

Monitorización del emplazamiento de los nidos de alimoche común *Neophron percnopterus* como herramienta de planificación espacial de las actividades humanas en Bizkaia (País Vasco).

Monitoring nesting sites of the Egyptian vulture *Neophron percnopterus* as a spatial planning tool of human activities in Bizkaia (Basque Country).

Iñigo Zuberogoitia¹, Aitor Galarza², José Enrique Martínez³, Iñaki Castillo⁴, Agurtzane Iraeta², Maialen Azpillaga², Iker Apraiz⁵, Julen Zuberogoitia², Jabi Zabala⁵, Julio Ruiz⁴, Eneko Julen Diaz⁴, Igor Aginako⁴, Cristina Cinos⁴, Fran Martínez⁴, Mikel Yarza¹, Pablo García Clemente², Sonia Hidalgo⁴, Aitor Uriarte⁴, Mikel Larrinoa⁴.



Resumen

El alimoche común (*Neophron percnopterus*) es una de las especies de buitres globalmente amenazadas y con una tendencia poblacional decreciente. En el año 2015 se aprobó el Plan Conjunto de Gestión de las Aves Necrófagas de Interés Comunitario de la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) en respuesta a la necesidad de protección de estas especies. Durante 26 años (2000-2025), realizamos el seguimiento de la población reproductora de Bizkaia. En total localizamos 98 nidos diferentes correspondientes a 24 territorios, en

¹ Estudios Medioambientales Icarus S.L., C/ San Vicente, 8. 6 º Planta. Dpto 8. Edificio Albia I. 48001, Bilbao, Bizkaia. Spain, zuberogoitia@icarus.es, <https://orcid.org/0000-0002-8945-7386>

² Aranzadi Sciences Society. Department of Ornithology. Zorroagagaina 11, 20014 Donostia-San Sebastián, Spain. Aitor Galarza <https://orcid.org/0009-0007-3190-1054>

³ Bonellis Eagle Study and Conservation Group, Apdo. 4009, 30080 Murcia, Spain, <https://orcid.org/0000-0002-1200-5795>

⁴ Diputación Foral de Bizkaia. Departamento de Medio Natural y Agricultura. Alda Rekalde 30, 48009, Bilbao.

⁵ University of the Basque Country, UPV/EHU. Department of Zoology and Animal Cell Biology, C/Paseo de la Universidad 7, 01006 Vitoria-Gasteiz. Iker Apraiz <https://orcid.org/0000-0002-2971-263X> Jabi Zabala <https://orcid.org/0000-0002-1425-1594>



los que contabilizamos 418 puestas. La productividad media anual ($\pm$ desviación típica) fue de $0,56 \pm 0,17$ pollos por pareja controlada, $0,72 \pm 0,18$ pollos por pareja reproductora y $1,20 \pm 0,17$ pollos por pareja con éxito. Cada territorio de alimoche contó con $4,08 \pm 1,67$ nidos, utilizándose cada uno de ellos $4,00 \pm 4,48$ ocasiones/años. El periodo máximo detectado, transcurrido entre dos usos del mismo nido, fue de 16 años. Cada nido tiene asociados dormideros y posaderos habituales de la pareja, que forman la superficie de las Áreas Críticas de los Alimoches (ACAs). A partir de estas ACAs, siguiendo el Plan Conjunto de Gestión, se aplican *buffers* de 250 m, 1000 m o 10 km de radio con los que se gestionan las actividades que pueden suponer un riesgo para la especie. La implementación progresiva y acelerada de proyectos eólicos y sus infraestructuras eléctricas asociadas supone un importante riesgo para la conservación de esta especie. Resulta fundamental aplicar el conocimiento de la ecología espacial de la especie para ordenar el territorio de forma sostenible.

Palabras clave: Áreas Críticas para el Alimoche, distribución espacial, éxito reproductor, mortalidad, nidos, parques eólicos, plan de gestión, productividad.

Abstract

The Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) is one of the globally threatened vulture species with a decreasing population trend. In 2015, the Plan for the Management of Community-Interest Necrophagous Birds of the Autonomous Community of the Basque Country was approved in response to the need to protect these species. Over a period of 26 years, from 2000 to 2025, we conducted monitoring of the breeding population in Bizkaia. In total, 98 different nests were located across 24 territories, with 418 clutches recorded. The mean annual productivity was 0.56 ± 0.17 fledglings per monitored pair, 0.72 ± 0.18 fledglings per breeding pair, and 1.20 ± 0.17 fledglings per pair with a successful outcome. Each territory comprised 4.08 ± 1.67 nests, with each nest being used 4 ± 4.48 times or years. The maximum interval detected between two nest uses was 16 years. Each nest includes the associated roosts and habitual perches of the pair, which comprise the surface of the Critical Areas for Egyptian Vultures (ACAs in Spanish). From these ACAs, following the Management Plan, buffers of 250 m, 1000 m, or 10 km in radius are applied to regulate activities that may pose a risk to the species. The progressive and accelerated implementation of wind energy projects and related electrical infrastructures in the territory poses a significant risk to the conservation of this species. It is fundamental to apply our knowledge of the species' spatial ecology to manage the territory in a sustainable manner.

Key words: Critical areas for Egyptian vulture, spatial distribution, breeding success, mortality, nests, wind energy projects, Management Plan, productivity.

Laburpena

Sai zuria (*Neophron percnopterus*), oro har mehatxatuta eta populazioak gutxitzeko bidean dituzten sai espezieetako bat da. 2015. urtean, espezie horiek babesteko helburuarekin,

Euskal Autonomia Erkidegoan (EAE) Batasunaren Intereseko Hegazti Nekrofagoak Kudeatzeko Baterako Plana onartu zen. 26 urtean (2000-2025) Bizkaian ugaltzen den populazioaren jarraipena egin dugu. Guztira, 24 kokapenetako 98 habia desberdin aurkitu eta 418 errunaldi zenbatu genituen. Urteko batezbesteko produktibitatea ($\pm$ desbideratze tipikoa), kontrolatutako bikote bakoitzeko $0,56 \pm 0,17$ txitakoa izan zen, $1,20 \pm 0,17$ txita ugaltu zen bikoteko eta $1,20 \pm 0,17$ txitako arrakasta izan zen. Sai zuri lurralde bakoitzeko habia kopurua $4,08 \pm 1,67$ izan zen eta horietako bakoitza urteko $4,00 \pm 4,48$ aldiz erabili zen. Antzemandako denboraldi maximoa, habia bakoitza bi aldiz erabili tartekoa, 16 urtekoa izan zen. Habia bakoitzak berari lotuta ditu bikoteak erabili ohi dituen lotarako eta pausatzeko lekuak eta horiek Sai zurien Eremu Kritikoak (SEK) osatzen dituzte. SEK horiek abiapuntutzat hartuta eta Plan Bateratua jarraituz *buffer*-ak aplikatzen dira, 250 m, 1000 m edo 10 km-ko erradiokoak, eta horietan espeziearentzat arriskutsu gerta litezkeen jarduerak kudeatzen dira. Proiektu eolikoak eta horiei lotutako azpiegitura elektrikoen etengabeko inplementazio azeleratua arrisku handia dira espeziearen kontserbaziorako. Lurraldea modu jasangarrian antolatzeke ezinbestekoa da espeziearen espazio-ekologia ezagutzea.

Gako hitzak: Sai zurientzako Eremu Kritikoak, espazio-banaketa, ugaltze-arrakasta, hilkortasuna, habiak, parke eolikoak, kudeaketa plana, produktibitatea.



Introducción

El cambio climático y la rápida pérdida de biodiversidad son dos de las principales preocupaciones de la humanidad a escala mundial (IPCC, 2022; Di Stefano *et al.*, 2025). Como respuesta al cambio climático se están desarrollando políticas para reducir el consumo de combustibles fósiles y sustituirlos por fuentes renovables de energía (Giesen *et al.*, 2019). Sin embargo, los últimos conflictos geopolíticos han acelerado las decisiones de la UE para favorecer la independencia energética, comprometiendo la legislación de protección de la biodiversidad (Durá-Alemañ *et al.*, 2023). Esto ha llevado a un fuerte incremento en la construcción de instalaciones de energías renovables en España, a costa de la conservación de especies amenazadas y sus hábitats (Bolonio *et al.*, 2024).

Entre la fauna afectada por el actual modelo de desarrollo económico global, los buitres son el grupo de aves más amenazado a escala global, con un 87 % de las especies catalogadas en algún nivel de amenaza de la UICN (Buechley y Ekericio lu, 2016; Botha *et al.*, 2017; McClure *et al.*, 2018; Safford *et al.*, 2019). De las 15 especies de buitres del Viejo Mundo, siete especies están catalogadas en peligro crítico de extinción, tres en peligro de extinción y una vulnerable (BirdLife International, 2021). El empleo de drogas antiinflamatorias de uso veterinario (Diclofenaco, Shultz *et al.*, 2004), así como el uso ilegal de veneno para controlar poblaciones de depredadores

(Ogada et al., 2015) han llevado al colapso de las poblaciones de aves necrófagas en gran parte del mundo, fundamentalmente en Eurasia y África (Donázar et al., 2016; Ogada et al., 2016; Shaw et al. 2024). Además, en las últimas décadas, coincidiendo con un crecimiento en el desarrollo de proyectos de infraestructuras energéticas asociadas a las energías alternativas, se ha constatado un incremento significativo de la mortalidad de buitres en tendidos eléctricos y parques eólicos, siendo esta una de las principales causas de muerte para varias especies de buitres en algunos países como, por ejemplo, España (Carrete et al., 2009, 2012; Sanz-Aguilar et al., 2015; Morant et al., 2024). A estas amenazas, además, hay que sumar toda una serie de factores relacionados con la actividad humana, desde las regulaciones sanitarias motivadas por la encefalopatía espongiforme bovina que afectaron de forma severa a la disponibilidad de alimento en el campo (Margalida et al., 2010; Zuberogoitia et al., 2010; Margalida y Colomer, 2012), hasta la pérdida de hábitats debido al desarrollo de infraestructuras, canteras y actividades forestales, o al efecto sobre la reproducción y el mantenimiento de los territorios debido a las cada vez más frecuentes actividades recreativas en el medio natural (Morant et al., 2018; Zuberogoitia et al., 2021).

El alimoche común (*Neophron percnopterus*) (en adelante alimoche) presenta una tendencia poblacional decreciente (BirdLife International, 2021). Se estima que hay entre 12.400 y 36.000 individuos a nivel global y 6.000-9.000 en Europa, y es una de las especies de buitres amenazadas en peligro de extinción (BirdLife International, 2021). Su población reproductora se distribuye principalmente por el área circunmediterránea, que incluye España, Portugal, sur de Francia, Italia, Balcanes, Grecia y Turquía. También está presente en las montañas del norte y este de África, el Oriente Próximo y Medio y el sur de Asia Central, sobre todo en India y Nepal (BirdLife International, 2021).

Es una especie catalogada como vulnerable, tanto en España (Real Decreto 139/2011) como en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV, Decreto 167/1996). En el último censo nacional llevado a cabo en 2018, la población en España se estimó en 1.506-1.558 parejas, con una tendencia estable (Del Moral y Molina, 2018). En el ámbito de la CAPV su población constaba de 55 territorios, según el Atlas de Aves Nidificantes de Euskadi en el periodo 2016-2020 (Zuberogoitia, 2023).

El alimoche nidifica en solitario, en repisas y cavidades de cortados de cualquier tipo de litología, cuyas dimensiones superan normalmente los 10 metros de altura, tanto de grandes macizos kársticos como de pequeñas peñas silíceas y taludes margosos diseminados entre bosques (Donázar, 1993). Para anidar, buscan zonas poco transitadas por el ser humano, ocupando grandes paredes y pequeños roquedos en laderas apartadas de sendas, pistas y carreteras. Este tipo de entornos, sin embargo, resultan cada vez más escasos en la CAPV, y más en concreto en Bizkaia, debido a la elevada densidad de población humana y a la fuerte antropización del paisaje. En este con-

texto, algunas parejas, las menos, se ven obligadas a ubicar sus nidos en zonas muy próximas a lugares donde se desarrollan actividades industriales (p.ej., canteras) y asentamientos urbanos (p.ej., roquedos próximos a barrios; Zuberogoitia, 2011-2024).

Los alimoches habitualmente cuentan con varios nidos en su territorio, priorizando uno de ellos: aquel en el que se encuentran más seguros y en el que han conseguido un éxito reproductor más elevado en los años anteriores. Sin embargo, cambian de nido ante cualquier molestia, perturbación o alteración de hábitat en el entorno inmediato, lo que afecta al éxito reproductor y la productividad durante los primeros años (Morant *et al.*, 2018, 2020; Zuberogoitia *et al.*, 2021).

En la primera década del siglo XXI, se puso de manifiesto la existencia de un importante número de fracasos reproductores en la población asociados a perturbaciones de origen humano (Zuberogoitia *et al.*, 2008, 2014), que se traducían en un muy bajo porcentaje de parejas reproductoras (50 % en 2007) y bajos valores de éxito de reproducción y productividad. Asimismo, se cuantificó cómo las perturbaciones y cambios de hábitat que se producían en el entorno de los nidos, incluso cuando los alimoches estaban en África, provocaban una reacción automática de los alimoches al llegar a las zonas de reproducción alteradas, los cuales desechaban el nido y lo sustituían por otro nuevo, lo que afectaba negativamente a la reproducción e, incluso, producía la pérdida del territorio en los casos más graves (Morant *et al.*, 2020). Por ello y con objeto de revertir esta situación, a partir de 2010, la Diputación Foral de Bizkaia adoptó las primeras pautas y criterios de gestión activos para la conservación de la especie, buscando minimizar las perturbaciones que pudieran darse en torno a los nidos y, en 2015, se aprobó el Plan Conjunto de Gestión de las Aves Necrófagas de Interés Comunitario de la CAPV (Decreto Foral 83/2015). Este Plan reforzó la base legal, definiendo como Áreas Críticas para el alimoche (ACA, en adelante) aquellas áreas vitales para la supervivencia y recuperación de la especie en las que se delimitan las zonas de nidificación conocidas, incluyendo aquellas en las que se constaten intentos de reproducción, así como también los dormideros comunales. Se consideró el radio de 1 km en torno a las ACA como zona buffer en las que evitar los impactos por perturbaciones de origen humano durante la época reproductora (Decreto Foral 83/2015), dado que la distancia máxima de alerta de los alimoches ante personas realizando distintas actividades recreativas en el entorno del nido era de 605 m y que las actividades más impactantes (trabajos forestales, obras, apertura de pistas, etc.) podían afectar la ocupación y la reproducción a distancias incluso mayores de 1 km (según casos, Zuberogoitia *et al.*, 2008, 2014). Como resultado de la aplicación del Plan de Gestión se incrementó significativamente tanto del número de parejas reproductoras, como del éxito reproductor y de los valores de productividad (Fig. 1 y 2; Zuberogoitia *et al.*, 2021).

Los objetivos de este artículo son (1) describir el patrón de uso y selección de nidos de los alimoches en Bizkaia y su distribución espacial a largo plazo (2000-2025) y (2) eva-

luar la utilidad de las ACAs como herramienta de gestión para la planificación territorial y energética.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio cubre todo el territorio de Bizkaia (CAPV, norte de la Península Ibérica; 2.217 km²). El clima es atlántico y las temperaturas suaves, con una oscilación térmica de 12°C entre el mes más frío y el más cálido y 1.200-2.000 mm de precipitaciones distribuidas a lo largo del año (Euskalmet.eus, 2020). El paisaje es montañoso, densamente poblado (520 habitantes/km²) (Eustat.eus, 2025), con extensas áreas urbanas e industriales, fundamentalmente en los valles y las laderas más suaves, mientras que las zonas montañosas están dedicadas a las plantaciones forestales (*Pinus radiata* y *Eucalyptus* spp.), que cubren el 75,9% de la superficie forestal, la cual es un 59,75 % de la superficie de Bizkaia (Euskadi.eus, 2025), a pastos y a espacios naturales. Durante los últimos 80 años, las plantaciones forestales se han ido expandiendo, desplazando gradualmente a los prados, pastos y brezales dedicados a la ganadería extensiva, a las actividades agrícolas tradicionales y a los bosques nativos remanentes.

Trabajo de campo

Todos los años, desde 2000 hasta 2025, empezamos el seguimiento de los alimoches en febrero, cuando estos llegan de sus cuarteles de invierno y ocupan los territorios. Entre febrero y marzo, visitamos todos los territorios conocidos de años anteriores y exploramos otros roquedos susceptibles de ser colonizados por nuevas parejas. Este exhaustivo seguimiento de campo permite contabilizar el número de parejas que regentan un territorio dentro de nuestra población de estudio (territorios ocupados controlados). En estos meses observamos el comportamiento de cortejo y arreglo de los nidos, delimitando la selección del nido a medida que las parejas se centran en un emplazamiento y hasta que realizan la puesta y comienza la incubación, la cual suele producirse en la zona de estudio entre finales de marzo y comienzos de mayo (Morant *et al.*, 2018, 2020). La incubación dura entre 39 y 45 días y los pollos vuelan del nido con aproximadamente 90 días, permaneciendo en los alrededores del nido entre dos y cuatro semanas más (Tapia y Zuberogoitia, 2018; Morant *et al.*, 2019). En estos cinco meses, que pueden alargarse hasta finales de septiembre, realizamos un seguimiento intensivo de todos los nidos para confirmar el correcto desarrollo de la reproducción y detectar y controlar cualquier tipo de problema que pueda producirse en su entorno (Zuberogoitia *et al.*, 2021).

Se consideraron como parejas reproductoras aquellas que construían nido, realizaban la puesta y comenzaban la incubación, siendo parejas territoriales no reproductoras aquellas que mostraban el comportamiento de cortejo, incluso la construcción del nido, pero no llegaban a realizar la puesta y comenzaban a incubar. Al mismo tiempo, establecíamos las ACAs y marcábamos las pautas de gestión de cada temporada en función de cómo evolucionaban las parejas y la selección que hacían de los nidos (Zuberogoitia *et al.*, 2021).

Cada nido tiene asociado uno o varios dormideros situados a escasos metros, normalmente en la misma pared o en una contigua. Uniendo el nido de cada año, con los dormideros utilizados, así como los posaderos preferentes próximos al nido durante la época de reproducción, definimos las superficies correspondientes al ACA de cada territorio.

El seguimiento lo realizábamos con telescopios terrestres de óptica 20-60x para poder vigilar los nidos desde puntos ventajosos situados a una distancia media de 1.000 m (rango = 442 – 2.826 m), en días de buena visibilidad y a distancias suficientemente lejos como para no ser una causa de amenaza o activar el estado de alarma de los adultos (Zuberogoitia *et al.*, 2008; Martínez *et al.*, 2025).

Los parámetros reproductivos utilizados en este artículo son, en primer lugar, el número de parejas que inicia la reproducción con respecto del total de territorios ocupados; el éxito reproductor, medido como el porcentaje de parejas con éxito respecto del número de parejas que inicia la reproducción; y la productividad, medida como el número de pollos que vuela respecto a 1) el número de territorios, 2) el número de parejas que inicia la reproducción y 3) el número de parejas con éxito.

Análisis Estadísticos

Para analizar la tendencia temporal (años) del número de territorios y del número de parejas reproductoras, desarrollamos un modelo lineal generalizado (glm) con distribución de Poisson. Para analizar la tendencia temporal del éxito reproductor y de la productividad utilizamos los modelos de regresión Beta (para variables continuas que asumen un rango de 0-1; Cribari-Neto y Zeileis, 2010; Zeileis *et al.*, 2012). Desarrollamos todos los análisis estadísticos con R 4.1.3, empujando los paquetes “dplyr”, “latticeExtra” y “betareg” y, para algunos de los gráficos, el paquete “ggplot2”.

Resultados

La población de alimoches de Bizkaia experimentó una caída poblacional a finales de la década de los 2000, recuperándose después paulatinamente, pero sin una tendencia clara ($z = 0,927$; $P = 0,766$). Esta primera década coincidió con valores muy bajos

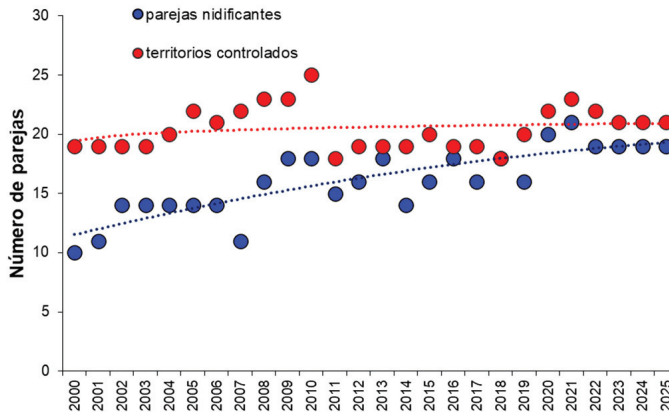


Fig. 1.- Número de territorios y, de ellos, el número de parejas reproductoras (puesta de al menos un huevo) de alimoche común en Bizkaia, periodo 2000-2025.

Fig. 1.- Number of territories and, among them, the number of breeding pairs (at least one egg laid) of the European vulture in Bizkaia, 2000–2025.

de los parámetros reproductores, los cuales fueron creciendo positivamente a partir de la puesta a punto del plan de gestión de la especie en 2010. Así, el número de parejas que iniciaba la reproducción siguió una tendencia positiva ($z = 2,961$; $P = 0,003$), al igual que el éxito reproductor ($\Phi = 17,02$, $z = 2,203$, $P < 0,001$) y la productividad ($\Phi = 14,346$, $z = 3,72$, $P < 0,001$).

En total, entre 2000 y 2025 localizamos 98 nidos correspondientes a 24 territorios de alimoche común. Asimismo, detectamos tres parejas que colonizaron nuevos territorios (Zierbena, Otoio y Eskuagatz), sin llegar a reproducirse y con una permanencia limitada de entre 2 y 3 años. Por tanto, este seguimiento llevado a cabo durante un periodo de 26 años permitió confirmar la presencia de 27 territorios en Bizkaia. En los 98 nidos controlados se contabilizaron un total de 418 puestas y seis más que se interrumpieron cuando estaban en el proceso de puesta de huevos. El número de parejas reproductoras por año fue de $16,08 \pm 2,88$ (rango = 10 – 21; Fig. 1), siendo el promedio de las parejas reproductoras con respecto a las parejas controladas (reproductoras y no reproductoras) de $78,57 \pm 13,30$ % (rango = 50 – 100 %). El éxito reproductor por pareja reproductora fue de $0,6 \pm 0,14$ (rango = 0,36 – 0,84). La productividad media anual fue de $0,56 \pm 0,17$ pollos por pareja controlada (rango = 0,26 – 0,91), $0,72 \pm 0,18$ pollos por pareja reproductora (rango = 0,37 – 1,06) y $1,20 \pm 0,17$ pollos por pareja con éxito (rango = 1 – 1,75; Fig. 2).

Cada territorio de alimoches contó con varios nidos que fueron utilizados en un promedio de $4,00 \pm 4,48$ ocasiones/años (Tabla 1). En tres de los territorios, quizá por una insuficiente disponibilidad de recursos adecuados para anidar, los alimoches sólo

tuvieron un nido. Si no hay afecciones, los alimoches anidan de forma sucesiva en el mismo nido, cambiando a otro emplazamiento al año siguiente en caso de producirse algún problema, pudiendo utilizar el emplazamiento anterior en cualquier momento. El periodo máximo detectado entre dos usos de un nido fue de 16 años (Tabla 1).

A partir de las superficies de cada ACA se aplicaron las áreas de protección perimetral que establece el Plan de Gestión mediante buffers de 250 m, 1000 m o 10 km

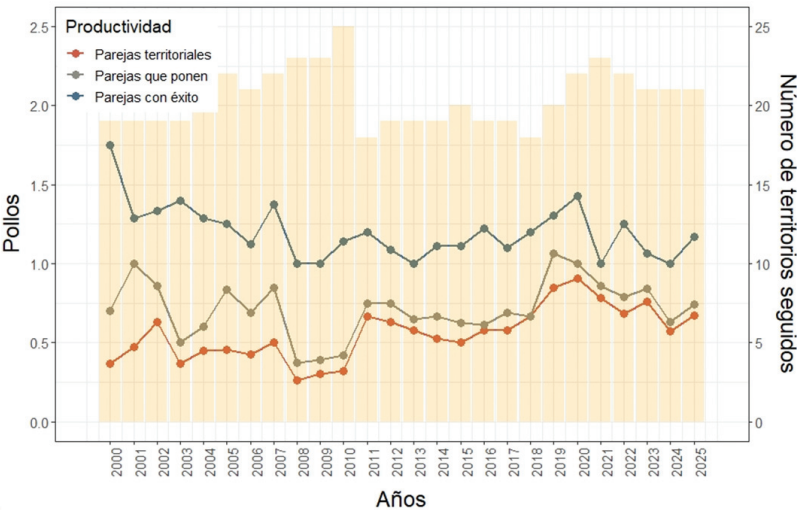


Fig. 2.- Productividad medida en función del número de pollos por territorio, por pareja reproductora (pone al menos 1 huevo) y por pareja reproductora con éxito (vuela al menos 1 pollo) de alimoche común en Bizkaia, periodo 2000-2025.

Fig. 2.- Productivity as a function of the number of fledglings per territory, per breeding pair (at least one egg laid), and per breeding pair with a successful outcome (at least one chick fledged) for the European vulture in Bizkaia, 2000–2025.

	Media ± D.E.	Rango
Nidos por territorio	4,08 ± 1,67 nidos	1 – 7 nidos
Nº veces utilizado cada nido	4 ± 4,48 años	1 – 24 años
Nº años seguidos utilizado cada nido	2,85 ± 3,26 años	1 – 24 años
Intervalo de tiempo entre un uso y el siguiente	2,43 ± 3,21 años	1 – 16 años
Distancia entre nidos del mismo territorio	743,96 ± 1086,85 m	4 – 5874 m

Tabla 1.- Valores medios, desviación estándar y rango de los valores relativos a la utilización de los nidos por territorio (n = 418 puestas, 98 nidos y 24 territorios) de alimoche común en Bizkaia entre 2000 y 2025.

Table 1.- Mean values, standard deviations, and ranges for nest usage by territory (n = 418 clutches, 98 nests, and 24 territories) of the Egyptian vulture in Bizkaia, 2000–2025.

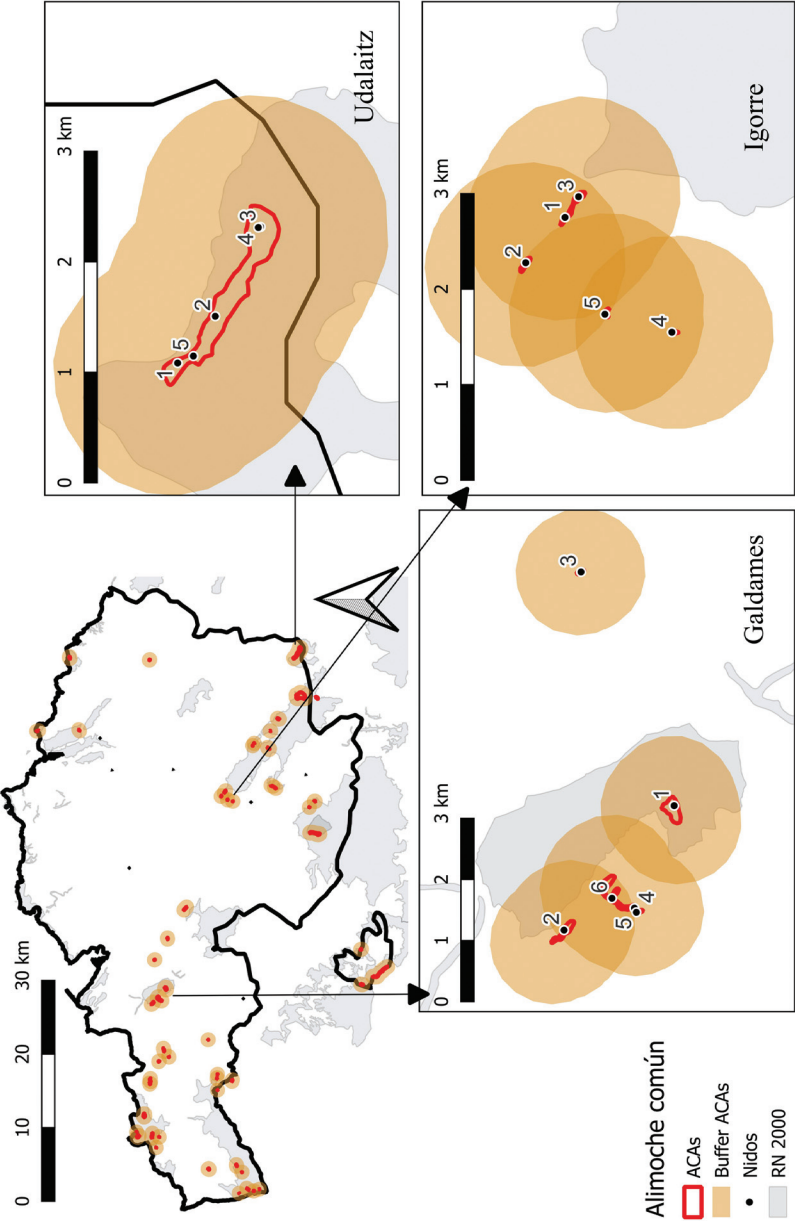


Fig. 3.- Áreas Críticas de Alimoche (ACAs) en Bizkaia y buffer de 1 km de radio en torno a cada una de ellas, periodo 2000-2025 (Fig. 3), con tres ejemplos de cómo se distribuyen las áreas buffer en función de la ubicación y dispersión de los nidos en diferentes territorios (Udalaiz, Galdames e Igorre). Se incluye la superficies de Red Natura 2000.

Fig. 3.- Critical Areas for the Egyptian Vulture (ACAs in Spanish) in Bizkaia and the 1 km radius buffer around each of them, 2000–2025 (Fig. 3), with three examples illustrating how buffer areas are distributed according to nest location and dispersion across different territories (Udalaiz, Galdames, and Igorre). Includes Natura 2000 surface area.

de radio (p. ej., Fig. 3 para el buffer de 1 km). En esta figura se muestran tres ejemplos:

- 1) **ACA Udalaiz**, con una única superficie que engloba todos los nidos y dormitorios, por ser un macizo continuo, en los que los alimoches emplearon ubicaciones repartidas por toda la superficie.
- 2) **ACA Galdames**, con cuatro superficies separadas por varios km entre sí, estando una de ellas formada por tres nidos y las otras tres por un nido y un dormitorio cada una.
- 3) **ACA Igorre**, con tres superficies, dos de ellas separadas y con solo un nido y la tercera compuesta por tres nidos ubicados en tres pequeñas paredes contiguas.

Discusión

Los alimoches tienden a cambiar de nidos y a utilizar varios emplazamientos en cada territorio (Tabla 1), repitiendo la nidificación en aquellos en los que no se registran problemas (Morant *et al.*, 2020). Incluso, es posible que un nido no utilizado en más de una década vuelva a ser seleccionado, siendo el caso más extremo de 16 años. Esto supone que para una correcta gestión han de considerarse todos los nidos de cada territorio, ya que pueden ser utilizados en cualquier momento. De lo contrario, se estaría reduciendo la capacidad de carga del medio y la calidad de los territorios de nidificación. Además, resulta importante considerar que un 36,7% de los nidos están fuera de zonas Red Natura 2000 y que ocho territorios tienen todas a casi todas sus superficies de las ACAs fuera de figuras de protección.

Para reducir los impactos, se puede ajustar mejor el modelo de gestión a medida que se avanza en el conocimiento de los requerimientos de la especie para la nidificación, así como en el comportamiento durante la reproducción (Morant, *et al.*, 2019). Así, los técnicos de la Administración encargados de la gestión de la especie condicionan los permisos y las DIAs (Declaraciones de Impacto Ambiental) tanto de obras y trabajos forestales, como de actividades recreativas, partiendo de la base de las ACAs y sus buffer de 1 km (Fig. 3 y 4) y de la fenología de la reproducción de la especie. De esta forma, al comienzo de la temporada de reproducción (1 marzo) se restringen todas las actividades perturbadoras que puedan realizarse en todas las superficies de las ACAs. Esto permite que la mayoría de las parejas de alimoches pueda comenzar la reproducción sin incidentes, reduciendo las deserciones territoriales y los fracasos tempranos (antes de la puesta). Una vez que los alimoches eligen un nido, lo arreglan, realizan la puesta y comienzan a incubar, se fija el buffer de 1 km en torno a la superficie del ACA ocupada, flexibilizando las actividades en el resto de las superficies, salvo aquellas que supongan cambios de paisaje en un radio de 250 m de las ACAs, las cuales quedan prohibidas con carácter general (Decreto Foral 83/2015). Las restricciones se levantan el 15 de septiembre, pudiéndose adelantar en función de la fecha

de vuelo de los pollos y el abandono del territorio, pero también pueden alargarse en el caso de parejas tardías cuyos pollos vuelen a finales de septiembre. Estas medidas, implementadas paulatinamente, hicieron posible que los parámetros reproductores de la especie fueran mejorando progresivamente con los años.

El Plan de Gestión determina que no se debería instalar ninguna nueva línea de tendido eléctrico en el buffer de 1 km en torno a las ACAs (Fig. 4). También determina que, para el caso de los proyectos de energía eólica, no se deba emplazar ningún aerogenerador en un radio de 10 km en torno a las ACAs. Esto último, no obstante, impacta significativamente en el modelo de desarrollo de las energías renovables del Gobierno Vasco y choca, evidentemente, con el Plan Territorial Sectorial de energías renovables que elabora esta administración autonómica (Gobierno Vasco, 2024). Aplicando los 10 km de buffer en torno a las ACA de los alimoches de Bizkaia se obtiene la figura 4. En esta figura, en la que no se han incluido las ACAs de las provincias vecinas, se ilustra cómo hay un área con muy alta densidad de territorios y movimientos de alimoches en el tercio occidental de Bizkaia, otra de alta densidad en el tercio sur (PN Urkiola y Gorbeia y ZEPA Sierra Salvada), una zona de baja densidad en el borde nororiental y una única zona vacía en el centro norte.

Hasta la fecha, no se ha emprendido ningún estudio científico que desarrolle modelos de ecología y uso del espacio del alimoches en la CAPV. Llevarlos a cabo, podría proporcionar cartografías de preferencia espacial aplicables a un correcto modelo de gestión de las energías renovables (ver p. ej., águila real en Escocia, Fielding *et al.*, 2020; buitre leonado en España, Morant *et al.*, 2024). Por otro lado, los trabajos de seguimiento realizados mediante transmisores satelitales y GPS/GSM en otras regiones europeas muestran cómo en algunos casos el área de campeo de los alimoches supera los 10 km de radio establecidos en el Plan de Gestión (en función de la disponibilidad de alimento y la distancia a las fuentes de alimentación; López-López *et al.*, 2013, 2014; McGrady *et al.*, 2018; Morant *et al.*, 2020, 2022). Sólo en lugares con alta concentración de alimento, próximos a nidos o a dormideros, se encuentran áreas de campeo relativamente pequeñas, como en el caso de la concentración de alimoches invernantes en Extremadura ($38,66 \pm 36,44$ km²; Morant *et al.*, 2020). En Fuerteventura (Islas Canarias), donde los alimoches cuentan con zonas de alimento predecible y abundante en granjas, comederos o vertederos, el área media (kernel 95%) de 27 alimoches reproductores fue de 153 km² (García-Alfonso *et al.* 2020). Estos autores mencionaban que en un radio de 2,8 km con respecto al nido se recogería en promedio el 50% del área de mayor actividad, mientras que un radio de 6,8 km recogería el 75% de las localizaciones, desplazándose distancias de hasta 30 km para visitar puntos de alimentación predecible. Por su lado, Donázar y Ceballos (1987) y Ceballos y Donázar (1988), utilizando transmisores VHF que limitan significativamente la distancia de detección, observaron que los alimoches reproductores de las Bardenas (Navarra) se movían normalmente en un radio de 8 km y que la mayoría de los

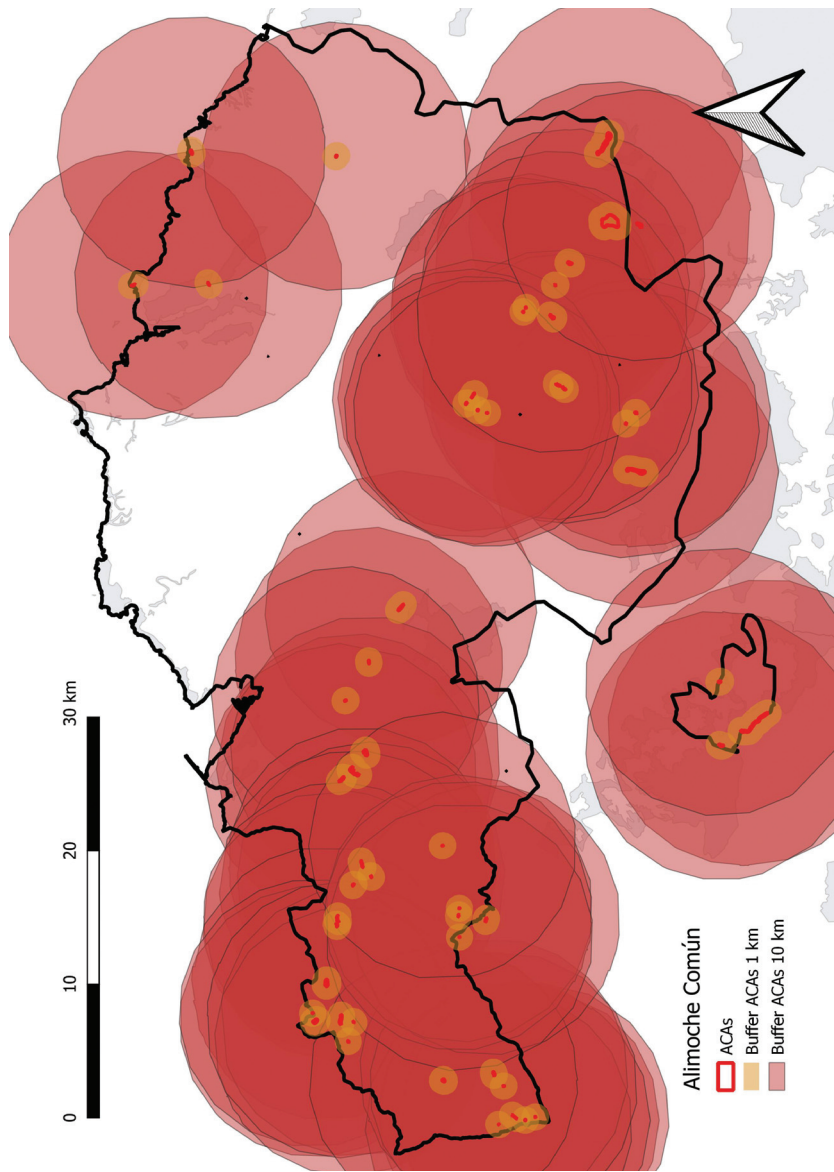


Fig. 4.-Áreas Críticas de Alimoche (ACAs) en Bizkaia y buffer de 1 km y de 10 km de radio en torno a cada una de ellas, periodo 2000-2025 (Fig. 3). la superficies de Red Natura 2000.

Fig. 4.-Critical Areas for the Egyptian Vulture (ACAs in Spanish) in Bizkaia with 1 km and 10 km radius buffers around each, 2000-2025 (Fig. 3)..

registros estaban en un radio de 15 km. Obviamente, estos datos, más conservativos que los que se obtienen hoy en día con los transmisores GPS (Serrano *et al.*, 2022), hay que tomarlos con cautela. Serrano *et al.* (2022) recopilan los datos de posiciones GPS de tres alimoches reproductores, marcados en Navarra entre 2018 y 2020 por el equipo de Paz Azkona y Carmelo Fernández, en los que muestran que el área de campeo de los tres ejemplares oscilaba entre 500 y 1.500 km² (Mínimo Polígono Convexo, MPC) o entre 100 y 300 km² si se estima en base al kernel 95%. En cambio, en aquellas zonas en donde la disponibilidad de alimento está dispersa en núcleos o puntos concretos, los alimoches tienden a realizar grandes desplazamientos desde el nido hasta los puntos de alimentación (Cerecedo-Iglesias *et al.*, 2023). El caso de nuestra área de estudio, no obstante, se ajusta probablemente a un patrón diferente ya que no hay fuentes de alimento predecible y los alimoches tienden a desplazarse a lo largo de grandes áreas en busca de fuentes tróficas no predecibles (ver Hidalgo *et al.*, 2005 y obs. pers.).

Para algunas especies de grandes aves rapaces, la presencia de aerogeneradores provoca un desplazamiento de los territorios ocupados debido a un comportamiento denominado “evitación activa”. Este comportamiento puede tener lugar a escala micro (aerogenerador) o a macro (parque eólico) (Martínez *et al.*, 2010; Fielding *et al.*, 2021). Por lo tanto, las áreas ocupadas por parques eólicos suponen una pérdida de hábitat para especies como el alimoche (Carrete *et al.*, 2009). Esto, en principio, limitaría el impacto directo de la muerte por colisión con las aspas de los aerogeneradores (Sanz-Aguilar *et al.*, 2015). Entre las grandes aves planeadoras, el buitre leonado es la especie más afectada por la muerte por colisión con aspas de los aerogeneradores, mientras que las bajas de alimoches son significativamente menores (Pérez-García y Serrano, 2023; SEO/BirdLife, 2023). No obstante, es preciso tener en cuenta el valor relativo de cada caso en función del tamaño de población (mucho mayor en el caso de los buitres), el tipo de desplazamientos de alimentación y movimientos dispersivos y la prevalencia a lo largo del ciclo anual. De hecho, el riesgo por colisión es uno de los factores de amenaza más importantes para los alimoches en España (Ceballos y Cortés-Avizanda, 2004; Grande *et al.*, 2004; Tellería 2009; Carrete *et al.*, 2009, Sanz-Aguilar *et al.*, 2015). Según el informe de SEO/BirdLife (2023) sobre factores de mortandad de aves en España, entre 2008 y 2018 ingresaron 12 alimoches en centros de recuperación de fauna por colisión con aerogeneradores y 18 más por electrocución. Por su parte, Pérez-García y Serrano (2023) cifraron en 34 los alimoches recogidos por colisión en los trabajos de revisión de mortalidad en parques eólicos hasta 2020. Serrano *et al.* (2022) aportaban algunas cifras para Navarra (10 alimoches muertos por colisión con aerogeneradores desde 2004) y Aragón (6 individuos en Aragón para finales de 2021), pero alertaban de la falta de transparencia y de trabajos de revisión en ambas comunidades autónomas, sugiriendo una correlación entre la súbita desaparición de ejemplares reproductores de parejas que nidifican en el entorno del Parque Eólico de la “Plana de Sancho Abarca” (Tauste, Zaragoza), en el mismo límite del

Parque Natural de Bardenas Reales (Navarra), y de la ZEPA-ZEC Loma negra (Aragón). A pesar de que la energía eólica lleva más de 25 años implantada en España, la falta de transparencia en la estimación de muertes de aves por colisión en aerogeneradores es lamentablemente un hecho habitual, ya que muchas consultoras no la incluyen en sus estudios y en otras situaciones las empresas y las administraciones no las hacen públicas (Pérez-García y Serrano, 2023).

Conclusiones

La correcta gestión de una especie amenazada, como la que nos ocupa, supone un reto logístico continuo y un compromiso firme para minimizar los impactos, tanto conocidos como probables, a lo largo del tiempo. Desde que comenzó la gestión activa de la especie en Bizkaia, se obtuvieron resultados positivos que demostraban la posibilidad de la conservación y mejora de las poblaciones de una especie tan sensible como es el alimoche, incluso en un entorno tan desfavorecido, por la alta densidad de población humana y sus actividades, y complejo como es Bizkaia (Zuberogoitia *et al.*, 2021). Sin embargo, la implementación progresiva y acelerada de proyectos eólicos e infraestructuras eléctricas asociadas en el territorio supone un importante riesgo para la conservación de esta especie amenazada. Por este motivo, resulta prioritario continuar y potenciar el actual programa de monitorización de la población que se viene desarrollando desde hace casi tres décadas en Bizkaia. La conservación de la biodiversidad debe respaldarse en la evidencia científica, la cual facilita la toma de decisiones cotidianas de gestión, puede permitir identificar y solucionar problemas de conservación asociados al creciente impacto de las actividades humanas en la naturaleza (Mougeot y Arroyo, 2017) y proporciona un flujo adecuado de información entre investigadores, consultores y gestores (Martínez *et al.*, 2003). Asimismo, sería deseable que se considerase de forma prioritaria esta información cuando se desarrollan programas de planificación del territorio, más aún cuando se trata de actividades que generan un notable impacto en el medio natural.

Agradecimientos

Queremos agradecer la colaboración en el trabajo de campo de Lander Astorkia, Aina-ara Azkona, Fernando Ruiz-Moneo, Gorka Burgos, Mikel Larrea, Jon Morant, Javi López Orruela, Eneko Urrutia, Sergio González Ahedo, Elena Bombín, Julen Villalta, Igor Bernaola, Juan Manuel Pérez de Ana, Borja Díaz, Luki Fondado, Sabin Infante, Joseba Alberdi, Juankar Andrés, Gorka Valdés, Gorka Vacas, Aitor Makazaga, Ibai Zubizarreta, Iker Novoa, Beñat Lardizabal, Marco Pecoraro.

Queremos agradecer a Juan Arizaga y a un segundo revisor anónimo por sus valiosas aportaciones que mejoraron una versión previa del manuscrito y a Nere Zorrozuza por su ayuda en el proceso editorial.

Bibliografía

BirdLife International, 2021. *Neophron percnopterus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021:e.T22695180A205187871.

Bolonio, L., Moreno, E., Calle, A., Montelio, E., Valera, F., 2024. Renewable energy acceleration endangers a protected species: better stop to light a torch than run in the dark. *Environ. Impact Assess. Rev.* 105, 107432.

Botha, A., Andevski, J., Bowden, C.G.R., Gudka, M., Safford, R., Williams, N.P., 2017. Multi-species Action Plan to Conserve African-Eurasian Vultures. Coordinating Unit of the CMS Raptors MOU. CMS Raptors MOU Technical Publication n. 5. Abu Dhabi, United Arab Emirates.

Buechley, E.R., ekericio lu, Ç.H., 2016. The avian scavenger crisis: Looming extinctions, trophic cascades, and loss of critical ecosystem functions. *Biological Conservation* 198, 220-228.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Donázar, J.A., 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation* 142(12), 2954-2961.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Montoya, F., Donázar, J.A., 2012. Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. *Biological Conservation* 145(1), 102-108.

Ceballos, O., Donázar, J.A., 1988. Actividad, uso del espacio y cuidado parental en una pareja de alimoches (*Neophron percnopterus*) durante el periodo de dependencia de los pollos. *Ecología* 2, 275-291.

Ceballos, O., Cortés-Avizanda, A., 2004. Riesgos para la población de alimoche (*Neophron percnopterus*) del proyecto de ocho instalaciones eólicas en la Ribera de Navarra. Informe inédito. Gobierno de Navarra.

Cerecedo-Iglesias, C., Bartumeus, F., Cortés-Avizanda, A., Pretus, J.L., Hernández-Matías, A., Real, J., 2023. Resource predictability modulates spatial-use networks in an endangered scavenger species. *Mov. Ecol.* 2023, v. 11, n. 22.

Cribari-Neto, F., Zeileis, A., 2010. "Beta Regression in R." *J. Stat. Softw.* 34 (2), 1-24.

Decreto 167/1996, de 9 de julio, por el que se regula el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina. Disponible en: <https://www.euskadi.eus/web01-bopv/es/p43aBOPVWebWar/VerParalelo.do?cd1996003481>

Decreto Foral 103/2018, de 24 de julio, de la Diputación Foral de Bizkaia, por el que se regula la autorización para la celebración de pruebas deportivas colectivas en espacios naturales protegidos y montes del Territorio Histórico de Bizkaia. Disponible en: https://www.bizkaia.eus/Kultura/kirolak/Kirolbide_Bizkaia/publikoa/visor_Legislacion.asp?Tem_Codigo=2260yCod=1839yanio=2014yldioma=CA. (accessed 2021.01.5).

Decreto Foral 83/2015, de 15 de junio, de la Diputación Foral de Bizkaia por el que se aprueba el plan conjunto de gestión de las aves necrófagas de interés comunitario de la

Comunidad Autónoma del País Vasco. Disponible en:

https://www.bizkaia.eus/home2/Temas/DetalleTema.asp?Tem_Codigo=4344&idioma=C&Ydpto_biz=2&ycondpath_biz=2%7C4344. (accessed 2025.08.14).

Del Moral, J.C., Molina, B. (Eds.), 2018. El alimoche común en España, población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.

Di Stefano, V., D'Alessandro, S., Di Domenico, G., 2025. Biodiversity loss, climate change, and Nature Restoration Law in the modern legal system of the European Union. In: Salvati, L. (Ed). Environmental Sustainability and Global Change, 245-256. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-31596-1.00017-9>

Donázar J.A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I., Serrano, D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola* 63, 181-234.

Donázar, J.A., Ceballos, O., 1987. Uso del espacio y tasas reproductoras en el alimoche (*Neophron percnopterus*). Informe inédito. ICONA, Madrid.

Donázar, J.A., 1993. Los buitres ibéricos. Biología y conservación. J.M. Reyero [Ed.]. Madrid.

Durá-Alemañ, C.J., Moleón, M., Pérez-García, J.M., Serrano, D., Sánchez-Zapata, J.A., 2023. Climate change and energy crisis drive an unprecedented EU environmental law regression. *Conserv. Lett.* 16, e12958. <https://doi.org/10.1111/conl.12958>

Euskadi.eus. 2024. Disponible en:

https://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/mapa_forestal_2024/es_agripes/adjuntos/BIZKAIA2024.pdf (accessed 2025.08.14)

Euskalmet.eus <https://www.euskalmet.euskadi.eus/s07-5853x/es/meteorologia/home.apl?e=5>. (accessed 2025.08.14).

Eustat.eus. 2025. https://www.eustat.eus/elementos/tbl0011429_c.html (accessed 2025.08.14).

Fielding, A.H., Anderson, D., Benn, S., Dennis, R., Geary, M., Weston, E., Whitfield, D.P., 2021. Non-territorial GPS-tagged golden eagles *Aquila chrysaetos* at two Scottish wind farms: Avoidance influenced by preferred habitat distribution, wind speed and blade motion status. *PLoS ONE* 16(8): e0254159. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0254159>

Fielding, A.H., Haworth, P., Anderson, D., Benn, S., Dennis, R., Weston, E., Whitfield, D.P., 2020. A simple topographical model to predict Golden Eagle *Aquila chrysaetos* space use during dispersal. *Ibis* 162, 400-415.

García-Alfonso, M., van Overveld, T., Gangoso, L., Serrando, D., Donázar, J.A., 2020. Vultures and livestock: the where, when, and why of visits to farms. *Animals* 10(11), 2127.

Gielen, D., Boshell, F., Saygin, D., Bazilian, M. D., Wagner, N., Gorini, R., 2019. The role of renewable energy in the global energy transformation. *Energy Strategy Reviews* 24, 38-50.

Gobierno Vasco, 2024. Plan territorial sectorial de energías renovables en Euskadi. Dpto de Industria, transición energética y sostenibilidad. Disponible en:

https://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/proceso_elaboracion_ptseres/es_def/adjuntos/PROVISIONAL-DOC-1-MEMORIA.pdf

Grande, J.M., Donázar, J.A., Ceballos, O., Tella, J.L., Serrano, D., Carrete, M., 2004. El alimoche en el valle medio del Ebro: factores de mortalidad, análisis demográfico y propuestas de conservación. Informe inédito. Gobierno de Aragón-Estación Biológica de Doñana (CSIC).

Hidalgo, S. Zabala, J., Zuberogoitia, I., Azkona, A., Castillo, I., 2005. Food of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Biscay. *Buteo* 14, 23-29.

IPCC, 2022. Climate change 2022: Impacts, adaptation, and vulnerability. In: Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Tignor, M., Poloczanska, E.S., Kintanbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., Rama, B. (Eds.), Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

López-López, P., Benavent-Corai, J., García-Ripollés, C., Urios, V., 2013. Scavengers on the move: Behavioural changes in foraging search patterns during the annual cycle. *PLoS One* 8, e54352. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0054352> (2013).

Margalida, A., Colomer, M.A., 2012. Modelling the effects of sanitary policies on European vulture conservation. *Scientific reports* 2(1), 753.

Margalida, A., Donázar, J.A., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., 2010. Sanitary versus environmental policies: fitting together two pieces of the puzzle of European vulture conservation. *Journal of Applied Ecology* 47(4), 931-935.

Martínez J.E., Calvo J. F., Martínez J.A., Zuberogoitia, I., Cerezo E., Manrique J., Gómez, G.J., Nevado, J.C., Sánchez, R., Bayo, J., Oallarés, A., González, J.M., Gómez, J.M., Pérez, P., Motos, J., 2010. Potential impact of wind farms on territories of large eagles in south-eastern Spain. *Biodivers. Conserv.* 19, 3757-3767.

Martínez, J.A., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., García, J.T., Carbonel, R., De Lucas, M., Díaz, M., 2003. Las evaluaciones de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y soluciones. *Ardeola* 50(1), 85-102.

Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., Calvo, J.F., Álvarez, M., Arroyo, B., Margalida, A., 2025. Behavioural responses of Bonelli's eagles to human disturbances: Assessing the effect on reproduction and suggested mitigating measures. *People and Nature* 7, 1309-1320. <https://doi.org/10.1002/pan3.70026>

McClure, C.J.W., Westrip, J.R.S., Johnson, J.A., Schulwitz, S.E., Virani, M.Z., Davies, R., Symes, A., Wheatley, H., Thorstrom, R., Amar, A., Buij, R., Jones, V. R., Williams, N.P., Buechley, E.R., Butchart, S.H.M., 2018. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation* 227, 390-402.

McGrady, M.J., Karelus, D.L., Rayaleh, H.A., Sarrouf Willson, M., Meyburg, B.U, Oli, M.K., Bildstein, K., 2018. Home ranges and movements of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* in relation to rubbish dumps in Oman and the Horn of Africa. *Bird Study* 65(4),544-556.

Morant, J., Arrondo, E., Sánchez-Zapata, J.A., Donázar, J.A., Margalida, A., Carrete, M., Blanco, G., Guil, F., Serrano, D., Pérez-García, J.M., 2024. Fine-scale collision risk mapping and validation with long-term mortality data reveal current and future wind energy development impact on sensitive species. *Environmental Impact Assessment Review* 104(2024) 107339.

Morant, J., López-López, P., Zuberogoitia, I., 2019. Parental investment asymmetries of a globally endangered scavenger: unravelling the role of gender, weather conditions and stage of the nesting cycle. *Bird Study* 66, 329-341.
<https://doi.org/10.1080/00063657.2019.1688251>

Morant, J., Scacco, M., Safi, K., Abad Gómez, J.M., Álvarez, T., Sánchez, A., Phipps, W.L., Carbonell, I., García, J., Prieta, J., Zuberogoitia, I., López-López, P., 2022. Environmental and social correlates, and energetic consequences of fitness maximization on different migratory behaviours in a long-lived scavenger. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 76, 111.

Morant, J., Zabla, J., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I., 2018. Out of sight, out of mind? Testing the effects of overwinter habitat alterations on breeding territories of a migratory endangered species. *Animal Conservation* 21, 465-473.

Morant, J.M., Abad-Gómez, J.M., Álvarez, T., Sánchez, A., Zuberogoitia, I., López-López, P., 2020a. Movements and structure of a globally endangered scavenger wintering in south-west Europe. *Scientific Reports* 10,17690. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74333-0>

Morant, J.M., González-Oreja, J.A., Martínez, J.E., López-López, P., Zuberogoitia, I., 2020b. Applying economic and ecological criteria to design cost-effective monitoring for elusive species. *Ecological Indicators* 115, 106366.

Mougeot, F., Arroyo, B., 2017. Behavioural responses to human activities and implications for conservation. *Ecosistemas* 26(3), 5-12. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26.3.02>

Ogada, D., Botha, A., Shaw, P., 2015. Ivory poachers and poison: drivers of Africa's declining vulture populations. *Oryx* 50(4), 593-596.

Ogada, D., Shaw, P., Beyers, R. L., Buij, R., Murn, C., Thiollay, J.M., Beale, C.M., Holdo, R.M., Pomeroy, D., Baker, N., Krüger, S.C., Botha, A., Virani, M.Z., 2016. Another continental vulture crisis: Africa's vultures collapsing toward extinction. *Conservation Letters* 9(2), 89-97.

Pérez-García, J. M., Serrano, D., 2023. ¿Cuántas aves mueren en España debido a la colisión en parques eólicos? ¿Qué medidas preventivas y correctoras se pueden aplicar para evitar estas muertes? En: *Tecnología y sostenibilidad de la energía eólica: preguntas y respuestas*, 282-294. Mundi Prensa Libros.

Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2011-3582>

Safford, R., Andevski, J., Botha, A., Bowden, C.G.R., Crockford, N., Garbett, R., Margalida, A., Ramirez, I., Shobrak, M., Tavares, J., Williams, N.P., 2019. Vulture conservation: the case for urgent action. *Bird Conservation International* 29(1),1-9.

Sanz-Aguilar, A., Sánchez-Zapata, J., Carrete, M., Benítez, J., Ávila, E., Arenas, R., Donazar, J., 2015. Action on multiple fronts, illegal poisoning and wind farm planning, is required to reverse the decline of the Egyptian vulture in southern Spain. *Biological Conservation* 187, 10-18.

SEO/BirdLife, 2023. Informe sobre las causas de mortalidad no natural de avifauna en España. Proyecto LIFE Guardianes de la Naturaleza. Madrid.

Serrano, D., Donazar, J.A., Urmeneta, A., 2022. Impacto sobre la avifauna de los clústeres de energías renovables proyectados en la comarca de las Cinco Villas, provincia de Zaragoza. Estación Biológica de Doñana (CSIC). Informe Inédito.

Shaw, P., Ogada, D., Dunn, L., Buij, R., Amar, A., Garbett, R., Herremans, M., Virani, M.Z., Kendall, C. J., Croes, B.M., Odino, M., Kapila, S., Wairasho, P., Rutz, Ch., Botha, A., Gallo-Orsi, U., Murn, C., Maude, G., Thomsett, S., 2024. African savanna raptors show evidence of widespread population collapse and a growing dependence on protected areas. *Nature Ecology Evolution* 8(1), 45-56.

Shultz, S., Baral, H.S., Charman, S., Cunningham, A.A., Das, D., Ghalsasi, G.R., Goudar, M.S., Green, R.E., Jones, A., Noghot, P., Pain, D.J., Prakash, V., 2004. Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271(suppl_6), S458-S460.

Tapia, L., Zuberogoitia, I., 2018. Breeding and Nestling Biology of Raptors. In: Sarasola, J.H., Grande, J.M. y Negro, J.J. (Eds.). *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*, 63-94. Springer International Publishing <https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4>.

Tellería, J.L., 2009. Wind power plants and the conservation of birds and bats in Spain: a geographical assessment. *Biodiversity and Conservation* 18, 1781-1791.

Zeileis, A., Cribari-Neto, F., Gruen, B., Kosmidis, I., 2012. Package "betareg". Available from: <https://cran.r-project.org/web/packages/betareg/betareg.pdf>.

Zuberogoitia I., 2023. Alimoche común. En: Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L. M., Euskadi. *Hegazti habiagileen atlasa / Atlas de aves nidificantes*, 148-149. Aranzadi Zientzia Elkarte, Donostia.

Zuberogoitia, I., (E.M. Icarus). 2011-2024. Seguimiento anual de las rapaces rupícolas en Bizkaia. Dpto. Sostenibilidad y Medio Natural. Diputación Foral de Bizkaia. Informe técnico inédito.

Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., Margalida, A., Gómez, I., Azkona, A., Martínez, J.A., 2010. Reduced food availability induces behavioural changes in Griffon Vulture. *Ornis Fennica* 87, 52-60.

Zuberogoitia, I., Morant, J., González-Oreja, J.A., Martínez, J.E., Larrinoa, M., Ruiz, J., Aginako, I., Cinos, C., Diaz, E., Martínez, F., Galarza, A., Pérez de Ana, J.M., Vacas, G., Lardizabal, B., Iriarte, I., Zabala, J., 2021. Management actions promotes human-wildlife coexistence in highly anthropized landscape: the case of an endangered avian scavenger. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:656390. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.656390>

Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.A., Martínez, J.E., Azkona, A., 2008. Effects of human activities on Egyptian vulture breeding success. *Animal Conservation* 11, 313-320.

Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.E., González-Oreja, J.A., López-López, P., 2014. Effective conservation measures to mitigate the impact of human disturbances on the endangered Egyptian vulture. *Animal Conservation* 17, 410-418.



Fecha de recepción / Date of reception: 09/10/2025

Fecha de aceptación / Date of acceptance: 30/01/2026

Editora Asociada / Associate editor: Nere Zorrozuza

