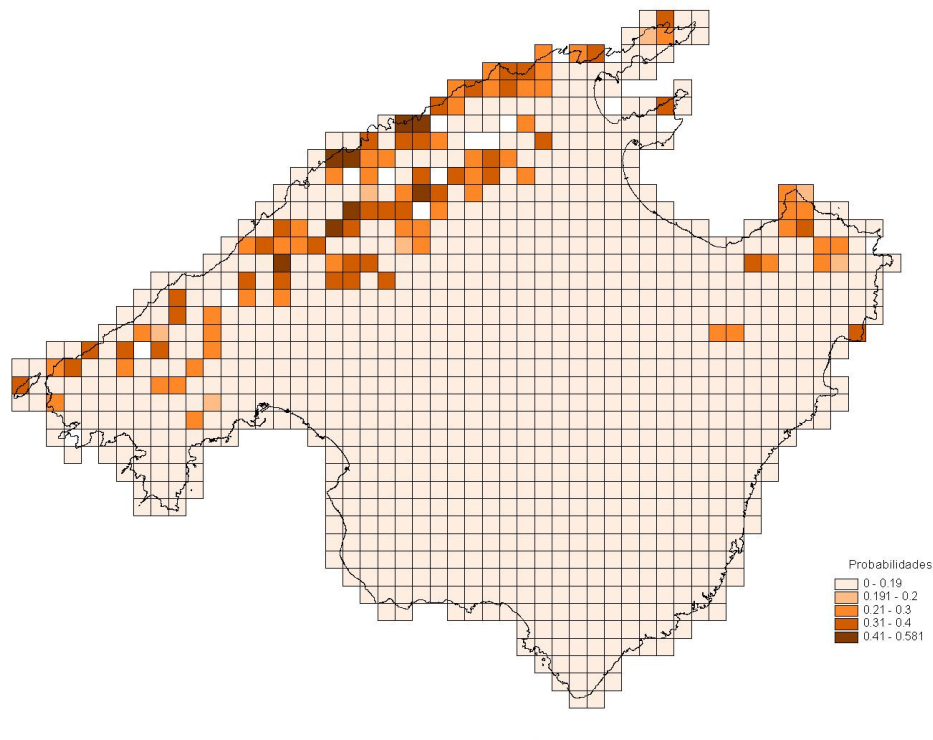


Figura 24.- Mapa de Mallorca con zonas potenciales de cría para el alimoche.

Capacidad de carga

En un contexto de manejo de fauna salvaje, la capacidad de carga del hábitat para una población particular puede definirse como el máximo número de individuos que un ambiente puede sostener a lo largo del tiempo en ausencia de molestias no naturales. Aunque se trata de un parámetro complicado de obtener, es posible llevar a cabo dos tipos de aproximaciones. La primera considerando las necesidades de espacio de la especie y teniendo en cuenta la superficie de hábitat disponible, y en segundo lugar considerando sus necesidades tróficas y teniendo en cuenta la cantidad de alimento disponible.

En este apartado vamos a llevar a cabo una aproximación en relación con las características del hábitat. Tal como hemos obtenido en el apartado anterior, en Mallorca hay alrededor de 512 km² adecuados para la especie, de los que 236 km² son lugares con alta probabilidad de

asentamiento. Teniendo en cuenta que las densidades para la especie en las Comunidades Autónomas españolas varían entre 0,012 y 0,00006 parejas/km² y con una media de 0,0033 (Tabla 11), podríamos determinar que en Mallorca únicamente podrían asentarse un máximo de dos parejas reproductoras.

Esta cifra nos parece muy baja y seguramente irreal, por lo que se han llevado a cabo nuevos cálculos basándose en la superficie total de la isla de Mallorca, igual que en los cálculos efectuados en el conjunto de cada comunidad autónoma. Se obtiene entonces una población máxima de 12 parejas reproductoras. Por otra parte, si consideramos la densidad observada en la isla de Menorca (0,07 parejas /km²) obtenemos que es posible una población de 245 parejas. Seguramente la densidad observada en Menorca es debida a unas condiciones ecológicas muy adecuadas para la especie, que posiblemente no se den en toda la superficie de Mallorca, y que únicamente se encuentren en las zonas de mayor probabilidad (236 km²). En esta área, con las densidades de Menorca, es posible una población de 16 parejas.

En conjunto parecería adecuado considerar, de una manera conservadora, que la capacidad de carga de la isla se encuentra entre 12 y 16 parejas territoriales, aunque es posible que pudiera ser algo mayor.

Comunidades Autónomas	Parejas territoriales	Superficie (Km ²)	Densidad
Castilla y León	422	94.225	0,0045
Andalucía	34	87.598	0,0004
Castilla-La Mancha	163	79.462	0,0021
Aragón	267	47.720	0,0056
Extremadura	179	41.635	0,0043
Cataluña	70	32.113	0,0020
Galicia	2	29.574	0,0001
Com. Valenciana	14	23.255	0,0006
Asturias	66	10.604	0,0060
Navarra	127	10.390	0,0122
Canarias	42	7.447	0,0056
País Vasco	48	7.235	0,0066
Cantabria	51	5.321	0,0090
La Rioja	20	5.045	0,0039
Islas Baleares	51	4.992	0,0102
TOTAL	1.556	474.336	0,0033

Tabla 11.- Densidades de poblaciones reproductoras de alimoche en España distribuidas por Comunidades Autónomas.

DISCUSIÓN

Selección del hábitat

La mayor parte de estudios que han tratado sobre las características de las áreas de cría del alimoche han mostrado que los factores que más influyen en la elección de un lugar para criar son las características de los acantilados y la escasez de molestias, mientras que otras variables inciden directamente sobre la densidad de la población o sobre la productividad. Entre estas encontramos los recursos tróficos, las características de los acantilados, o la competencia intraespecífica. Las características del suelo asociadas a vegetación seca y abierta también parece ser una característica fundamental para el asentamiento de la especie. Sin embargo, el alimento no aparece en la mayoría de modelos llevados a cabo, lo que podría ser debido a que en todas las áreas con alimoches este factor es elevado y no limita las poblaciones, o que realmente no es factor importante pues al tratarse de una especie con un régimen trófico muy diverso, puede adaptarse a la alimentación disponible.

Los modelos llevados a cabo sobre la población de Menorca muestran las mismas características obtenidas en la bibliografía, donde el relieve y los kilómetros de carreteras son las variables que mejor explican la elección de los lugares de cría, aunque el modelo obtenido posee un bajo poder explicativo. El sentido biológico que tiene es evidente, tanto por la necesidad de acantilados rocosos donde instalar su nido, como por la necesidad de zonas tranquilas para criar y alimentarse. El alimoche ha sido considerado una especie sensible a las perturbaciones antrópicas (Donazar 1993), al igual que gran número de rapaces (Newton 1979), lo que se manifiesta claramente en los análisis univariantes. Cría preferentemente en áreas con menos kilómetros de carreteras y de tendidos eléctricos, con menor número de edificaciones y de explotaciones agrícolas, y con mayor superficie de matorral.

Evidentemente, la necesidad de alimento adecuado, disponible para la especie, es una necesidad aunque no se obtenga de forma prioritaria en los análisis, quizás debido a la gran adaptabilidad trófica de la especie (Donazar 1993). Este aspecto será estudiado más detalladamente en el capítulo siguiente.

Los modelos de hábitats obtenidos a escala local y aplicados a otros lugares deben considerarse con precaución, y es recomendable evaluar el poder predictivo con datos independientes (Posillico *et al* 2004), lo que no ha sido efectuado en el presente estudio, al carecer de datos independientes en los que aplicarlo. Además, la extrapolación espacial de un modelo estadístico requiere mucha cautela en la interpretación de los resultados, aunque su utilización tiene un importante papel al tratarse de la única herramienta disponible para evaluar la idoneidad de un área (Glenz *et al* 2001).

Una de las limitaciones puede venir impuesta al tratarse de modelos estáticos donde se asume la ausencia de importantes amenazas o perturbaciones humanas, que pueden variar a lo largo del tiempo en un mismo lugar. A pesar de todas estas limitaciones y precauciones

que se deben tomar a la hora de interpretar los resultados, la modelización del hábitat se ha mostrado como una técnica importante al tratar con especies escasas y amenazadas, contribuyendo al diseño de estrategias para la recuperación de especies.

Selección de áreas prioritarias para el proyecto

Trabajar con una especie amenazada requiere incrementar los niveles de seguridad de la especie, y una de las medidas aplicadas con mayor éxito es la protección del hábitat de cría a través de la designación de las áreas de cría en alguna categoría de protección. Sobre el territorio balear podemos encontrar dos grupos de categorías de protección del territorio: categorías definidas a nivel Autonómico por la Ley 5/2005 para la conservación de los espacios de relevancia ambiental, y las áreas integradas en la Red Natura 2000 (LIC y ZEPA).

Por otra parte, el Plan de Conservación de la especie establece algunas medidas de protección sobre el territorio:

- Prohibición de trabajos forestales en un radio de 200 metros de cada dormidero y velar por la tranquilidad a 500 metros de los nidos desde el 1 de marzo hasta el 31 de julio, evitando cualquier molestia que pueda poner en riesgo el éxito de la cría.
- Declarar Áreas Biológicas Críticas para el alimoche, y actualizarlas periódicamente, los nidos, dormideros y las áreas de concentración si su protección es insuficiente.

Es evidente que la inclusión de las zonas potenciales de cría en donde se vaya a llevar a cabo el proyecto en áreas protegidas es la opción más recomendable para el desarrollo de las medidas de gestión propuestas, por lo que se debería considerar como una variable clave a la hora de definir los lugares adecuados donde desarrollar el proyecto. La existencia de un marco de protección legal del hábitat facilitará las futuras acciones de conservación, tanto de manejo, de investigación o de gestión de la especie, y también desde el punto de vista de la protección del hábitat óptimo para el alimoche. La existencia en dichos enclaves de una red de vigilantes y Agentes de Protección de la Naturaleza colaborará aún más en el éxito del proyecto.

En la Figura se muestran las áreas integradas en la Red Natura 2000, así como las áreas potenciales de cría obtenidas en el capítulo correspondiente. La prospección de campo de estas áreas analizando una serie de variables permitirá determinar aquellas más adecuadas para iniciar el proyecto (ver capítulo 8).

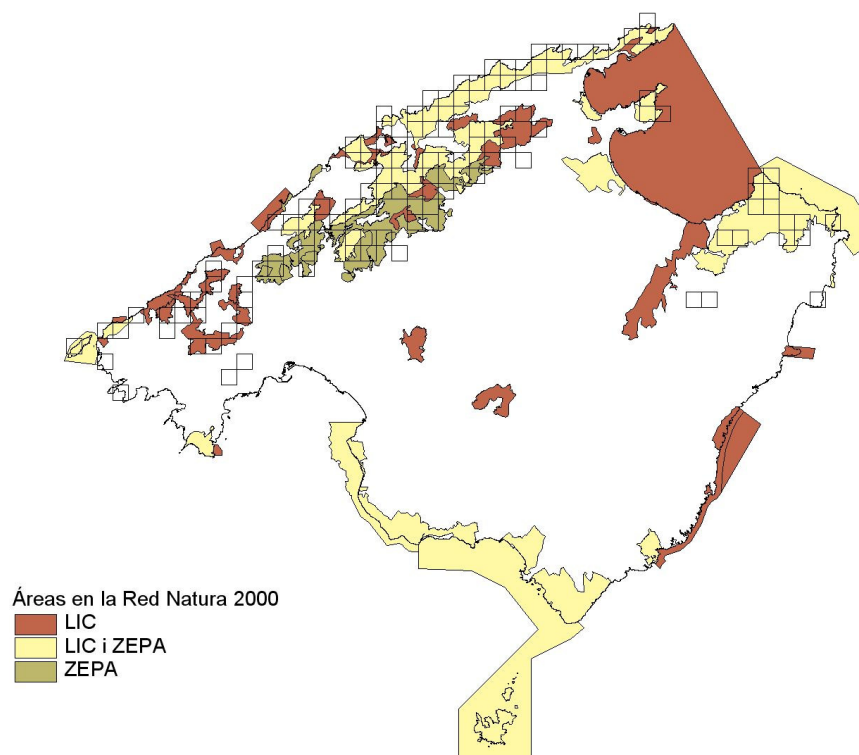


Figura 25.- Integración de las zonas potenciales de cría del alimoche en Mallorca según el modelo con las área de la Red Natura 2000 (cuadrados UTM 2x2 corresponden a las áreas potenciales de cría).

Capítulo 6.

ANÁLISIS DE LA DISPONIBILIDAD TRÓFICA

El alimoche es en general una especie carroñera que se alimenta preferentemente de carroñas de pequeño y mediano tamaño, cuya contribución a su dieta depende fundamentalmente de su disponibilidad, aunque también acude a basureros en busca de alimento (Donazar 1993). Sin embargo, posee una alimentación muy variada, alimentándose de todo tipo de carroñas y animales muertos, aunque también pueden cazar en ciertas ocasiones. Sin embargo, su pico débil y en forma de pinza determina que elija materiales blandos o trozos pequeños (Cramp & Simmons 1980).

Su pequeño tamaño condiciona que necesita ayuda para acceder a grandes carroñas, centrándose en las de pequeño o medio tamaño, aprovechando los festines de los grandes buitres, y acudiendo con frecuencia a basureros como fuente de materia orgánica.

Estudios llevados a cabo en diferentes localidades muestran una amplia variación trófica, así en Sierra Morena y España Central (Hiraldo 1977) dominan las ovejas y cabras (25,1%), los vertebrados de sangre fría (24,2%), lagomorfos (19,1%) y las aves (19,7%). En el Ebro (Donazar y Ceballos, 1988) y en Cataluña (Marco y García, 1981) dominan los conejos. En España Central (Garzón 1973) dominan los reptiles y los peces. En Navarra y Aragón (Donazar y Ceballos, 1988) dominan a partes iguales lagomorfos, reptiles, aves y carnívoros. En las Islas Canarias (Fuerteventura) la cabra constituye la base fundamental de su alimentación, con un 80%, seguida de gallinas y conejos, mientras que en Vizcaya dominan las aves con un 51,1% del total de presas consumidas (Hidalgo *et al* 2005).

Poder diferenciar el papel relativo de las presas silvestres y el de las carroñas ligadas a la ganadería es bastante difícil, aunque parece que la frecuencia de ganado es menor cuando el conejo es abundante, desplazándose los alimoches a gran distancia en busca de lugares con altas densidades de conejo, como ocurre en Cádiz. En otras zonas con bajas densidades de conejo, como en el Campo de Gibraltar, se alimentan de una gran variedad de aves, reptiles y mamíferos de pequeño y mediano tamaño. En estos lugares la preservación de los hábitats más productivos y la recuperación de las poblaciones de conejo se han indicado como una medida importante de conservación de la especie.

Las variaciones estacionales han mostrado que en el valle del Ebro la frecuencia de aparición de conejos se incrementa a lo largo del ciclo reproductor (Tella 1991), de modo que alcanza los máximos valores en pleno verano, cuando la incidencia de la mixomatosis es más alta. Además se ha obtenido que la frecuencia de conejos en la dieta se mantuvo constante durante la década de los ochenta hasta que en 1989 se produjo un importante descenso coincidiendo con la aparición de la neumonía hemorrágico-vírica del conejo. A partir de entonces la dieta se diversificó pasando a incluir mayor proporción de ganado y cadáveres de pequeños animales salvajes, aves y peces.

La distribución de una especie carroñera como el alimoche se encuentra muy ligada a la presencia de actividades ganaderas, siendo la disponibilidad trófica uno de los factores

prioritarios en la densidad de una determinada población, y en la elección de las áreas de cría.

En el presente capítulo no pretendemos llevar a cabo un análisis cuantitativo detallado de la disponibilidad trófica para la especie en las áreas de estudio, ya que dicho análisis requeriría conocer no solo la variedad y cantidad de cada uno de sus preferencias alimenticias, sino también el porcentaje de cada una que estaría disponible para el alimoche a lo largo del año, lo que sin duda requeriría bastante esfuerzo. Por el contrario trataremos de proporcionar una visión de conjunto de las capacidades tróficas del área para soportar una población de alimoches, y determinar si puede constituir un factor limitante para el establecimiento de la población.

MÉTODOS

Para los análisis se han considerado en primer lugar los datos disponibles de ganado ovino y caprino, suministrados a partir del servicio de ganadería del Govern Balear y que muestra su distribución en los municipios de Mallorca. Estas dos especies representan las presas más habituales en la dieta del alimoche entre las especies ganaderas, además de que están sometidas habitualmente a un régimen extensivo, siendo por tanto más disponibles para las aves al poder encontrarse muertas en medio del campo.

A la distribución de ganado en la isla se ha superpuesto el mapa de zonas potenciales de cría obtenido en un capítulo anterior, que permitirá determinar la disponibilidad de alimento en esas áreas en relación con la cantidad de cabezas de ganado existentes.

Para el cálculo de la biomasa disponible se asumió una mortalidad anual del 3% para el ganado doméstico (Canut *et al* 1987, Lorente 1996), aunque otros autores han señalado valores superiores entre 6,4% y 10% (Camiña 2004, Mateo 2006). Hemos utilizado el valor más conservador.

Considerando que estas dos especies de ganado tienen un peso medio de unos 35 kg (De Juana & De Juana 1987), que el esqueleto representa alrededor del 10% del peso vivo, y que otros restos no aprovechables como la piel pueden representar un 10% más, la biomasa aprovechable por cadáver se estimó en 28 kg. Basándonos en los datos presentados por Donazar (1993) podemos estimar que los recursos tróficos necesarios para una pareja de alimoches con un pollo serían alrededor de 300 kg anuales.

RESULTADOS

A diferencia de lo que ocurre en muchas áreas con poblaciones de buitres, en las Islas Baleares no ha habido tradicionalmente los denominados muladares, lugares donde históricamente se iban tirando los animales domésticos muertos para que fueran consumidos por los carroñeros. Por ello, el alimento proveniente de animales domésticos muertos se ha encontrado siempre ampliamente distribuido por el territorio, lo que permite una mayor disponibilidad de alimento en el espacio y en el tiempo.

Tal como se puede observar en la figura 26 la distribución de ovino y caprino es bastante homogénea sobre toda la superficie insular, aunque las mayores concentraciones se encuentran en la zona sur de la isla, mientras que en el extremo oeste de la Sierra de Tramontana y en algunos municipios del centro de la isla disminuye la cantidad de ganado.

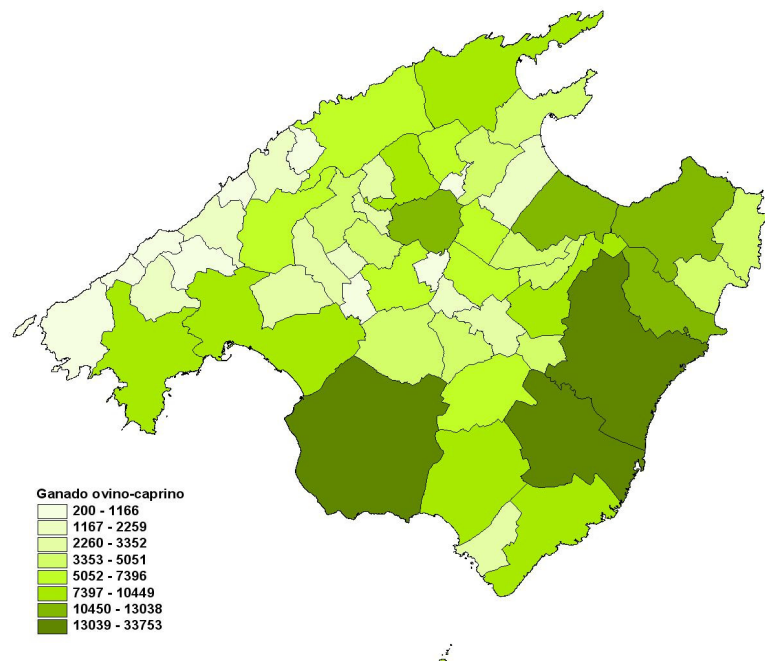


Figura 26.- Distribución de la ganadería (ovina y caprina) sobre la superficie insular.

El número de municipios en los que hay zonas potenciales de cría, según los modelos de hábitat llevados a cabo en un capítulo anterior, es de 28 aunque varios municipios tienen superficies potenciales de cría pequeñas y no serán tenidos en cuenta, por lo que consideraremos 20 municipios con posibilidad de disponer de áreas de cría. En la tabla 12 se indica el número de cabezas de ganado de cada municipio.

Municipios	Ovino + Caprino (nº cabezas)	Mortalidad (3%)	Biomasa disponible (kg)
Artà	12.641	379,23	10.618
Pollensa	9.901	297,03	8.316,84
Calvia	8.126	243,78	6.825,84
Selva	7.775	233,25	6.531
Campanet	7.396	221,88	6.212,64
Bunyola	6.047	181,41	5.079,48
Escorça	5.234	157,02	4.396,56
Capdepera	4.618	138,54	3.879,12
Alaró	4.381	131,43	3.680,04
Mancor de la Vall	3.352	100,56	2.815,68
Lloseta	3.000	90	2.520
Valldemosa	1.969	59,07	1.653,96
Soller	1.872	56,16	1.572,48
Puigpunyent	1.803	54,09	1.514,52
Andratx	1.166	34,98	979,44
Esporles	1.078	32,34	905,52
Fornalutx	754	22,62	633,36
Estellencs	455	13,65	382,2
Deia	366	10,98	307,44
Banyalbufar	200	6	168
TOTAL	82.286	2.463,71	68.992,28

Tabla 12.- Cabezas de ganado (ovino y caprino) en los municipios de Mallorca, mortalidad natural y biomasa disponible.

Los municipios con mayores probabilidades de tener territorios reproductores de alimoche poseen entre 200 y 12.641 cabezas de ganado, con una media de 4.114 cabezas de ganado y 82.286 cabezas de ganado ovino y caprino en conjunto (Tabla 12). En la figura 27 se indican los municipios considerados, así como las zonas potenciales prioritarias para la cría según el modelo elaborado.

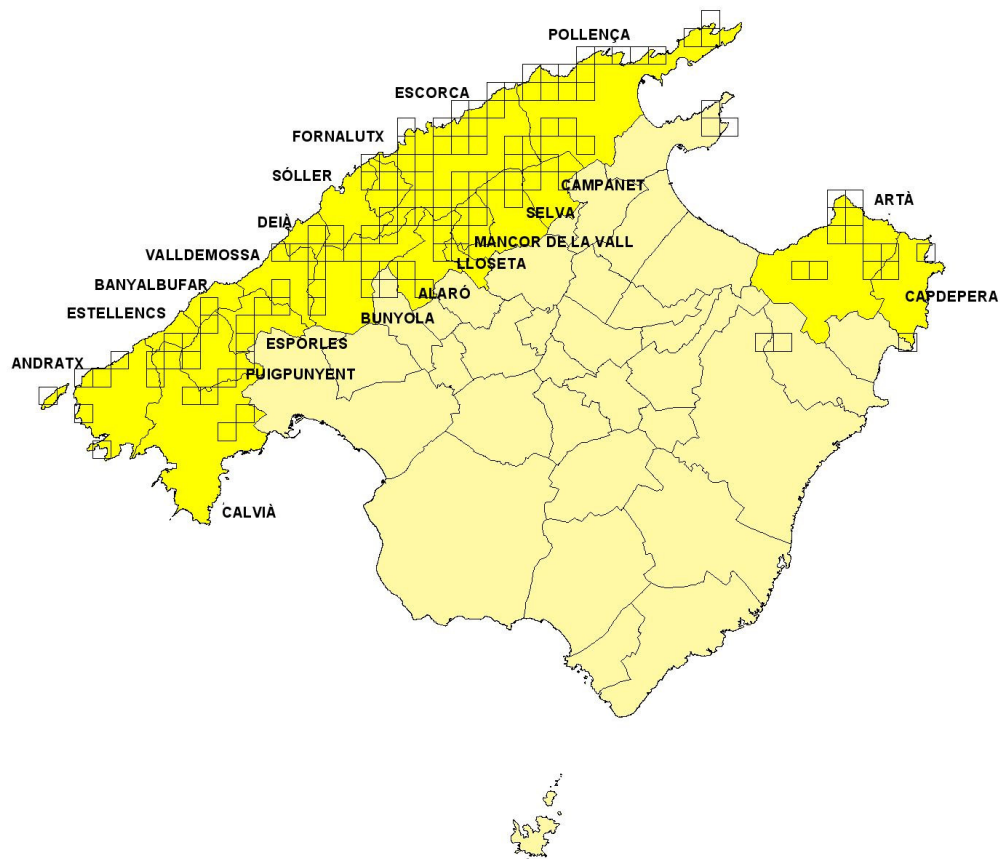


Figura 27.- Distribución de municipios considerados con zonas potenciales de cría para el alimoche en Mallorca.

Si consideramos exclusivamente los resultados de los censos ganaderos de ovino y caprino, que se han mostrado como la base de la alimentación que proviene de la ganadería (Donazar 1993), y teniendo en cuenta los índices de mortalidad anual y la biomasa aprovechable de cada animal muerto, parece que la cantidad de alimento disponible podría permitir el establecimiento de unas 230 parejas reproductoras (Tabla 12).

A estas cifras previas habría que realizar varias consideraciones, pues es posible que las estimas realizadas pudieran variar de forma importante. Una parte de la biomasa podría no estar disponible para los alimoches debido a la legislación vigente sobre el abandono de cadáveres en el medio natural por la aparición de la encefalopatía espongiforme. Estas normativas europeas y nacionales obligan a recoger los cadáveres de animales muertos y retirarlos del campo, lo que podría reducir considerablemente la disponibilidad de este recurso. Sin embargo, las nuevas normativas sobre este asunto ya permiten el abandono de ganado muerto en el medio ambiente, siempre que se destine a muladares o comederos, y además la abrupta orografía de algunas zonas de la isla imposibilita la detección o la retirada de algunos cadáveres, posibilitando que sean consumidos por los carroñeros antes de su retirada. Por ello, una parte de esta biomasa debe permanecer en el medio sin ser retirada, aunque desconocemos en qué medida.

Otra consideración que limita la disponibilidad de la biomasa es la competencia con otras especies de carroñeros, pues en la zona existe una población sedentaria de buitre negro estimada en 13 parejas reproductoras y 100 ejemplares no reproductores, además de unos 50 ejemplares de buitres leonados que se han establecido en la isla recientemente. Esta competencia trófica, evidentemente reducirá la disponibilidad de carroñas. Considerando que una pareja de buitres negros con su cría necesita alrededor de 600 kg/año y un buitre leonado 182,5 kg/año, y teniendo en cuenta la población existente de las dos especies, se necesitará alrededor de 37.000 kg/año para sostener a estas dos especies (Tabla 13), y unos 10.500 kg más para una población de alimoches compuesta por 20 parejas reproductoras y 50 ejemplares no reproductores.

Debido a la dominancia de las dos especies de buitres, el negro y el leonado, en las carroñas sobre el alimoche, la disponibilidad de alimento para el alimoche se verá fuertemente reducida en los lugares donde coexistan las tres especies. Sin embargo, hay que tener en consideración la importante población de cabras asilvestradas que hay en algunas áreas (Ruíz 1998), que contribuirán de forma importante en el mantenimiento de la población de carroñeras mallorquinas. En los últimos años se han llevado a cabo gran número de descastes para reducir la presión que realizan las cabras sobre el ecosistema, descastes que incrementan de forma artificial las tasas de mortalidad y que proporcionan gran cantidad de biomasa a las diferentes especies.

Los datos disponibles para la zona de Artà indican que en el año 1998 se estimó su población en unas 3.000 cabezas, con una densidad entre 25-75,3 cabezas/km². Los sucesivos descastes

redujeron estas densidades en el año 2003 hasta 16,1 cabezas/ km² y en el año 2004 de 17,27 cabezas/ km².

El alimoche, a diferencia del buitre negro y del buitre leonado, posee un espectro trófico muy amplio y es capaz de alimentarse de restos de ganado, pero también de otras muchas especies, en relación con su abundancia. Entre ellas podemos destacar el papel del conejo, que parece muy abundante en determinados lugares de la superficie insular.

Otra posible fuente de alimento para todas las especies de buitres son los numerosos comederos existentes, destinados tanto a los buitres negros como a los milanos reales, y que podrían jugar también un papel importante en caso de necesidad.

Especie	Población	Consumo anual/pareja con pollo	Consumo anual /ejemplar	Total (kg)
Buitre negro	13 p. + 100 ej	600	200	27.800
Buitre leonado	50 ej		183	9.150
Alimoche	20 p + 50 ej	300	90	10.500
TOTAL				47.450

Tabla 13.- Necesidades tróficas de tres especies de aves buitres en la isla de Mallorca (consumos expresados en kg).

En conjunto parece que la cabaña ovina y caprina de Mallorca podría soportar por si sola tróficamente a la población existente de buitres, y a una futura población de alimoches compuesta por 20 parejas reproductoras y 50 ejemplares no reproductores. Aunque la retirada de ganado muerto reducirá en alguna medida la biomasa disponible, la importante población de cabras asilvestradas, la existencia de comederos y la gran adaptabilidad trófica de la especie hacia otras especies como conejos, parecen ser suficientes para la viabilidad trófica de la futura población de alimoches, y no parece que los recursos alimenticios puedan llegar a considerarse una limitación para el establecimiento de una población de alimoches en Mallorca.

Capítulo 7.

FACTORES DE AMENAZA

La presencia de una especie en un determinado área viene condicionada por multitud de factores tales como la disponibilidad de hábitat adecuado, la existencia de suficientes recursos tróficos o la competencia interespecífica, que en su conjunto pueden hacer que un territorio sea adecuado para una especie concreta. La mayor parte de estos factores ya han sido estudiados en los capítulos anteriores, pero existen además, otros elementos que contribuyen en gran medida a la posibilidad de asentamiento de una especie en el territorio. Entre ellos cabe destacar los denominados factores de amenaza, como pueden ser la existencia de veneno, electrocuciones, persecución directa o depredación.

Existe una gran amplitud de estudios que han mostrado cuales son en estos factores de amenaza en el alimoche. En general se ha podido determinar que la causa más importante de declive poblacional en el alimoche es la reducción de la supervivencia, especialmente la supervivencia adulta, y la causa de mortalidad más ampliamente detectada es el envenenamiento (Iñigo *et al* 2009, Del Moral 2009). Como segundo factor crítico se ha indicado la reducción de la disponibilidad de alimento adecuado, o de pobre calidad, en las áreas de alimentación. En muchos lugares donde habitaba la especie, los cambios en los usos del suelo, particularmente relacionados con la intensificación agrícola, han provocado descensos de población. Por último, el incremento de la longitud de la red eléctrica y la aparición de aerogeneradores, también ha tenido un efecto a nivel poblacional Carrete *et al* 2009, Donazar *et al* 2002).

CAUSAS DE MORTALIDAD

Las causas de muerte registradas sobre la especie en España durante el periodo 1990-2007 se indican en la figura 28, mostrando que la mortalidad por consumo de cebos envenenados es la principal causa de mortalidad (72%), seguida de electrocución (12%) y de disparos (6%), aunque otras causas menores como colisión con un vehículo, traumas, infecciones o trampeo, también se han detectado (Hernández *et al* 2009).

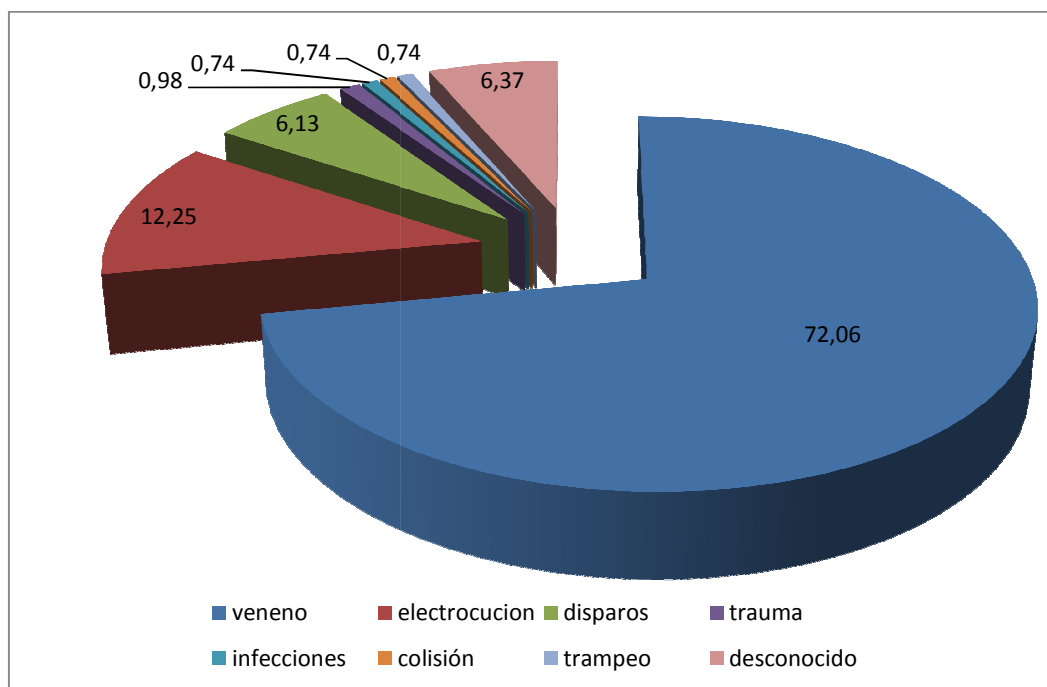


Figura 28.- Causas de mortalidad del alimoche en España durante el periodo 1990-2007 (n=410; datos extraídos de Hernández *et al* 2009).

La mortalidad por consumo de veneno han encontrado un total de 294 alimoches, que sin duda solo corresponden a una pequeña parte del total muertos por esta causa en España. Estudios llevados a cabo sobre poblaciones susceptibles de envenenamiento han mostrado que en general se detecta menos del 10% de los casos de envenenamiento ocurridos. La mayoría de las muertes por veneno estaban relacionadas con el control ilegal de predadores en el marco de manejo de especies cinegéticas (76,5%), correspondiendo además un alto porcentaje a ejemplares adultos (95%).

La distribución anual de alimoches muertos por consumo de veneno durante el periodo 1990-2007 se puede observar en la figura 29, observándose un importante incremento desde el año 1996, encontrándose en la última década una media de 21,3 alimoches/año muertos por consumo de veneno.

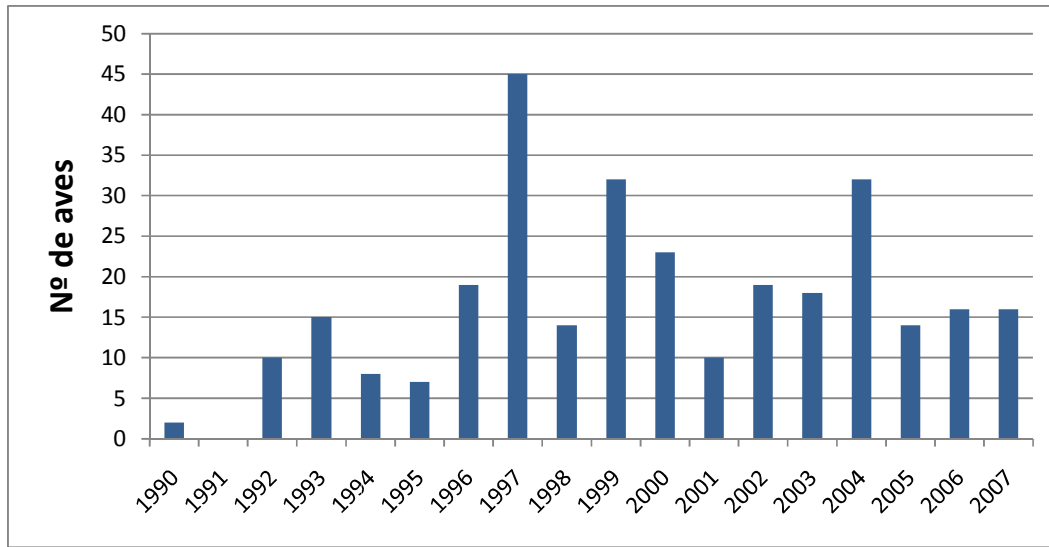


Figura 29.- Distribución anual de alimoches envenenados en España durante el periodo 1990-2007 (Datos extraídos de Hernández *et al* 2009).

Los datos disponibles para la población de alimoches presentes en la isla de Menorca en el periodo 2000-2010 corresponden a un total de 14 ejemplares muertos (Tabla 14). La causa de mortalidad más abundante ha sido el consumo de veneno en un 50% de los casos, causas naturales por un trauma en un 21,4% (alas rotas), ahogados en algibes en un 7,2%, y en un 21,4% de los casos se desconoce la causa de la muerte (Figura 30).

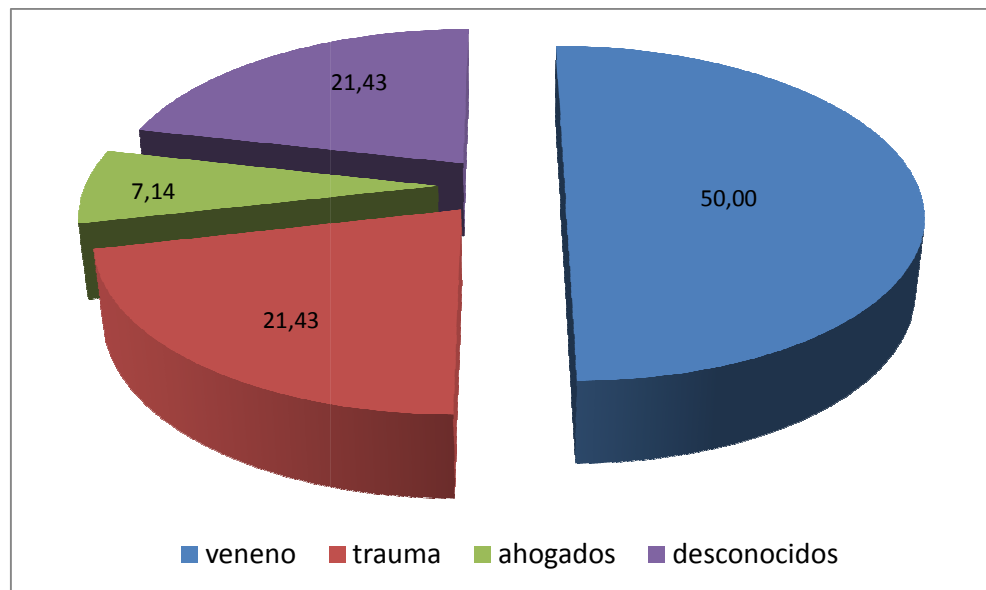


Figura 30.- Causas de mortalidad de alimoches en Menorca en el periodo 2000-2010.

Año	Lugar	Edad	Observaciones
2000	Gala Galdana	Inmaduro	Trauma: ala rota
2000	Es Puntarró	Adulto	Veneno
2000	Es Puntarró	Pollo	Veneno
2000	Calas Coves	Adulto	Veneno: carbofurano
2000	Calas Coves	Adulto	Veneno: carbofurano
2000	Calas Coves	Pollo	Veneno: carbofurano
2001	Barranco Algendar	Adulto	Veneno: carbofurano
2002	Calan Porter	Inmaduro	Desconocido
2002	Barranco Algendar	Inmaduro	Desconocido
2002	Barranco Algendar	Inmaduro	Desconocido
2004	Calan Porter	Adulto	Ahogado
2004	Punta Prima	Inmaduro	Trauma: ala rota
2009	Cala Morell	Adulto	Veneno: carbofurano
2009	Ciutadella	Adulto	Trauma: ala rota
TOTAL		7 adultos	
		7 inmaduros	

Tabla 14.- Causas de mortalidad de alimoches en Menorca desde el año 2000 hasta el 2010.

Veneno

En las últimas décadas, y paralelo al incremento de las medidas de protección legal hacia las aves, parece que se han reducido considerablemente algunas de las agresiones directas como disparos o expolios, aunque todavía aparecen ocasionalmente entre las amenazas que afectan al alimoche (Hernández *et al* 2009). Seguramente el aumento de sensibilidad de la sociedad hacia las rapaces debe de haber contribuido en gran medida a este cambio de tendencia.

Sin embargo, han aparecido otras agresiones directas, entre las que cabe destacar como gran protagonista el uso de cebos envenenados como medio para el control de predadores, que ha reaparecido después de años en su uso parecía que había remitido Cano *et al* 2008).

La incidencia del uso de cebos envenenados sobre especies silvestres se ha incrementado mucho desde los años 90, y es la principal causa de mortalidad de aves carroñeras, convirtiéndose en la responsable del desfavorable estado de conservación de gran número de poblaciones de buitres (Hernández *et al* 2008). Además, a pesar de los esfuerzos que se están realizando a nivel Europeo y Español, en muchas ocasiones no se está teniendo el resultado esperado, y la mortalidad por esta causa sigue siendo muy importante.

En España, entre los años 1990 y 2003 se han detectado 7.261 animales muertos por consumo de veneno, y el mayor porcentaje corresponde a aves rapaces (38,3%), seguido de mamíferos domésticos (27,3%) y de otras aves (21,4%), y estas cifras parecen continuar incrementándose (Cano *et al* 2008).

Como ya hemos indicado, para la población de alimoches de la isla de Menorca durante el periodo 2000-10 se localizaron 14 ejemplares heridos o muertos (7 inmaduros y 7 adultos), de los cuales 7 ejemplares habían muerto debido a consumo de cebos envenenados (Tabla 14). Todos los ejemplares envenenados murieron por consumo de carbofurano. Debido a que la fracción de ejemplares que se localizan muertos por envenenamiento suele ser muy baja (alrededor del 10%) y que el efecto del veneno sobre la fracción adulta de la población afecta inevitablemente a su descendencia, es evidente que el impacto del veneno debe de ser muy alto.

Además, se dispone de información sobre la incidencia del veneno en otras especies de rapaces, y durante el periodo 2000-06 y en el marco de los estudios que se están llevando a cabo sobre el milano real, se localizaron también 42 aves muertas por consumo de veneno en Baleares, 17 en Mallorca (milanos reales) y 25 en Menorca (milano real, milano negro, cuervo, aguililla calzada). Estos datos muestran la gran distribución e incidencia que está teniendo el uso de veneno en el medio natural en las Islas Baleares. En los últimos años el problema parece aun mayor, y entre 2007-2010 se han detectado 6 milanos reales más muertos por consumo de veneno en Menorca y 19 en Mallorca.

En el curso de estos estudios se ha comprobado que la incidencia del veneno sobre el milano real en la isla de Mallorca es alta y representa alrededor del 50% de las muertes detectadas (Figura 31). También se han detectado otras causas de mortalidad como ahogamientos, electrocución o colisión.

En la figura 32 se indican los casos de muertes de rapaces en el mismo periodo en Mallorca distribuidas en el tiempo y el número de estos que han muerto por consumo de veneno. Se puede observar que el número de muertes se ha incrementado en los últimos años, y que en todos los años la mortalidad por consumo de veneno representa una fracción importante del total.

En la Figura 33 se muestra la distribución de los casos de veneno sobre la superficie insular. Los datos disponibles no se han obtenido de una forma estandarizada, por lo que su distribución sobre el territorio puede estar explicada no solo por la intensidad de uso de veneno en cada área, sino por otros aspectos como la intensidad de uso de los milanos (la especie más controlada).

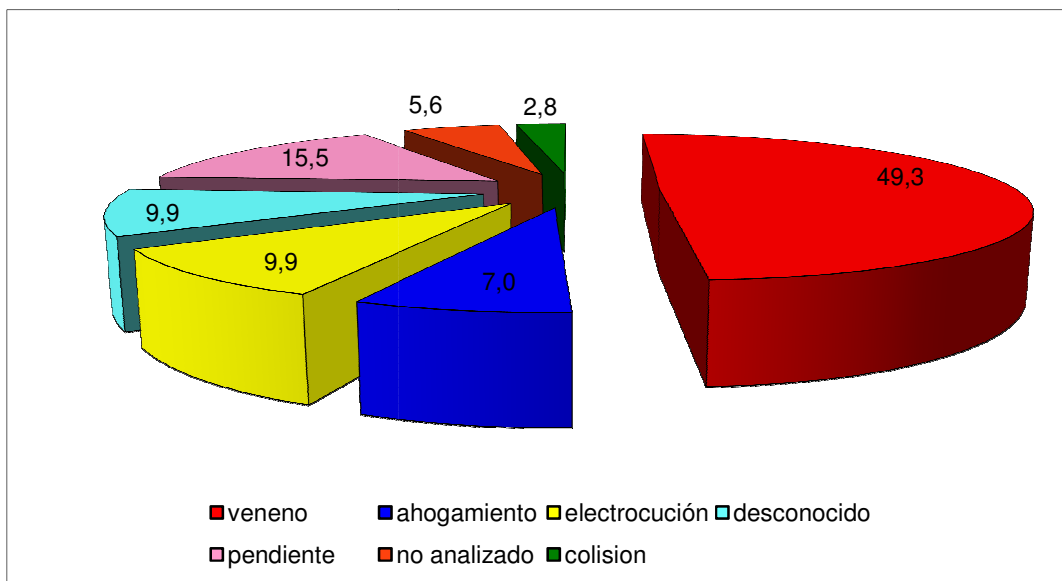


Figura 31.- Causas de mortalidad de milanos reales en Mallorca durante el periodo 2000-2010). Los datos se muestran en porcentajes (datos provenientes del GOB).

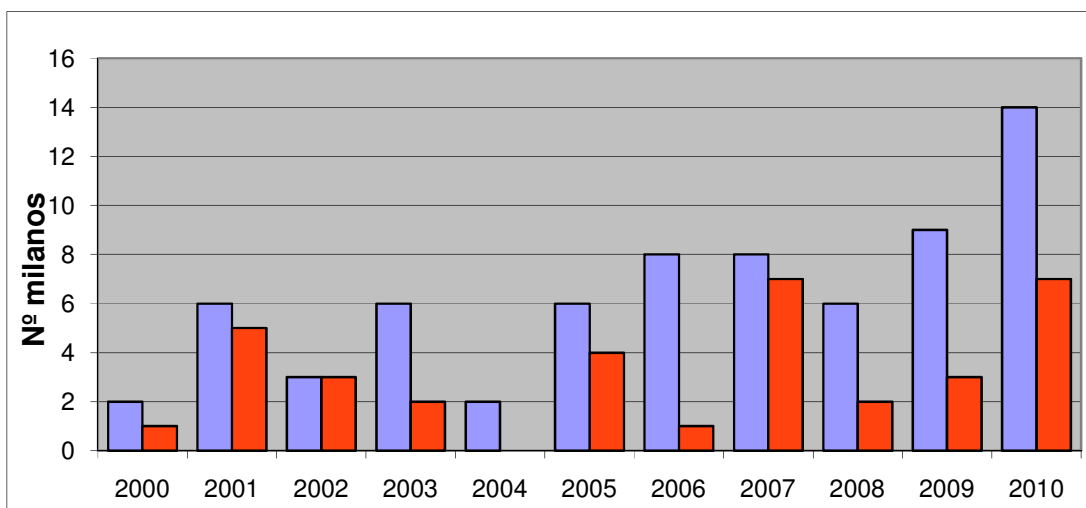


Figura 32.- Nº milanos encontrados muertos en Mallorca en el periodo 2000-2010 y nº de milanos muertos envenenados (barra roja) (datos provenientes del GOB).

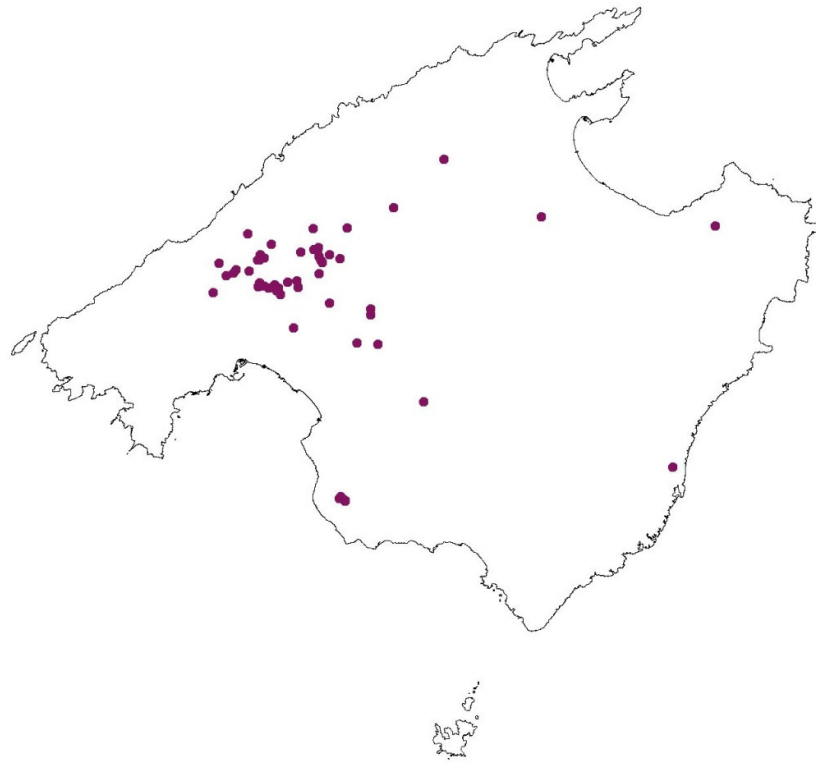


Figura 33.- Distribución sobre la superficie de Mallorca de los casos conocidos de muertes por consumo de veneno en el periodo 2000-2010 (datos provenientes del GOB).

Electrocución en tendidos eléctricos

Aunque la electrocución ha sido indicada como una causa importante de mortalidad, parece asociada a determinadas poblaciones, posiblemente aquellas en que la disponibilidad de lugares para posarse sea escasa, como es el caso de la Isla de Fuerteventura, donde se ha indicado como una de las causas de mortalidad más importante (Donazar *et al* 2002). En otras poblaciones, como en el caso de Menorca, la mortalidad de rapaces asociada a la electrocución es alta, pero inexistente en el caso del alimoche, a pesar de que los esfuerzos de control de torres eléctricas han sido muy intensos.

Lo mismo ocurre en la isla de Mallorca, donde no se ha encontrado ningún alimoche muerto por electrocución, aunque en este caso es posible que el escaso número de ejemplares presentes pueda ser el responsable de ello.

A pesar de esta baja incidencia en las Islas Baleares, la posibilidad de mortalidad asociada a esta causa hace recomendable tenerlo en cuenta al determinar los lugares donde se vaya a

desarrollar el proyecto, llevando a cabo un control previo en el que se valore la peligrosidad de las líneas eléctricas y se propongan medidas correctoras en aquellos apoyos considerados más peligrosos.

Alteración del hábitat

Los datos disponibles en la bibliografía indican que importantes modificaciones ambientales han sido la causa principal de descenso de muchas poblaciones de alimoches (Carrete *et al* 2007). Desde transformaciones de los usos del suelo que suponen la pérdida de las prácticas agrícolas tradicionales hacia una intensificación de la agricultura, o la destrucción de hábitats adecuados por construcción de infraestructuras.

Las características que más frecuentemente están ligadas a la elección de un lugar donde instalar los nidos parecen estar más relacionadas con la existencia de acantilados y sus características, que con las características de los terrenos de los alrededores, mientras que por otra parte la disminución en el área reproductora de la especie se ha ligado frecuentemente a la reducción de las prácticas tradicionales de pastoreo. Así, en el sur de Francia cuando desaparece la transhumancia a comienzos del siglo XV, la disminución de la cantidad de carroña produjo una concentración de 200 km hacia el sur y 130 km hacia el oeste del área total del alimoché. Tendencias similares se observaron en los Pirineos y en el conjunto de España.

Aunque la persecución directa se ha considerado como la principal razón del descenso del alimoché en Europa, la disponibilidad de alimento es el factor limitante que influye en su densidad y en la ocupación de sus áreas de cría, por lo que una de las principales estrategias de conservación de la especie es la protección de los lugares más productivos para la cría, y en ausencia de recursos tróficos suficientes se han utilizado con éxito lugares artificiales de alimentación para asentar poblaciones en determinados enclaves. La importancia de los recursos tróficos, como una de las características más importantes del hábitat, se ha estudiado en detalle en el capítulo x.

Por otra parte, especies de gran tamaño y con posibilidad de realizar rápidamente grandes desplazamientos, necesitan amplios territorios donde desarrollar sus actividades cotidianas, tamaños que vienen regulados por diversos factores como el alimento o la competencia. Así, para el mantenimiento de una población en óptimas condiciones es imprescindible la existencia de una superficie mínima en las condiciones adecuadas, y a medida que esta superficie disminuye la viabilidad de la población puede llegar a verse comprometida, hasta llegar a un mínimo en que la población ya no sea viable. También este aspecto del hábitat ha sido estudiado detenidamente en el capítulo x.

En las últimas décadas en las áreas naturales se han incrementado mucho las actividades recreativas. Actividades como el senderismo, la escalada, el parapente o el barranquismo han

incrementado el número de aficionados, y algunas pueden llegar a ser perjudiciales para la fauna. Determinar cuáles de estas actividades se llevan a cabo en las áreas seleccionadas para el proyecto debe ser una acción previa, y deberá contribuir a la elección de las mejores zonas disponibles para el proyecto.

Las molestias en los territorios de alimoche tienen una mayor incidencia cuando ocurren durante el periodo de incubación o durante las primeras semanas de vida del pollo, pues si los adultos abandonan o se alejan mucho tiempo de la puesta, esta puede malograrse. Por ello debería establecerse un periodo crítico en que determinadas actividades cercanas al nido no se pudieran realizar.

Los dormideros comunales constituyen un lugar clave para la conservación de la especie pues se trata de lugares de sociabilización y por ello la tranquilidad en estas zonas es prioritaria, por lo que estas áreas deberían estar protegidas.

Otros

Amenazas observadas sobre otras poblaciones, tales como el plumbismo o la existencia de aerogeneradores, no parecen tener incidencia sobre la población Balear.

En relación con la incidencia de metales pesados, se ha encontrado que puede llegar a ser un factor de amenaza importante en poblaciones como la Canaria, debido a que alrededor de un 11% de los alimoches analizados han mostrado niveles de plomo en sangre superiores a 200ppb, que son considerados como intoxicación subclínica. Análisis en sangre llevados a cabo en ejemplares provenientes de Menorca han mostrado valores bajos en la concentración de plomo (de Pablo 2008).

Capítulo 8.

PROTOCOLO DE REINTRODUCCIÓN

Tal como ya vimos en el capítulo 2, varios organismos y expertos han establecido criterios a la hora de llevar a cabo un proyecto de reintroducción, entre estos cabe destacar los establecidos por la IUCN (1987, 1998), que son los más utilizados en este tipo de proyectos, y en donde se indica la necesidad de llevar a cabo estudios de viabilidad con varias fases:

- 1) Evaluación de la necesidad del Proyecto
- 2) Requisitos de Viabilidad
- 3) Toma de decisión, aprobación y obtención de permisos
- 4) Planificación y liberación
- 5) Post-liberación.

Las dos primeras fases quedarán expuestas con el presente informe, el cual determinará la necesidad y la posibilidad de su ejecución, mientras que las siguientes fases deberían ejecutarse posteriormente una vez se decidiera poner en marcha las liberaciones. Sin embargo, en este capítulo se van a indicar las directrices generales que se deberían tener en cuenta a la hora de su ejecución (Tabla 14).

Es clave para el éxito del proyecto determinar desde el principio las posibilidades reales de éxito y su planificación, con el objeto de evitar fracasos debidos por ejemplo a la falta de apoyo financiero a lo largo del proyecto que provoquen la paralización del mismo. Estos fracasos seguramente lastrarían futuros intentos de reiniciar el proyecto debido a posicionamientos contrarios relacionados con la falta de credibilidad.

PROTOCOLO DE REINTRODUCCIÓN DEL ALIMOCHE EN MALLORCA
Fase de Planificación y liberación
• Selección de los lugares de liberación • Métodos y lugares concretos de obtención de ejemplares • Método de liberación • Diseño del programa de seguimiento • Existencia de financiación, cobertura política y requerimientos legales • Recursos humanos y materiales • Programa de divulgación y sensibilización
Fase de Post-liberación
• Plan de seguimiento post-liberación • Plan de seguimiento de la población donante • Programa de divulgación, y sensibilización • Valoración, difusión y publicación de resultados

Tabla 14.- Programa de directrices generales de las fases de planificación, liberación y post-liberación del alimoche en la isla de Mallorca.

FASES DE PLANIFICACIÓN Y LIBERACIÓN

Selección de los lugares de liberación

Los modelos elaborados en el capítulo 5 han mostrado a groso modo los lugares con mayor probabilidad de disponer de parejas reproductoras de alimoche. Además, tal como ya indicamos en el mismo capítulo, es importante la protección del territorio donde se vaya a desarrollar el proyecto a través de figuras con protección legal.

Sin embargo, estas consideraciones generales deberían concretarse en una serie de zonas particulares donde se obtuvieran las mejores condiciones posibles para la especie. Para ello es recomendable llevar a cabo una serie de prospecciones de campo dentro de las zonas establecidas por el modelo, considerando a nivel espacial más reducido aquellas características que guarden mejor concordancia con los requerimientos de la especie.

Para ello sería necesario valorar, para cada zona concreta una serie de características:

- Características del acantilado: longitud, altura, orientación, presencia de cuevas o repisas, localización en el territorio alejado de zonas urbanizadas.
- Situación en un área protegida, de acceso restringido.
- Fácil acceso al personal del proyecto y buena visibilidad desde lejos.

- Ausencia de perturbaciones antrópicas: kilómetros de carreteras, pistas, poblaciones y actividades en un radio de 5 kilómetros.
- Áreas de alto poder alimenticio: proximidad a puntos o zonas de alimentación.
- Antigua o actual zona de cría
- Incidencia en el área de potenciales amenazas: incidencia del veneno, kilómetros de líneas eléctricas de media tensión, número de cotos de caza, número de algibes.
- Usos del suelo en los alrededores del nido (radio de 5 kilómetros).
- Existencia de especies tróficamente competidoras.
- Efecto de atracción conespecífica (carga espacial): número potencial de parejas de alimoches susceptibles de ser albergadas por el área de forma continua, lo que vendrá determinado por la disponibilidad de acantilados y de los requerimientos espaciales de la especie.

Métodos y lugares concretos de obtención de ejemplares

Tal como ya se ha indicado en el capítulo correspondiente, la similitud genética, proximidad geográfica y disponibilidad, recomiendan la obtención de ejemplares donantes de la población menorquina. Se utilizarán para ello pollos provenientes de nidos silvestres de la especie.

Se deberá determinar los territorios concretos en donde se vayan a retirar pollos. Los estudios llevados a cabo durante los últimos años en Menorca permitirán determinar las parejas más adecuadas para ello. Se tratará de elegir aquellas parejas que tengan dos pollos, situación que ocurre en un bajo porcentaje, únicamente en el 7,4% de las parejas que inician la puesta ($n = 175$), o lo que es lo mismo en el 12,5% de las parejas con éxito ($n = 104$).

También se podría intentar extraer pollos pequeños de nidos en el caso de que existiera una porción importante de la población en la que nacieran los dos pollos pero que posteriormente muriera uno de ellos, aunque se desconoce en qué proporción ocurre esto en la población menorquina. La dificultad de acceso a los nidos y la voluntad de molestar lo menos posible a las parejas reproductoras durante el periodo de nacimiento de los pollos dificulta la obtención de este dato.

Método de liberación

Existen varios métodos de liberación de aves descritos para el caso de rapaces (Cade & Temple 1995), pero el método que parece más adecuado y más utilizado en rapaces es la técnica de la cría campestre o hacking (Evans *et al* 1994), que consiste en la liberación controlada de ejemplares volantones desde los primeros vuelos hasta que se vuelven independientes. Esta técnica pretende aprovechar las condiciones de filopatria de la especie

para estimular la permanencia de las aves en la zona de liberación y la tendencia a establecerse como reproductor, en el futuro en la misma área. No vamos a entrar en explicar los numerosos casos exitosos en que se ha aplicado la técnica debido a la gran cantidad de informes y estudios que se pueden obtener (Barclay 1987, Rymon 1989, Cade & Jones 1993, Evans *et al* 1994, Jones *et al* 1994, Cade 2000, Terrase *et al* 2004, entre otros).

En el caso del alimoche, esta técnica ha sido utilizada con éxito en Italia dentro de un programa de recuperación de la pequeña población italiana. Se liberaron con éxito con esta técnica varios pollos a partir del año 2003 (Andreotti & Leonardi 2009).

En el presente proyecto se pretende liberar seis pollos durante diez años consecutivos, lo que facilitará el contacto conspecífico anual, que parece una de las características más importantes para la persistencia de una población de alimoches (Carrete *et al* 2007), y que debido al importante papel social existente en la población inmadura podría colaborar aún más en la permanencia de las aves en la zona de liberación.

El protocolo de liberación tendrá las siguientes características:

- Los pollos serán instalados en las cuevas de liberación en parejas a la edad de 65 días.
- Las cuevas adecuadas serán acondicionadas previamente con dos tubos independientes desde la parte superior del acantilado hasta la cueva y que servirán para aportar alimento y agua sin interferir con las aves. También es recomendable la instalación en la cueva de una cámara conectada al exterior con un monitor para permitir observar al ejemplar en su interior. Este sistema puede funcionar con la ayuda de células solares.
- Una vez instalado el pollo en la cueva, esta será cerrada con una estructura en red para impedir que el ave pueda caer antes de tiempo. La red se mantendrá durante un periodo de aclimatación que puede variar entre 5-10 días, y se retirará una vez se observe que el ejemplar va realizando ejercicios de vuelo y tiene intención de comenzar a volar.
- Para la alimentación de los pollos se utilizarán ratas, ratones, conejos, palomas, carroñas, u otras materias orgánicas similares que se puedan obtener, con una cantidad de alrededor de 300 gr/día/ejemplar.
- Cuando se retire la red de la cueva se prepararan en los alrededores del nido varios puntos de alimentación fácilmente disponibles para que los pollos se alimenten una vez abandonen la cueva.
- Todos los ejemplares liberados serán equipados con mecanismos de teledetección, con emisores de radio de la máxima duración posible (actualmente es de 7 años de duración), aunque si es posible económicamente se instalaran emisores con tecnología satélite GPS.

Debido a que los primeros años de vida de las aves son los de mayor mortalidad, es recomendable mantener un programa de alimentación artificial en aquellos momentos en

que la disponibilidad de alimento pueda verse reducida, como ocurre durante el periodo invernal, en el caso de que las aves permanezcan en la isla durante este periodo. Sin embargo, es importante valorar detenidamente este aspecto con el objeto de que estos programas de alimentación suplementaria no alteren los patrones comportamentales de la especie y su capacidad de supervivencia en autonomía.

Diseño del programa de seguimiento

El seguimiento científico de las aves es una parte clave del proyecto, pues permitirá obtener información necesaria para tomar las decisiones más adecuadas a lo largo del proyecto.

Comenzará durante la fase de liberación, con el control de los pollos en los nidos. Esta deberá ser continuada durante todas las horas de luz, con el objeto de poder intervenir en caso de que ocurriese algún acontecimiento que pudiera perjudicarlas. Continuará con el periodo de monitorización postliberación, que debe convertirse en una fase clave del proyecto. Durante este periodo se deben controlar los ejemplares siguiendo un protocolo establecido previamente, y recogiendo la información de una manera científica que permita posteriormente tratar esta información para obtener los mejores resultados posibles. Estos resultados intervendrán positivamente en la toma de decisiones posteriores, colaborando en la validación de los métodos empleados o sugiriendo modificaciones que permitan mejorar el resultado final.

Existencia de financiación, cobertura política y requerimientos legales

La cobertura política se manifiesta claramente en la existencia de un Plan de Conservación de la especie, y en la participación directa de la administración en la elaboración del presente informe, así como en las actuaciones de gestión que se llevan efectuando sobre la especie en los últimos años.

Los costes asociados a un proyecto de esta envergadura son evidentemente altos y además se deben mantener durante el largo periodo de tiempo de 10 años en que está previsto el proyecto. En la época actual de crisis, no es fácil asegurar el capital necesario para llevarlo a cabo, por lo que este puede ser uno de los puntos más complicados. No sería ni deseable ni prudente iniciar un proyecto de esta envergadura sin las mínimas condiciones de seguridad para finalizarlo.

Recursos humanos y materiales

Un proyecto de reintroducción, por su gran complejidad, requiere de un importante equipo de trabajo que incluye entre otros, expertos en la especie, autoridades locales, población local o equipos de seguimiento. La dirección técnica del proyecto deberá coordinar los diferentes agentes implicados con el objeto de conseguir una perfecta implicación del conjunto.

Programa de divulgación y sensibilización

La visión que pueda tener la población local ante un programa de reintroducción ha determinado en varios casos el éxito o el fracaso del mismo. Aunque a priori no parece una especie que pueda conllevar rechazo, es importante informar y compartir el proyecto con la población local para aumentar las garantías de éxito. Por ello, es importante diseñar un programa de educación y sensibilización ambiental a escala local.

En gran número de proyectos de reintroducción las mayores dificultades no son de tipo técnico o científico, que se van resolviendo poco a poco, sino que son de tipo social y económico, o incluso de coordinación entre los diferentes sectores implicados en el proyecto.

FASE DE POSTLIBERACIÓN

Plan de seguimiento postliberación

El seguimiento de los ejemplares después de que abandonen el nido ha de constituir una de las fases más importantes del proyecto. Determinar las causas de mortalidad de los ejemplares o las tasas de supervivencia, las zonas de uso prioritario, el uso de dormideros o las áreas de dispersión, son algunos de los parámetros esenciales que se deberían obtener durante esta fase y que con toda seguridad tendrán un papel clave en el éxito del proyecto.

Para ello es necesario controlar a las aves a través de un programa de teledetección, que puede llevarse a cabo por medio de radiotelemetría o por medio de teledetección por satélite, mucho más cara. En el primer caso sería aconsejable instalar emisores de un mínimo de 7 años de duración, que permitiría controlar a las aves durante toda la etapa de inmadurez y, posiblemente, en los primeros años en que inicie su etapa reproductora, lo que permitirá evaluar el éxito/fracaso del proyecto.

Plan de seguimiento de la población donante

Es importante también desarrollar un programa de seguimiento de la población donante. Las importantes extracciones de ejemplares que se van a llevar a cabo durante un periodo de

diez años podrían modificar los parámetros demográficos de la población, a pesar de que los modelos obtenidos no lo manifiesten. Acontecimientos nuevos puntuales podrían replantear la situación. Por ello es clave un control intenso de esta población mediante el que se lleve a cabo un seguimiento de la época reproductora y se controlen las tasas de supervivencia de la población adulta y juvenil durante toda la duración del proyecto.

Programa de divulgación, y sensibilización

El programa de divulgación y sensibilización iniciado durante la anterior fase deberá continuarse a lo largo de todo el proyecto de reintroducción, intentando incorporar a la población local en el programa de monitorización de los ejemplares liberados.

Valoración, difusión y publicación de resultados

En especies de larga vida como el alimoche, para determinar el éxito o fracaso del proyecto es necesario un periodo de tiempo muy largo, pues hasta que no se produzcan las primeras reproducciones de ejemplares liberados no se podrá valorar adecuadamente su funcionamiento. Aunque este periodo puede rondar los 7 años, el control y seguimiento de los ejemplares liberados aportará indicadores sobre el éxito a lo largo del periodo.

Una valoración, difusión y publicación de las actividades del proyecto es importante para tratar de incorporar a la población local en el proyecto. Es posible llevar a cabo estas acciones a través de páginas web, boletines periódicos u otros sistemas de divulgación de la información.

Capítulo 9.

CONCLUSIONES FINALES

Teniendo en cuenta las consideraciones establecidas en el capítulo 2 en relación con los requisitos de viabilidad necesarios para llevar a cabo este proyecto (ver Tabla 3), vamos a tratar de contestar todas las preguntas que establecimos como necesarias a la hora de valorar la viabilidad del proyecto. Para ello vamos a utilizar los datos expuestos en los capítulos anteriores.

¿Aporta la reintroducción algún beneficio para la especie?

El alimoche es una especie de distribución restringida y que en los últimos años ha sufrido importantes descensos en la mayor parte de sus poblaciones, por lo que actualmente se encuentra catalogada a nivel global como “en peligro”. Las poblaciones insulares son escasas, en algunos casos con importantes diferencias genéticas con respecto a la especie nominal (poblaciones canarias y balear), y algunas con importantes problemas de conservación (población Canaria, Islas del Cabo Verde, Sicilia, ...), siendo la población balear una excepción.

Aunque a nivel balear está declarada como “en peligro” debido fundamentalmente a su reducida área de distribución, a una población relativamente pequeña y distribuida mayoritariamente en una sola isla, su situación ecológica actual no parece preocupante a corto plazo, aunque sí lo fue hace pocos años en que disminuyó un 26% en 12 años (de Pablo 2009). Su amenaza más importante, la mortalidad por consumo de cebos envenenados, es un problema actual en las Islas Baleares y podría afectar intensamente a un territorio pequeño como Menorca.

Dada la preocupante situación general de la especie y en particular de las escasas poblaciones insulares, la pequeña población balear, su diferenciación genética y su limitada distribución, parece claro el beneficio que reportaría disponer de una población mayor y con una distribución más amplia en dos islas, tanto para la especie como para la población balear, como medida para minimizar el riesgo de extinción a largo plazo ante situaciones naturales o artificiales. El proyecto propuesto contribuye a la conservación de la especie gracias a la ampliación del área de distribución y a la minimización del riesgo de deriva genética.

¿Aporta la reintroducción algún beneficio para los sistemas naturales de Mallorca?

Siempre es difícil valorar el papel de una única especie en un ecosistema y hasta la fecha no existe ninguna metodología objetiva que permita cuantificar su importancia relativa, por lo que generalmente se acude a criterios subjetivos que dependen de quien lleve a cabo esta valoración. En este sentido se podrían indicar muchos, pero parece evidente que el incremento de biodiversidad o la mejora del estado de una especie en un territorio siempre

aportará riqueza a ese ecosistema, y en este sentido la reintroducción del alimoche en Mallorca parece beneficiosa.

Sin embargo, parece más objetivo considerar la posible aparición de aspectos ecológicos negativos ante la reintroducción, como método para valorar la aparición de un nuevo miembro en una población, aspectos que seguramente se podrán valorar de una forma más objetiva.

Al tratarse de una especie eminentemente carroñera, no parece que puedan surgir problemas con muchos colectivos locales, y solo colectivos de cazadores o de ganaderos podrían verse afectados, por lo que habría que tener en cuenta esta posibilidad a la hora de diseñar el programa de divulgación. En el caso de los ganaderos el incremento de la población de alimoches contribuirá a la desaparición de cadáveres del medio y a evitar la propagación de enfermedades. Sin embargo, al tratarse de una especie de buitre y considerando las noticias oídas últimamente sobre el ataque de buitres a ganado, y para evitar asociar la especie con estas situaciones sería conveniente tener en cuenta esto en el programa de divulgación.

La población de carroñeros alados de la isla está formada por el buitre negro, con una población de 13 parejas y 100 ejemplares más, a los que se les han añadido recientemente unos 50 buitres leonados. Los conflictos y interacciones extraespecíficas entre las tres especies de buitres son habituales en las áreas donde coexisten, sobre todo a nivel trófico, pero tal como hemos podido ver en el capítulo correspondiente no parece que el alimento sea un factor limitante aún en el caso de que el proyecto logre incrementar la población de alimoches considerablemente.

Teniendo en cuenta las consideraciones anteriores parece que una población de alimoches más grande en la isla no provocaría la aparición de efectos negativos sobre el territorio ni sobre colectivos sociales, y si que aportaría beneficios, al incrementar la biodiversidad de la isla o mejorar el estado de conservación de una especie que posee una población muy reducida.

¿Existen evidencias históricas de la presencia de la especie en la isla y se han eliminado las causas que provocaron su extinción?

Los datos disponibles muestran que la especie estuvo presente en Mallorca al menos desde inicios del siglo XX, aunque todos los autores indican que se trataba de una población pequeña. Parece igualmente, que la población persistió hasta los años 70, que se indica como fecha probable de extinción en la isla. Parecen existir, por tanto claras referencias de su presencia como reproductor en la isla, aunque no se menciona en ninguna parte datos cuantitativos sobre la población. Después de cerca de 30 años extinguida la especie reapareció en el noreste de la isla, y pocos años después surgió otra pareja en el sureste.

Desconocemos las razones por las que no ha habido una población mayor en la isla, pero dada la tendencia general de las rapaces a expandirse hasta alcanzar la capacidad de carga máxima del territorio en ausencia de amenazas, parece lógico suponer que históricamente la población sufrió algún efecto que limitó su crecimiento. Desconocemos también la razón por la cual se extinguió la especie en la isla, aunque se han barajado varias hipótesis: el veneno y la falta de alimento (Viada & Rebassa 1994; Avellà & Muñoz 1977). El veneno es en la actualidad la mayor amenaza sobre la especie, y es posible que en los años 70 y anteriores también pudiera estar afectando gravemente a la especie, aunque no parece lógica buscar esta explicación para la existencia de una pequeña población a principios de siglo XX.

A pesar de desconocer las razones por las que la población se extinguió, aunque existen hipótesis adecuadas, y de desconocer las razones de una supuesta pequeña población a principios de siglo XX, los cambios de usos de los territorios pueden modificar para bien o para mal, la capacidad del medio para sustentar a una determinada especie, y las condiciones actuales podrían ser adecuadas para el establecimiento de una población, tal como parece reflejarse en este estudio.

¿Existe hábitat adecuado para la especie?

Las necesidades de hábitat de una especie pueden variar a lo largo de su vida, siendo diferente durante la etapa de inmadurez a las necesarias durante la época de cría. Nosotros hemos estudiado las necesidades de hábitat durante la época de cría, considerando los datos obtenidos para la población menorquina.

Las variables implicadas en la elección de los lugares donde instalar los nidos están relacionadas con el acantilado y con las molestias humanas, y los modelos desarrollados muestran que existe un 12,2% del territorio mallorquín que parece adecuado para ello, aunque únicamente un 5,6% del territorio pose una probabilidad de ocupación mayor del 0,3.

Considerando la existencia de territorio adecuado donde llevar a cabo sus actividades habituales, y teniendo en cuenta las densidades medias encontradas en las diferentes Comunidades Autónomas españolas, hemos determinado que Mallorca podría acoger entre 12 y 16 parejas territoriales.

Evidentemente, la densidad de población que un área puede soportar varía mucho con las características del área. Por ello, si consideramos la densidad de la próxima población de Menorca, y lo aplicamos a la isla de Mallorca, la población que podría acoger la isla sería bastante mayor. Aunque es difícil considerar que se pudieran alcanzar estas altas densidades, sí que sería posible considerar densidades algo mayores a las 12-16 parejas estimadas.

¿Existe alimentación suficiente?

Las necesidades tróficas de una población de alimoches compuesta por 20 parejas reproductoras y 50 ejemplares no reproductores se han estimado en alrededor de 10.500 kg/año. Únicamente considerando la disponibilidad de carroña que proviene de la ganadería ovina y caprina parece suficiente para soportar tróficamente la población, teniendo en cuenta la disminución de carroñas por su posible retirada del campo y la competencia con las dos especies de buitres negro y leonado.

Aunque no se conoce cuántas de estas carroñas permanecen en el campo y cuantas son retiradas, la existencia de un gran número de cabras asilvestradas que mueren por causas naturales y debido a los descastes que se realizan en algunas zonas de la isla, las cuales no son retiradas del campo, contribuyen a soportar las tres poblaciones de carroñeros alados de la isla.

La gran variabilidad trófica del alimoches le confiere una ventaja adicional a la hora de localizar alimento, pues es capaz de adecuar su alimentación a los recursos disponibles en cada momento y lugar. Todas estas consideraciones parecen soportar la idea que los recursos tróficos no serán un problema para la instalación de una futura población de alimoches.

¿Es posible la existencia de una población viable autosuficiente?

El objetivo principal de cualquier proyecto de reintroducción no es solo el establecimiento de una nueva población en un territorio, sino también que esta nueva población sea viable a lo largo del tiempo, no necesitando una gestión continuada. Los modelos demográficos elaborados para la población mallorquina en base a una suplementación de seis pollos/año durante diez años muestran una población viable que se incrementa hasta los valores establecidos de capacidad máxima de 200 ejemplares. Por su parte, los datos disponibles sobre el hábitat disponible indican la posibilidad de una población de entre 12-16 parejas y posiblemente alguna más, mientras que los datos relacionados con la alimentación indican que los recursos tróficos podrían soportar una población de alimoches compuesta por 20 parejas territoriales y 50 ejemplares no reproductores.

Los modelos están llevados a cabo con unos parámetros demográficos inferiores a los de la población menorquina, un 15% menos de supervivencia adulta, un 30% menor en supervivencia inmadura y una productividad semejante. Evidentemente, alcanzar estos resultados reside, sobre todo, en controlar las causas de mortalidad no natural de la especie, tal como se ha podido apreciar en el capítulo relacionado con sus amenazas. El impacto que, sobre todo el veneno, vayan a tener sobre la nueva población es desconocido, pero si su incidencia sobre la población es pequeña, la población seguramente podrá alcanzar los límites establecidos.

¿El proyecto incrementa la probabilidad de recolonización natural?

Recientes estudios llevados a cabo en la Península Ibérica sobre la especie (Carrete *et al* 2007) han mostrado que la presencia de conespecíficos en un área posee una importante contribución a la presencia de la especie en un determinado área, sugiriendo que la filopatria y la atracción conespecífica actuando juntas podrían ser el factor más importante que afecte la probabilidad de que un territorio persista. Aunque las distancias de dispersión en la especie son muy cortas del orden de 17 kilómetros en machos y de 22 kilómetros en hembras, y los dispersantes parecen reclutarse en territorios cercanos a su área natal, la escasa distancia que separa la isla de Menorca de la de Mallorca (35 kilómetros), podría aumentar la probabilidad de una recolonización natural al aumentar la población mallorquina por medio de reintroducciones.

La alta densidad de ejemplares y la disminución de los parámetros demográficos en la población menorquina podrían indicar la existencia de fenómenos densodependientes, lo que sugeriría que la población está cerca de su máxima capacidad de carga. La aparición de una nueva población cercana, con área y recursos tróficos adecuados podría provocar un incremento en las tasas de migración hacia la nueva población. Los modelos desarrollados considerando esta posibilidad muestran unas tasas de crecimiento de la población mallorquina mayores a los modelos sin migración.

¿Existen suficientes y adecuadas aves donantes para el proyecto, y su extracción no presenta efectos adversos para esta población?

La importancia de mantener intacto el potencial biológico de especies amenazadas ha sido ampliamente reconocido, e incluso poblaciones pequeñas y aisladas representan un importante legado evolutivo (Ryder 1986, Moritz 1994). La existencia de una significativa diferenciación genética de la población balear limita la disponibilidad de aves donantes a las propias aves provenientes de las Islas Baleares. Aunque esta situación podría ser un importante obstáculo para el proyecto, la situación actual de la población menorquina permite su uso como ave donante en el proyecto.

La proximidad geográfica de las dos poblaciones, la lógica igualdad genética de la población mallorquina, y la situación poblacional de la especie en la isla de Menorca la convierte en un perfecto donante. Los modelos demográficos desarrollados en base a la extracción de 6 pollos/año durante diez años no parecen mostrar ningún efecto importante sobre la dinámica de la población menorquina, y aunque podría considerarse la posibilidad de incrementar aún más este número de aves donantes sin que se resintiera la población, creemos que se deben aplicar criterios conservadores.

Como ya se ha indicado anteriormente, estamos aplicando modelos teóricos a la gestión de la especie, modelos que son en general de suficiente solvencia, aunque en todo caso siguen

siendo modelos teóricos. Por ello es muy recomendable llevar a cabo un amplio programa de control sobre los parámetros demográficos de la población menorquina una vez se inicie la extracción de pollos, para poder determinar si existen cambios importantes en la población que pudieran hacer reconsiderar los resultados obtenidos. Este programa debería consistir en el control de los parámetros reproductores y de los parámetros de supervivencia, adultos e inmaduros, mediante el marcaje de ejemplares con radioemisores durante todos los años de extracción.

¿Posee el proyecto apoyo/participación de las autoridades locales?

El alimoche en las Islas Baleares es una especie catalogada como “en peligro”, y como tal dispone de un Plan de Conservación del alimoche en las Islas Baleares” aprobado en el año 2009 (ver Anexo I). Ya en el Plan de Conservación se establece la posibilidad de llevar a cabo un reforzamiento de la población mallorquina en caso de que un Plan de Viabilidad lo recomendará.

Además, la consejería encargada de la biodiversidad en la comunidad autónoma está desde hace años llevando a cabo actuaciones para la conservación de la especie, por lo que la especie aparece como una de sus prioridades en materia de conservación. Por todo ello parece evidente el apoyo y la participación de las autoridades medioambientales de la Comunidad Balear en la conservación del alimoche.

¿Existen riesgos/amenazas para el proyecto?

Dos son los, a nuestro entender, los riesgos principales del proyecto: control de amenazas, particularmente el uso de veneno, y la disponibilidad de recursos económicos a largo plazo. La incidencia del veneno sobre la especie ya se ha indicado en varios apartados del informe y su alta presencia en la isla también se ha puesto de manifiesto. Sin embargo la incidencia que vaya a tener sobre la futura población es desconocida, pues depende de la distribución de la especie y de la incidencia del uso del veneno sobre el territorio. Desde hace años se está trabajando en esta problemática, y se han puesto en marcha varias iniciativas. Una parte importante del éxito del proyecto depende de su control o erradicación.

Los costes asociados a un proyecto de esta envergadura son altos y la disponibilidad de capital actualmente es baja debido a los problemas económicos globales. No es recomendable iniciar el proyecto sin las mínimas garantías financieras, reiniciarlo después de haber sido paralizado incrementaría mucho las probabilidades de fracaso, y llevarlo a cabo sin las necesarias garantías técnicas o de personal por falta de recursos también aumentaría las probabilidades de fracaso.

CONCLUSIÓN GENERAL

Considerar exclusivamente la reintroducción de jóvenes como la única solución para recuperar la población mallorquina de alimoches sería un tremendo error, pues tal como ya se ha indicado es clave además el control de las amenazas existentes. La población mallorquina ha sido históricamente una población escasa, habiendo aparecido y desaparecido alguna pareja en los últimos años, lo que podría indicar la existencia de importantes factores que la afectan.

Por ello el proyecto debe tener en cuenta varios aspectos, entre los que habrá que tener especial atención a la incidencia del veneno. Este parece ser importante pero localizado, por lo que es difícil determinar qué efecto puede tener sobre la población, aunque tal como se ha indicado en el apartado correspondiente, su efecto es muy elevado en caso de existir. Aunque ya se están llevando a cabo importantes esfuerzos para controlar el uso de cebos envenenados, su incidencia sobre las poblaciones de rapaces no han disminuido y el nº de casos detectados en los últimos años se ha incrementado, aunque podría tratarse de un efecto relacionado con el esfuerzo de búsqueda/trabajo.

Por otro lado los beneficios que se obtendrían en caso de que el proyecto tenga éxito son altos, pues el establecimiento de una nueva población viable de la especie en las Baleares disminuiría el riesgo de extinción de la especie. La buena disponibilidad de pollos provenientes de la población menorquina, reduce los riesgos al mínimo, pues incluso una alta tasa de extracciones durante bastantes años no parece que vaya a afectar a la población donante. Sin embargo, es también clave llevar un control todavía más riguroso sobre esta población, para comprobar con precisión que las estimaciones y previsiones realizadas se ajustan a lo observado.

Valorar todas las variables que pueden tener incidencia sobre una nueva población es muy complicado debido a la gran cantidad de variables que habría que considerar. En este estudio hemos considerado las más importantes o aquellas que hemos creído que podrían tener mayor incidencia sobre la nueva población, pero evidentemente es posible que existan muchas otras no consideradas, tales como la competencia interespecífica con buitres negros y buitres leonados. Con toda seguridad esta competencia existirá, aunque tal como se ha podido apreciar en el capítulo dedicado a la alimentación, no parece que vaya a tener demasiada incidencia, pero podrían existir otros aspectos de esta competencia diferentes al trófico. La ausencia de una importante población histórica de la especie en un territorio a priori apropiado, podría sugerir la presencia de algunos factores no adecuados para ella.

En conjunto el proyecto parece tener más ventajas que inconvenientes, aunque debe valorarse en su conjunto para determinar si es posible económicamente, dado los importantes recursos necesarios, la gran cantidad de años necesarios y la necesidad de desarrollar el proyecto en su conjunto. Si esto no es posible sería mejor considerar la posibilidad de no iniciarlo hasta disponer de los fondos suficientes. No sería ni deseable ni

prudente iniciar un proyecto de esta envergadura sin las mínimas condiciones de seguridad para finalizarlo.

BIBLIOGRAFÍA

- Adrover, J. 2005. Contribució al coneixement de l'estatus de la moixeta voltonera *Neophron percnopterus* a Mallorca. *Anuari Ornitològic de les Balears*. Volum 20: 11-18.
- Andreotti, A. & Leonardi, G., 2009. *Piano d'azione nazionale per il Capovaccaio* (*Neophron percnopterus*). Quad. Cons. Natura, 30. Min Amniente – ISPRA.
- Baker, L.R. (Ed) 2002. Guidelines for Nonhuman Primate Re-introductions. *Newsletters of the Reintroduction* 21. IUCN/SCC Re-introduction Specialist Group.
- Bannerman, D.A. & Bannerman, W.M. 1983. *The Birds of the Balearic*. Croom Helm Ltd. London & Canberra.
- Barclay, J.H. 1987. Augmenting wild populations. In: Giron, B.A., Millsap, B.A., Cline, K.W., & Bird, D.M. (Eds): *Raptor Management Techniques Manual*: 239-247. Natl. Wildl. Fed., Washinton, D.C.
- Baumgart, W. 1971. Über die geier bulgariens. Der schmutzgeier. *Beitr. Voglkde* 17: 33-70.
- Beissinger, R.S. & McCullough, D.R. (Eds) 2002. *Population viability analysis*. University of Chicago Press, Chicago.
- Benitez, J.R.; del Junco, O. Y Barcell, M., 2001. Evolución poblacional del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Cadiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural*, 2: 71-75.
- Bergier, P., 1987. *Les rapaces diurnes du Maroc. Status, répartition et ecologie*. C.E.E.P., Aix-en-Provence.
- Bernis, F., Diez, P., & Tato, J., 1958. Guión de la avifauna Balear. *Ardeola*-vol IV: pag 46.
- BirdLife International 2008 *Neophron percnopterus*. In: IUCN 2008. *2008 IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org.
- Braillon, B., 1987. La nidification du vautour percnoptere, *Neophron percnopterus*, sur le versant nord des Pyrenees, un suivi d'ensemble commence il y a 27 ans. *Acta Biol. Mont.* 7: 101-113.
- Cade, T.J. 2000. Progress in traslocation of diurnal raptors. In: R.D. Meyburg & B.-U. Chancellor. *Raptors at Risk*: 343-372. WWGBP/Hancok House.
- Cade, T.J. & Jones, C.G., 1993. Progress in restoration of the Mauritious Kestrel. *Conservation Biology* 7: 169-175.
- Cade, T.J. & Temple, S.A., 1995. Mangement of threatened bird species: Evaluation of the hands-on approach. *Ibis* 137 (Suppl. 1) S161-S172.
- Camina, A. 2004. Consequences of Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability in Spanish vulture population. In: Chancellor & B.U. Meyburg (Eds). *Raptor Worldwide*: 27-44. WWGBP/MME. Budapest.

-
- Cano, C., Ayerza, P. & Fernandez, J., 2008. *El veneno en España (1990-2005)*. WWF/Adena (Madrid).
- Canuti, J., García, D., Heredia, R. & Marco, J., 1987. Status, características ecológicas, recursos alimenticios y evolución del quebrantahuesos, *Gypaetus barbatus*, en la vertiente sur de los Pirineos. *Acta Biologica Montana* 7: 83-99.
- Carrete, M., Grande, J.M., Tella, J.L., Sanchez-Zapata, J.A., Donazar, J.A., Díaz-Delgado, R. & Romo, A., 2007. Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biological conservation* 136: 143-154.
- Carrete, M., Sanchez-Zapata, J.A., Benitez, J.A., Lobón, M. & Donazar, J.A., 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a global endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142: 2954-2961.
- Ceballos, O y Donazar, J.A., 1988. Selección del lugar de nidificación por el alimoche, *Neophron percnopterus*, en Navarra. *Munibe* 40: 3-8.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L., 1980. *Handbook of the birds of the Western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University, Press. Oxford.
- Cuthbert, R., Green, R.E., Ranade, S., Saravanan, S.S., Pain, D.J., Cunningham, A.A. & Prakash, V., 2006. Rapid population declines of Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* and Red-headed Vulture *Sarcogyps calvus* in India. *Anim. Conserv.* 9(3): 340-354.
- D'Austria-Toscana, L.S. 1991. *Lo que sé de Miramar*.
- De Pablo, F. 2003. *Selección del área de alimentación en el alimoche (Neophron percnopterus) en Menorca: estudio descriptivo y factores que determinan su uso*. Informe inédito Institut Menorquí d'Estudis.
- De Juana, A. & De Juana, E., 1987. Cabaña ganadera y distribución y abundancia de los buitres común, *Gyps fulvus*, y negro, *Aegypius monachus*, en España. *Rapinyaires Mediterranis* 2: 32-45.
- Del Hoyo, J., Elliott, A., & Sargatal, J. eds, 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona.
- De Moral, J.C. (Ed.) 2009. El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Del Moral, J.C. & Martí, R. (Eds) 2002. *El alimoche Común en España y Portugal (I Censo Coordinado)*. Año 2000. Monografía nº 8. SEO/BirdLife. Madrid.
- De Pablo, F., 2000. Estatus del alimoche, *Neophron percnopterus*, en Menorca, Islas Baleares. *Anuari Ornitológic de les Balears*, 15: 3-9

- De Pablo, F. 2007. *Estudio previo para la elaboración de un Plan de Recuperación de la población de alimoche, Neophron percnopterus, en las islas Baleares*. Societat Ornitològica de Menorca. Informe inédito para la Conselleria de Medi Ambient del Gobierno Balear.
- De Pablo, F. 2008. *Concentración de plomo en la comunidad de rapaces de Menorca*. Informe inédito. Societat Ornitològica de Menorca. Consell Insular de Menorca.
- De Pablo, F. 2009. El alimoche común en las Islas Baleares. En J. C. del Moral (Ed.). *El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo*, pp 116-119. SEO/BirdLife. Madrid.
- Dietrich. 2005. Annex II: *Estatus de l'avifauna balear*. AOB, vol 19. p 277-287.
- Donazar, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- Donazar, J.A. y Ceballos, O., 1987. Uso del espacio y tasas reproductoras en el alimoche (*Neophron percnopterus*). Informe inédito, ICONA. Madrid.
- Donazar, J.A. y Ceballos, O., 1988. Alimentación y tasas reproductoras del alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. *Ardeola* 35: 3-14.
- Donazar, J.A., Negro, J.J, Palacios, C.J., Gangoso, L., Godoy, J.A., Ceballos, F., Hiraldo, F. y Capote, N., 2002: Description of a new subspecies of Egyptian Vulture (Accipitridae: *Neophron percnopterus*) from the Canary Island. *J. Raptor Research* 36(1): 17-23
- Foose, T., Lacy, R., Brett, R., and Seal, U., 1992. Kenya black rhinoceros population and habitat viability assessment. (Captive Breeding Specialist Group, SSC, IUCN: Apple Vallet, Minnesota).
- Garzón, J. 1973. Contribución al estudio del estatus, alimentación y protección de los falconiformes en España central. *Ardeola* 19: 280-330.
- Géroudet, P., 1965. *Las rapaces diurnes et nocturnes d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Neuchatel. Paris.
- Gilpin, M. & Soule, M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In Soule, M.E. (Ed.), *Conservation Biology: The science of scarcity*, pp 19-34.
- Glenz, C., Massolo, A., Kuonen, D. & Schlaeffer, R., 2001. A wolf habitat suitability prediction study in Valais (Switzerland). *Landscape & Urban Planning* 55: 55-65.
- Glutz von Blotzheim, U., Bauer, K., & Bezzel, E., 1971. *Handbuch der Vogel Mitteleuropas*. Akademische Verlag. Frankfurt., vol 4.
- Grande, J.M., Serrano, D., Tavecchia, G., Carrete, M., Ceballos, O., Diaz-Delgado, R. & Donazar, J.A., 2009. Survival in a long-lived territorial migrant: effects of life-history traits and ecological conditions in wintering and breeding areas. *Oikos* 118: 580-590.

-
- Henrici, P. 1927. Ornithologische Ergebnisse zwier Kurzer Reisen nach den Balearen und Pityusen. Bieträge zur Fortpflanzungbiol. *Der Vögel* 3.
- Hernandez, M. & Margalida, A., 2008. Pesticide abuse in Europe: effects on the Cinereus vulture (*Aegypius monachus*) population in Spain. *Ecotoxicology* 17: 264-272.
- Hernandez, M. & Margalida, A., 2009. Poisos-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Spain. *Eur J. Wildl. Res* 55 (4): 415-423.
- Hidalgos, S. Zabala, J., Zuberogoitia, J. Azkona, A. & Castillo, I., 2005. Food of the Egyptiam Vulture (*Neophron percnopterus*) in Biscay. *Buteo* 14: 23-29.
- Hiraldó, F. 1977. *El buitre negro (Aegypius monachus) en la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Iñigo, A., Barow, B., Orhun, C. & Gallo-Orsi, V., 2008. *Action plan for the Egyptian Vulture Neophron percnopterus in the European Union*. SEO/BirdLife International
- Jones, C.G., Heck, W., Lewis, R.E., Mungroo, Y. Slade, G. & Cade, T., 1994. The restoration of the Mauritius kestrel *Falco punctatus* populations. *Ibis* 137: S173-S180.
- Kretzmann, M., Capote, N., Gautschi, B., Godoy, J.A., Donazar, J.A. & Negro, J.J., 2003. Genetically distinct island populations of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*). *Conservation Genetics* 4: 697-706.
- Lacy, R.C., 1993. Vortex. A computer simulation model for population viability analysis. *Wildlife Research* 20: 45-65.
- Lacy, R.C., Flesness, N., and Seal, U., 1989. Puerto Rican Parrot Population Viability Analysis. (Captive Breeding Specialist Group, SSC, IUCN: Apple Valley, Minnesota).
- Lacy, R.C., Hughes, K., and Miller, P., 1995. *VORTEX: a stochastic simulation of the extinction process. Version 7 user's manual*. The World Conservation Union Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Levy, N., 1990. *Biology, population dynamics and ecology of the Egyptian vultures, Neophron percnopterus, in Israel*. Ms. Sc. Thesi, Tel-Aviv University, Tel-Aviv.
- Liberatori, F. & Penteriani, V. 2001. A long-term análisis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications. *Biological Conservation* 101: 381-389.
- Lorente, L. 1996. Disponibilidad de alimento para el quebrantahuesos, *Gypaetus barbatus*, en el Pirineo aragonés. *Lucas Mallada* 8: 109-119.

- Madroño A., Gonzalez, C., Atienza, J.C. (Eds) 2004. *Libro Rojo de las aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Marcos, J. & García, D., 1981. Situation actuelle des populations de necrophages (*Gyps fulvus*, *Gypaetus barbatus* et *Neophron percnopterus*) en Catalogne. *Rapaces mediterraneens* 1: 119-129.
- Mateo, P. 2006. *Disponibilidad trófica para el quebrantahuesos en el Parque Regional de los Picos de Europa*. Universidad de León. Informe inédito.
- Mayol, J. 1978. *Els aucells de les Balears*. Ed Moll. Palma de Mallorca.
- Meyburg, B; Gallardo, M; Meyburg, C.; Dimitrova, E., 2004. Migrations and sojourn in Africa of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*) tracked by satellite. *J. Ornithol* 145: 273-280.
- Mirande, C., Lacy, R., and Seal, U., 1993. Whooping crane conservation viability assessment workshop. (Captive Breeding Specialist Group, SSC, IUCN: Apple Valley, Minnesota).
- Moritz, C. 1994. Defining "evolutionary significant units" for conservation. *Trend Ecol. Evol.* 9: 373-375.
- Munn, P.W. 1931. The birds of the Balearics Islands. By Captain P.W. Munn, F.Z.S., M.B.O.U., A.A.M.O.U. *Novitates Zoologicae* XXXVII. Pag- 96-97.
- Muntaner, J. 1981. Le Status des Rapaces Diurnes Nicheurs des Balears. *Rapaces Méditerranéens*: 62-65. P.N.Corse et CRO. Provence.
- Muntaner, J. & Congost, J. 1979. *Avifauna de Menorca*. Treb. Mus. Zool. Barcelona.
- Newton, I., 1979. *Population ecology of raptors*. T & A.D. Poyser, Berkhamsted
- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. San Diego: Academic Press.
- Noval, A. 1975. *Aves de presa (Fauna Ibérica)*. Ediciones Naranco. Oviedo.
- Palacios, C.J., 2004. El alimoche Canario. En Madroño, A., Gonzalez, C. & Atienza, J.C. (Eds). *Libro Rojo de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid, 2004.
- Perea, J.L., Morales, M. y Velasco, J., 1990. *El alimoche (Neophron percnopterus) en España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Posillico, M., Meriggi, A., Pagnin, E., Lovari, S. & Russo, L., 2004. A habitat model for brown bear conservation and land use planning in the central Apennines. *Biological Conservation* 118: 141-150.
- Primack, R., 1998. *Essentials of Conservation Biology*. 2nd ed. Sinauer Associates.
- Primack, R.B. & Ros, J. (Eds) 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Ariel Ciencia (Ed9. Barcelona.
- Rebassa, M., Muntaner, J. & Ramis, B. 2002. *Aus de les Illes Balears*. Ed Perifèrics.

-
- Ryder, O.A. 1986. Species conservation and systematic: the dilemma of subspecies. *Trend Ecol. Evol.* 1: 9-10.
- Seal, U., and Foose, T., 1989. Javan rhinoceros population viability analysis and recommendations. (Captive Breeding Specialist Group, SSC, IUCN: Apple Valley, Minnesota).
- Seal, U., and Lacy, R., 1989. Florida panther population viability analysis workshop report. (Captive Breeding Specialist Group, SSC, IUCN: Apple Valley, Minnesota).
- Steury, T.D. & Murray, D.L., 2004. Modelling the reintroduction of lynx to the southern portion of its range. *Biological Conservation* 117: 127-141.
- Storch, I. 202. On spatial resolution in habitat models: Can small-scale forest structure explain Capercaillie numbers? *Conservation Ecology* 6 (1): on line.
- Tella, J.L. 1991. Estudios preliminares de la alimentación del alimoche (*Neophron percnopterus*) en el valle medio del Ebro. *Actas I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*: 53-68. Aedenat-Coda. ICONA.Madrid.
- Tella, J.L., Grande, J.M., Serrano, D. & Donazar, J.A. 2000. *Monitorización de la población de alimoche (Neophron percnopterus) en el valle medio del Ebro*. Diputación General de Aragón. Informe inédito.
- Temple, S.A. 1986. The problema of avian extinction. *Current Ornithology* 3: 453-485.
- Terrasse, M., sarrazin, F., Choisy, J.P., Clémente, C. Henriquet, S., Lécuyer, P., Pinna, J.L. & Tessier, C., 2004. En: Chancellor, R.D. & Meybourg, B.U. (Eds). A success story: the reintroduction of Eurasian Griffon (*Gyps fulvus*) and Black (*Aegypius monachus*) vulture to France. *Raptors Worldwide*: 127-145. WWGBP/MME, Budapest.
- Terrasse, J.F, Terrasse, M. & Boudoint, Y. 1961. Observations sur la reproduction du vautour fauve, du percnoptère et du Gypaète barbu dans les Basses-Pyrénées. *Alauda* 29: 1-24.
- Viada, C., 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares (3ª Edición)*. 281 pgs.
- Viada, C. y Rebassa, M. 1994. Reinstal·lació de la moixeta voltònica (*Neophron percnopterus*) com a nidificant a Mallorca. *AOB*, vol 8: 45-47.
- Viada, C. y Triay, R. 1991. Pla de Conservació dels rapinyaires de les Balears. *Documents Tècnics de Conservació* nº 8. SECONA. Palma de Mallorca.
- Vié, J.C., Hilton-Taylor, C., & Stuart, S.N. (Eds) 2008. *Wlidlife in a changing World. An analysis of the 2008 IUCN Red List of threatened species*. Lynx Edicions. Barcelona.

ANEXO I

PLAN DE CONSERVACIÓN DEL ALIMOCHE EN BALEARES

La consellera d'Educació i Cultura
Bàrbara Galmés Chicón

— o —

CONSELLERIA DE MEDI AMBIENT

Num. 16610

Resolució del conseller de Medi Ambient de 14 de juliol de 2009 per la qual s'aproven el pla de reintroducció d'àguila coabarrada *Hieracetus fasciatus*; el pla de recuperació d'*Euphorbia marginaliana* i els plans de conservació de la tortuga mora *Testudo graeca* i de la miloca *Neophron percnopterus*

L'article 53 de la Llei 42/2007, de 13 de desembre, del patrimoni natural i de la biodiversitat (BOE núm. 299, de 14 de desembre de 2007) preveu que es creï el Llistat d'Espècies Silvestres en Règim de Protecció Especial, que inclourà els animals i les plantes la protecció dels quals exigeixi mesures específiques per part de les administracions públiques, i que seran inclosos en els catàlegs previstos en l'article 55 de l'esmentada llei. A l'àmbit de les Illes Balears, és vigent el Decret 75/2005, de 8 de juliol, pel qual es crea el Catàleg Balear d'Espècies Amenacades i d'Especial Protecció, les Àrees Biològiques Crítiques i el Consell Assessor de Fauna i Flora de les Illes Balears, en el qual es preveu el contingut, tramitació i abast dels plans específics.

L'àguila coabarrada es troba catalogada en el Catàleg Balear d'Espècies Amenacades i d'Especial Protecció (Resolució del conseller de Medi Ambient de 5 de maig de 2008) en la categoria 'd'Extintida'; el vegetal *Euphorbia marginaliana* està inclòs en el Catàleg Nacional d'Espècies Amenacades (Reial Decret 439/1990) en la categoria de 'En Perill d'Extinció'; la tortuga mora es troba catalogada en el Catàleg Balear d'Espècies Amenacades i d'Especial Protecció (Resolució del conseller de Medi Ambient de 5 de maig de 2008) en la categoria de 'Vulnerable' i la miloca es troba catalogada en el Catàleg Nacional d'Espècies Amenacades (Ordre del Ministerio de Medio Ambiente 1498/2006) en la categoria de 'Vulnerable'.

Aquestes espècies es troben totes elles, en situació desfavorable de conservació, i són necessàries actuacions específiques per evitar que els factors que en cada cas n'afecten la distribució, els efectius o la dinàmica demogràfica agreugin aquest estat desfavorable o arribin, en el pitjor dels casos, a provocar-ne l'extinció.

Amb la finalitat d'identificar les actuacions necessàries i les prioritats que s'han d'aplicar en cada cas, la Conselleria de Medi Ambient va redactar les corresponents propostes de plans, sotmeses als tràmits d'audiència de les entitats interessades i d'informació pública. S'hi ha formulat distints suggeriments, dels quals s'han incorporat als plans els que resultaven tècnicament o legalment pertinents.

Igualment, els plans han estat sotmesos al preceptiu informe del Consell Assessor de Fauna i Flora de les Illes Balears, el qual va aprovar informar-ne favorablement els continguts dels plans corresponents en la sessió de dia 27 de gener de 2009.

Per tant, i considerada la situació d'aquestes espècies a les Illes Balears, complementada la tramitació prevista en el Decret 75/2005, de 8 de juliol, pel qual es crea el Catàleg Balear d'Espècies Amenacades i d'Especial Protecció, les Àrees Biològiques Crítiques i el Consell Assessor de Fauna i Flora de les Illes Balears, a proposta de la Direcció General de Medi Forestal i Protecció d'Espècies, i en compliment de l'article 9.4 del decret esmentat dicta la següent

Resolució

Article 1

Aprovar el Pla de Reintroducció de l'àguila coabarrada *Hieracetus fasciatus*; el Pla de Recuperació d'*Euphorbia marginaliana*; el Pla de Conservació de la tortuga mora *Testudo graeca*, i el Pla de Conservació de la miloca *Neophron percnopterus*, els quals queden dipositats a la Direcció General de Medi Forestal i Protecció d'Espècies.

Article 2

Declarar d'utilitat pública o interès social, en aplicació de l'article 4.2 de la Llei 42/2007, de 27 de desembre, de Patrimoni Natural i de la Biodiversitat, als efectes de possible imposició de servituds en cas necessari, les activitats o accions previstes en els respectius Plans.

Article 3

Publicar la present resolució al Butlletí Oficial de les Illes Balears, amb els resums dels plans com a annexos de la resolució.

Article 4

Encomanar a la Direcció General de Medi Forestal i Protecció d'Espècies el desenvolupament, coordinació i aplicació de les mesures previstes en els Plans.

Palma, 14 de juliol de 2009

El conseller de Medi Ambient
Miquel Àngel Grimalt i Vert

ANNEX I

Pla de reintroducció de l'àguila coabarrada *Hieracetus fasciatus*

Memòria

L'àguila coabarrada, *Hieracetus fasciatus*, és un rapinyaire catalogat com Extint en estat silvestre (Catàleg Balear d'Espècies Amenacades i d'Especial Protecció) per Resolució del Conseller de Medi Ambient del 5 de maig de 2008, BOIB núm. 66 de 15/5/2008, la qual cosa permet l'elaboració d'un Pla de Reintroducció.

Es tracta d'un àguila de mida mitjana, mediterrània i d'Orient Proper i Mitjà, Índia i sud de la Xina, pròpia de zones muntanyoses, que nidifica a penya-segats i de conducta territorial. S'alimenta a zones baixes, amb garriga, pastures i cultius, d'una gran varietat de preses, de mida mitjana a gran, i especialment, aus. Pon entre un i tres ous, normalment dos, i els polls volen als 60-67 dies d'edat. Els adults romanen al seu territori tot l'any, però durant l'època no reproductora se troben menys lligats a ell. Els joves se concentren a àrees de dispersió concretes, amb abundància de preses i absència d'adults que els poguessin expulsar.

La seva població mundial ha estat estimada en 10.000-100.000 exemplars i no se la considera amenaçada a nivell global (IUCN, 2008). Les poblacions mediterrànies tenen els seus majors efectius a la península Ibèrica i al Magreb (més de mil parelles), i fonamentalment les serres costaneres mediterrànies de Catalunya, Comunitat Valenciana, Múrcia i Andalusia.

L'àguila coabarrada es distribueix també per les illes de la Mediterrània. Actualment manté poblacions reproductores a Sicília, Sardenya, Xipre, Creta i les illes de l'Egeu.

La seva presència com espècie reproductora i sedentària a Mallorca està amplament documentada des de la segona meitat del segle XIX fins a la segona meitat del segle XX.

L'hàbitat i recursos per a l'espècie es mantenen en bon estat. No se coneixen les causes de la seva rarefacció però segurament la persecució directa va ser determinant. El procés de recolonització espontània no s'ha produït en més de 40 anys.

Les principals causes de mortalitat no natural de l'espècie a la península són l'electrocució i la persecució directa.

Objectius del Pla

L'objectiu general és contribuir a la restauració de la diversitat biològica a Balears, amb la recuperació d'una població viable d'àguila coabarrada a Mallorca. Específicament, es pretén reintroduir l'àguila coabarrada mitjançant l'alliberació al medi natural d'exemplars juvenils i subadults que actuin com a fundadors de la població i assegurar el màxim de suport al pla de reintroducció per part dels principals sectors implicats i involucrar-los en la fase d'execució.

Desenvolupament del Pla

Fase preparatòria

Acció 1: Definició de model demogràfic, protocols d'actuació i selecció de localitats.

Acció 2: Gestionar la col·laboració de les comunitats autònomes on sigui possible obtenir exemplars, i de les entitats privades i experts que puguin col·laborar en el pla.

Acció 3: Inclusió a les prioritats del Conveni CMA-GESA (Projecte Avilinia) de les àrees de previsible implantació de l'àguila coabarrada a les prioritats de correcció d'esteses elèctriques.

Fase experimental

Acció 4: Alliberaments experimentals. Durant quatre anys, s'alliberaran de quatre a sis exemplars anuals (quantitat orientativa, a valorar per un comitè d'experts).

Acció 5: Protecció efectiva de les localitats d'implantació, si pertoca.

Acció 6: Avaluació de resultats. La fase experimental es clourà amb una avaluació dels resultats: la viabilitat del pla serà valorada en funció de la supervivència i implantació de les aus, i aquest es mantindrà, serà revisat o abandonat en funció d'aquesta avaluació.

Fase d'implantació

Acció 7: Alliberament d'aus en els nombres i períodes definits pel model demogràfic elaborat.

Acció 8: Protecció efectiva de les localitats d'implantació, si pertoca.

Amb caràcter complementari, durant les tres fases del pla, es mantindrà una difusió tècnica dels seus resultats cap als sectors interessats; campanyes periòdiques en relació a la protecció dels rapinyaires adreçades especialment al món cinegètic i agrari; i campanyes contra l'ús de verí.

Vigència i cronograma

El pla tendrà una vigència de 5 a 11 anys, amb una revisió al final de la fase experimental.

Àrees Biològiques Crítiques

Si el desenvolupament del pla les fa necessàries, s'implantaran aplicant la normativa i procediments vigents en els punts d'assentament o dispersió.

Pressupost i desenvolupament

El pressupost i indicatiu inicial és de 103.000 euros per a la fase experimental, i 144.000 euros per a la definitiva. La coordinació del pla recau en la Direcció General competent en matèria de protecció d'espècies. La Conselleria de Medi Ambient promourà la col·laboració en el pla dels serveis propis i d'altres institucions o entitats.

ANNEX II

Pla de Recuperació de la lletrera de Ses Margalides (*Euphorbia margalidiana*)

Memòria

La lletrera de Ses Margalides (*Euphorbia margalidiana* Kùhbier & Lewejohann) és una espècie endèmica de l'illot de Ses Margalides, de la família Euphorbiaceae. Està catalogada com en Perill d'Extinció al Catàleg Nacional d'Espècies Amenacades (Real Decreto 439/1990) la qual cosa implica l'elaboració d'un Pla de Recuperació.

També figura en els annexes del Conveni de Berna (Annex I) i de la Directiva Hàbitats (Annex II, espècies que requereixen la designació d'àrees d'especial conservació, com a espècie prioritària).

La lletrera de Ses Margalides és una planta perenne, de port arbustiu que pot arribar fins a un metre d'alçada. Floreix entre març i abril i fruita entre juny i juliol. La dispersió és balcòrica i, en ocasions, les llavors cauen just devora la planta mare produint-se una germinació massiva; aquesta situació sol derivar en una alta mortalitat de plàntules per competència per l'espai. El seu hàbitat són roquissars litorals i enclotxes de penya-segats calcaris inestables i sotmesos a l'influx marí. És una espècie halotolerant, nitròfil·la i xèrica. Evita la franja més propera a la mar, per davall dels 5-10 m.s.n.m.

Viu de forma natural només a l'illot de Ses Margalides (T.M. Sant Antoni de Portmany; costa nord-oest d'Eivissa, de propietat estatal), on se distribueix de forma abundant per tota la superfície. El gruix de la població està constituït per plantes adultes i potencialment reproductores; existeix una bona germinació i desenvolupament de plàntules, el que assegura el reclutament. Els principals factors limitants de l'hàbitat d'ocupació semblen ser la maresia així com l'efecte de les gavines per nitrificació i trepitjament. A l'illa Murada, on des del 2005 s'està creant una població, la mida poblacional és encara molt petita.

Les principals amenaces per a la conservació de l'espècie són: la reduïda àrea de distribució, l'impacte de la gavina (*Larus michahellis*), la competència amb altres plantes, els desastres naturals i l'impacte antròpic directe.

Objectius

L'objectiu general del pla és garantir la supervivència a llarg termini de l'*Euphorbia margalidiana* al medi natural augmentant la seva àrea de distribució, i assegurar el manteniment de material biològic ex-situ genèticament representatiu en previsió d'un possible col·lapse a la natura. Com a objectius específics, el pla inclou assegurar el bon estat de la població de Ses Margalides; implementar una població a l'illa Murada; incrementar els coneixements corològics, demogràfics i de biologia de conservació de l'espècie i sensibilitzar la població de la importància de la conservació d'espècies.

Accions

Les accions previstes en el pla són les següents:

Acció 1: Detecció i control de l'arribada d'espècies de plantes perennes potencialment competitives per la lletrera a Ses Margalides.

Acció 2: Vigilar possibles activitats humanes que poguessin afectar la lletrera.

Acció 3: Establir una població viable a l'illa Murada, amb l'objectiu de 300 peus.

Acció 4: Realitzar prospeccions per detectar la possible colonització natural de la lletrera d'altres indrets del litoral eivissenc.

Acció 5: Cens dels individus de lletrera a Ses Margalides.

Acció 6: Continuar el seguiment de les tres parcel·les a Ses Margalides.

Acció 7: Realitzar un estudi per a conèixer la variabilitat genètica d'*Euphorbia margalidiana*.

Acció 8: Impulsar la realització d'estudis sobre la biologia i l'ecologia de l'espècie.

Acció 9: Impulsar la determinació de la singularitat filogenètica de l'*Euphorbia margalidiana* en el context del grup d'*Euphorbia squamigera*.

Acció 10: Campanya divulgativa sobre el Pla de Recuperació de la lletrera.

Acció 11: Crear col·leccions de plantes ex-situ al manco a tres jardins botànics amb material genèticament representatiu.

Acció 12: Conservació de llavors a tres bancs de germoplasma.

Acció 13: Mantenir un registre actualitzat del material emmagatzemat ex-situ i gestionar el seu aprofitament per les accions d'aquest pla.

La Conselleria de Medi Ambient assegurarà una adequada gestió i vigi-

lància de la zona de distribució de l'espècie (illot de Ses Margalides i illa Murada), en el marc dels espais protegits existents (xarxa Natura 2000).

Vigència, coordinació i pressupost

El present Pla de Conservació tindrà una vigència de sis anys. En funció dels resultats obtinguts en les accions realitzades, així com per la possible aparició de noves dades o amenaces no previstes inicialment, les accions i objectius prevists en el pla original seran revisats al tercer any. La coordinació del pla recau en la Direcció General competent en matèria de protecció d'espècies. La Conselleria de Medi Ambient promourà la col·laboració en el pla dels serveis propis i d'altres institucions o entitats. El detall de les accions, el cronograma i les avaluacions pressupostàries corresponents (amb una estima global de 59.500 euros) figuren en el pla detallat, que està dipositat a la Direcció General competent en matèria de protecció d'espècies.

ANNEX III

Pla de conservació de la tortuga mora (*Testudo graeca*)

Memòria

La tortuga mora és un dels molts vertebrats que s'introdueixen a les Balears en temps molt antics (fa alguns cents o milers d'anys), després de l'arribada de l'home, ja que no apareix al registre fòssil, i té un origen nord-africà.

Malgrat no ser una espècie autòctona, es considera prioritària per la normativa europea, se troba perfectament naturalitzada a l'oest de Mallorca (al municipi de Calvià), amb poblacions ben constituïdes i sense cap efecte negatiu conegut sobre la biodiversitat local. De fet, la de Mallorca és una de les tres poblacions estables presents a Espanya, totes introduïdes.

Hi ha proves de la seva extinció local a Formentera, probablement a la segona meitat del s. XX; en canvi, les dades de presència a Eivissa són poc precises, i no suficients per plantejar una possible recuperació local, aspecte sobre el qual cal investigar.

La tortuga mora ha estat recentment catalogada com a 'Vulnerable' al Catàleg Balear d'Espècies Amenacades i d'Espècial Protecció (Resolució del Conseller de Medi Ambient de 5 de maig de 2008, BOIB núm. 66 de 15/05/2008), el que implica l'elaboració d'un pla de conservació.

La tortuga mora és objecte de mesures de conservació a Mallorca des de la dècada de 1980. Les principals actuacions van encaminades a l'acollida i alliberament d'exemplars entregats per particulars als centres de recuperació i a la cria en captivitat. L'any 1990 es va realitzar un estudi per a conèixer la seva situació i, més recentment, s'han realitzat estimes de densitat, que constitueixen un bon punt de partida del pla.

Objectius

L'objectiu general és recuperar l'àrea de distribució i d'ocupació històrica de l'espècie a les Balears, assegurant la seva viabilitat demogràfica a llarg termini.

Aquest objectiu es detalla amb els següents objectius parcials:

1. Assegurar la viabilitat a llarg termini dels nuclis, actualment aïllats, i augmentar l'àrea d'ocupació de la població de Mallorca, mitjançant l'estudi demogràfic, el reforçament i la connectivitat entre nuclis.

2. Verificar la distribució actual i històrica de l'espècie a Balears, i en especial, a les Pititüses.

3. Conèixer l'impacte de causes de mortalitat no natural i, si s'escau, minimitzar-les.

4. Augmentar l'àrea de distribució de l'espècie a Balears, restaurant la població de Formentera i, si s'escau, la d'Eivissa.

5. Millorar les condicions del manteniment i cria en captivitat de l'espècie als centres autoritzats, per tal de poder disposar d'uns 70 exemplars per alliberar anualment.

6. Involucrar la població local en l'execució del pla i augmentar la sensibilització social envers la conservació de l'espècie.

7. Assegurar la conservació a llarg termini de l'hàbitat de la tortuga mora.

8. Aconseguir unes densitats mitjanes superiors a 2 exemplars per hectàrea a tots els nuclis poblacionals de tortuga mora a Mallorca.

9. Restaurar la piràmide poblacional a Mallorca, de manera que quedi garantida la seva estabilitat demogràfica a llarg termini.

Accions

Les accions a realitzar per assolir els objectius esmentats són les següents:

Acció 1: Prospecció de localitats amb presència històrica i/o potencial de l'espècie a Mallorca als municipis de Puigpunyent, Andratx i Palma, per completar el mapa de distribució de l'espècie a l'illa.

Acció 2: Avaluar la presència històrica i actual a Eivissa i Formentera.

Acció 3: Es realitzaran estudis demogràfics de cada un dels nuclis poblacionals.

Acció 4: Realitzar un estudi de requeriments d'hàbitat de la població mallorquina.

Acció 5: Avaluar la permeabilitat/connectivitat de les subpoblacions, tant interna com entre elles, així com els principals elements físics que fragmenten les poblacions.

Acció 6: Aplicació d'un model demogràfic per avaluar la viabilitat de les

subpoblacions.

Acció 7: Reforç poblacional dels nuclis aïllats més vulnerables, mitjançant l'alliberament d'exemplars procedents de captivitat.

Acció 8: Proposar mesures correctores de connectivitat dintre o entre les diferents poblacions.

Acció 9: Avaluació de la viabilitat i executar, si s'escau, reintroduccions locals a indrets amb presència històrica de l'espècie.

Acció 10: Avaluació de l'efecte dels incendis. En els casos que es produeixi un incendi es procedirà a avaluació de l'efecte d'aquest sobre la població existent.

Acció 11: Avaluació de la possible incidència dels atropellaments i, en cas que siguin rellevants, efectuar les actuacions necessàries per posar-hi remei.

Acció 12: Millorar les instal·lacions actuals del COFIB a fi d'optimitzar les condicions de captivitat.

Acció 13: Supervisió, millora i implicació de criadors autoritzats en els objectius i accions del pla.

Acció 14: Campanya educativa escolar i de sensibilització pública sobre l'espècie.

Acció 15: Desenvolupament d'especials mesures de conservació en les localitats incloses en el sistema NATURA 2000 on l'espècie és present.

Àrees Biològiques Crítiques

Caldrà declarar com a Àrees Biològiques Crítiques tots aquells nuclis poblacionals no protegits i on les garanties de manteniment de l'hàbitat en bon estat siguin febles. S'iniciarà el procediment i tramitació després de les accions 1, 3 i 4.

Vigència, pressupost i desenvolupament

El present Pla de Conservació tindrà una vigència de sis anys. En funció dels resultats obtinguts en les accions realitzades, així com per la possible aparició de noves dades o amenaces no previstes inicialment, les accions i objectius previstos en el pla original seran revisats al tercer any d'execució. El cronograma orientatiu d'actuacions, així com la llista d'indicadors que han de ser avaluats periòdicament per qualificar els resultats, queden dipositats a la Direcció General competent en matèria de Protecció d'Espècies, juntament amb el pressupost orientatiu d'actuacions, avaluat inicialment en 86.000 euros per a la execució de les actuacions previstes.

Organismes i institucions implicades

La coordinació del Pla recau en la Direcció general competent en matèria de Protecció d'Espècies. La Conselleria de Medi Ambient promourà la col·laboració en el Pla dels serveis propis i d'altres institucions o entitats.

ANNEX IV

Pla de Conservació de la miloca (*Neophron percnopterus*) a les Illes Balears

Memòria

La miloca (*Neophron percnopterus*) és un carronyaire distribuït pel sud d'Europa fins a l'Àsia central i la Índia, Àfrica i Àfrica, amb poblacions a Canàries i Cap Verd. A les Balears, és present a Menorca i Mallorca. Es troba catalogada com a 'Vulnerable' al Catàleg Nacional d'Espècies Amenaçades (Ordre del Ministerio de Medio Ambiente 1498/2006), el que implica l'aprovació d'un Pla de Conservació que assegurï la continuïtat i efectivitat de les actuacions que l'espècie requereix.

Nidifica a penya-segats i les poblacions balears són, a diferència de les continentals, sedentàries. És comú i abundant a Menorca, amb entre 45 i 50 parelles reproductores, i molt localitzada a Mallorca, amb només una o dues parelles reproductores.

Les principals amenaces que afecten a les poblacions balears de miloca són els enverinaments, les molèsties durant la cria i la pèrdua de territori. Potencialment es pot veure afectada per caça il·legal, afectacions amb esteses elèctriques, saturnisme i la manca d'aliment. Actualment la població menorquina es troba en un bon estat de conservació, després d'haver sofert un important declivi en els anys vuitanta i noranta, però és un nucli aïllat vulnerable a factors estocàstics. A Mallorca, malgrat la població de miloques mai fos tan important com la de Menorca, és necessari recuperar la població reproductora que actualment és molt feble.

Objectius

Assegurar el bon estat de conservació de la població balear de miloca, mantenint el nombre de parelles a Menorca i assegurar, en el seu cas, l'assentament d'un nucli reproductor a Mallorca.

Això s'aconseguirà mitjançant els següents objectius específics:

1. Evitar la mortalitat no natural, principalment la causada per enverinament.
2. Incrementar l'àrea d'ocupació de la miloca a Balears, sobre tot mitjançant l'assentament d'una població estable al nord de Mallorca.
3. Garantir la tranquil·litat de les àrees de nidificació i dels dormidors.
4. Mantenir la capacitat de càrrega de l'hàbitat, sobre tot a Menorca, evitant alteracions que puguin disminuir la disponibilitat de recursos tròfics i de llocs de nidificació.
5. Conèixer l'evolució de la població i millorar els coneixements sobre la biologia i l'ecologia de l'espècie a Balears.

6. Augmentar la consciència pública vers la conservació de la miloca i sobre les actuacions d'aquest Pla.

Els objectius demogràfics que es volen obtenir són:

A Menorca manteniment del nombre de parelles actual (45-50 parelles), i aconseguir a Mallorca una població estable d'un mínim de deu parelles excepte si l'acció 3 aconsella modificar aquesta xifra.

Accions:

Acció 1: Executar accions contra l'ús de verí al medi natural.

Acció 2: Augmentar la disponibilitat tròfica a Mallorca a zones i èpoques crítiques.

Acció 3: Avaluació de la capacitat de càrrega per a la miloca a Mallorca i la viabilitat d'un reforçament poblacional.

Acció 4: Execució del programa de reforçament, si l'estudi de viabilitat ho recomana.

Acció 5: Declarar com a Àrea Biològica Crítica les àrees de nidificació, els dormidors o àrees d'ús intens que no estiguin emparades per cap figura de protecció (ZEPA, parc o reserva).

Acció 6: Control de les activitats que poden afectar negativament l'èxit de la reproducció de la miloca.

Acció 7: Prohibir les activitats que puguin alterar la tranquil·litat dels dormidors comunals.

Acció 8: Assegurar la conservació de l'hàbitat de cria i la disponibilitat d'aliment per al manteniment de la població a Menorca.

Acció 9: Seguiment de la població, estudis sobre la biologia de l'espècie i coordinació interinsular.

Acció 10: Augmentar la indemnització per matar una miloca.

Acció 11: Continuar amb el projecte Avilinia, de correcció de torres elèctriques existents i seguiment dels resultats.

Acció 12: Campanya divulgativa sobre la miloca.

Obligacions administratives i públiques

- Aprovar una norma que augmenti la indemnització per matar una miloca.

- Prohibir els treballs forestals dins un radi de 200 metres de cada dormidor i vetllar per la tranquil·litat a 500 metres als voltants dels nius de miloca des de l'1 de març fins al 31 de juliol, evitant qualsevol molèstia que pugui posar en risc l'èxit de la cria (obres, presència d'excursionistes, etc.).

- Declarar les Àrees Biològiques Crítiques per a la miloca i actualitzar-les periòdicament d'acord amb la ubicació dels nius, dels dormidors i les àrees de concentració si la seva protecció actual és insuficient, amb la tramitació prevista a la normativa vigent.

- Impulsar el disseny i l'aplicació dels plans de gestió de les ZEPA amb miloca, i que aquests considerin prioritàries les mesures per al manteniment del paisatge agro-ramader, en coordinació amb les polítiques agro-ramaderes.

Àrees biològiques crítiques

Tindran consideració d'Àrea Biològica Crítica les zones d'ús intens i les incloses dins un radi de 200 a 500 metres (segons els casos) als voltants dels nius i els dormidors que no estiguin protegides com ZEPA, parc o reserva. En tot cas, a les zones d'ús intens i dins un radi de 500 metres als voltants dels nius i els dormidors no s'hi autoritzarà la instal·lació de parets elèctriques i les noves línies elèctriques hauran d'incorporar un disseny que no suposin risc d'electrocució. Els estudis d'impacte ambiental de projectes ubicats dins aquestes àrees hauran de considerar el seu efecte sobre la miloca. Aquestes àrees seran revisades periòdicament, d'acord amb les diferències que se puguin donar en la ubicació dels nius, dormidors, àrees d'ús intens, etc.

Vigència i cronograma

El període de vigència d'aquest Pla de Conservació és de deu anys, amb una revisió intermèdia de forma que, si les seves previsions no s'acompleixen o es presenta una situació rellevant no prevista, es puguin variar les accions previstes.

L'execució i coordinació del pla recau en la Direcció general competent en matèria de Protecció d'Espècies. La Conselleria de Medi Ambient promourà la col·laboració en el Pla dels serveis propis i d'altres institucions o entitats. El pressupost estimat per a l'execució de les accions d'aquest Pla de Conservació de la miloca és de 356.000 euros.

— 0 —

Num. 17176

Resolució de la secretària general de la conselleria de Medi Ambient de 01 de juliol del 2009 per la que s'aprova el Acord d'encomana de gestió a l'Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental.

D'acord amb l'establert a l'article 30.3 de la Llei 3/2003, de règim jurídic de l'Administració de la comunitat autònoma de les Illes Balears, es publica en el Butlletí Oficial de les Illes Balears el Acord d'encomana de gestió a l'Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental signada el 1 de juliol de 2009.

ANEXO II

DATOS DE ALIMOCHE

OBSERVADOS EN MALLORCA

2006-2010

AÑO	EJEMPLARES		LOCALIZACION			FECHA
2006	2	adultos	Sa Tudosa		enero	21/01/2006
	1		Pla de sa Vaca	Artà	enero	21/01/2006
	1		Pla de sa Vaca	Artà	febrero	09/02/2006
	2	adultos	Torrent des Galleric	Artà	marzo	16/03/2006
	1	adulto	Talaia Moreia	Artà	mayo	10/05/2006
	1	adulto	Penya Roja-Pla de ses Bitles	Artà	mayo	11/05/2006
	1		Esquena Llarga	Artà	mayo	14/05/2006
	1		sa Vaca	Artà	mayo	16/05/2006
	1		Torrent Galleric-Talaia Moreia	Artà	mayo	18/05/2006
	2	adultos	Talaia Moreia	Artà	Mayo	24/05/2006
	1		Sos Sanxos	Artà	junio	01/06/2006
	1	pollo	Sa Talaia Moreia	Artà	junio	28/06/2006
	2	adultos	Pla de sa Vauma	Artà	enero	31/01/2007
	1		Corral des Tabac	Artà	febrero	14/02/2007
	2	adultos	Plana de sa Vaca	Artà	marzo	16/03/2007
2007	1		Albercutx	Pollença	mayo	12/05/2007
	1		Formentor	Pollença	mayo	19/05/2007
	2	adultos	corral des Tabac	Artà	junio	02/06/2007
	1	adulto	Corral des Tabac	Artà	junio	09/06/2007
	1	adulto	Corral des Tabac	Artà	junio	15/06/2007
	2	adultos	Font de sa Vaca	Artà	junio	25/06/2007
	2	adultos	corral des Tabac	Artà	julio	12/07/2007
	2	ad + joven	S'Estremera		julio	23/07/2007
	2	adultos	corral des Tabac	Artà	julio	29/07/2007
			Artà		julio	29/08/2007
	1		entre Tudossa i Montoi	Artà	enero	30/01/2008
	1		Ermita de Betllem	Artà	febrero	02/02/2008
	2	adultos	S'Alqueria Vella	Artà	febrero	11/02/2008
	1		Final de la carretera	Artà	abril	03/04/2008
	1		Pla de sa Vauma	Artà	abril	03/04/2008
2008	1		sa Talaia Freda	Artà	abril	05/04/2008
	1		Cap des Freus	Artà	abril	17/04/2008
	1	adulto	Aubarca	Artà	abril	17/04/2008
	1		Albercutx	Pollença	abril	25/04/2008
	1		Cuber	Escorca	abril	25/04/2008
	1	adulto	Aubarca	Artà	junio	27/06/2008
	2	adultos	Talaia Moreia	Artà	julio	25/07/2008
	1		Na Picarandau		agosto	28/08/2008
	1	adulto	Aubarca	Artà	agosto	26/08/2008
	2		Bassa de sa vaca	Artà	septiembre	08/09/2008
	1		Pla de sa Vauna	Artà	febrero	03/02/2009
	1	adulto	Ses Cabamasses	Petra	febrero	10/02/2009
			Estacion Anillamiento PN			
	1	joven	Llevant	Artà	febrero	11/02/2009
	1	adulto	Sorellic	Artà	marzo	08/03/2009
2009	1	adulto	Albercutx	Pollença	abril	18/04/2009
			Carr. Petra- Son Serra de			
	1	adulto	Marina		abril	14/04/2009
	1	adulto	Albercutx	Pollença	abril	19/04/2009
	2	adultos	Son Jaumell	Capdepera	junio	02/06/2009
	1		Pla de ses Bitlles	Artà	junio	03/06/2009
	1		Cala Agulla	Capdepera	junio	07/06/2009
	1	adulto	Aubarca	Artà	junio	07/06/2009

	1	adulto	Manacor		julio	03/07/2009
	1		Calvia		agosto	15/08/2009
	1		Galatzo-Palmanova		agosto	15/08/2009
	1		Sa Vaca	Artà	septiembre	29/09/2009
2010	1	inmaduro	Cami soldats	Artà	marzo	19/03/2010
	1		Pla de sa Vauma	Artà	mayo	02/05/2010
	1		Talaia Moreia	Artà	julio	07/07/2001
	1		Corral des Tabac	Artà	Julio	05/05/2010