

Análisis de las variaciones espacio-temporales en la mortalidad de aves rapaces en los parques eólicos de la Península Ibérica

Marina Pachón Mena

Tutores: Juan Manuel Pérez-García y Francisco Botella Robles



CIENCIAS AMBIENTALES
FACULTAD DE CIENCIAS EXPERIMENTALES

Trabajo Fin de Grado

Departamento de Biología Aplicada. Área de Ecología.

Universidad Miguel Hernández de Elche

Código COIR: 230617120025

Curso 2022/2023



RESUMEN

Desde mediados de los años noventa, se ha producido en España una expansión extraordinaria de la energía eólica para la generación de electricidad. Sin embargo, este desarrollo energético conlleva efectos potencialmente adversos sobre la biodiversidad, siendo la mortalidad de aves y quirópteros por colisión directa con las palas o torres el más notable. Entre las especies afectadas destaca el buitre leonado. Este trabajo tiene como objetivo evaluar los patrones espacio-temporales de la mortalidad en parques eólicos en función de la edad para determinar su potencial impacto en la dinámica poblacional de la especie. Mediante los datos recopilados de los planes de vigilancia ambiental de los parques eólicos de las distintas provincias de España se han identificado un total de 10.071 colisiones de buitres. Durante la primavera, las colisiones tuvieron un impacto mayor en individuos adultos, mientras que la mortalidad entre individuos juveniles se concentró hacia el final del verano y otoño. También se observó una variación en los patrones de mortalidad entre las regiones norte y sur de la península, con una mayor mortalidad entre los individuos juveniles. Entender estas variaciones en el espacio-tiempo es fundamental para proponer soluciones y considerar al buitre leonado como una especie bioindicadora de riesgo al predecir el impacto en los distintos parques eólicos. Esto permitirá la planificación de proyectos futuros y la mitigación del impacto en poblaciones sensibles.

Palabras claves: *parques eólicos, buitre leonado, juveniles, adultos, mortalidad*

ABSTRACT

Since the mid-1990s, there has been an extraordinary expansion of wind energy for electricity generation in Spain. However, this energy development has potentially adverse effects on biodiversity, the most notable of which is the mortality of birds and bats due to direct collision with the blades or towers. The griffon vulture stands out among the species affected. The aim of this work is to evaluate the spatio-temporal patterns of mortality in wind farms as a function of age in order to determine their potential impact on the population dynamics of the species. Using data collected from the environmental monitoring plans of wind farms in different provinces of Spain, a total of 10,071 vulture collisions have been identified. During spring, collisions had a greater impact on adult individuals, while mortality among juveniles was concentrated towards the end of summer and autumn. There was also variation in mortality patterns between the northern and southern regions of the peninsula, with higher mortality among juveniles. Understanding these spatio-temporal variations is fundamental to propose solutions and to consider the griffon vulture as a bioindicator species of risk when predicting the impact on different wind farms. This will allow the planning of future projects and the mitigation of the impact on sensitive populations.

Key words: *wind farms, griffon vultures, juveniles, adults, mortality*



AGRADECIMIENTOS

A mis tutores Juanma y Paco, por ser unos excelentes docentes. Quiero expresar especial agradecimiento a Juanma por su paciencia, por el constante apoyo recibido a lo largo de estos meses y por guiarme y enseñarme el fascinante mundo de las aves del que he aprendido tanto.

A toda mi familia y a mis amigos y amigas quienes han sido un pilar fundamental. Sin su apoyo hubiera sido todo siempre más difícil. En especial a mi tía Pili, quien ha creído en mí desde siempre, y sin duda estaría emocionada por mis logros y mi felicidad.

A todas las personas maravillosas que he tenido el privilegio de conocer en la Universidad, así como aquellos y aquellas que siguen compartiendo este camino conmigo. Cada salida de campo, cada hora en el laboratorio y cada noche de estudio han sido una experiencia que ha dejado huella en mí para siempre.

A la universidad por toda la educación y oportunidades que nos ha ofrecido para crecer. Mis más sinceras gracias a todo el personal docente que, con su dedicación y vocación, han dejado una marca profunda en nuestra formación y en nuestro corazón.

En este viaje, que llega a su fin, me llevo conmigo unos “nuevos ojos” a través de los cuales veo el mundo.

Gracias a todos y a todas por haber formado parte de mi camino.

CONTENIDO

1	Introducción	8
1.1.	Contexto energético y eólica en España	8
1.2.	Mortalidad de aves y quirópteros en parques eólicos	11
1.3.	El buitre leonado como bioindicador de riesgo	12
2.	Objetivos	14
3.	Materiales y Métodos	14
3.1	Especie de Estudio: el buitre leonado	14
3.2	Recopilación de los datos en las bases de mortalidad	15
3.2.1	Planes de Vigilancia Ambiental	15
3.2.2	Características de los parques eólicos	16
3.2.3	Clasificación por edad y región geográfica	17
3.3	Análisis de datos	17
3.3.1	Evaluación de la mortalidad	17
3.3.2	Cálculo de las tasas de mortalidad	17
3.3.3	Análisis de los patrones espacio-temporales de edades	18
4.	Resultados	18
4.1	Análisis por tipo de especie	18
4.2	Análisis temporal	19
4.2.1	Distribución temporal de la mortalidad por comunidades autónomas	19
4.2.2	Tendencia de la mortalidad por edades en el Norte	20
4.2.3	Tendencia de la mortalidad por edades en el Sur	21
4.3	Análisis espacial	22

4.3.1 Distribución espacial de las tasas de mortalidad de buitres leonados	22
4.3.2 Análisis de las diferencias de mortalidad entre regiones.....	24
5. Discusión	26
6. Conclusiones y proyección futura	29
7. Bibliografía.....	30



¿Afecta la mortalidad en turbinas eólicas de forma diferente a juveniles y adultos de buitre leonado?

1 INTRODUCCIÓN

1.1.CONTEXTO ENERGÉTICO Y EÓLICA EN ESPAÑA

El crecimiento en la demanda energética, junto con la delicada situación en la que se encuentra el ecosistema del planeta, ha impulsado la búsqueda de nuevos mecanismos de generación de energía con el objetivo de abordar y revertir esta situación delicada, que aún tiene solución (Saidur et al. 2011). No obstante, es importante tener en cuenta que estos nuevos enfoques pueden tener sus propios impactos ambientales (Sánchez-Zapata et al., 2016). Históricamente, España se ha caracterizado por una gran dependencia de la producción energética exterior, sobre todo de petróleo y gas, recursos principalmente fósiles, superando en casi el 25% a la media de la UE (Sevilla Jiménez et al., 2020).

Recientemente, el sector de las energías renovables está experimentando un crecimiento exponencial. La sinergia entre el contexto político y económico en España ha generado las condiciones propicias para impulsar de manera significativa la transición energética. La implementación de planes estratégicos y la promulgación de leyes han allanado el camino hacia la adopción de energías renovables. El Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC) (MITERD, 2020) estableció metas ambiciosas para la energía eólica, con el objetivo de aumentar su capacidad instalada de 27,4 GW en 2020 a 50,3 GW en 2030 (equivalente a la construcción de 100 parques eólicos por año). Además, se han producido otros acontecimientos relevantes como la aprobación por parte del gobierno español de la *“Ley de cambio climático y transición energética”* (Ley 7/2021, 2021) la cual respalda legalmente los objetivos de descarbonización. Asimismo, se ratificó el *“Plan Nacional de respuesta a las consecuencias económicas y sociales de la guerra en Ucrania”* (Real Decreto-ley 6/2022,2022) cuyo propósito es agilizar los trámites de proyectos renovables con el fin de fortalecer la independencia energética del país. Sin embargo, es importante destacar que esta ley exige a los grandes proyectos de energías renovables de realizar la evaluación ambiental obligatoria, lo que implica una limitación para evitar que la lucha contra el cambio climático genere otros impactos negativos adicionales en otros aspectos ambientales que también requieren atención.

En 2021, las energías renovables representaron el 46,7% de la generación total de energía en España. La energía eólica fue la principal fuente de generación eléctrica, cubriendo el 23,3% de la demanda, alcanzando valores máximos históricos con una producción de 60.485 GWh. En ese año, se encontraban en funcionamiento 29.139,51 MW de capacidad eólica distribuidos en 1.298 parques eólicos ubicados en 857 municipios, lo que equivale a un total de 21.574 aerogeneradores instalados (AEE, 2022).

De acuerdo con los datos publicados por la Asociación Empresarial Eólica, se identifican las cinco comunidades autónomas con mayor potencia acumulada en energía eólica en el año 2021 (Tabla 1). Estas comunidades, en orden descendente son Castilla y León, Aragón, Castilla-La Mancha, Galicia y Andalucía. A excepción de la comunidad de Madrid, Ceuta y Melilla, la energía eólica tiene presencia en prácticamente todas las comunidades autónomas del país (AEE, 2022).

Tabla 1. Potencia eólica instalada por CCAA en 2021. (Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la Asociación Empresarial Eólica)

Comunidad	Potencia instalada 2021 (MW)	Potencia acumulada a cierre 2021 (MW)	Cuota de mercado sobre el acumulado (%)	Total PPEE
Castilla y León	155,45	6.404,43	23%	272
Aragón	275,66	4.435,44	16%	176
Castilla-La Mancha	68,7	3.954,84	14%	151
Galicia	68,9	3.866,64	14%	182
Andalucía	43,5	3.521,95	13%	163
Navarra	-	1.302,8	5%	58
Cataluña	-	1.271,2	5%	47
Comunidad Valenciana	-	1.238,78	4%	39
Asturias	126	645,45	2%	25
Canarias	104,4	557,82	2%	100
La Rioja	-	446,62	2%	14
Murcia	-	261,96	1%	14
País Vasco	-	153,25	1%	7
Extremadura	-	39,38	-	1
Cantabria	-	35,3	-	3
Baleares	-	3,68	-	46
Total	842,61	28.139,51		1.298

Las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) generadas por la actividad humana son la principal causa del cambio climático. (Huntley et al., 2006). Por lo tanto, resulta incuestionable la necesidad de llevar a cabo una transición energética con el fin de lograr los objetivos de descarbonización y contrarrestar dicho fenómeno. En este sentido, la energía eólica se presenta como una opción beneficiosa debido a su reducido índice de emisiones de gases de efecto invernadero durante su funcionamiento. Sin embargo, esta transición presenta grandes desafíos y complicaciones en varios aspectos. En primer lugar, la demanda creciente de minerales críticos como el litio, grafito, cobalto, níquel, manganeso, cobre y tierras raras para la fabricación de las estructuras necesarias es motivo de preocupación. Se espera que la producción de estas materias primas se multiplique hasta por 40 en los próximos años (IEA, 2021), lo que plantea dudas sobre la capacidad de alcanzar estos niveles de producción y los impactos ambientales asociados a su extracción. Además, existen inquietudes sobre las tensiones en los mercados de materias primas y los equilibrios geoestratégicos. Por ejemplo, el consumo de litio se ha multiplicado por 5 en los últimos 4 años, lo que ha llevado a un aumento significativo en su precio. Esta situación es preocupante considerando que las infraestructuras renovables tienen una vida útil de alrededor de 20 a 25 años y actualmente no existen directrices claras de ecodiseño que promuevan una gestión circular efectiva de los materiales utilizados (San Miguel, 2023).

Asimismo, la transición energética hacia las energías renovables presenta otro desafío relacionado con la ocupación y transformación de hábitats naturales, especialmente en su etapa de operación (Saunders, 2020). Durante el proceso de instalación y operación de los parques eólicos, se producen impactos paisajísticos y cambios en la estructura del hábitat que afectan a la fauna, incluyendo las propias líneas de evacuación asociadas a los parques eólicos (Pérez-García, 2022). Esto es motivo de preocupación, especialmente considerando que un análisis de los parques eólicos instalados en España revela una densidad energética promedio de 25 hectáreas por megavatio (ha/MW). Considerando los objetivos establecidos en el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC), que busca alcanzar 50,3 GW de energía eólica para 2030 y duplicar esa cantidad para 2050, se estima tentativamente que se necesitaría alrededor de 2,5 millones de hectáreas de terreno, equivalente a tres veces la superficie de la Comunidad de Madrid, sin contar las infraestructuras asociadas a estos proyectos (San Miguel, 2023).

1.2. MORTALIDAD DE AVES Y QUIRÓPTEROS EN PARQUES EÓLICOS

España tiene un papel muy importante en la conservación de la vida silvestre, con bastiones poblaciones de muchas especies de aves europeas amenazadas (Birdlife Internacional, 2020) y murciélagos (Ibañez et al., 2006). Sin embargo, la mortalidad de aves y quirópteros debido a la colisión directa con las palas o con las torres de los parques eólicos se presenta como uno de los problemas ambientales más graves asociados a esta forma de producir energía. Además de estos impactos, también se ha observado la existencia de muertes por electrocución en las líneas de evacuación y una pérdida y fragmentación de los hábitats (Pérez-García y Serrano 2022). A pesar de que existen un gran número de parques eólicos operativos en el mundo y en España, la información disponible sobre su impacto en las aves y los murciélagos se basa en un número limitado de parques eólicos. De igual manera, existe una gran variabilidad en los datos de mortalidad detectados (Atienza *et al.*, 2011). Esto se debe principalmente a la falta de un método estandarizado para evaluar la mortalidad en los parques eólicos, ya que las metodologías no están adaptadas a la realidad ibérica ni se aplican de forma estandarizada (Pérez-García y Serrano 2022).

Durante el año 2020, se recopilaron datos de mortalidad de un estudio realizado por Pérez-García y Serrano (2022). Los datos fueron proporcionados por las administraciones de 29 provincias, que representaban el 87% de los aerogeneradores instalados en España hasta ese momento. Se registraron un total de 32.121 casos de colisión, afectando a 231 especies diferentes, incluyendo 210 especies de aves y 21 especies de murciélagos. De estas especies, 24 están incluidas en el catálogo nacional de especies amenazadas o son consideradas amenazadas a nivel internacional por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). El grupo más afectado por las colisiones con turbinas eólicas fueron las aves rapaces, con un total de 34 especies diferentes, representando el 42,1% de los individuos afectados.

Son múltiples los factores que pueden contribuir a la colisión de aves y murciélagos con los aerogeneradores. Muchos de estos factores son incontrolables, como los frentes de tormenta que aceleran el desplazamiento de los animales, o la niebla que reduce la visibilidad. Otros, como la topografía, el uso del suelo en el territorio circundante y la presencia de poblaciones densas de aves reproductoras o invernantes, son parcialmente controlables o evitables a través de la elección de la ubicación del parque eólico tras un reconocimiento previo o a través de la manipulación del hábitat (de Lucas *et al.*, 2009).



Figura 1: Cadáver de Buitre leonado despedazado por las palas de un aerogenerador (autor: EJG)

Uno de los aspectos que menos se ha estudiado es el efecto del individuo. Hay factores intrínsecos al individuo que puede hacer que sea más sensible a la colisión. El más conocido es la experiencia de vuelo, y el indicar más sencillo para estudiarlo es la edad del individuo. Otro de los factores podría ser el sexo, en algunas especies el comportamiento exploratorio o exposición al riesgo es dependiente del sexo. Investigar cómo estos factores influyen en las colisiones en aerogeneradores resultaría muy interesante.

1.3. EL BUITRE LEONADO COMO BIOINDICADOR DE RIESGO

El buitre leonado (*Gyps fulvus*) es la rapaz que presenta la mayor incidencia de mortalidad debido a colisiones con turbinas eólicas (Atienza *et al.*, 2011). Sus elevadas tasas de mortalidad, junto con el patrón predecible y estructurado de dicha mortalidad y su considerable peso corporal, hacen del buitre leonado una especie idónea para actuar como especie bioindicadora de riesgo en relación con las turbinas (Sebastián-González *et al.*, 2018). Además, no solo se encuentra ampliamente distribuido en España (Martí y Del Moral, 2003) sino también en Eurasia (del Hoyo *et al.*, 2018), lo que le confiere una mayor relevancia como indicador.

La población de buitre leonado (Del Moral y Molina, 2017), muestra que las comunidades de Castilla y León, Aragón y Andalucía registran el mayor número de parejas censadas respectivamente (Tabla 2). Estos datos proporcionan una visión general de la distribución de las parejas de buitres leonados en las diferentes comunidades autónomas y sirven como punto de partida para el análisis y la interpretación del presente estudio.



Figura 2: Buitre leonado posado en la rama de un árbol (autor: JM Pérez-García)

Tabla 2. Tamaño de población de buitre leonado en España en 2018 según importancia por comunidad autónoma (Del Moral y Molina, 2017).

Comunidad	N.º parejas	Nº parejas aisladas	Nº de colonias
Castilla y León	7.489	110	575
Aragón	4.832	127	563
Andalucía	4.035	32	272
Castilla-La Mancha	3.681	34	281
Navarra	2.680	2	85
Extremadura	2.318	97	234
Cataluña	1.628	23	170
La Rioja	1.128	24	86
País Vasco	864	16	68
Cantabria	749	22	63
Comunidad Valenciana	562	31	66
Madrid	557	3	41
Murcia	204	0	5
Asturias	203	12	34
Islas Baleares	16	0	1
Total	30.946	533	2.544

2. OBJETIVOS

Conociendo la alta mortalidad registrada del buitre leonado en parques eólicos y sabiendo el crecimiento futuro de esta energía, los objetivos de este trabajo son:

- 1) Describir las diferencias en la mortalidad por edad del buitre leonado en parques eólicos.
- 2) Analizar la tendencia y el patrón espacial en la mortalidad por categorías de edad.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ESPECIE DE ESTUDIO: EL BUITRE LEONADO

El buitre leonado, *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783), es un ave perteneciente al orden Accipitriforme y a la familia Accipitridae. Está incluido como especie reproductora en la Lista Roja de las Aves de España, con la categoría de preocupación menor y figura también en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial.

Se trata de una especie monógama a lo largo de toda su vida. Esto se debe al significativo esfuerzo en tiempo y energía que dedica a la reproducción y crianza, en la cual ambos progenitores colaboran (Donázar, 1993). En la mayoría de los casos la madurez sexual se produce en juveniles a partir de los 5-6 años (Blanco et al., 1997), aunque también se conocen ejemplos de individuos que la alcanzaron a los 4 años (Sarrazin et al., 1996). La longevidad de los buitres leonados puede llegar a más de 30 años (Donázar, 1993).

El periodo reproductor de esta especie se caracteriza por su larga duración de casi un año. La cúpula tiene lugar entre noviembre y febrero, en la cual solo incuban un huevo. La incubación del huevo dura aproximadamente entre 54 y 58 días. Una vez eclosiona el huevo, el pollo permanece en el nido durante un periodo que oscila entre 110 y 132 días (Donázar, 1993).



Figura 3: Buitre leonado (*Gyps fulvus*) planeando en Pitarque. (autor: Noa Bernabé)

3.2 RECOPIACIÓN DE LOS DATOS EN LAS BASES DE MORTALIDAD

3.2.1 Planes de Vigilancia Ambiental

Para la recopilación de los datos de mortalidad de buitres en los parques eólicos llevó a cabo una exhaustiva recopilación de los datos disponibles en los planes de vigilancia ambiental de las distintas provincias de España (con excepción de Castilla y León, las Islas Baleares y las islas Canarias) en un periodo de tiempo comprendido entre 1993 y 2021. Todos estos datos han sido registrados en una hoja de cálculo Excel. La información fue proporcionada por la administración de las respectivas Comunidades Autónomas mediante petición oficial de los investigadores de la Universidad Miguel Hernández de Elche. En la mayoría de los casos, las CCAA reúnen la información que remiten las consultoras ambientales que realizan los Planes de Vigilancia. La información y el detalle de cada una de ellas es realmente muy diferente y variable.

Durante este proceso, se han obtenido datos de mortalidad de buitres de un total de 439 parques eólicos ubicados en 28 provincias. Estos parques representan el 78% de los aerogeneradores instalados en el país que en su conjunto tienen una potencia instalada que alcanza los 17 MW, lo que equivale aproximadamente al 76% de la potencia instalada de energía eólica nacional. Esta recopilación ha revelado un número significativo de casos de colisión, alcanzando un total de 10.071 incidentes registrados.



Figura 4. Buitres sobrevolando un parque eólico (autor: Iosu Antón)

Los planes de vigilancia ambiental incluyen información sobre la mortalidad de diversas especies de aves y quirópteros. Sin embargo, para el propósito de este trabajo se han seleccionado únicamente los datos de mortalidad de buitres, después de revisar todas las especies de buitres. Para cada informe se ha registrado de manera individual características como la fecha de colisión, la especie, los nombres de los parques eólicos, las coordenadas UTM, el sexo, la edad, el término municipal, la distancia y orientación del aerogenerador al cadáver, la provincia y la comunidad autónoma.

3.2.2 Características de los parques eólicos

En una hoja de cálculo Excel se han reunido las características detalladas de los parques eólicos de los que se han obtenido datos de mortalidad. Estos datos abarcan detalles específicos como el año de construcción de los parques, la potencia instalada (MW), el número de turbinas en cada parque y la ubicación geográfica expresada en coordenadas de latitud y longitud. Esta información ha permitido determinar el alcance de las mortalidades y saber cómo se distribuyen en el espacio y tiempo entre los diferentes parques eólicos y sus aerogeneradores.

Toda esta información se ha obtenido a través de la plataforma *The Wind Power* (www.thewindpower.net), que se dedica a proporcionar información y recursos relacionados con la energía y los parques eólicos. La plataforma ofrece datos sobre proyectos eólicos en todo el mundo, incluyendo detalles técnicos, ubicaciones, capacidades y otro tipo de información relevante. Esta plataforma aporta las coordenadas en formato geográfico (latitud y longitud), las cuales posteriormente fueron convertidas a coordenadas UTM para representar los parques eólicos en un mapa.

3.2.3 Clasificación por edad y región geográfica

Debido a la variabilidad en la calidad e intensidad observada en los seguimientos de los planes de vigilancia ambiental, tanto a nivel provincial como entre parques, se realizaron tres diferentes clasificaciones distintas por edades. El propósito fue garantizar la fiabilidad de los datos y proporcionar una información sólida para el análisis y la interpretación de los patrones de mortalidad.

En la primera clasificación, se utilizó la categorización de edad reportada por las consultoras. En la segunda clasificación, los individuos fueron agrupados en categorías de adultos, inmaduros/subadultos (de 2 a 4 años) y juveniles (incluyendo también a los pollos). En la tercera clasificación, se distinguieron únicamente los adultos e inmaduros, considerando como adultos aquellos reportados como tales e identificando como inmaduros al resto de individuos que no cumplían con la categorización de adultos.

3.3 ANÁLISIS DE DATOS

3.3.1 Evaluación de la mortalidad

Se seleccionaron las cinco comunidades autónomas con mayor número de colisiones y se representaron en un gráfico de líneas con el fin de proporcionar una visión general de las tendencias y variaciones en la mortalidad a lo largo de los años.

Estos valores tan solo deben entenderse como valores mínimos de mortalidad ya que éstos están influenciados por el número de aerogeneradores construidos y por la ley de seguimiento ambiental de cada comunidad autónoma. Aunque las compañías de producción de energía eólica están obligadas a realizar un plan de vigilancia ambiental, éstos varían según la normativa de cada Comunidad Autónoma. Además, las estimas de mortalidad se basan en metodologías que no están adaptadas a la realidad ibérica ni se aplican de forma estandarizada (Pérez-García y Serrano, 2023). No hay una estandarización en el número de años de seguimiento que deben cumplir y pueden confundirse las disminuciones de mortalidad con ceses de reportes en los datos por vencimiento de efecto de la ley. Por ello se calcularon las tasas de mortalidad, las cuales tienen en cuenta los años de funcionamiento y el número de turbinas en cada parque.

3.3.2 Cálculo de las tasas de mortalidad

Con el objetivo de proporcionar una estimación más precisa del impacto total de las turbinas, se calcularon las tasas de mortalidad por parque eólico. Estas tasas se basan en valores promedio de mortalidad por parque, el número de turbinas y años de seguimiento. Además, se han determinado las tasas de mortalidad para individuos juveniles y adultos.

También se realizaron diversas representaciones gráficas para visualizar las tendencias de mortalidad en cada comunidad autónoma, así como las colisiones según las edades y meses del año. Asimismo, se realizaron análisis específicos de las colisiones en las regiones Norte y Sur de la Península Ibérica.

3.3.3 Análisis de los patrones espacio-temporales de edades

Para determinar si existen diferencias significativas en la distribución de las edades de los buitres leonados entre las regiones geográficas Norte y Sur, se emplearon métodos de análisis no paramétricos utilizando el paquete Rcmdr en R (R Core Team, 2023). Esto permitió representar los resultados mediante gráficos y realizar las diversas pruebas correspondientes.

Se comparó la mortalidad de juveniles frente adultos en las provincias de las regiones geográficas Norte y Sur utilizando el método de análisis de Kruskal-Wallis. Los resultados de esta comparación se representaron en un gráfico de cajas y bigotes. Dado que en muchas provincias se observaron valores muy bajos de mortalidad, se compararon los valores totales del Norte y Sur utilizando el método de chi cuadrado.

Con la finalidad de visualizar los patrones geográficos en relación a las tasas de mortalidad y distribución entre grupos de edad y parques eólicos, se crearon mapas utilizando el software QGIS (QGIS 3.28, 2023).

4. RESULTADOS

4.1 ANÁLISIS POR TIPO DE ESPECIE

Se registraron un total de 10.071 buitres colisionados de cinco especies diferentes (Tabla 3). Sin embargo, se obtuvo información detallada sobre la edad de tan solo el 43% de los individuos totales. Los buitres leonados representan el 99% de todos los buitres registrados, mientras que otras especies de buitres como el buitre dorsiblanco africano (*Gyps africanus*) tienen únicamente un total de 2 individuos (Tabla 3).

En cuanto a la datación de los ejemplares de buitre leonado, los individuos inmaduros/subadultos son la categoría de edad menos representada, constituyendo únicamente el 15% de los individuos datados. En cambio, tanto los individuos adultos como los juveniles presentan valores similares, con un 43% y 41% del total de mortalidad, respectivamente.

Tabla 3: Número total de especies de buitres colisionados en parques eólicos terrestres por categorías de edad entre 1993 y 2021.

Especie	Nº de Individuos	Adulto	Inm/subad	Juvenil	Total datados
Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	9.885	1.839	669	1.782	4.290
Alimoche común (<i>Neophron percnopterus</i>)	72	47	0	1	48
Buitre moteado (<i>Gyps rueppellii</i>)	7	3	2	2	7
Buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>)	5	0	1	1	2
Buitre dorsiblanco africano (<i>Gyps africanus</i>)	2	0	0	0	0

Las tasas de mortalidad calculadas revelan una tasa promedio de 0,204 individuos/turbina/año. Teniendo en cuenta que el total de turbinas eólicas por cada parque afectado es de 9.343 turbinas, este valor supone un mínimo de 20,42 buitres muertos por cada 100 turbinas. Esto supondría una mortalidad estimada de 1.908 buitres muertos al año en España teniendo en cuenta el total de turbinas instaladas.

4.2 ANÁLISIS TEMPORAL

4.2.1 Distribución temporal de la mortalidad por comunidades autónomas

Los datos muestran una amplia variación entre las comunidades autónomas y los años transcurridos. Por ejemplo, en la provincia de Navarra, en el año 2006 se registra un pico de mortalidad con 277 colisiones, seguido de un mínimo en 2011 con 71 casos de colisión.

En algunas comunidades, como en Navarra y Aragón, se identifican tendencias generales que apuntan a una disminución en la cantidad de casos de colisión en los últimos años del período analizado. Mientras tanto, otras comunidades, como Andalucía y la Comunidad Valenciana, parecen tener fluctuaciones más marcadas sin una tendencia clara de aumento o disminución a lo largo del tiempo. (Figura 6).

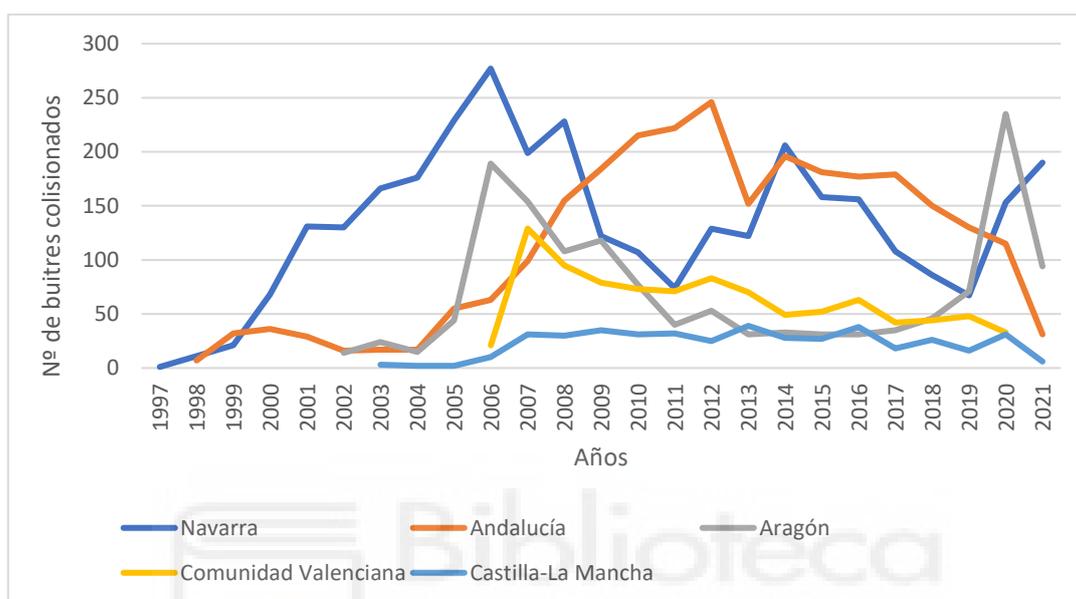


Figura 6: Tendencia de la mortalidad en las cinco comunidades autónomas con mayor número de colisiones.

4.2.2 Tendencia de la mortalidad por edades en el Norte

En la región Norte, se observa que alrededor del 60% de las colisiones afectan a buitres adultos, mientras que los individuos inmaduros/subadultos representan el 18%, y los juveniles constituyen el 22% del total de buitres leonados datados.

Los adultos presentan un pico de mortalidad en el mes de marzo, seguido de un descenso gradual hasta llegar a los meses de agosto y septiembre, donde se detecta un ligero incremento (Figura 7). En contraste, los individuos juveniles muestran un patrón temporal diferente. Presentan un pico de mortalidad en los meses de agosto, septiembre y octubre (Figura 7). En septiembre se destaca como el mes con el mayor número de individuos colisionados. Los individuos inmaduros/subadultos, por el contrario, mantienen un patrón temporal uniforme a lo largo del año.

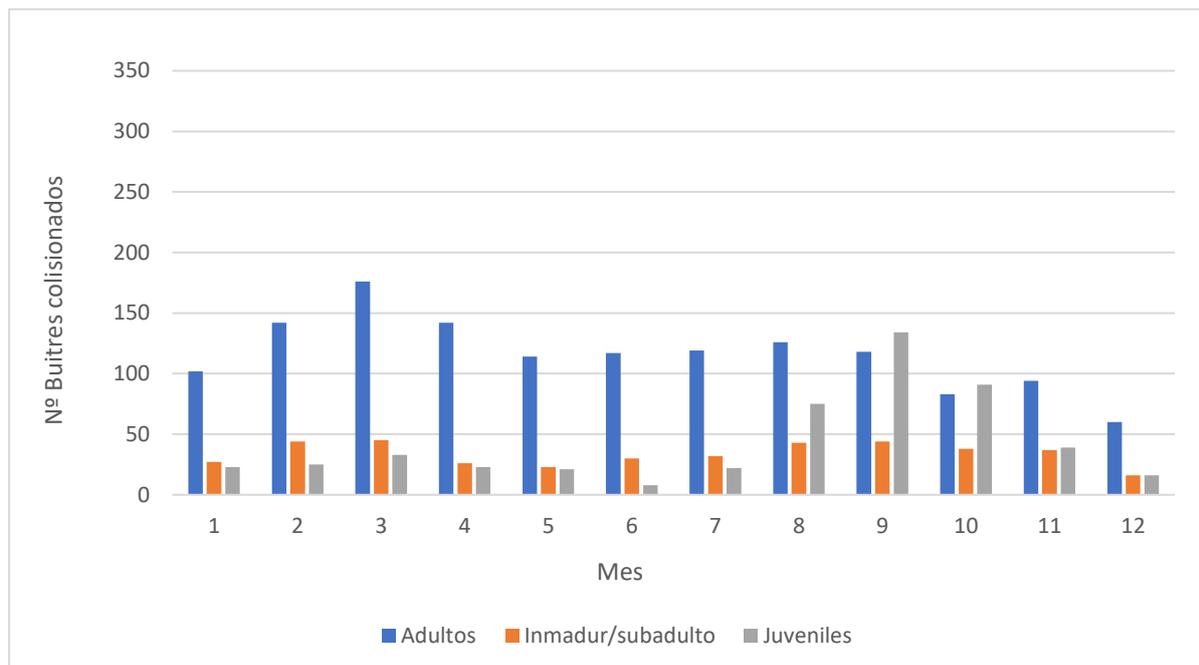


Figura 7. Buitres colisionados por edad y mes en el Norte de la Península Ibérica

4.2.3 Tendencia de la mortalidad por edades en el Sur

Los juveniles son el grupo de edad con el mayor número de casos, representando el 64% del total. Los adultos constituyen el 24%, mientras que los inmaduros/subadultos representan el 13% de los individuos datados.

Los adultos registran ligeras variaciones en su mortalidad en los meses de primavera y agosto. Por otro lado, los inmaduros/subadultos muestran una distribución más uniforme a lo largo del año y registran una menor mortalidad en comparación con los otros grupos de edad. Sin embargo, los juveniles presentan un número de muertos considerablemente superior a los adultos. Estas colisiones comienzan a ser notables a finales del verano en agosto, alcanzando su punto máximo en los meses de octubre y noviembre, y luego disminuyen abruptamente en los meses de primavera. En la Figura 8 se aprecian patrones distintos en la distribución de las mortalidades según los grupos de edad.

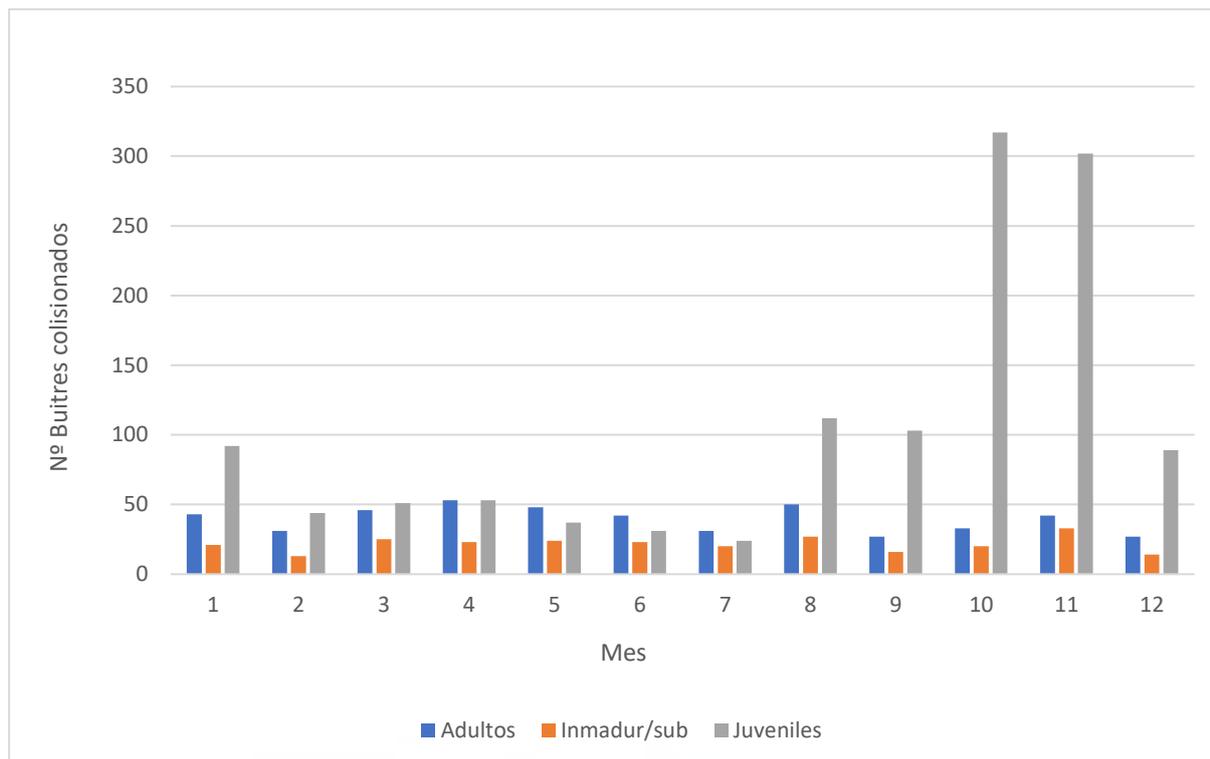


Figura 8. Buitres colisionados por edad y mes en el Sur de la Península Ibérica.

4.3 ANÁLISIS ESPACIAL

4.3.1 Distribución espacial de las tasas de mortalidad de buitres leonados

La provincia de Navarra muestra la tasa más alta (0,439 buitres/turbina/año), seguido de Cádiz (0,315 buitres/turbina/año), mientras que otras provincias como Guadalajara presentan tasas de mortalidad mucho más bajas (0,135 buitres/turbina/año). Por otro lado, en Navarra, la tasa de mortalidad de los individuos juveniles por turbinas al año es de 0,089, mientras que sus tasas de mortalidad para adultos resultan ser mucho más elevadas (0,278 buitres/turbina/año). Esto sugiere que en los parques eólicos de Navarra existe una tendencia a tener más colisiones entre individuos adultos que entre individuos juveniles (Tabla 4).

Si examinamos las tasas de mortalidad por parque en provincias del Sur, como Cádiz, observamos que la tasa promedio de buitres juveniles que mueren por cada turbina por año de seguimiento es de 0,192 individuos/turbina/año, mientras que la tasa de mortalidad para los buitres adultos es de 0,076 individuos/turbina/año, es decir, lo opuesto a lo que ocurre en la región Norte.

Al examinar las tasas de mortalidad promedio totales, no encontramos diferencias significativas entre las tasas de mortalidad de buitres juveniles (0,130 individuos/turbinas/año) y las tasas de mortalidad de buitres adultos (0,134 individuos/turbinas/año).

Tabla 4. Descripción de las características de los parques eólicos y tasas de mortalidad por parque y edad ordenadas de forma decreciente por el promedio de las tasas de mortalidad por turbina por año.
 NC = No calculado.

Provincia	Nº de parques eólicos	Potencia (MW)	Nº Turbinas	Nº buitres	Tasa de mortalidad general (individuos/turbinas/año)	Tasa de mortalidad Juveniles/turbinas/año	Tasa de mortalidad Adultos/turbinas/año
Navarra	47	951,6	1.047	3.361	0,439 ± 0,506	0,089 ± 0,17	0,278 ± 0,39
Cádiz	66	1.173,8	1.146	2.476	0,315 ± 0,269	0,192 ± 0,184	0,076 ± 0,103
Teruel	16	461	325	97	0,310 ± 0,504	NC	NC
Zaragoza	79	1.919,05	1.518	946	0,257 ± 0,436	0	0,021
Soria	15	427,1	325	329	0,256 ± 0,36	0,105 ± 0,113	0,0623 ± 0,116
La Rioja	11	396	320	302	0,206 ± 0,204	NC	NC
Castellón	16	536	356	899	0,177 ± 0,083	0,059 ± 0,039	0,079 ± 0,054
Álava	2	74	67	113	0,155 ± 0,086	0,065 ± 0,091	0,090 ± 0,005
Málaga	24	489,85	331	232	0,154 ± 0,418	0,096 ± 0,137	0,079 ± 0,310
Guadalajara	20	415	327	372	0,135 ± 0,366	NC	NC
Total	296	6.843,4	5.762	9.127	0,278 ± 0,181	0,130 ± 0,063	0,134 ± 0,085

En la región Norte existe una mayor concentración de datos reportados sobre las tasas de mortalidad que en el Sur (Figura 9); 268 y 126 tasas de mortalidad, respectivamente. Además, la tasa de mortalidad promedio para el Norte (0,2127 individuos/turbina/año) con un total de 291 parques eólicos es ligeramente superior a la tasa de mortalidad promedio para el sur (0,1867 individuos/turbina/año) con un total de 148 parques eólicos.

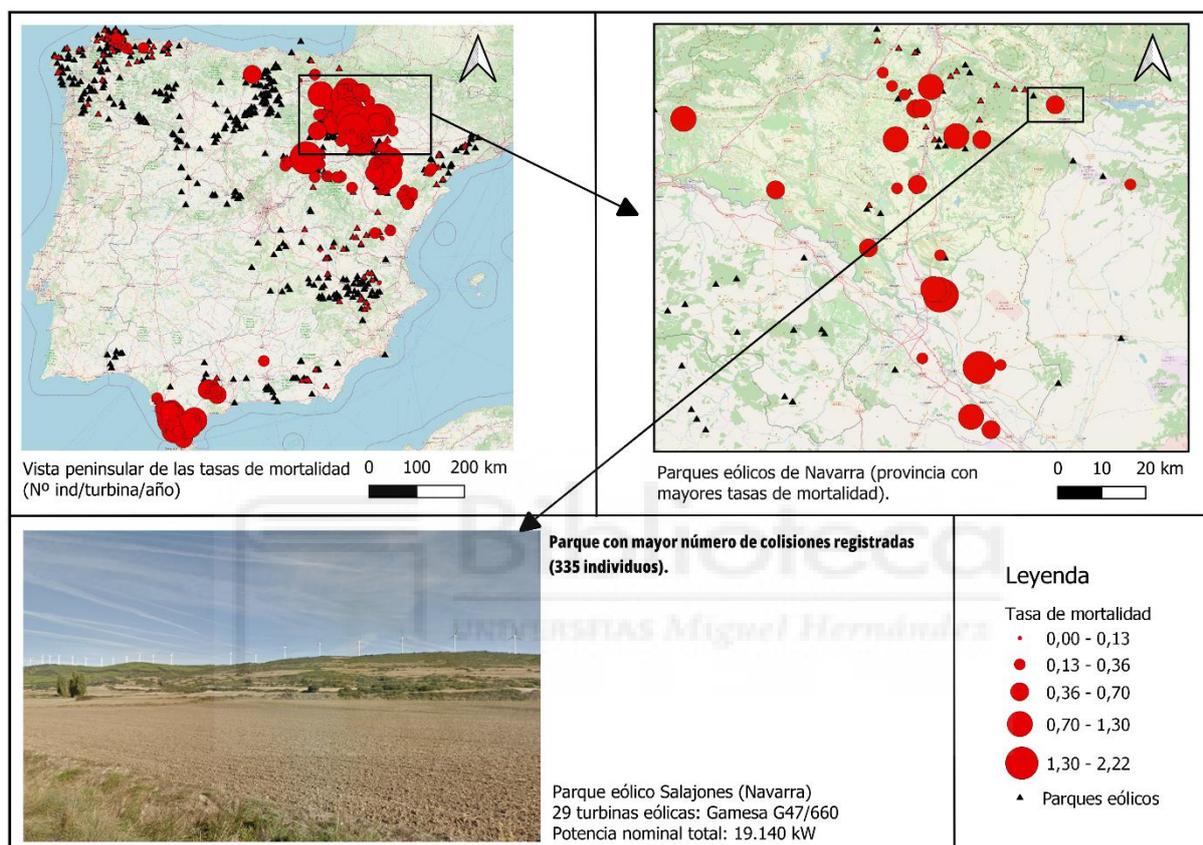


Figura 9. Representación por tamaño de las tasas de mortalidad en la Península Ibérica y parque eólico con mayor registro de mortalidad total.

4.3.2 Análisis de las diferencias de mortalidad entre regiones

Con el propósito de estudiar patrones geográficos de la mortalidad y las diferencias en las poblaciones en las poblaciones de buitres según sus edades, se llevó a cabo una distinción geográfica entre las regiones Norte y Sur de la Península Ibérica. En el mapa, los círculos azules representan los casos de colisión en la región norte, mientras que los círculos de color naranja representan los de la región sur. (Figura 5).

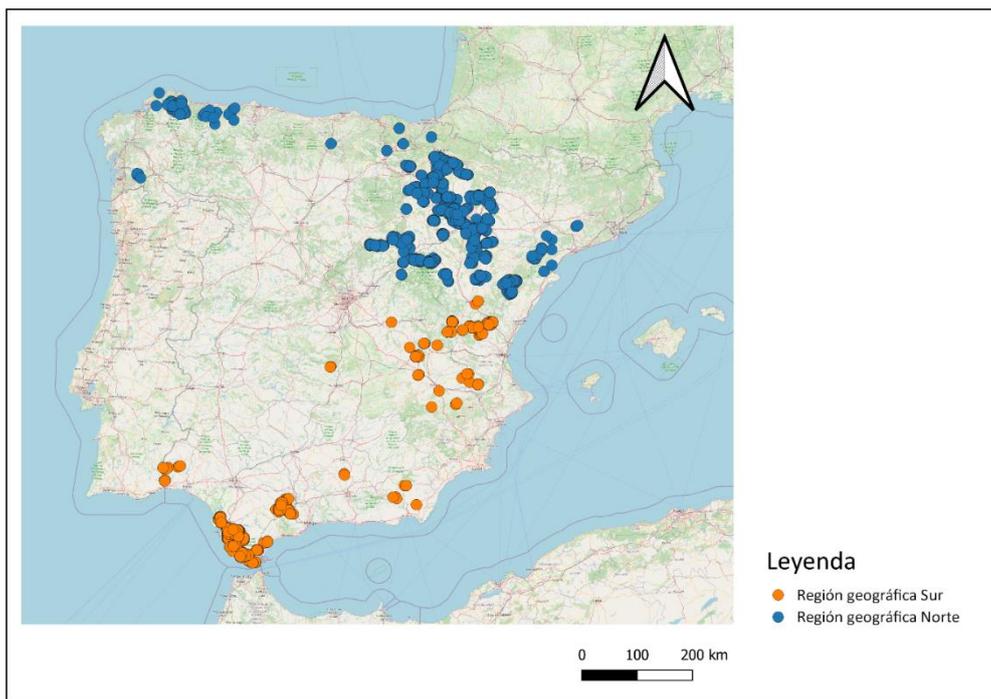


Figura 5. Representación de las regiones Norte y Sur de la Península Ibérica. (Fuente: Elaboración propia mediante el programa QGIS)

Los datos indican que hay diferencias en la mortalidad total entre las regiones Norte y Sur (Test chi-cuadrado $X^2 = 574,5$, $df = 1$, $p < 2,2e-16$). También se detectaron diferencias casi significativas entre las tasas de mortalidad por edades de los buitres leonados entre las regiones geográficas Norte y Sur (Test Kruskal-Wallis, $X^2 = 3$, $df = 1$, $p = 0,08326$).

Para tener una visión más clara de en qué sección geográfica se están produciendo más colisiones de individuos juveniles, se ha realizado un gráfico de cajas y bigotes en el que se incluyen las ratios de individuos juveniles frente adultos por secciones Norte y Sur peninsular, donde se observa que en la región Sur existe una mayor mortalidad de buitres juveniles (Figura 10).

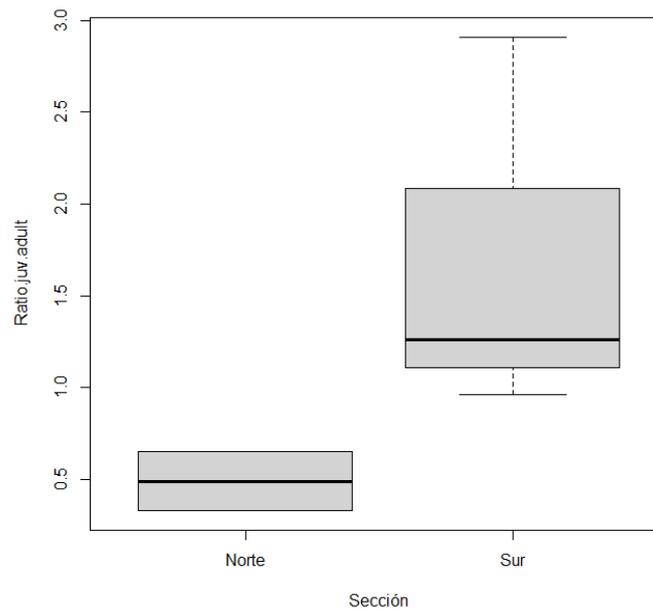


Figura 10. Mortalidad de juveniles frente adultos entre las provincias geográficas Norte y Sur

5. DISCUSIÓN

Los resultados del presente trabajo muestran que la mortalidad en parques eólicos en España no sólo afecta al buitre leonado sino que otras 4 especies de buitres se ven afectados. Aunque es el buitre leonado la especie más afectada (Pérez-García y Serrano, 2023). Entre los buitres afectados, el alimoche común se encuentra clasificado como “En Peligro” por la UICN, el buitre moteado como “Peligro Crítico”, el buitre negro como “Casi Amenazado”, el buitre dorsiblanco clasificado como “En Peligro Crítico” y el buitre leonado catalogado como “En Preocupación Menor” (BirdLife International, 2021). Se destaca la inclusión en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, el buitre leonado, el alimoche y el buitre negro (*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.*, 2023).

Durante las estaciones de otoño e invierno, se ha observado una concentración de colisiones de aves adultas en la región norte, mientras que las colisiones de juveniles tienden a ocurrir en la región sur. Varios factores podrían explicar este patrón. Uno de ellos es la presencia de corrientes térmicas ascendentes. En estas estaciones, la disminución de estas corrientes podría forzar a los buitres a elevarse sobre las laderas para mantener su vuelo (Barrios y Rodríguez, 2004). Sin embargo, también

se considera la influencia de otros aspectos ambientales que podrían contribuir a una mayor incidencia de colisiones. Por ejemplo, los factores topográficos pueden desempeñar un papel, ya que las áreas con pendientes suaves y la presencia de turbinas más altas y mayores altitudes parecen estar asociadas con una mayor frecuencia de colisiones, especialmente en condiciones desfavorables de corrientes ascendentes (De Lucas et al., 2008). Otro punto importante es la localización del área de reproducción del buitre leonado que se superpone con el emplazamiento de los parques eólicos (Tellería, 2009). Estas situaciones se ven agravadas por la limitada maniobrabilidad que presentan, ya que, aunque poseen una excelente visión del suelo y lateral durante la búsqueda de alimento, no son igual de eficaces a la hora de determinar la dirección del vuelo, lo que les hace especialmente vulnerables a la colisión con las turbinas eólicas (Martin et al., 2012).

Pero el factor más importante que parece determinar el patrón espacio-temporal de la mortalidad observada del buitre leonado por edades en parques eólicos en España son los movimientos dispersivos de la especie. Durante el invierno, se produce una pequeña migración de esta especie, generalmente juveniles e inmaduros, hacia el suroeste de la Península Ibérica, llegando a cruzar, en algunas ocasiones, el estrecho de Gibraltar en dirección a África (Donázar, 1993; Del Moral, 2012), en concreto al África subsahariana, donde buitres ibéricos y otras grandes aves carroñeras africanas y europeas se alimentan en las sabanas senegalesas (Serrano et al., 2023). Este factor podría estar relacionado con las altas tasas de mortalidad de los juveniles en invierno. Ya que, una vez que han aprendido a volar, muchos de ellos vuelan hacia África con poca previa experiencia de vuelo. Esto puede estar relacionado a que en la región Sur se produzca una mayor incidencia de los individuos juveniles y que exista una tasa de mortalidad mayor que la registrada en los adultos. Sin embargo, sería demasiado simplista afirmar que el riesgo de colisión es mayor para las poblaciones abundantes más grandes sin otras consideraciones, como el uso del área, el comportamiento de vuelo específico de la especie y el clima o la topografía (De Lucas et al. 2012).

Los parques eólicos también pueden ser barreras para el movimiento de aves migratorias si están ubicados en áreas clave de rutas migratorias con un paso intenso de aves migratorias (De Lucas et al. 2004). Por lo tanto, la presencia de parques eólicos en las áreas de migración de las aves puede ser considerada un factor antropogénico que aumenta la mortalidad durante esos periodos. Este fenómeno es más pronunciado en individuos juveniles e inexpertos y en individuos reproductores, ya que su vuelo se realiza a altitudes más bajas, exponiéndolos aún más al peligro de colisiones con las turbinas eólicas (Harel et al., 2016). Una posible explicación para las variaciones geográficas observadas podría ser la presencia de parques eólicos en zonas abiertas y rurales. Estas zonas a

menudo sirven como áreas de alimentación para los buitres. En caso de que los buitres inmaduros y juveniles no hayan aprendido a reconocer los peligros asociados con las turbinas eólicas, podrían ser atraídos hacia estas regiones en busca de alimento, lo que a su vez incrementaría el riesgo de colisiones.

En relación a las debilidades y dificultades en la realización de este trabajo, es esencial destacar diversos aspectos que podrían influir en la validez y en la interpretación de los resultados. En primer lugar, es importante mencionar que no se lograron obtener datos correspondientes a la comunidad autónoma de Castilla y León. Esto habría sido de gran interés y suma importancia, considerando que dicha comunidad autónoma alberga la mayor cantidad de parejas de buitre leonado censadas (Del Moral y Molina, 2017) y también alberga un elevado número de parques eólicos (AEE, 2021). Esta falta de información podría impactar en la representatividad de los resultados y en la generalización de las conclusiones obtenidas. Asimismo, se observó una gran variabilidad en la forma de reportar los datos por parte de las consultoras. Esto puede dar lugar a diferencias significativas en la calidad y clasificación de variables importantes, como el sexo y las edades de los individuos. Todas estas debilidades dificultan un análisis preciso y una interpretación adecuada de los resultados, pudiendo introducir sesgos y obstaculizar la comparación y agrupación de los datos. Además, se tiene un desconocimiento del protocolo seguido en las inspecciones de los planes de vigilancia ambiental, lo que hace que sea más difícil comparar acertadamente las variables medidas. En varios casos, se han identificado errores y redacciones incorrectas en los datos proporcionados, lo que compromete la confiabilidad y la calidad de los resultados. Un aspecto que respalda la presencia de tales errores es la inclusión en los datos de mortalidad de buitres leonados juveniles e inmaduros en los primeros meses del año, periodo en que la especie se encuentra en su periodo reproductor o está incubando, y aún no ha tenido lugar el nacimiento de los primeros pollos.

Dado que las colisiones pueden tener un mayor impacto en las poblaciones de especies longevas con bajas tasas de reproducción y baja mortalidad natural, como las aves planeadoras (De Lucas et al. 2012; Carrete et al. 2009), comprender el impacto de las turbinas eólicas en la especie más afectada es fundamental para garantizar la conservación de estas aves y adoptar medidas efectivas en la gestión del riesgo de colisión y mortalidad asociada. En consecuencia, es de suma importancia que las empresas se esfuercen en fortalecer el conocimiento de sus técnicos de campo en la identificación y datación de los ejemplares de buitres leonados, así como de otras especies si fuera necesario. Sería muy interesante contar con información acerca de las edades e incluso el sexo de los buitres leonados,

ya que ello contribuiría a una comprensión más profunda de los patrones de mortalidad que se están produciendo.

La aplicación concreta de los datos recopilados juega un papel esencial en una gestión y conservación efectivas. La utilización de esta información es fundamental al momento de estructurar los planes de vigilancia ambiental y los estudios de impacto relacionados con los parques eólicos, y además permiten la implementación de medidas preventivas específicas. Un ejemplo de ello podría ser la detención temporal de las aspas de las turbinas a finales de verano, cuando se registra un pico de mortalidad de ejemplares juveniles. Otra medida podría ser intensificar la vigilancia en el campo durante periodos críticos.

6. CONCLUSIONES Y PROYECCIÓN FUTURA

El presente trabajo concluye con que el buitre leonado se presenta como la especie más vulnerable a las colisiones en parques eólicos en España. Se ha identificado que la mayor parte de las colisiones de los adultos se producen en los meses primaverales, mientras que las muertes de los individuos juveniles prevalecen a finales de verano y en el otoño. Por otro lado, las mortalidades se producen de forma diferente en las regiones Norte y Sur, produciéndose un mayor número de colisiones de individuos juveniles en el Sur. Sin embargo, la recopilación de datos presenta notables desafíos. Se detecta bajo nivel de detalle y una significativa falta de estandarización y calidad en la información proporcionada por las consultoras. En primer lugar, es imprescindible implementar medidas concretas para prevenir futuras mortalidades. La parada de las aspas de las turbinas a finales de verano y la revisión de la ubicación de las turbinas para evitar rutas de vuelo frecuentadas, por ejemplo. Y en segundo lugar, mejorar la recopilación de datos y su calidad mediante pautas específicas y estándares para la recopilación de la información y la mejora de la identificación por parte de los técnicos de campo de las consultoras.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Asociación Empresarial Eólica. (2022). *Anuario eólico 2022*. <https://aeeolica.org/wp-content/uploads/2022/07/AF-ANUARIO-AEE-2022-web.pdf>
- Asociación Empresarial Eólica. (s.f). *La eólica y sus ventajas*. <https://aeeolica.org/sobre-la-eolica/la-eolica-y-sus-ventajas/>
- Atienza, J. C., Martín Fierro, I., Infante, O., Valls, J., Domínguez, J. (2011). *Directrices para la evaluación del impacto de los parques eólicos en aves y murciélagos (versión 3.0)*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Barrios, L., Rodríguez, A. (2004). *Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines*. *Journal of Applied Ecology*, 41 (1): 72-81.
- BirdLife International. 2021. *Aegypius monachus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22695231A154915043. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695231A154915043.en>. Accessed on 3 June 2023.
- BirdLife International. 2021. *Gyps africanus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22695189A204461164. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695189A204461164.en>. Accessed on 3 June 2023.
- BirdLife International. 2021. *Gyps rueppelli*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22695207A204723468. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695207A204723468.en>. Accessed on 3 June 2023.
- BirdLife International. 2021. *Neophron percnopterus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22695180A205187871. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695180A205187871.en>. Accessed on 3 June 2023.
- Blanco, G., Martínez, F. y Traverso, J. M. (1997). Pair bond and age distribution of breeding Griffon Vultures *Gyps fulvus* in relation to reproductive status and geographic area in Spain. *Ibis*, 139(1), 180-183
- Cramp, S. y Simmons, K. E. L. (Eds.). (1979). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic, Vol. 2: Hawks to Bustards Vol 2* (First Edition edition). Oxford Eng. ; New York: Oxford University Press.
- De Lucas, M., Janss, G. F. E., Whitfield, D. P., Ferrer, M. (2008). *Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance*. *Journal of Applied Ecology*, 45 (6): 1695-1703.

- Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A., de Juana, E., 2018. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona retrieved from. <http://www.hbw.com/> on 27February 2018.
- Del moral, J.C. y Molina, B. (Eds.) 2018. El buitre leonado en España, población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid.
- Donázar, J. A. (1993). *Los buitres ibéricos. Biología y conservación*. J. M. Reyer, Madrid. 256 pp.
- 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(1), 181-234. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8>
- Espejo Marín, C. (2004). *La energía eólica en España*. Investigaciones Geográficas, 35, 45. <https://doi.org/10.14198/INGEO2004.35.03>
- Ferrer, M., Janns, G. F., & de Lucas, M. (Eds.). (2009). *Aves y parques eólicos: valoración del riesgo y atenuantes*. Quercus.
- Gómez-Catusus, J. (2023). *¿Es sostenible la energía eólica?. En: San Miguel, G., Regueiro Ferreira, R.M., Gómez Villarino, M.T. y Gómez Catusús, J. (Eds). Energía Eólica: Preguntas y respuestas*. Ediciones MundiPrensa. ISBN 9788484769606
- Huntley, B., Collingham, Y.C., Green, R.E., Hilton, G.M., Rahbek, C. and Willis, S.G. (2006). *Potential impacts of climatic change upon geographical distributions of birds*. *Ibis*, 148: 828. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00523.x>
- IEA. (2021). *The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions*. In IEA (International Energy Agency), Paris. <https://iea.blob.core.windows.net/assets/24d5dfbb-a77a-4647-abcc-667867207f74/TheRoleofCriticalMineralsinCleanEnergyTransitions.pdf>
- Ley 7/2021, 2021. Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética. https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2021-8447
- Marinković, S. P., Orlandić, L. B., Skorić, S. B. y Karadžić, B. D. (2012). Nest-site preference of Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in Herzegovina. *Archives of Biological Sciences*, 64(1), 385- 392.
- Martí, R., Del Moral, J.C., 2003. Atlas de las aves reproductora de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - SEO/BirdLife, Madrid.
- Martin, G. R., Portugal, S., Murn, C. P. (2012). Visual fields, foraging and collision vulnerability in *Gyps* cultures. *Ibis*, 154 (3): 626-631.

- MITECARD, 202. Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. Minist. para la Transic. Ecológica y el Reto Demográfico, Gob. España 25.
- Ozturk, Y. y Tabur, M. A. (2016). Nesting habitat preferences and reproductive performance of griffon vultures *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783) in Afyonkarahisar, Antalya and Isparta (Turkey). *Fresenius Environmental Bulletin*, 25(9), 3303-3310
- Pérez-García, J.M. (2023). *¿Qué efectos tienen las líneas de evacuación asociadas a los parques eólicos sobre la biodiversidad?*. En: San Miguel, G., Regueiro Ferreira, R.M., Gómez Villarino, M.T. y Gómez Catasús, J. (Eds). *Energía Eólica: Preguntas y respuestas*. Ediciones MundiPrensa. ISBN 9788484769606
- Pérez-García, J.M. y Serrano, D. (2023). *¿Cuántas aves mueren en España debido a la colisión en parques eólicos y qué medidas preventivas y correctoras se pueden aplicar para evitarlas?*. En: San Miguel, G., Regueiro Ferreira, R.M., Gómez Villarino, M.T. y Gómez Catasús, J. (Eds). *Energía Eólica: Preguntas y respuestas*. Ediciones MundiPrensa. ISBN 9788484769606
- R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- 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. (2023).
- Real Decreto-ley 6/2022, 2022. Real Decreto-ley 6/2022, de 29 de marzo, por el que se adoptan medidas urgentes en el marco del Plan Nacional de respuesta a las consecuencias económicas y sociales de la guerra en Ucrania. <https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2022-4972>.
- Red Eléctrica de España. (11 de enero de 2022). El sistema eléctrico español. https://www.ree.es/sites/default/files/publication/2022/03/downloadable/Avance_ISE_2021.pdf
- Saidur, R., Rahim, N.A., Islam, M.R. & Solangi, K.H. 2011. Environmental impact of wind energy. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 15:2423–2430. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.02.024>.
- San Miguel, G. (2023). *¿Es sostenible la energía eólica?* En: San Miguel, G., Regueiro Ferreira, R.M., Gómez Villarino, M.T. y Gómez Catasús, J. (Eds). *Energía Eólica: Preguntas y respuestas*. Ediciones MundiPrensa. ISBN 9788484769606
- Sánchez-Zapata, J.A., Clavero, M., Carrete, M., DeVault, T.L., Hermoso, V., Losada, M.A. Polo, M.J., Sánchez-Navarro, S., Pérez-García, J.M., Botella, F., Ibáñez, C., Donázar, J.A., 2016. Effects of renewable energy production and transportation on wildlife. In: Mateo, R., Arroyo, B., García, J.T. (Eds.), *Current trends in Wildl. Res.* Springer International Publishing, Switzerland, pp. 97-123.
- Sarrazin, F., Danchin, E., Bagnolini, C. y Pinna, J. I. (1996). Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon Vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis*, 138(2), 315- 325

- Saunders, P. (2020). *Land Use Requirements of Solar and Wind Power Generation: Understanding a Decade of Academic Research (Issue November)*. Energy Innovation Reform Project.
- Sebastián-González, E., Pérez-García, J. M., Carrete, M., Donázar, J. A., & Sánchez-Zapata, J. A. (2018). Using network analysis to identify indicator species and reduce collision fatalities at wind farms. *Biological Conservation*, 224, 209-212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.003>
- SEO/BirdLife (s.f.). "Buitre leonado. Guía de Aves de España". Recuperado el 19 de marzo, 2023, de <https://seo.org/ave/buitre-leonado/>
- Serrano, D, Arrondo, E, de la Riva, y Donázar, J. A. (2023). Buitres ibéricos en Senegal. *Quercus* 447, 47-48. <https://www.revistaquercus.es/noticia/8499/articulos/buitres-ibericos-en-senegal.html>
- Sevilla Jiménez, M., Golf Laville, E., & Driha, O. M. (2020). *Las energías renovables en España*. *Studies of Applied Economics*, 31(1), 35-58. <https://doi.org/10.25115/eea.v31i1.3260>
- Tellería, J. L. (2009). *Overlap between wind power plants and griffon vultures Gyps fulvus in Spain*. *Bird Study*, 56 (2): 268-271.

