

# ANÁLISIS DE VIABILIDAD DE LA POBLACIÓN DE ÁGUILA-AZOR PERDICERA REINTRODUCIDA EN MALLORCA

Antonio Hernández-Matías<sup>1</sup>, Joan Real<sup>1</sup>



## ✦ INTRODUCCIÓN

Durante los siglos XIX y XX las poblaciones de grandes rapaces sufrieron importantes regresiones en toda Europa. La pérdida de hábitats de alimentación y de cría, la disminución de sus presas y, especialmente, la persecución directa comportaron una grave disminución de sus efectivos poblacionales, sus áreas de distribución e incluso la práctica extinción de algunas especies (Newton 1979). Es el caso del águila-azor perdicera (*Aquila fasciata*) en Mallorca, donde según las evidencias disponibles la especie estuvo presente hasta la segunda mitad del siglo XX (Conselleria de Medi Ambient i Movilitat, Gobierno de las Islas Baleares, 2009).

---

<sup>1</sup> Universitat de Barcelona (UB)

Equip de Biologia de la Conservació. Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals. Facultat de Biologia i Institut de Recerca de la Biodiversitat (IRBio)  
Av. Diagonal, 643 • 08028 Barcelona

- Teléfono de contacto: +34 934 035 857
- Correspondencia: ahernandezmatias@ub.edu

La población de águila-azor perdicera en Europa se estima en unas 1.100-1.200 parejas, de las que el 80% se encuentra en la península ibérica (BirdLife International 2015). Esta especie sufrió declives poblacionales importantes en España durante los últimos 50 años, lo que conllevó que la especie fuera listada como Amenazada a nivel Europeo (BirdLife International 2004) y de España (Real 2004) y que aparezca en el Anexo I de la Directiva Aves de la UE (2009/147/EC). Recientemente, varias poblaciones parecen haberse estabilizado o incluso aumentado ligeramente lo que ha conllevado que sea considerada Casi Amenazada en Europa (BirdLife International 2015).

La reintroducción de especies amenazadas se ha convertido en las últimas décadas en una importante medida de conservación para restaurar poblaciones que han desaparecido de sus áreas de distribución históricas (Armstrong & Seddon 2008, IUCN 2013, Seddon et al. 2014). Las rapaces han sido un buen ejemplo de reintroducciones exitosas en todo el mundo y también a nivel de España (Muriel et al. 2011, Margalida et al. 2013, Soorae 2016).

En 2009 el Gobierno de las Islas Baleares aprobó el “Plan de Reintroducción del águila de Bonelli en Mallorca *Hieraaetus fasciatus*, Veillot, 1922” y a continuación implementó dicho plan que incluía la liberación en la naturaleza de ejemplares de esta especie. Así mismo, el Consorcio para la Recuperación de la Fauna de las Islas Baleares (COFIB) y la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Pesca dependientes del Gobierno de las Islas Baleares han participado en el proyecto de la Unión Europea LIFE Bonelli (LIFE12 NAT/ES/000701), entre cuyos objetivos figuraba la reintroducción de la especie en Mallorca y que ha contribuido importantemente a la implementación de las acciones previstas en el Plan de Reintroducción.

A partir del año 2011 se iniciaron las acciones de reintroducción propiamente dichas que han supuesto la liberación en la naturaleza de un total de 39 ejemplares hasta inicios de 2017, incluyendo tanto jóvenes volantones como individuos de mayor edad recuperados, mayoritariamente inmaduros o subadultos, procedentes de centros de recuperación. Los ejemplares liberados han tenido una elevada supervivencia y han permitido hasta el momento la instalación de una pequeña población reproductora en la isla de Mallorca. En este sentido, en 2014 se alcanzó el hito de que la primera pareja territorial instalada lograra criar con éxito un pollo, y desde entonces y hasta 2017 han volado un total de 10 pollos nacidos en la naturaleza procedentes de 4 territorios diferentes, habiéndose constatado un total de 6 parejas con comportamiento territorial.

En la actualidad, en el marco del Plan de Recuperación, es necesario analizar desde una perspectiva demográfica la eficacia de las medidas realizadas y si la población reintroducida en Mallorca es autosostenible a largo plazo, ya que esta información es necesaria para definir adecuadamente las acciones de gestión y conservación a realizar en el futuro (Schaub *et al.* 2009). En este contexto, en 2017 el COFIB (Consorti per a la Recuperació de la Fauna a les Illes Balears) encargó al Equipo de Biología de la Conservación de la Universidad de Barcelona la realización de un análisis de viabilidad de la población de águila-azor perdicera reintroducida en Mallorca (Hernández-Matías & Real, 2017). En el presente estudio, se muestran de modo resumido los principales resultados y conclusiones obtenidos. Los objetivos específicos de este trabajo son:

- 1.- Estimar las principales tasas vitales (supervivencia y productividad) de los individuos de águila-azor perdicera liberados en la isla de Mallorca.
- 2.- Evaluar la viabilidad de la población actualmente presente en los próximos 50 años bajo diferentes escenarios de gestión (parar liberaciones, liberar pollos mediante hacking e individuos de mayor edad, liberar sólo individuos de mayor edad).
- 3.- Determinar los niveles mínimos de supervivencia y productividad necesarios para garantizar la viabilidad de la población.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### **Esfuerzo de reintroducción y seguimiento**

Durante el período desde 2011 hasta inicios de 2017 se liberaron 23 pollos mediante el método de hacking y 16 individuos de mayor edad procedentes de centros de recuperación (promedio anual de 3,83 y 2,67, respectivamente). Todos ellos fueron equipados con anillas y emisores para su seguimiento a distancia, mayoritariamente mediante el sistema de GPS-GSM, lo que ha permitido un conocimiento muy exhaustivo de sus movimientos y uso del medio, así como de la supervivencia y las causas de mortalidad. Gracias a esta información, complementada con el seguimiento de campo, ha sido posible conocer el desarrollo de comportamientos territoriales y el establecimiento de territorios. Una vez identificadas las áreas de cría se ha realizado un seguimiento regular del desarrollo de la reproducción: presencia de la pareja en el área de cría, localización del nido, realización de la puesta, nacimiento y desarrollo de los pollos. En el caso



Carlota Viada/COFIB-LIFE BONELLI

Entre 2011 y 2017 se han liberado 14 ejemplares rehabilitados mediante una instalación de aclimatación, donde pasan un número variable de días antes de su suelta. Tres de ellos forman parte ya de la población reproductora de águila-azor perdicera de Mallorca. El análisis de viabilidad se hizo con datos de 12 de estos ejemplares liberados antes de 2017.



Bartomeu Bosch

La liberación mediante hacking o crianza campestre ha implicado a un total de 27 pollos, todos ellos equipados con emisores para su teledetección. Seis se han incorporado ya a la fracción territorial de la población y, de éstos, cuatro ya han criado con éxito.

de reproducirse con éxito, también los pollos fueron anillados y equipados con emisores para su posterior seguimiento. Todas las labores de seguimiento han sido realizadas por el COFIB<sup>1</sup>.

### Estimas de tasas vitales

Las estimas de supervivencia se han realizado mediante modelos multievento de captura-recaptura partiendo de la información proporcionada (Pradel 2005). Las historias de captura-recaptura se construyeron para periodos de 3 meses. Con el fin de obtener las estimas, se evaluaron varios modelos que consideraban diferentes estructuras de edad y/o de estado territorial. Los modelos iniciales consideraron la heterogeneidad de las tasas vitales y probabilidades de detección derivada de los diferentes estados de los individuos (por ejemplo edad, territoriales vs. no territoriales, estado de actividad del emisor, vivos vs. muertos). Esta complejidad ha sido simplificada en aquellos casos que ha sido posible y no afectaba a las estimas de los parámetros. Se realizaron dos análisis por separado:

- 1.- Uno para los individuos marcados como pollos (es decir, pollos de hacking y pollos nacidos en libertad).
- 2.- Otro para los individuos no pollos liberados.

Dado que el tamaño de la muestra es todavía pequeño y existe un efecto importante de la estocasticidad demográfica, el procedimiento de selección de los modelos, además de basarse en criterios de información habitualmente utilizados en este tipo de análisis ( $AIC_c$ ), también consideró la verosimilitud estadística del modelo y el realismo biológico de la estructura del modelo dadas las características de la especie. Los modelos fueron ajustados a los datos utilizando el programa E-SURGE (Choquet *et al.*, 2009a). El test de bondad de ajuste del modelo JMV se realizó mediante el programa U-CARE 2.2.2 (Choquet *et al.*, 2009b).

### Análisis de viabilidad

Los análisis de viabilidad se han realizado mediante modelos demográficos basados en los individuos, en los que la población estaba estructurada

---

<sup>1</sup> Con la colaboración del IBANAT (Institut Balear de la Natura) y REE, el asesoramiento de GREFA y la cofinanciación del LIFE Bonelli; la colocación de los emisores ha sido realizada por personal especializado del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente y del Govern Illes Balears.



Ernesto Álvarez/GREFA-LIFE BONELLI

Se han marcado todos los pollos nacidos en libertad en Mallorca desde que en 2014 se produjo la primera reproducción. En total han nacido 10 pollos, de los que tres ya son territoriales y uno de ellos se ha reproducido con éxito en 2017. El análisis de viabilidad se hizo antes de la temporada de cría de 2017 en la que volaron cuatro pollos, por tanto se hizo con una muestra de seis pollos.

según diferencias de sexo, edad y estado territorial. El modelo considera probabilidades de supervivencia, reclutamiento territorial y tasas reproductivas específicas para cada edad y/o estado territorial. Los valores de las tasas vitales corresponden a los estimados por los individuos de la isla de Mallorca, habiendo sido completados cuando la información de Mallorca era insuficiente a partir de la media de valores de varias poblaciones ibéricas. El modelo considera estocasticidad demográfica en todas las tasas vitales y estocasticidad ambiental en la supervivencia adulta y en la productividad de pollos. El modelo considera el proceso de apareamiento y da prioridad a la ocupación de vacantes en territorios ocupados frente a la ocupación de nuevos territorios. Los individuos de mayor edad se considera que son más competitivos para reclutarse cuando la disponibilidad de vacantes es limitada. El modelo incorpora denso-dependencia, estableciendo un umbral máximo de territorios establecido en 20. No considera denso-dependencia en las tasas vitales, de forma que en este sentido las predicciones pueden ser optimistas en las situaciones en que la población

esté saturada o próxima a la saturación. No se ha considerado incertidumbre en las estimas de los parámetros para realizar las proyecciones. Los modelos incorporan los procesos de senescencia dando baja probabilidad de supervivencia a individuos mayores de 20 años. Se han evaluado tres escenarios:

- 1.- El escenario considerado más realista en cuanto a las tasas vitales, pero conservador ya que asume la supervivencia adulta media observada en la población peninsular, y en el que no se realiza ningún esfuerzo adicional de reintroducción.
- 2.- El escenario más realista en cuanto a las tasas vitales pero con liberación de pollos mediante hacking (3.83 por año de media) y con liberación de individuos de mayor edad (2.66 por año de media) durante los próximos 10 años.
- 3.- El escenario más realista en cuanto a las tasas vitales pero sólo con liberación de individuos de mayor edad (2.66 por año de media) durante los próximos 10 años. Las simulaciones se han realizado para períodos de 50 años y considerando 1.000 réplicas para cada escenario.

### **Umbral mínimo de supervivencia y productividad**

Para determinar los umbrales mínimos de supervivencia adulta y productividad se han realizado una serie de simulaciones en base a las tasas vitales consideradas en el escenario 1 del anterior apartado, pero variando progresivamente los valores de productividad en un caso y de supervivencia adulta en el otro. El umbral se ha establecido cuando la probabilidad de autosostenibilidad (proporción de trayectorias con decrecimiento neto) era inferior al 50%. También se han estimado los valores de las tasas vitales necesarios para alcanzar probabilidad de autosostenibilidad superior al 70%. Las simulaciones se han realizado para períodos de 25 años y considerando 500 réplicas.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Estimas de tasas vitales**

El modelo seleccionado para los pollos liberados mediante hacking y los pollos nacidos en la naturaleza predice una supervivencia más baja durante el primer año de vida (supervivencia trimestral = 0.8543; 95CI = 0.7723-0.9125; supervivencia anual = 0.5328), que aumenta durante el segundo y

a	b	b	c	d	e	f
Edad	Mallorca (hacking)	Mallorca (no pollos)	Francia (1990-2008)	Francia (1998-2009)	Cataluña (2008-2015)	W. Europa (1990-2008)
1er año	0,5328	0.471	0.479	0.53	0.536	-
2º año	0,7528	0.726	0.570	0.62	0.536	-
3er año	0,7528	-	0.570	0.62	0.831	-
4º año	-	-	0.821	0.88	0.831	0,844 (0.81-0.86)
≥ 5º año	-	-	0.880	0.88	0.888	0,904 (0.87-0.94)

- a.- En el caso de Mallorca (no pollos) indica tiempo desde el momento de liberación.  
b.- Parámetros estimados en el presente estudio. Los valores de supervivencia estimados para las clases de edad más avanzadas eran igual a 1, pero no se muestran pues se consideran poco fiables debido el pequeño tamaño de muestra.  
c.- Hernández-Matías *et al.* (2011b)  
d.- Chevalier *et al.* (2015)  
e.- Hernández-Matías *et al.* (2015)  
f.- Hernández-Matías *et al.* (2013)

Tabla 1.- Valores de supervivencia según las clases de edad estimados en diversas poblaciones de águila-azor perdicera en Europa occidental. Las estimas se obtuvieron mediante métodos de captura-recaptura (Mallorca, Cataluña (1<sup>er</sup> a 4<sup>o</sup> año) y Francia) y mediante métodos indirectos según Hernández-Matías *et al.* (2011a) (Cataluña (5<sup>o</sup> año) y W Europa). Para W Europa se muestra la media y el rango en 12 poblaciones continentales. En el pie de tabla se indican a modo de notas las fuentes originales a partir de las cuales se ha obtenido la información.

tercer año de vida (supervivencia trimestral = 0.9314; 95CI = 0.8311-0.9740; supervivencia anual = 0.7527) y que alcanza valores más elevados a partir del cuarto año de vida; para esta última clase de edad no se proporcionan estimas dado que el tamaño de la muestra es pequeño y todos los individuos de esta edad que fueron detectados han sobrevivido. Los valores estimados de supervivencia son comparables a los descritos para poblaciones continentales, pero marcadamente elevados para individuos a partir del segundo año de vida (ver Tabla 1). Respecto al reclutamiento territorial, el modelo seleccionado predice una probabilidad de reclutamiento elevada durante el primer año de vida (probabilidad de reclutamiento trimestral = 0.0731; 95CI = 0.0332-0.1534; probabilidad de reclutamiento anual = 0.2621) y que aumenta durante el segundo año de vida (probabilidad de



reclutamiento trimestral = 0.1111; 95CI = 0.0362-0.2933; probabilidad de reclutamiento anual = 0.3757). No ha sido posible obtener estimas de las tasas de reclutamiento para individuos de mayor edad. Se trata de valores marcadamente más elevados que los descritos en la bibliografía para las poblaciones continentales (Hernández-Matías *et al.* 2013, 2015).

Para pollos liberados y nacidos en libertad, se ha considerado interesante proporcionar los resultados de otros modelos menos parsimoniosos, pero aún plausibles y que proporcionaron estimas de supervivencia más pesimistas. En este sentido, el modelo en el que la supervivencia depende exclusivamente del estado territorial de los individuos predice una supervivencia más baja de los individuos no territoriales (supervivencia trimestral = 0.8578; 95CI = 0.7810-0.9107; supervivencia anual = 0.5414) que la de los individuos territoriales (supervivencia trimestral = 0.9563; 95CI = 0.8414-0.9890; supervivencia anual = 0.8363).

El modelo seleccionado para los individuos no pollos liberados considera el efecto del tiempo desde la liberación, y no considera ni el estado territorial ni la edad real del individuo. Este modelo seleccionado predice una supervivencia más baja durante el primer año en libertad (supervivencia trimestral = 0.8286; 95CI = 0.6674-0.9209; supervivencia anual = 0.4714), que aumenta durante el segundo año en libertad (supervivencia trimestral = 0.9229; 95CI = 0.6090- 0.9892; supervivencia anual = 0.7256) y que alcanza valores más elevados a partir del tercer año en libertad; no se proporcionan estimas de supervivencia para esta última edad dado que el tamaño de muestra es pequeño y todos los individuos de esta edad detectados han sobrevivido (Tabla 1). Respecto al proceso de reclutamiento territorial, el modelo seleccionado predice una probabilidad de reclutamiento como territorial muy elevada y constante desde el primer año de liberación (probabilidad de reclutamiento trimestral = 0.1669; 95CI = 0.0712-0.3436; probabilidad de reclutamiento anual = 0.5184).

Para los individuos no pollos liberados, también se ha considerado interesante proporcionar los resultados de otros modelos menos parsimoniosos, pero aún plausibles y que proporcionaron estimas de supervivencia más pesimistas. En este sentido, el modelo que asume que la supervivencia depende exclusivamente del estado territorial de los individuos predice una supervivencia más baja de los individuos no territoriales (supervivencia trimestral = 0.8428; 95CI = 0.6578-0.9373; supervivencia anual = 0.5047) que la de los individuos territoriales (supervivencia trimestral = 0.9373; 95CI = 0.7814-0.9842; supervivencia anual = 0.7719).

La productividad de pollos volados se estimó en 1.20 pollos por pareja y año (95CI = 0.46-1.93; n = 5). Para obtener esta estima se han considerado los intentos reproductores de individuos que estuvieran al menos en su segundo año como territoriales, lo que supuso 4 intentos reproductores de parejas adultas y uno de una pareja de inmaduros. Cabe decir, que el pequeño tamaño de la muestra y la no independencia de los datos hace que la incertidumbre en la estima sea muy elevada. Si sólo se consideran los intentos reproductores de parejas adultas la productividad estimada sería de 1.5 pollos por pareja y año, pero hay que tener en cuenta que la muestra es extremadamente baja por lo que es probable que la estima esté sesgada.

### **Análisis de viabilidad**

El escenario 1, asumiendo las tasas vitales consideradas más realistas y sin esfuerzo de reintroducción adicional, predice que la población se mantendrá estable con una ligera tendencia a aumentar (tasa de crecimiento poblacional = 1.009; 95CI = 0.892-1.028; Figura 1A), de forma que de media se espera que la población alcance las 14 parejas en los próximos 50 años. Bajo este escenario, el riesgo de alcanzar el umbral de casi-extinción, establecido en 1 pareja territorial, en los próximos 50 años es del 12,4%.

Cabe decir, que en un escenario similar pero con valores de supervivencia adulta ligeramente superiores (es decir, 0.924, similares a algunas poblaciones del sur de la península pero aún inferiores que los máximos observados por la especie; ver Tabla 1) la tendencia esperada de la población sería marcadamente más elevada (tasa de crecimiento poblacional = 1.023; 95CI = 0.954-1.028), de forma que de media prácticamente se alcanzarían 20 parejas en los próximos 50 años y el riesgo de que casi-extinción rondaría sólo el 3%.

El escenario 2, considerando las mismas tasas vitales que en el escenario 1 pero continuando durante 10 años con el esfuerzo de liberaciones realizado hasta la actualidad (promedio de 3,83 pollos y 2,67 no pollos por año), predice que la población aumentará rápidamente (tasa de crecimiento poblacional = 1.027; 95CI = 1.025-1.028; Figura 1B), logrando de media 16 parejas en los próximos 10 años y 19 en los próximos 20 años (asumiendo una capacidad de carga de 20 parejas). Bajo este escenario el riesgo de casi-extinción es prácticamente cero en los próximos 50 años.

El escenario 3, considerando las mismas tasas vitales que en el escenario 1 pero continuando durante 10 años con la liberación de individuos no po-

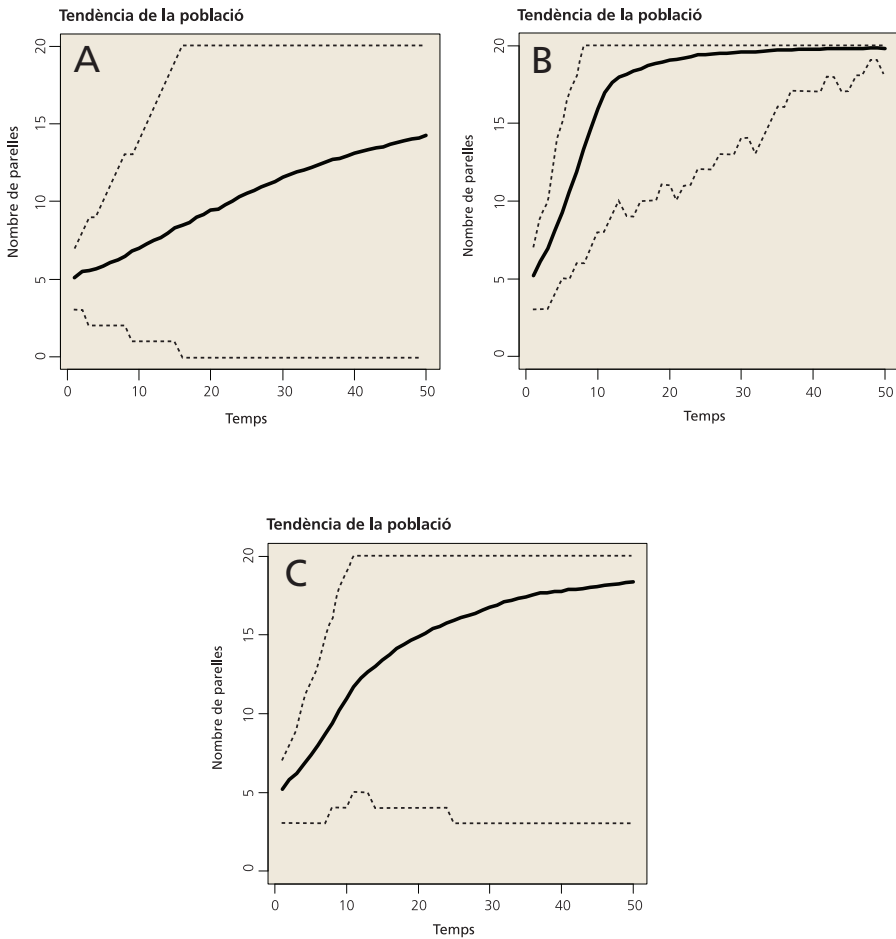


Figura 1.- Tendencia poblacional esperada en los próximos 50 años para la población de águila-azor perdicera en la isla de Mallorca bajo diversos escenarios de gestión.

- A:** El escenario 1 implica detener la liberación de nuevos ejemplares.
- B:** El escenario 2 implica continuar durante 10 años con el esfuerzo de liberaciones realizado hasta ahora.
- C:** El escenario 3 implica detener la liberación de pollos mediante hacking pero continuar durante 10 años con el esfuerzo de liberaciones realizado hasta ahora sólo con individuos no pollos.

La línea continua indica la tendencia media esperada mientras que las líneas discontinuas muestran el intervalo de confianza del 95%.

llos realizado hasta la actualidad (promedio de 2,67 por año), pero deteniendo la liberación de pollos mediante hacking, predice que la población aumentará marcadamente (tasa de crecimiento poblacional = 1.024; 95CI = 0.990-1.028; Figura 1C), logrando de media 11 parejas en los próximos 10 años y 15 en los próximos 20 años (asumiendo una capacidad de carga de 20 parejas). Bajo este escenario el riesgo de casi-extinción es entorno al 2% en los próximos 50 años.

### **Umbrales mínimos de supervivencia y productividad**

El umbral mínimo de productividad de parejas adultas se estimó en 0.9 pollos por pareja y año; bajo este escenario los modelos predicen de media que la población se mantendrá prácticamente estable (tasa de crecimiento poblacional = 0.986; 95CI = 0.874-1.050) y que la probabilidad de autosostenibilidad será del 53.6%. Para alcanzar probabilidades de autosostenibilidad superiores al 70% en los próximos 25 años el umbral de productividad debería permanecer en valores iguales o superiores a 1 pollo por pareja y año.

El umbral mínimo de supervivencia anual adulta se estimó en 0.87; bajo este escenario los modelos predicen de media que la población se mantendrá prácticamente estable (tasa de crecimiento poblacional = 0.986; 95CI = 0.858-1.0525) y que la probabilidad de autosostenibilidad será del 53%. Para alcanzar probabilidades de autosostenibilidad superiores al 70% en los próximos 25 años el umbral de supervivencia anual adulta debería permanecer en valores iguales o superiores a 0.89.

### **Recomendaciones de gestión**

La información disponible sugiere que actualmente la población es autosostenible y que tenderá a aumentar progresivamente en el futuro. El análisis de viabilidad predice que el riesgo de casi-extinción (probabilidad de alcanzar 1 pareja territorial) es relativamente bajo en los próximos 50 años, si bien, hay varias consideraciones a tener en cuenta. La incertidumbre en las estimas de las tasas vitales es elevada, dado el pequeño tamaño de la muestra, así que el grado de incertidumbre en las predicciones de los modelos es también elevado. En este sentido, se ha tendido a utilizar valores de tasas vitales relativamente conservadores, especialmente en el caso de la supervivencia adulta, por lo que se han utilizado los valores medios observados en varias poblaciones ibéricas. El hecho de que la población es aún muy pequeña, también contribuye a añadir incertidumbre en el futuro

de la población, ya que fenómenos estocásticos pueden contribuir a aumentar el riesgo de extinción.

Los análisis de viabilidad bajo diferentes escenarios de gestión indican que la liberación de individuos no pollos durante los próximos 10 años sería suficiente para alcanzar la autosostenibilidad de la población a largo plazo. Cabe decir, que si se continúa con el ritmo actual de liberaciones de individuos no pollos y de pollos mediante hacking los modelos predicen que la población puede alcanzar un tamaño poblacional de 20 parejas en los próximos 20 años con bastante probabilidad, un número de parejas que sería superior si la capacidad de carga del sistema fuera superior a 20.

Los análisis de viabilidad indican que para garantizar la viabilidad (es decir, probabilidad de autosostenibilidad superior al 50% en 25 años) los umbrales mínimos de productividad son de 0.9 pollos por pareja y año y de supervivencia de 0.87. Para alcanzar valores de autosostenibilidad superiores al 70% estos valores serían de 1 y 0.89, respectivamente.

A pesar del pequeño tamaño de la muestra, el seguimiento intenso y continuado de la población ha permitido obtener estimas de la supervivencia fiables, una de las principales tasas vitales, así como obtener información muy relevante de comportamiento, uso del espacio y exposición a amenazas, por lo que continuar con el seguimiento realizado será de gran utilidad para monitorizar la población, particularmente para estimar las tasas vitales, para detectar amenazas graves y para conocer el establecimiento de nuevas parejas.

Los parámetros demográficos básicos a seguir en el futuro son el número de parejas territoriales, la clase de edad de los individuos territoriales, la productividad de pollos y la supervivencia a lo largo de la vida. Para estimar la supervivencia será clave individualizar los pollos volados y los individuos liberados. Esta individualización se puede realizar mediante anillas de lectura a distancia que sean metálicas y con remaches para que sean duraderas. Asimismo habrá que realizar un esfuerzo específico para la re-observación de individuos (en áreas de dispersión y en los territorios) y para la recuperación de individuos muertos (por ejemplo mediante la inspección de líneas eléctricas). Será de gran importancia una recopilación cuidadosa de la información, así como la utilización de herramientas estadísticas adecuadas para su análisis. Será también relevante monitorizar otras especies con las que el águila-azor perdicera interactúa, tales como presas potenciales y competidores, a fin de comprender mejor la dinámica de la población, las interacciones con otras especies y los efectos en el conjunto de la comunidad. La interacción constante entre gestores, técnicos e investigadores puede

permitir desarrollar adecuadamente un proceso de gestión adaptativa para garantizar la viabilidad de la población a largo plazo.

## ✿ AGRADECIMIENTOS

La elaboración del presente estudio ha sido posible gracias al contrato menor “Anàlisi de la Viabilitat de la Població de l’àguila cobarrada (*Aquila fasciata*) a Mallorca” del Consorci per la Recuperació de la Fauna de les Illes Balears (COFIB), socio del LIFE Bonelli en Mallorca, y otorgado al Equip de Biologia de la Conservació de la Universitat de Barcelona. Queremos agradecer especialmente la ayuda y apoyo de Carlota Viada y Joan Mayol, con los que hemos estado en contacto desde los pasos iniciales y durante el desarrollo del Plan de Reintroducción y que nos han facilitado toda la información necesaria para desarrollar el estudio que aquí se presenta. También queremos mostrar nuestro agradecimiento a Luis Parpal, Jordi Muntaner, Ernesto Álvarez y Xavier Álvarez. En último lugar, queremos agradecer al conjunto de naturalistas, técnicos y gestores de la Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat del Govern de les Illes Balears.

## ✿ REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Armstrong D.P., Seddon P.J. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 20-25.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status.*
- BirdLife Conservation Series number 12. BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds.* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Chevallier, C., Hernández-Matías, A., Real, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., & Besnard, A. 2015. Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's eagle. *Journal of Applied Ecology* 52, 1465-1473.
- Choquet, R., Rouan, L., Pradel, R. 2009a. Program E-SURGE: a software application for fitting multievent models. Pages 845-865 in D. L. Thomson, E. G. Cooch, and M. J. Conroy, editors. *Modeling Demographic Processes in Marked Populations.* Springer, New York.

- Choquet, R., Lebreton, J.-D., Gimenez, O., Reboulet, A.-M., Pradel, R. 2009b. U-CARE: Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating Capture-Recapture data. *Ecography* 32, 1071–1074.
- Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat, Govern de les Illes Balears. 2009. Plan de reintroducción del águila Bonelli en Mallorca, *Hieraetus fasciatus*, Vieillot, 1922. BOIB núm. 122 de 1 de agosto de 2009.
- Hernández-Matías, A., Real, J., & Pradel, R. (2011a). Quick methods for evaluating survival of age-characterizable long-lived territorial birds. *The Journal of Wildlife Management* 75, 856-866.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Pradel, R., Ravayrol, A., & Vincent-Martin, N. 2011b. Effects of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis* 153, 846-857.
- Hernández-Matías, A. & Real, J. 2017. Anàlisi de viabilitat de la població d'águila coabarrada *Aquila fasciata* a Mallorca. Universitat de Barcelona / COFIB – Life Bonelli. Informe inèdit.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J. A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J. M., Beja, P., Balbontín, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., Benítez, J. R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E. & García, J. 2013. From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecological Monographs*, 83(2), 239-261.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Parés, F., & Pradel, R. 2015. Electrocutation threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. *Biological Conservation*, 191, 110-116.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission.
- Margalida, A., Carrete, M., Hegglin, D., Serrano, D., Arenas, R., & Donazar, J. A. 2013. Uneven large-scale movement patterns in wild and reintroduced pre-adult bearded vultures: conservation implications. *PLoS One*, 8(6), e65857.
- Muriel, R., Ferrer, M., Casado, E., Madero, A., & Calabuig, C. P. 2011. Settlement and successful breeding of reintroduced Spanish imperial eagles *Aquila adalberti* in the province of Cadiz (Spain). *Ardeola*, 58(2), 323-333.
- Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Berkhamsted: Poyser.
- Pradel, R. 2005. Multievent: an extension of multistate capture–recapture models to uncertain states. *Biometrics* 61, 442–447.
- Real, J. 2004. Águila-Azor perdicera *Hieraetus fasciatus*. In: Madroño, A., González, C. & Atienza, C. (Eds.). Libro Rojo de las Aves de España. Dirección General para la Biodiversidad – SEO/BirdLife. Madrid.

- Schaub, M., Zink, R., Beissmann, H., Sarrazin, F., & Arlettaz, R. 2009. When to end releases in reintroduction programmes: demographic rates and population viability analysis of bearded vultures in the Alps. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 92-100.
- Seddon P.J., Griffiths C.J., Soorae P.S., Armstrong D.P. (2014). Reversing defaunation: Restoring species in a changing world. *Science* 345, 406-412. <https://doi.org/10.1126/science.1251818> PMID:25061203
- Soorae P.S. 2016. Global re-introduction perspectives: case-studies from around the globe. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Reintroduction Specialist Group and Abu Dhabi, UAE: Environment Agency-Abu Dhabi.