

# Reforzamiento poblacional del Águila de Bonelli (*Aquila fasciata*) en Álava-Araba: patrones de dispersión, tasas de mortalidad y retornos filopátricos.

## Population reinforcement of Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in Alava-Araba: dispersal patterns, mortality rates and philopatric returns.

Carmelo Fernández<sup>1\*</sup>, Paz Azkona<sup>1</sup>, Marta Olalde<sup>3</sup>, Iñigo Moreno<sup>3</sup>, Joseba Carreras de Bergareche<sup>3</sup>



### Resumen

Entre 2015 y 2022 se han introducido en Álava-Araba (Kanpezu y Rioja alavesa) mediante hacking un total de 36 pollos volantones de Águila de Bonelli marcados con GPS (*Aquila fasciata*) procedentes de cría en cautividad y de extracciones de la población natural de Andalucía. Los individuos reintroducidos se dispersaron preferentemente hacia el valle del Ebro (La Rioja, Navarra y Aragón), otros siguiendo el río Duero hacia Castilla-León, Extremadura, Portugal y Andalucía, y algunos cruzando la Meseta norte hasta la cuenca del río Tajo (Toledo). La distancia media de dispersión juvenil fue de 286 Km (0-773 km). El proceso de dispersión no fue lineal sino itinerante realizando sucesivas sedimentaciones temporales en zonas ricas en alimento y sin población reproductora. Las altas tasas de mortalidad fueron similares a las observadas para la población silvestre, con una tasa de supervivencia del 64.7 % durante el primer año, 87.5 % en el segundo y 90.0 % a partir del tercer año de vida. La electrocución en tendidos eléctricos de distribución fue la principal

<sup>1</sup> Asesor externo de la D.F. de Álava  
C/ Castillar nº 18, 31392-Pitillas (Navarra)

<sup>2</sup> Asesor externo de la D.F. de Álava  
Travesía Bayona nº 1, 31011-Pamplona-Iruña (Navarra)

<sup>3</sup> Servicio de Patrimonio Natural de la Diputación Foral de Álava  
Plaza Provincia nº 6, 01001-Vitoria-Gasteiz (Álava-Araba)

\* Correspondencia: carmelofernandezleon@gmail.com



causa de mortalidad (27.3 %), seguida de la predación y competencia con el Águila real (27.3 %) y de la colisión (13.6 %). A pesar de proceder de cría en cautividad las águilas mostraron una fuerte filopatría hacia las zonas de liberación, regresando todas ellas en el 2º y 3º año, preferentemente en los meses de febrero-marzo de cada temporada. Gracias al reforzamiento poblacional se han formado tres nuevos territorios en el Alto valle del Ebro.

**Palabras clave:** País Vasco, Euskadi, Águila perdicera, reforzamiento poblacional, crianza campestre, supervivencia, causas de mortalidad, asentamientos temporales, reclutamiento.

### Abstract

Between 2015 and 2022, a total of 36 fledglings of Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) bred in captivity (n=28) and extractions from the Andalusian population (n=8), were released by hacking in Álava-Araba (Kanpezu and Rioja Alavesa). All of them were radio-tracked by GPS so that the dispersal patterns, mortality rates and the place and causes of deaths are known. The GPS signal of five of these fledglings was lost (n=4) or the transmitter was lost (n=1) and their current destination is unknown. These juvenile birds dispersed preferentially towards the Ebro valley (La Rioja, Navarra and Aragón), others following the Duero river towards Castilla-León, Extremadura, Portugal and Andalusia, and some crossed the Northern Meseta to the Tajo basin (Toledo). The distance of juvenile dispersal ranged from 0 to 773 km from the release site, with an average of 286 km (n=23). The dispersal process was not linear but rather itinerant, successive temporary settlements occurring in areas rich in food and without a breeding population. The high mortality rates found among the released juveniles were similar to those observed for the wild population, with a survival rate of 64.7 % during the first year, 87.5 % in the second and 90.0 % from the third year of life. We know the cause of death or recovery of 19 birds (n= 22 events). Electrocutation in distribution power lines was the main cause of mortality (27.3%), followed by predation and competition with the Golden Eagle (27.3%) and collision (13.6%). Despite being bred in captivity, the eagles showed a strong philopatric tendency towards the release zones, all of them returning in the 2nd and 3rd year, mainly in the months of February-March of each season. Through population reinforcement, three new territories have been formed in the Upper Ebro Valley: one in Kanpezu, which already obtained a juvenile in 2021, another in the Ribera de Navarra, still without breeding, and another in Rioja Alavesa occupied at this time by a single female.

**Key words:** Basque Country, Euskadi, Bonelli's Eagle, population reinforcement, hacking, survival, causes of mortality, temporary settlements, recruitment.

### Laburpena

2015 eta 2022 bitartean Araban (Kanpezu eta Arabar Errioxa) askatu dira itxituran eta hacking bidez hazitako 36 Bonelli arranakume (*Aquila fasciata*) (n=28), eta Andaluziako

bertako populaziotik erreskatatutakoak (n=8). Askatutako arrano guztiak GPS bidez jarraitu zirenez, hauen hedatze-ereduak, hilkortasun tasak, hil ziren lekuak eta zergatiak ezagutzen dira. Bost arranoren GPS seinalea galdu egin zen (n= 4) edo emisorea galdu zen (n=1) eta ez da ezagutzen gaur egun non dauden. Gazteak nagusiki Ebroko ibarrerantz (Errioxa, Nafarroa eta Aragoi aldera) hedatu ziren, batzuk Duero ibaiari jarraika Castilla eta Leon, Extremadura, Portugal eta Andaluzia aldera, eta beste batzuk Ipar Meseta gurutzatuz Tajo ibaiaren aroraino (Toledo). Gazteen hedatzeen batezbesteko distantzia askatu ziren lekutik 0 eta 772 kilometro artekoa izan zen, batazbeste 296 kilometrokoa (n=23). Hedatze-prozesua ez zen izan lineala, baizik eta ibiltaria, geldialdiak eginez bazka aurkitzen zuten sedimentazio guneetan eta ugaltzeko populaziorik gabekoetan. Askatutako gaztetxoek arteko hilkortasun tasa altuak basa populazioetan behatutakoek antzekoak izan ziren, lehen urtean %64.7 koa, % 87.5 bigarrenean eta %90.0 hirugarrenetik aurrera. 19 arranoren kasuan hilkortasunaren edo suspertze-zentroan artatzearen arrazoi zehatza ezagutzen da (n=22 gertakari). Argi-indarreko kableetan elektrokutatzea izan zen lehen heriotz arrazoa %27,3. Segidan arrano beltzen predazio eta lehia %27,3 eta azkenik argi-indarreko kableak jotzea %13,6. Itxuran jaiok izan arren arranoek askatuak izan ziren lekuekiko filopatria handia erakutsi zuten, guztiak bigarren eta hirugarren urtean itzuli baitziren, batik bat denboraldi bakoitzeko otsail eta martxoan. Populazioaren indartzeari esker hiru kumatze-lurralde berri sortu dira Ebroko Goi haranean: bat Kanpezun, 2021ean txito bat atera zuena, beste bat Nafarroako Erriberan, oraindik ugaldu ez dena eta beste bat Arabar Errioxan, momentuz, eme bakar bat duena.

**Gako hitzak:** Euskadi, Bonelli arranokume, populazio-indartzea, landako ontze, bizirau-pena, heriotza-arrazioak, aldi baterako asentatzeak, erreklutatzea.



## Introducción

El Águila de Bonelli o Águila-azor perdicera (*Aquila fasciata* Vieillot, 1822) es una especie de distribución indo-africana que encuentra en Euskadi el límite septentrional de su distribución europea (Cramp y Simmons, 1979; Arroyo *et al.*, 1996). La especie está considerada en peligro de extinción en Euskadi debido a su tendencia regresiva en las últimas décadas (*Orden 8/7/1997*). Dado su carácter mediterráneo, históricamente, el Águila de Bonelli no ha sido particularmente abundante en nuestra Comunidad, estando relegada a algunas de las sierras meridionales de Álava-Araba: Montaña alavesa, Rioja alavesa y Cuadrilla de Añana. Desde mediados del siglo XX se han conocido 7 territorios ocupados por el Águila de Bonelli en Álava-Araba (Fernández y Azkona, 2006). El declive de la población regional, condujo a la práctica desaparición de la especie en Euskadi y en 2010 solo se mantenía una única pareja nidificante a caballo entre Álava-Burgos y La Rioja (Fernández *et al.*, 2018).

Esta situación extrema llevó a la Diputación Foral de Álava, en colaboración con GREFA, GAN-NIK, LPO, COFIB e ISPRA, a la puesta en marcha de un programa de reforzamiento poblacional (Proyectos LIFE-Bonelli, LIFE12NAT/ES/000701, y Aquila a-LIFE, LIFE16NAT/ES/000235; de la Unión Europea) mediante la introducción en la naturaleza de pollos volantones criados en cautividad y liberados mediante la técnica de la crianza campestre o “hacking” (Sherrod *et al.*, 1982) en territorios recientemente abandonados por la especie en Álava-Araba (Fernández y Azkona, 2006). El reforzamiento poblacional se enmarca dentro del Plan de Gestión del Águila de Bonelli en Álava (*Orden Foral 612/2001*) y está destinado a equilibrar el balance demográfico regional de la especie mediante el incremento artificial de las tasas de natalidad y de reclutamiento; fomentando al mismo tiempo el efecto llamada que los juveniles sedimentados en antiguos territorios tienen para otros ejemplares de la población flotante de Águila de Bonelli (Hernández-Matías, 2010 y 2013).

La introducción en la naturaleza de pollos volantones mediante crianza campestre es un método de reforzamiento poblacional ampliamente utilizado entre grandes rapaces: como el Halcón peregrino, *Falco peregrinus* (Sherrod *et al.* 1982); Milano real, *Milvus milvus* (Evans *et al.* 1999); el Condor de California *Gymnogyps californianus* (Kelly *et al.* 2015); el Quebrantahuesos, *Gypaëtus barbatus* (Ferrer *et al.* 2014); el Águila imperial, *Aquila adalberti* (Muriel *et al.* 2011); el Águila pescadora, *Pandion haliaetus*, (Muriel *et al.* 2010); o el Águila de Bonelli en Mallorca (Equipo LIFE-Bonelli, 2018). En nuestro caso, resultaría especialmente oportuno puesto que, además de mejorar el balance demográfico, los territorios de introducción podrían servir como polos de atracción para la escasa población flotante procedente del resto de la Península. Además, el reforzamiento poblacional con una importante muestra de pollos volantones radio-equipados con emisores GPS/solares permitiría mejorar nuestros conocimientos sobre el comportamiento pre-dispersivo, los procesos de dispersión juvenil, las zonas de sedimentación de la población flotante, las tasas de mortalidad interanuales y el lugar y las causas de los decesos. En este artículo se exponen los resultados obtenidos durante los 7 últimos años de reforzamiento poblacional del Águila de Bonelli en Álava-Araba (2015-22), así como los nuevos conocimientos adquiridos sobre las zonas de dispersión juvenil, supervivencia preadulta, causas de mortalidad y proceso de reclutamiento en una subpoblación en grave riesgo de extinción.

## Material y métodos

Entre 2015 y 2022 se han reintroducido en Álava-Araba mediante crianza campestre (“hacking”) un total de 36 pollos volantones de Águila de Bonelli; procedentes en su mayoría de cría en cautividad (n=28) y excepcionalmente de extracciones de la población andaluza (n=8). Veinte de los pollos (55.6 %) procedían del centro de cría en cautividad de Ch. Pacteau en Vendée, Francia; 7 (19.4 %) del centro de cría de GREFA en Madrid; 1 (2.8 %) del centro de cría de J.C.Morgues en Ardèche, Francia;

y los 8 restantes (22.2 %) cedidos por la Junta de Andalucía: 3 de Granada, 2 de Málaga, 2 de Almería y 1 de Jaén.

Entre 2015-17 se empleó un hacking en nido-abierto (Sherrod *et al.*, 1982), lo que limitó considerablemente el número de pollos introducidos ( $n=8$ ). Entre 2018 y 2022 se utilizó un *hacking* de nido-jaula con voladero (Equipo LIFE-Bonelli, 2018) lo que redujo el riesgo de predación prematura y nos ha permitido introducir un mayor número de pollos ( $n=28$ ). Tras su liberación y para fijarlos en el territorio los volantones fueron alimentados *ad libitum* con palomas, codornices y conejos empleando para ello cebaderos elevados con sistemas anti-escala que evitan el consumo de las presas por cánidos y carnívoros arborícolas.

Los pollos fueron introducidos en dos enclaves de hacking: 19 fueron liberados entre 2015-18 en el valle de Kanpezu (Montaña alavesa) y 17 entre 2019-22 en Laguardia (Rioja alavesa). Los pollos fueron introducidos en sucesivas tandas (2-6 pollos/año) hasta conseguir la formación de una pareja o la fijación en el territorio de alguno de los ejemplares liberados (reclutamiento); momento en que la instalación de crianza campestre se trasladó a un nuevo emplazamiento.

Cuando contaban con 45-50 días de edad, los pollos fueron equipados con emisores MSN GPS/solares GPRS, modelo Bird 48 gr de e-obs© ( $n=24$ ) y Ornitrack 30-3G de Ornitela© ( $n=12$ ) que fueron instalados a su espalda mediante arneses torácicos tipo "mochila" confeccionados con cinta tubular de Teflon© y con los cuatro cabos cosidos a la altura distal de la quilla mediante hilo encerado y cuatro puntos de sutura (Garcelon, 1985, Kenward 1987).

Para una correcta colocación de los arneses los pollos fueron sexados por biometría *in situ* (Palma *et al.*, 2001) y equipados con las dimensiones adecuadas al tamaño que previsiblemente alcanzarían en función de su sexo. Posteriormente, el sexo de los pollos fue confirmado mediante ADN<sub>m</sub> (Fridolfsson y Ellegren, 1999). En conjunto se ha introducido el mismo número de machos que de hembras ( $n=18$ ).

Los emisores fueron programados on-line empleando programaciones similares, recogiendo localizaciones GPS cada 5' desde una hora antes del orto hasta una hora después del ocaso, y remitiendo las posiciones GPS al menos una vez al día. Las localizaciones fueron descargadas y analizadas diariamente a través de las plataformas *Movebank.org* y *Glosendas.org*. Los emisores estaban provistos de un sistema de acelerómetro que permite detectar la inmovilización de los ejemplares y proceder a la recogida inmediata de los pollos.

Al tratarse de una especie en peligro de extinción (*Orden 8/7/1997*) la recogida de los cadáveres fue realizada siempre por los Agentes medioambientales de las distintas CCAA que, tras ser avisados, procedieron a levantar y precintar los cadáveres y los trasladaron bajo custodia hasta los CRFS oficiales donde se les practicaron las necropsias.

Con el fin de conocer el momento y alcance de los retornos filopátricos, durante la dispersión de los juveniles y subadultos se ha estimado la distancia mínima mensual (Km) alcanzada por cada ejemplar respecto al punto de liberación (Kanpezu y Laguardia). Los resultados obtenidos a partir de los archivos kmz proyectados en Google Earth© se han registrado mensualmente en los correspondientes gráficos de seguimiento cuatrienal.

La mortalidad anual se ha estimado independientemente para cada clase de edad (1º, 2º, 3º, 4º año) a partir del número de ejemplares seguidos (excluidos en cada año aquéllos para los que perdimos la señal GPS) y del número de decesos comprobados (Kenward, 1987; Cadahía *et al.*, 2005; Hernández-Matías *et al.*, 2011b).

Para comprobar si existían diferencias significativas entre sexos, se ha efectuado un análisis de supervivencia entre machos (n=18) vs hembras (n=18) y todos en conjunto (n=36), empleando el método de Kaplan-Meier (Kaplan y Meier 1958, Clark *et al.* 2003), utilizando como unidad de tiempo 1 día y considerando como casos censurados ("1") los eventos de muerte y como casos no censurados ("0") los de supervivencia a finales de 2022 y aquéllos para los que se ha perdido la señal. Para comparar la supervivencia entre machos y hembras se ha aplicado la prueba Log-Rank de Mantel-Cox (Cox 1972, Daniel y Cross 2013), calculando el estadístico  $\chi^2$  con 1 g.l. y aceptando un nivel de significación de  $p < 0.05$ . Los análisis se han efectuado mediante paquete estadístico SSPS 15.0.

Para cada pollo se ha estimado el número de días de permanencia en el enclave de *hacking* y se ha comparado el tiempo de permanencia inicial entre los ejemplares reclutados (n=7) y no reclutados (n=26) mediante el test *U* de Mann-Whitney, calculando el estadístico *z* para test de una cola y aceptando un nivel de significación de  $p < 0.05$  (Shokal y Rolhf, 1969, Siegel, 1970).

Los datos de mortalidad incluyen los decesos hasta finales del año 2022. Para el estudio de las tasas de reclutamiento y de retorno filopátrico se han excluido los 6 ejemplares introducidos en 2022. Se han considerado como reclutamientos las estancias permanentes de los ejemplares en un territorio determinado, sean territorios pre-existentes o de nueva colonización, como paso previo a la formación de una pareja reproductora (Hernández-Matías *et al.* 2010).

## Resultados

Todos los ejemplares introducidos fueron monitorizados por GPS, por lo que se conoce los patrones dispersivos, las tasas de mortalidad y el lugar y las causas de los decesos; salvo de 5 de ellos para los que perdió la señal (181, 5J1, 575, 5J8 y 981) y de uno al que se le rompió el arnés (5J9). No obstante, las águilas 5J1, 575 y 5J9 pudieron ser monitorizadas durante sus dos primeros años de vida. Otra de las águilas (179) perdió también el emisor, pero fue recapturada y nuevamente radio-equipada.

## Dispersión juvenil

El 92 % de los 36 pollos de Águila de Bonelli introducidos entre 2015 y 2022 llegaron a dispersarse, mientras que 2 ejemplares murieron por predación en las primeras semanas de liberación (pollos 185 y 189) y de uno (181) perdimos la señal GPS en las primeras fases de la crianza campestre. El tiempo de permanencia en el territorio de *hacking* fue muy variable oscilando entre 4 y 104 días desde su liberación (media de  $31.48 \pm 33.87SD$ ,  $n=33$ ). Los juveniles que permanecieron durante más tiempo en el enclave de *hacking* (146, 194, 179, 552, 519, 581 y 182) se dispersaron naturalmente en los meses de septiembre y octubre, coincidiendo con las fechas de dispersión habituales de los ejemplares silvestres. Los pollos que permanecieron más tiempo en el enclave de *hacking* fueron las águilas que con mayor probabilidad se reclutaron en los territorios de liberación ( $z=3.40$ ,  $g.l.=31$ ,  $p<0.001$ ). Además, dos de ellas (146 y 552) se reprodujeron con éxito en 2021, cuando contaban con 3 años de edad.

Los pollos liberados se dispersaron hacia distintas zonas de la Península ibérica y Francia, siguiendo tres direcciones preferentes: la principal ( $n=11$ ) en dirección NW-SE siguiendo el río Ebro para asentarse temporalmente en los sotos y zonas más ricas en conejo del valle del Ebro (Navarra, La Rioja y Aragón); una secundaria ( $n=7$ ), en dirección SW a través de la cuenca del río Duero para asentarse en sotos, zonas húmedas y dehesas de Castilla-León, Portugal, Extremadura y Andalucía; y la tercera ( $n=4$ ) en dirección N-S que, atravesando la Meseta norte, llevó a los pollos a sedimentarse en la cuenca del Tajo (Castilla-La Mancha) (Fig. 1).

Las zonas de dispersión más frecuentadas fueron los sotos de los grandes ríos (Ebro, Duero y Tajo), las zonas pseudo-esteparias ricas en conejo del valle del Ebro, las dehesas Castellano-extremeñas y alguna zonas húmedas, lagunas y estuarios de Castilla-La Mancha y Portugal. Todos los enclaves de sedimentación fueron zonas especialmente ricas en alimento (conejo, aves acuáticas y palomas) y sin población reproductora estable de Águilas de Bonelli. Ninguno de los juveniles liberados se sedimentó inicialmente en enclaves rupícolas y solo a partir del 2º año, ya como subadultas y tras su reclutamiento, las águilas mostraron atracción hacia los cantiles para nidificar.

La distancia de asentamiento temporal osciló entre 0 y 773 Km del enclave de liberación, con una media de 286,50 Km ( $\pm 250,20 SD$ ,  $n=23$ ) (Fig. 1). Los juveniles utilizaron generalmente sucesivos enclaves de dispersión, con un carácter itinerante y temporal, en un claro proceso de prueba-fracaso. Algunos de estos enclaves de asentamiento temporal fueron reutilizados en sucesivas temporadas, con periodos intermedios de retorno filopátrico hasta los territorios de *hacking*.

## Tasas y causas de mortalidad

Dieciocho (50.0 %) de los 36 ejemplares liberados han muerto en los últimos 7 años. La tasa de mortalidad ha ido decreciendo, siendo máxima en el primer año calendario

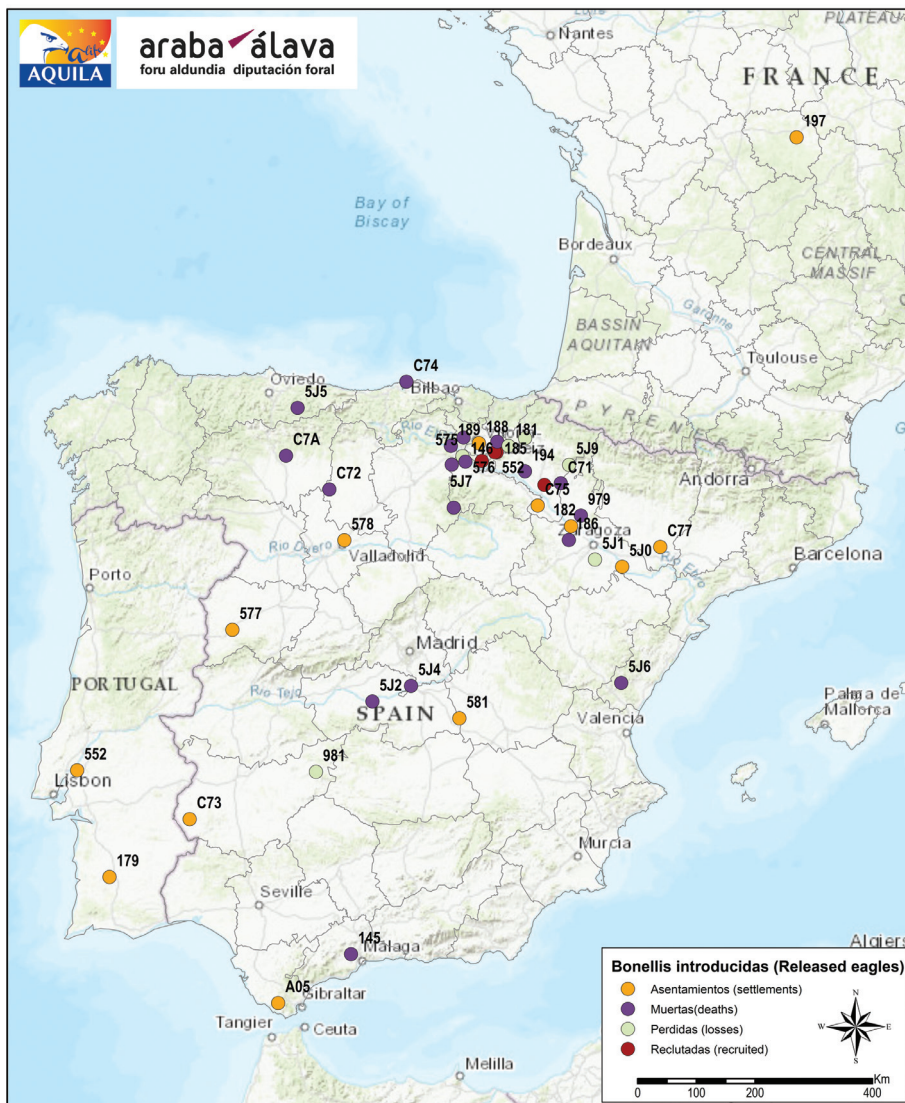


Fig. 1.- Zonas de dispersión juvenil de los pollos de Águila de Bonelli introducidos en Álava-Araba.  
 Fig. 1.- Temporary settlement areas of the Bonelli's Eagle juveniles introduced in Álava-Araba (Basque Country).

(38.9 %), cuando fallecieron 14 de los 36 pollos introducidos, descendiendo hasta el 12.5 % en el segundo año (n=16), hasta el 10.0 % en el tercer año (n=10) y repuntando hasta un 20.0 % a partir del 4º año de vida (n=10) (Fig. 2).



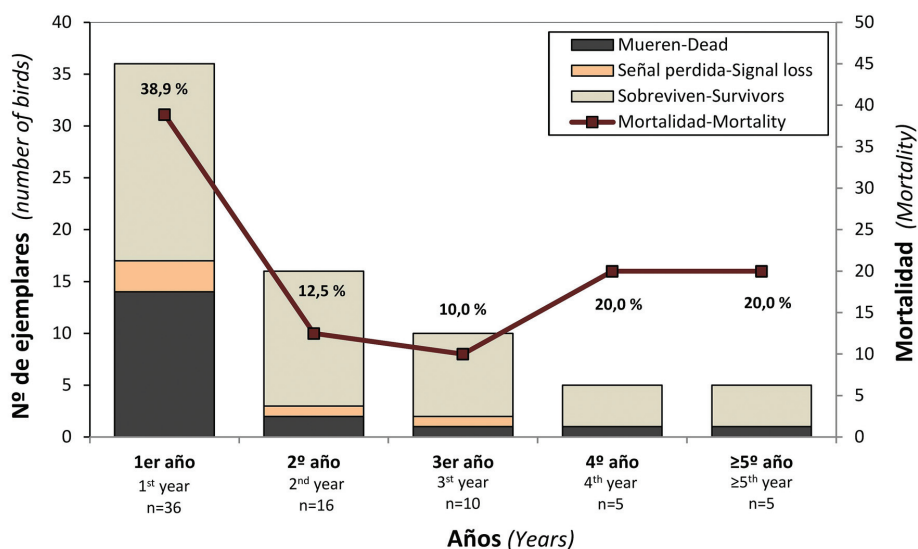


Fig. 2.- Tasas de mortalidad anual según clases de edad obtenidas entre los jóvenes de Águila de Bonelli liberados en Álava-Araba (n=36). Se indica el número de pollos que mueren y sobreviven, así como aquéllos desaparecidos para los que hemos perdido la señal GPS. La línea indica la tasa de mortalidad interanual.

Fig. 2.- Annual mortality rates according to age classes among the Bonelli's Eagle juveniles released in Álava-Araba (n=36). The number of birds that died and survived are indicated, as well as those recorded as missing due to a lost GPS signal. The line indicates the year-on-year mortality rate.

Doce (66.7 %) de los 18 ejemplares muertos eran machos y 6 hembras. El análisis de supervivencia de Kaplan-Meier aplicado al conjunto de la población (n=36) muestra un tiempo medio de supervivencia de las águilas liberadas de 759.65 días ( $\pm 161.14$  SD, n=36), siendo de 386.65 para los machos ( $\pm 117.62$  SD, n=18) y de 1287.94 para las hembras ( $\pm 255.70$  SD, n=18; material suplementario - Fig. S1); mientras que la prueba de igualdad de distribuciones Log Rank de Mantel-Cox entre machos y hembras arroja un valor de  $\chi^2$  de 5.78 (g.l.=1,  $p < 0.05$ ) resultando significativamente más elevada para las hembras.

La electrocución en tendidos eléctricos de distribución ha sido la principal causa de mortalidad. Seis (27.3 %) de los 22 eventos comprobados se produjeron por electrocución; 4 en tendidos eléctricos de distribución y 2 en las catenarias de los ferrocarriles (material suplementario - Tabla S1). Otros 6 ejemplares fallecieron por predación (27.3 %); incluyendo aquí tanto depredaciones en sentido estricto, por carnívoros y Águilas reales (n=3), como por competencia intra e inter-específica, con Águilas reales (n=2) y otras Águilas de Bonelli (n=1). Tres águilas se accidentaron por colisión (13.6 %); contra un tendido eléctrico, un vallado y contra un objeto indeterminado (material suplementario - Tabla S1).

Dos juveniles murieron por inanición y debilitamiento en las primeras fases de dispersión juvenil; lo que puede achacarse a la técnica de introducción (crianza campestre) y a la ausencia de adultos que retengan a los pollos en el territorio natal.

Un águila (4.6 %) fue tiroteada en Zúñiga (Navarra) en una palomera con cimbel (“choza”), otra envenenada en un coto de Madrid (4.6 %), otra murió por una infección bacteriana (4.6 %), otra por ahogamiento en el mar Cantábrico (4.6 %), y, por último, un ejemplar (4.6 %) quedó atrapado en un carrizal y pudo ser liberado gracias a la rápida intervención de los Guardas de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra (Fig. 3).

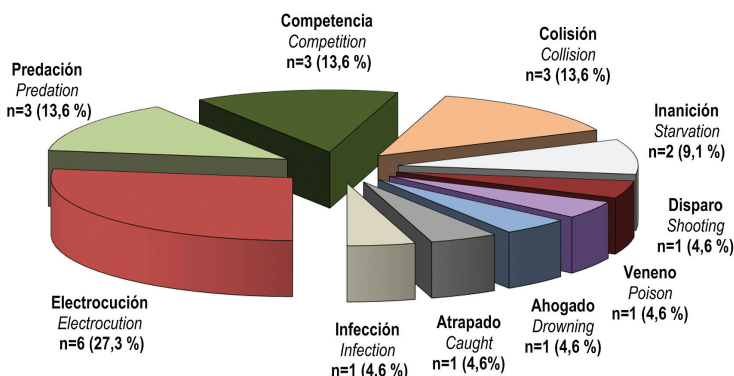


Fig. 3.- Causas de mortalidad de los pollos de Águila de Bonelli introducidos mediante hacking en Álava-Araba. Se indica el nº y % de los 22 eventos (18 muertes + 4 recuperaciones).

Fig. 3.- Causes of mortality of Bonelli's Eagle juveniles introduced by hacking in Álava-Araba. The number and % of the 22 events (18 deaths + 4 injuries) are indicated.

### Fenología de los decesos

Los 22 eventos sufridos (incluidas muertes y recuperaciones) se distribuyeron a lo largo de todo el año, pero presentando tres periodos críticos: uno en las primeras fases de la crianza campestre (julio), cuando los pollos no son autosuficientes y no disponen del cuidado de sus padres; el segundo en el mes de septiembre durante el proceso de dispersión juvenil; y un tercero a comienzos del invierno (noviembre-diciembre).

Al menos 4 de los decesos ocurridos en las fases preliminares de la crianza campestre (2 muertes por predación y 2 por inanición) pueden achacarse directa o indirectamente a la técnica de *hacking* y posiblemente no se den en la naturaleza entre pollos silvestres protegidos por sus progenitores.

Las muertes de adultos por competencia territorial conespecífica (un caso -552- entre los 5 adultos introducidos mediante *hacking*) e inter-específica (2 casos comprobados en 2021 en Álava-Araba entre ejemplares silvestres -580 y 128- y no incluidos en la

muestra) se han producido en el mes de febrero, coincidiendo con el periodo de celo de la especie (Fig. 3).

### Retornos filopátricos y reclutamientos

Los movimientos entre las distintas zonas de asentamiento temporal y los retornos filopátricos se extendieron a lo largo de todo el año, pero fueron especialmente frecuentes en los meses de febrero y marzo, coincidiendo con el periodo de reproducción de la especie (Fig. 4). Incluso los ejemplares que no han llegado a reclutarse (187, 5J1, 577, C73, 578) realizaron anualmente movimientos de aproximación a sus zonas de reintroducción, que fueron más intensos en los meses de febrero y marzo.

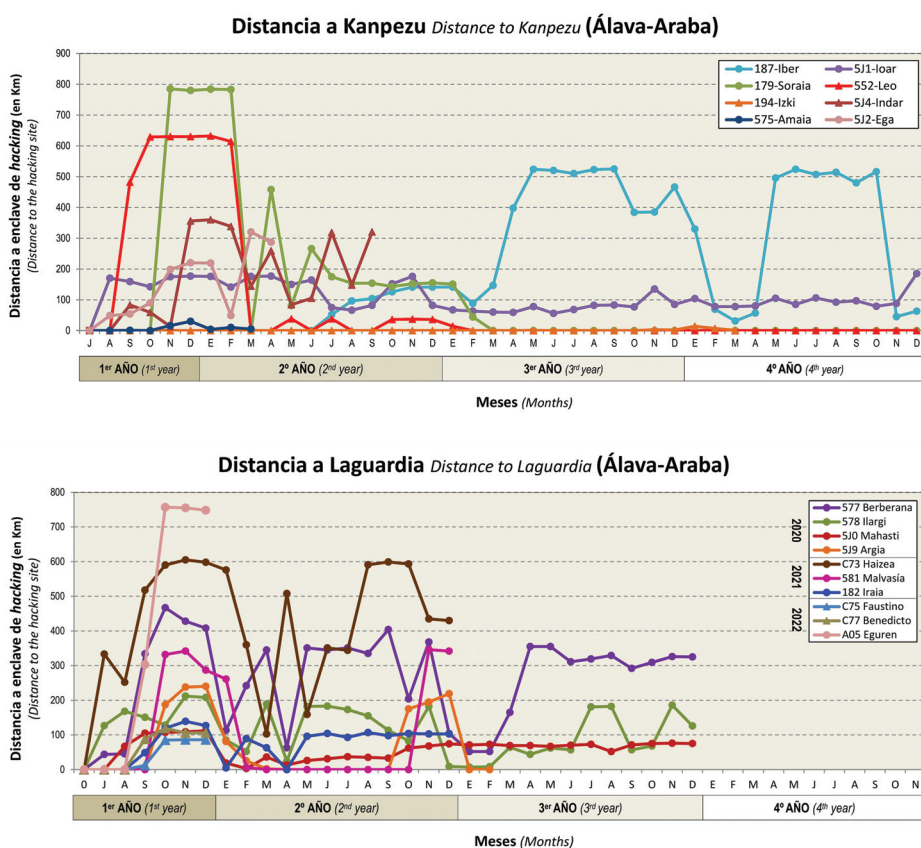


Fig. 4.- Distancia mínima a los enclaves de liberación de los pollos de Águila de Bonelli introducidos mediante hacking en Álava-Araba. Se indica la distancia mínima mensual de cada uno de los pollos introducidos entre 2015-18 en Kanpezu (Arriba) y entre 2019-22 en Laguardia (Abajo).

Fig. 4.- Minimum distance to the release sites of the Bonelli's Eagle young introduced by hacking in Álava-Araba. The minimum monthly distance of each of the juveniles introduced between 2015-18 in Kanpezu (Above) and throughout 2019-22 in Laguardia (Bottom) is indicated.

Todos los pollos que sobrevivieron al primer año de vida realizaron retornos filopátricos a sus enclaves de liberación (Fig. 4). Algunos de estos retornos fueron de solo un día, mientras que 7 terminaron en reclutamientos más o menos duraderos ( $n=1-3$  años) y dos de ellos en la formación de una pareja y en reproducción con éxito. Otro ejemplar (5J0) se reclutó en el valle del río Aragón (Navarra), emparejándose posteriormente con un macho silvestre. Los 5 reclutamientos de pollos introducidos en Álava-Araba se produjeron en edad subadulta, en el 2º año de vida.

Hasta la fecha, 9 águilas introducidas han alcanzado la edad adulta y 7 de ellas se han reclutado (146, 149, 179, 552, 5J9, 581 y 5J0), lo que supone una tasa de reclutamiento del 23.3 % ( $n=30$ ); excluidos los 6 juveniles que aún no han alcanzado el primer año de vida. La distancia de reclutamiento al enclave de *hacking* ha oscilado entre 0 y 80.1 Km, con una media de 11.8 Km ( $\pm 27.9$  SD,  $n=7$ ). Dos de las águilas introducidas en 2017 y 2018 (187 y 5J1) han alcanzado la edad adulta ( $> 4$  años) pero no han llegado a reclutarse.

El material suplementario se puede consultar en:

[https://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/mcn.2023.71.08\\_anexo.pdf](https://www.aranzadi.eus/fileadmin/docs/Munibe/mcn.2023.71.08_anexo.pdf)



## Discusión

### Dispersión juvenil

La dispersión juvenil del Águila de Bonelli es un proceso sumamente variable y aparentemente caprichoso, tanto en la fecha de inicio, como en la distancia recorrida y en las zonas elegidas de asentamiento temporal (Morvan y Dobchies, 1990; Cugnasse y Cramm, 1990; Mañosa *et al.*, 1998; Real *et al.*, 1998; Real y Mañosa, 2001; Balbontín, 2005; Cadahía *et al.*, 2010).

Los individuos introducidos parecen haberse dispersado siguiendo tres direcciones preferentes; El principal patrón de dispersión observado presenta una clara componente NW-SE: sigue inicialmente los Montes vascos y las sierras de Tierra Estella, para luego descender siguiendo la Ribera de Navarra y La Rioja, extendiéndose por todo el valle del Ebro. El segundo modelo se dirige hacia el W por las Sierras meridionales de Álava y Montes Obarenes para luego seguir a través de Burgos, Palencia y Valladolid hasta sedimentarse en las dehesas castellano-leonesas y el río Duero o incluso alcanzar Extremadura, Portugal y Andalucía. Por último, en un tercer modelo la dispersión se dirige hacia el sur, alcanza la Meseta norte y la cruza, llegando entonces hasta

Castilla-La Mancha y asentándose en el tramo medio de la cuenca del río Tajo (Cadahía *et al.*, 2005; Equipo LIFE-Bonelli, 2018). Seguramente las direcciones preferentes de dispersión estén muy condicionadas por las condiciones ambientales del territorio natal y, en nuestro caso, del enclave de hacking; mientras que en la sedimentación inicial juegue un importante papel el éxito o fracaso en los primeros lances de caza y éstos dependen de la disponibilidad y accesibilidad de alimento, pero también del azar.

Por descontado, estos modelos “teóricos” son muy variables y existen numerosas excepciones. El caso más evidente es el de una de las hembras (187), que en las dos ocasiones en que ha podido dispersarse (se recuperó tras un primer accidente) lo ha hecho hacia el norte, cruzando el Pirineo navarro y sedimentándose primero en Bearn y luego en el centro de Francia (Cugnasse y Cramm, 1990).

Los enclaves elegidos por los juveniles introducidos para sedimentarse parecen estar condicionados por la abundancia de alimento y la ausencia de población adulta reproductora (Mañosa *et al.*, 1998; Real y Mañosa, 2001; Balbontín, 2005). Con estos condicionantes los juveniles parecen seleccionar: los sotos de los grandes ríos –Ebro, Duero y Tajo–; las zonas pseudo-esteparias del valle del Ebro, con nutridas poblaciones de conejo de campo; las dehesas castellanas, extremeñas y portuguesas, y algunos estuarios y lagunas interiores, muy ricas en aves.

Otro tanto ocurre con las distancias de asentamiento provisional (Cadahía *et al.*, 2005 y 2010; Balbontín, 2005), en las que probablemente juegue un papel importante la disponibilidad de alimento y las experiencias individuales de cada pollo en el proceso dispersivo (Mañosa *et al.*, 1998; Cadahía *et al.*, 2010). El azar de las primeras capturas seguramente detenga la dispersión juvenil inicial, pudiendo incluso fomentar la sedimentación de los pollos a escasa distancia del enclave de liberación, mientras que los aprendizajes -positivos y negativos- deben resultar fundamentales en el uso del espacio realizado por los juveniles hasta su edad adulta.

Tal como ocurre en otras poblaciones estudiadas (Mañosa *et al.*, 1998; Real y Mañosa, 2001; Cadahía *et al.*, 2005; Balbontín, 2005) las distancias de sedimentación son muy variables y en nuestro caso, con una media de 286 Km, han oscilado entre unos pocos kilómetros, o la sedimentación en el propio enclave de hacking, hasta más de 750-800 Km; con casos extremos de juveniles sedimentados en Cádiz (759 Km), Odemira en el Alentejo (773 Km) o el estuario del Tajo en Lisboa (715 Km) o en Málaga (685 Km). Ninguno de los 36 pollos liberados llegó a atravesar el estrecho de Gibraltar y a dispersarse hasta África, un hecho que no es inusual entre los juveniles de Bonelli introducidos en otras regiones peninsulares (Equipo LIFE-Bonelli, 2018).

## Mortalidad

Durante su fase dispersiva las Águilas de Bonelli sufren una importante mortalidad juvenil (Arroyo *et al.*, 1996; Real *et al.*, 2001; Cadahía *et al.*, 2005), consecuencia por

un lado de su inexperiencia y por otro de la fuerte intervención humana de las zonas de sedimentación elegidas (Mañosa *et al.*, 1998; Real y Mañosa, 2001; Real *et al.*, 2001; Cadahía *et al.*, 2010).

Así, los pollos volantones introducidos entre 2015 y 2022 han presentado tasas de mortalidad similares a las observadas en otras poblaciones silvestres de Águila de Bonelli (Hernández-Matías *et al.*, 2011b). Tal como ocurre en otras muchas poblaciones de grandes rapaces la alta tasa de mortalidad inicial va reduciéndose conforme los juveniles adquieren más experiencia (Hernández-Matías *et al.*, 2013; Equipo LIFE-Bonelli, 2018). Curiosamente las tasas de mortalidad juvenil detectadas (35.3 % en el primer año) resultan sensiblemente inferiores a las estimadas para otras regiones peninsulares (Hernández-Matías *et al.*, 2013; Equipo LIFE Bonelli, 2018).

La electrocución, la depredación y la colisión han sido las principales causas de mortalidad entre los pollos de Águila de Bonelli liberados. La electrocución es la principal causa de mortalidad en toda la población europea de Águila de Bonelli, tanto juvenil como adulta (Arroyo *et al.*, 1996; Real y Mañosa, 1997 y 2001; Hernández-Matías *et al.*, 2015); le afecta específicamente y con mayor incidencia que a otras grandes rapaces (Azkona y Fernández, 2002; Azkona *et al.*, 2023) y por ello el devenir de la especie probablemente va a depender de la adopción y extensión de las medidas electrotécnicas que eliminan o, al menos, reduzcan el riesgo de electrocución en la red de tendidos de distribución ( $\leq 66$  kV) (Hernández-Matías *et al.*, 2015; Chevalier *et al.*, 2015).

Por otro lado, el seguimiento de los pollos liberados ha puesto de manifiesto también la elevada mortalidad por electrocución en la catenaria de los trenes (11.1 % de las muertes), un hecho que hasta la fecha había pasado inadvertido (*cf.* Arroyo *et al.*, 1996; Real *et al.*, 2001; Cadahía *et al.*, 2005; Hernández-Matías *et al.*, 2015).

En nuestro caso, es probable que, a pesar de su importancia relativa, la electrocución se halle incluso subestimada, puesto que entre 2020-22 se desarrolló en el enclave de *hacking* de la Rioja alavesa una experiencia piloto improntando en 17 pollos liberados un comportamiento aversivo hacia los apoyos eléctricos; experiencia que retrasó la primera posada de los pollos en los tendidos, redujo la mortalidad por electrocución durante el primer año de vida y provocó que los juveniles evitaran selectivamente las líneas eléctricas existentes en las zonas de asentamiento temporal (Azkona *et al.*, 2023).

La predación por carnívoros (Zorros, *Vulpes vulpes*) y grandes rapaces (Águila real, *Aquila chrysaetos*), ha sido la segunda causa de mortalidad (27.3 %) entre los juveniles de Águila de Bonelli liberados. Destaca particularmente la elevada predación por parte de las Águilas reales (13.6 %) y el caso insólito de la muerte de un macho adulto territorial a manos de una hembra de Águila de Bonelli. En todos estos casos (n=6) las necropsias apreciaron señales nítidas de uñas que perforaron zonas vitales de los ejem-

plares, pero en muchos casos es difícil discriminar si se ha tratado de una predación, en sentido estricto, o de ataques por competencia por el territorio.

Es probable que la competencia inter-específica con el Águila real, e incluso la con-específica, tenga más importancia de la que hasta ahora suponíamos (Fernández e Insausti, 1990; Watson, 1997, Carrete *et al.*, 2005) y que solo el seguimiento intensivo con GPS de los juveniles y de los adultos territorializados ha evidenciado. Aunque también es plausible que la evolución positiva de las poblaciones de Águilas reales en toda España (Del Moral, 2009) la haya acrecentado (Fernández e Insausti, 1990, Carrete *et al.*, 2005).

Por otro lado, la muerte conespecífica del macho de Águila de Bonelli reproductor en su propio territorio y por una hembra subadulta que lo sustituyó, resulta un caso insólito; máxime teniendo en cuenta la baja densidad de Águilas de Bonelli en nuestra Comunidad y la escasa disponibilidad de ejemplares de la población flotante que nos visitan.

Tal como ocurre en otras regiones peninsulares (Arroyo *et al.*, 1996; Real *et al.*, 2001; Rollan *et al.*, 2010) la colisión ha constituido una importante causa de mortalidad entre las Águilas de Bonelli liberadas. Se han comprobado tres colisiones (13.6 % de las muertes): una en un tendido eléctrico, otra en un vallado y una tercera sin poder determinar el obstáculo que la motivó. Uno de los pollos introducidos murió recientemente por colisión en un parque eólico.

El resto de las muertes de pollos liberados se han debido a otras causas (27.3 %); entre ellas destacamos la muerte por disparo de un ejemplar en una palomera navarra y el envenenamiento en un coto de Madrid. Estas dos muertes ponen de manifiesto que, aunque aminorada, la persecución directa por razones cinegéticas sigue presente en algunas regiones peninsulares (Real *et al.*, 2001; Cadahía *et al.*, 2005). El resto de las muertes detectadas se han debido a ahogamiento, a una infección bacteriana y a la inmovilización accidental de un águila que quedó atrapada entre los carrizos.

Aunque la muestra de las causas de mortalidad es aún pequeña (n=22 bajas) y se refiere a pollos introducidos mediante *hacking*, tiene la cualidad de no estar afectada por otros sesgos derivados del esfuerzo u objetivo de la prospección (Arroyo *et al.*, 1996; Real y Mañosa, 2001; Margalida *et al.*, 2008; Guil *et al.*, 2015); por lo que nos puede servir para obtener una mejor aproximación de la incidencia y las causas de mortalidad del Águila de Bonelli en nuestra región (Real y Mañosa, 1997). A este respecto, gracias al seguimiento intensivo y a la rápida intervención de los agentes medioambientales de las distintas CCAA, las águilas heridas o muertas han sido recogidas en un corto periodo de tiempo, por lo que las necropsias han sido muy fiables y se ha podido conocer la causa de la muerte de todos los ejemplares recogidos; algo que rara vez ocurre en otros estudios sobre mortalidad de aves (Margalida *et al.*, 2008; Guil *et al.*, 2015).

## Retornos filopátricos y reclutamiento

En cualquier circunstancia, con independencia de su distancia y lugar de sedimentación, todos los pollos liberados que han sobrevivido han realizado retornos filopátricos; demostrando que esta tendencia está generalizada en el Águila de Bonelli y que, afortunadamente para el éxito de las crianzas campestres, la improntación no solo se realiza en las primeras fases de estancia en el nido sino también en los primeros vuelos y primeros meses de permanencia en el territorio de introducción (Real *et al.*, 1998, Muriel *et al.* 2010, Kelly *et al.* 2015).

El momento exacto en que los pollos realizan los primeros retornos filopátricos tampoco parece estar prefijado y resulta muy variable; aunque es raro que no se produzcan en el primer año y existen algunos periodos de mayor actividad viajera que, además, se repiten periódicamente. Los meses de febrero-marzo son los más activos, repitiéndose cíclicamente todos los años.

En fin, los retornos filopátricos no son únicos y no siempre concluyen con reclutamientos, sino que se repiten de forma reiterada y, a veces, rutinaria; lo que permite a los subadultos explorar sus territorios natales en distintos periodos del año y en sucesivas temporadas y, a la larga, les habilita para encontrar el momento oportuno en el que reclutarse.

Una vez más el reclutamiento de los subadultos de Águila de Bonelli introducidos no se ha realizado de forma unívoca e inmediata, sino que presenta sucesivas fases de reconocimiento del territorio, asentamiento provisional y nueva dispersión hasta que finalmente se produce el reclutamiento (Hernández-Matías *et al.*, 2010; Ravayrol, 2010). En nuestro caso, las 7 águilas que se han reclutado lo han hecho en nuevos territorios, sin ocupar las vacantes de territorios establecidos; que debe ser la forma más habitual de reclutamiento en otras poblaciones (Ravayrol, 2010; Hernández *et al.*, 2010). Esto tiene su lógica si tenemos en cuenta la escasa población reproductora existente en el alto valle del Ebro y la escasez de territorios potenciales (Donázar *et al.*, 1989; Fernández y Azkona, 2006).

La tasa de reclutamiento encontrada entre los pollos introducidos (23.33 %, n=30) es muy superior a la observada en otras regiones; como Catalunya y el sur de Francia (9.97 %, Hernández-Matías *et al.*, 2010) y también lo es la proporción de subadultos vs. adultos reclutados (Hernández-Matías *et al.*, 2011a).

Seis de las 7 águilas reclutadas han ocupado los enclaves de *hacking* donde fueron liberados mostrando la eficacia del método de crianza campestre en especies con fuerte tendencia filopátrica (Sherrod *et al.*, 1982). Por este motivo la distancia de reclutamiento de las águilas introducidas, de tan solo 11.8 Km de media, es muy inferior a la observada en otras poblaciones silvestres (92-178 Km, Hernández-Matías *et al.*, 2010). Sin duda la ausencia de progenitores ha permitido la ocupación por parte de los subadultos de sus "territorios natales", sin entrar en competencia con los adultos territoriales; que debe ser el caso más frecuente entre las águilas silvestres y esto ha



conllevado una reducción de la distancia media de reclutamiento (Hernández-Matías *et al.*, 2010; Ravayrol, 2010).

En el proceso de reclutamiento, los primeros ejemplares territorializados han actuado además como polos de atracción para otras águilas y dos de ellas se han emparejado con ejemplares procedentes de la población silvestre. En este sentido la atracción conoespecífica parece ser un factor fundamental en el reclutamiento (Hernández-Matías *et al.*, 2010; Ravayrol, 2010); lo que en su momento pudo acelerar el declive de la especie en el alto valle del Ebro (Fernández *et al.*, 2018), puesto que la pérdida de territorios marginales no solo conlleva una retracción del área de dispersión específica sino también la dificultad para que otros ejemplares de la población flotante intenten recolonizarlos (Real y Mañosa, 1997; Hernández-Matías *et al.*, 2010).

Por último, cabe destacar que los 7 ejemplares reclutados, procedentes del reforzamiento poblacional, han sido subadultos en su 2º año de vida, y que dos de ellos han conseguido criar con éxito en su primer año de reclutamiento (3º año calendario). Así pues, al menos en poblaciones marginales y en peligro de extinción como la nuestra, el reclutamiento y la reproducción en edad subadulto no parece ser la excepción (Hernández-Matías *et al.*, 2011a; Martínez-Miranzo *et al.* 2023) sino la norma; demostrando una vez más que la madurez sexual y la posibilidad de reproducirse se alcanza antes que el plumaje adulto (Newton, 1979; Hernández-Matías *et al.*, 2011b).

Existen todavía numerosas lagunas en el conocimiento de la dispersión y sedimentación juvenil del Águila de Bonelli, así como sobre los procesos de retorno filopátrico y reclutamiento en zonas marginales del área de distribución específica; aspectos que sería preciso investigar en profundidad para poder realizar una buena gestión y promover la recuperación del Águila de Bonelli en Euskadi.

## Agradecimientos

El programa de reforzamiento poblacional ha sido realizado por el Servicio de Patrimonio Natural de la Diputación Foral de Álava en el marco de Plan de Gestión del Águila de Bonelli en Álava-Araba (*Orden Foral 612/2001*) contando con la financiación de la Unión Europea a través de los proyectos LIFE-Bonelli (*LIFE12NAT/ES/000701*) y Aquila a-LIFE (*LIFE16NAT/ES/000235*). Agradecemos a los Guardas de Medio Ambiente L. Erdociain, A. Tirados, F. Santamaría, A. Berganza y A. Díaz, así como a J. López de Luzuriaga y G. García y a los Guardas del Parque Natural de Izki por su trabajo de campo y dedicación en el cebado y monitorización de los pollos introducidos. A Ch. Pacteau, GREFA, J.C. Morgues y la Junta de Andalucía (A. Madero) por facilitar desinteresadamente los pollos introducidos en Euskadi; a V. García y A. Dias (MITECO) por el radioequipamiento de los pollos y a dos revisores anónimos por la revisión constructiva de una versión preliminar de este artículo. Asimismo, queremos agradecer a Miguel Mari Elósegui la traducción inicial del resumen en euskera.

## Bibliografía

- Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V., 1996. El Águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en España: censo, reproducción y conservación. Colección Técnica, ICONA. Publ. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Azkona, P., Fernández, C., 2002. Tendidos eléctricos y medio ambiente en Navarra. Ed. Gobierno de Navarra, Pamplona-Iruña.
- Azkona, P., Fernández, C., Moreno, I., Olalde, M., Carreras, J., 2023. Conditioning fledgling Bonelli's Eagles (*Aquila fasciata*) to avoid power line pylons. *J. Raptor Res.* 57(4), 1-11.
- Balbontín, J., 2005. Identifying suitable habitat for dispersal in Bonelli's eagle: An important issue halting its decline in Europe. *Biological Conserv.* 126, 74-83.
- Cadahía, L., Urios, V., Negro, J.J., 2005. Survival and movements of satellite-tracked Bonelli's Eagles *Hieraaetus fasciatus* during their first winter. *Ibis* 147, 415-419.
- Cadahía, L., López, P., Urios, V., Negro, J.J., 2010. Satellite telemetry reveals individual variation in juvenile Bonelli's eagle dispersal areas. *Eur. J. Wildl. Res.* 56, 923-930.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F., Lande, R., 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108, 125-136.
- Chevalier, C., Hernández-Matías, A., Real, J., Vicent-Marin, N., Ravayrol, A., Besnard, A., 2015. Retrofitting of powerlines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's Eagle. *J. Appl. Ecology* 52, 1465-1473.
- Cheylan, G., Ravayrol, A., Cugnasse, J.M., Billet, J.M., Joulot, C., 1996. Dispersion des Aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* juveniles bagués en France. *Alauda* 64, 413-419.
- Clark, T.G., Bradburn, M.J., Love, S.B., Altman, D.G., 2003. Survival analyses I: Basic concepts and first analyses. *British Journal of Cancer* 89, 232-238.
- Cox, D.R., 1972. Regression models and life-tables. *J. Royal Statistical Society* 34, 187-220.
- Cramp, S., Simmons, K.E.L. (eds.), 1979. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. II, Hawks to Bustard. Ed. Oxford University Press, Oxford.
- Cugnasse, J.M., Cramm, P., 1990. L'erratismo de l'Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* en France. *Alauda* 58(1), 59-66.
- Daniel, W., Cross, C.L., 2013. Biostatistics: A foundation for analysis in the health sciences. Hoboken, N.J.; John Wiley & Sons. Inc.
- Del Moral J.C. (ed.), 2009. El Águila real en España: Población reproductora n 2008 y método de censo. Monografía Seguimiento de Aves 32, SEO/BirdLife, Madrid.
- Donazar, J.A., Ceballos, O., Fernández, C., 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: A multivariate study. In: Meyburg, B.U., Chancellor, D. (eds.), *Raptors in the modern world*, 545-549. WGBP.
- Equipo LIFE Bonelli, 2018. Recuperación integral de las poblaciones de Águila de Bonelli (*Aquila fasciata*) en España. Actas congreso final LIFE Bonelli (LIFE12NAT/ES/0701) Sangüesa, Navarra, Spain.
- Evans, I.M., Summers, R.W., O'Toole, L., Orr-Ewing, D.C., Evans, R., Snell, N., Smith, J., 1996. Revaluating the success of translocating Red Kites *Milvus milvus* to the UK. *Bird Study* 46, 129-144.
- Ferrer, M., Newton, I., Muriel, R., Báguena, G., Bustamante, J., Martini, M., Morandini, V., 2014. Using manipulation of density-dependent fecundity to recover an endangered species:

the Bearded vulture *Gypaëtus barbatus* as an example. *Journal of Applied Ecology* 134. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12308>.

Fernández, C., Azkona, P., 2006. El Águila perdicera en el País Vasco. En: Del Moral, J.C. (ed.), *El Águila perdicera en España. Población en 2005 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.

Fernández, C., Azkona, P., Carreras, J., Olalde, M., Moreno, I., 2018. Censo de la población del Águila perdicera en el País Vasco. En: Del Moral, J.C., Molina, B. (eds.), *El Águila perdicera en España, población reproductora en 2018 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.

Fernández, C., Insausti, J.A., 1990. Golden Eagles take up territories abandoned by Bonelli's Eagles in Northern Spain. *J. Raptor Res.* 24, 124-125.

Fridolfsson, A.K., Ellegren, H., 1999. A simple and universal method for molecular sexing of non-ratite birds. *J. Avian Biol.* 30, 116-121.

Garcelon, D.K., 1985. Mounting backpack telemetry packages on Bald Eagles. Institute for Wildlife Studies Arcata, California, USA.

Guil, F., Colomer, M.A., Moreno-Opo, R., Margalida, A., 2015. Space-time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. *Ecology and Conservation* 3, 379-388.

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., Vicent-Martín, N., Ravayrol, A., Benítez, J.R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreiro, E., García, J., 2013. From local monitoring to broad-scale viability assessment: a case study for the endangered Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecol. Monographs* 83(2), 239-261.

Hernández-Matías, A., Real, J., Parés, F., Pradel, R., 2015. Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in Southern Europe. *Biol. Conserv.* 191, 110-116.

Hernández-Matías, A., Real, J., Pradel, R., 2011a. Quick methods for evaluating survival of age-characterizable long-lived territorial birds. *J. Wildl. Manage.* 75, 856-866.

Hernández-Matías, A., Real, J., Pradel, R., Ravayrol, A., Vicent-Martín, N., 2011b. Effects of age, territoriality and breeding on survival of Bonelli's Eagle *Aquila fasciata*. *Ibis* 153, 847-857.

Hernández-Matías, A., Real, J., Pradel, R., Ravayrol, A., Vicent-Martín, N., Bosca, F., Cheylan, G., 2010. Determinants of territorial recruitment in Bonelli's Eagle (*Aquila fasciata*) populations. *The Auk* 127, 173-184.

Kaplan, E.L., Meier, P., 1958. Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. American Statistical Association* 53, 457-481.

Kelly, T.R., Rideout, B.A., Grantham, J., Brandt, J., Burnett, L.J., Sorenson, K.J., George, D., Welch, A., Moen, D., Rasico, J., Johnson, M., Battistone, C., Johnson, C.K., 2015. Two decades of cumulative impacts to survivorship of endangered California condors in California. *Biological Conservation* 191, 391-399.

Kenward, R.E., 1987. *Wildlife Radio Tagging: Equipment, field techniques and data analysis*. Academic Press Inc., London.

Mañosa, S., Real, J., 2001. Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's eagle population. *J. Raptor Res.* 35, 247-252.

Mañosa, S., Real, J., Codina, J., 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *J. Raptor Res.* 32, 208-214.

- Margalida, A., Heredia, R., Razin, M., Hernández, M., 2008. Sources of variation in mortality of the Beraled Vulture *Gypaëtus barbatus* in Europe. *Bird Conservation International* 18, 1-10.
- Martínez-Miranzo, B., Aguirre, J.A., 2022. Early stages of home range settlement in a newly reintroduced raptor on an island: Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) on Mallorca, Spain. *Eur J. Wildl. Res.* 69, 4. <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01633-3>
- Morvan, R., Dobchies, F., 1990. Dépendence de jeunes Aigles de Bonelli *Hieraetus fasciatus* après l'envol: variations individuelles. *Alauda* 58, 150-162.
- Muriel, R., Ferrer, M., Casado, E., Pérez-Calabuig, C., 2010. First successful breeding of introduced Osprey *Pandion haliaetus* in mainland Spain. *Ardeola* 57, 175-180.
- Muriel, R., Ferrer, M., Casado, E., Madero, A., Pérez-Calabuig, C., 2011. Settlement and successful breeding of reintroduced Spanish Imperial Eagles *Aquila adalberti* in the province of Cádiz (Spain). *Ardeola* 58, 323-333.
- Newton, I., 1979. Population ecology of raptors. Ed. T. & A.D. Poyser, Berkhamsted, U.K.
- Palma, L., Cardia, P., Beja, P., Guillemaud, T., Ferrand, N., Vancela M.L., Candela, L., 2001. Sexing Bonelli's Eagle nestlings: morphometrics versus molecular techniques. *J. Raptor Res.*, 35, 187-193.
- Ravayrol, A., 2010. Quelles conditions pour le maintien et la reconquête de territoires pour l'Aigle de Bonelli. *Act. Col. Int. Conservation de l'Aigle de Bonelli*, Montpellier, 133-136.
- Real, J., Mañosa, S., 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* populations. *Biological Conservation* 79, 59-66.
- Real, J., Mañosa, S., 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's eagles in Northeastern Spain. *J. Raptor Res.* 35, 9-14.
- Real, J., Mañosa, S., Codina, J., 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus*. *Ornis Fennica.* 75, 129-137.
- Real, J., Mañosa, S., Sánchez-Zapata, J.A., 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48, 221-228.
- Rollan, À., Real, J., Bosch, R., Tintó, A., Hernández-Matías, A., 2010. Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* and its conservation implications. *Bird Conservation International* 20, 279-294.
- Sherrod, S. K., Heinrich, W.R., Burnham, W.A., Barclay, J.H., Cade, T.J., 1982. Hacking: a method for releasing Peregrine falcons and other birds of prey. The Peregrine Fund. Inc. Ithaca, USA.
- Siegel, S., 1970. Estadística no paramétrica aplicada a las ciencias de la conducta. Ed. Trillas, México D.C.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J., 1969. Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Ed. H. Blume, Madrid.



Fecha de recepción / Date of reception: 13/03/2023

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 17/08/2023

Editor Asociado / Associate editor: Iván de la Hera