

Títol del treball: EVALUACIÓN DE LAS MEDIDAS DE MITIGACIÓN AMBIENTAL EN EN LOS PARQUES EÓLICOS DE LA LOCALIDAD DE TARIFA (ESTRECHO DE GIBRALTAR)

Estudiant: Aleix Gutiérrez Oliveres

Grau en Ciències Ambientals

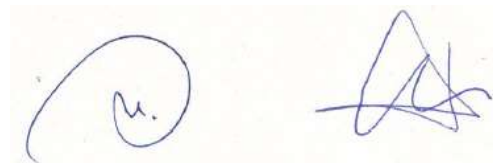
Correu electrònic: aleixgonba@gmail.com

Tutor/a: Alba Vergés Guirado

Cotutor/a: Manuela de Lucas Castellanos

Empresa/Institució: Fundación Migres.

Vistiplau tutor/a (I cotutor/a*):



Nom del tutor/a: Alba Vergés Guirado

Noms del cotutor/a: Manuela de Lucas Castellanos.

Correu(s) electrònic(s): alba.verges@udg.edu;
manuela@ebd.csic.es

*si hi ha un cotutor assignat

Data de dipòsit de la memòria a secretaria de coordinació:

Tabla de contenidos

RESUMENES

Catalán.....	1
Castellano.....	2
Inglés.....	3

INTRODUCCIÓN.....4

Apuesta por las renovables.....	4
Impactos generados.....	4
Mortalidad de aves y quirópteros.....	5
Aves planeadoras como centro del estudio.....	5
Contexto ecológico del Estrecho de Gibraltar.....	7
Problemática del Estrecho de Gibraltar.....	8

OBJETIVOS9

METODOLOGIA10

Área de estudio.....	10
Control de ejemplares accidentados.....	12
Prevención de situaciones de riesgo.....	12
Criterio a la hora de establecer una parada de turbinas.....	13
Actuación ante la aparición de carroña.....	14
Metodos estadísticos.....	15
Consideraciones éticas.....	15

RESULTADOS16

DISCUSIÓN.....19

CONCLUSIÓN.....21

REFERENCIAS.....22

Resum

Avui dia, amb la situació energètica que se'ns presenta, molts són els països que comencen a buscar solucions per intentar revertir aquesta situació. Per això, molts són els que aposten fort per les energies renovables i en concret la eòlica. Aquesta, és la més productiva de les energies renovables més conegudes (la solar, la biomassa i la mareomotriu). Però genera uns impactes durant la “pre” i “post” construcció de les instal·lacions. Principalment, es generen dos impactes en el medi: un impacte visual en el paisatge i un altre impacte en les aus. Per a aquestes últimes, en especial les rapinyaires, els hi genera una pèrdua de l'habitat, un canvi en l'ús de l'espai i la mortalitat per col·lisió.

Per a pal·liar el impacte per col·lisió, la Junta d' Andalusia va dur a terme al 2008 el disseny d'un protocol de mesures de mitigació ambiental. Aquestes mesures contenen: parades selectives d'aerogeneradors en cas de presència d'aus, cobriment de carronya per tal d'evitar situacions de risc i la cerca diària de cossos accidentats. L'objectiu d'aquest treball es intentar veure si aquestes mesures de mitigació estant sent efectives per al grup d'aus planejadores. També s'analitza l'eficàcia de les mesures de mitigació en determinades espècies. Aquest grup, degut a la seva morfologia de vol i les seves característiques físiques són vulnerables a les col·lisions amb aerogeneradors. L'àrea d'estudi conta amb un total de 21 parcs eòlics i 267 aerogeneradors de models diferents.

Finalment, s'ha pogut observar que aquestes mesures no tenen el mateix grau d'eficiència en totes les espècies d'aus planejadores. Per a reforçar aquest argument, s'ha obtingut que en determinades espècies com el voltor comú (*Gyps fulvus*) i l'àguila marcenca (*Circaetus gallicus*) les mesures són efectives. En canvi, per a altres espècies com la cigonya blanca (*Ciconia ciconia*) i el milà negre (*Milvus migrans*) no s'ha pogut observar si realment són efectives. Per aquest motiu, podem dir que les taxes de col·lisió en aquest grup d'aus són significativament variables. Dins del mateix grup, les probabilitats de col·lisió difereixen notablement d'una espècie a una altre per diferents motius: la densitat de població, el seu us del espai i dins del vol de planejament; el comportament de vol. Un altre factor que pot determinar les taxes de col·lisió són les localitzacions dels parcs eòlics, així com la localització dels aerogeneradors dins dels mateixos.

Resumen

Hoy en día, con la situación energética que se nos presenta, muchos son los países que empiezan a buscar soluciones para tratar de revertir esta situación. Es por eso, muchos son los que apuestan fuerte por las energías renovables y en concreto la eólica. Esta es la más productiva de las renovables más populares conocidas (solar, biomasa y mareomotriz). Pero genera unos impactos durante la pre y post construcción de las instalaciones. Principalmente, se generan dos impactos en el medio: un impacto visual en el paisaje y otro importante impacto en las aves. Para estas últimas, en especial las rapaces, se les genera una pérdida de hábitat, un cambio en el uso del espacio y la mortalidad por colisión.

Para paliar el impacto por colisión, la Junta de Andalucía llevó a cabo en 2008 el diseño de un protocolo de medidas de mitigación ambiental. Estas medidas contienen: paradas selectivas de aerogeneradores en caso de avistamiento de aves, cubrimiento de carroña para evitar situaciones de riesgo y la búsqueda diaria de cuerpos accidentados. El objetivo de este trabajo es tratar de ver si estas medidas de mitigación están siendo efectivas para el grupo de aves planeadoras. También se analiza la eficacia de las medidas de mitigación en determinadas especies. Este grupo, debido a su morfología de vuelo y condiciones físicas son vulnerables a las colisiones con los aerogeneradores. La zona de estudio cuenta con un total de 21 parques eólicos diferentes y 267 aerogeneradores totales de diferentes modelos.

Finalmente, se ha podido observar que las medidas de mitigación no tienen el mismo grado de eficacia en todas las especies de aves planeadoras. Para reforzar este argumento, se ha obtenido que en determinadas especies como en el buitre leonado (*Gyps fulvus*) y el águila culebrera (*Circaetus gallicus*) las medidas sí son efectivas. En cambio, para otras especies como la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) y milano negro (*Milvus migrans*) no se ha podido ver si realmente son efectivas. Por este motivo, se puede decir las tasas de mortalidad de este grupo de aves son significativamente variables. Dentro del mismo, las probabilidades de colisión difieren notablemente de una especie a otra por diferentes motivos: la densidad de población, su uso del espacio y dentro del vuelo de planeo; el comportamiento de vuelo. Otro factor que puede determinar las tasas de colisión son las localizaciones de los parques eólicos, así como la localización de los aerogeneradores dentro de los mismos.

Abstract

Nowadays, with the energetic position that is presented to us, many countries are starting to look for solutions to try to reverse the situation. Thus, there are many making strong invests for the renewable resources, particularly the wind power. This is the most productive resource from the other well-known sustainable resources (solar power, biomass and wave power). But it generates impacts during the pre and post facilities construction. Mainly, two impacts are generated in the environment: first, a visual landscape impact and second, an impact in birds. For these ones, especially raptors, it is generated a loss of habitat, space use modification, and bird fatalities.

To alleviate the fatalities impact, in 2008 Junta de Andalucía carried out the protocol design of environmental mitigation measures. It contains: selective stopping of turbines when the birds are watched around the wind farms, carrion coverage to avoid risk situations within the wind farm and daily search of corpses. The objective of this study is to know if these measures are effective for the soaring birds group. It is also analyzed if the mitigation measures are more efficient to certain species. Due to its flight morphology and physical conditions, this group is especially vulnerable to collision with turbines. The study area has 21 wind farms and 267 turbines with different models.

Finally, it points out that the mitigation measures have not the same efficiency in all the species of the soaring birds group. To enhance this argument, in certain species such as Griffon vulture (*Gyps fulvus*) and short-toed snake eagle (*Circaetus gallicus*) mitigation measures efficiency has proved. In the other hand, other species such as white stork (*Ciconia Ciconia*) and black kite (*Milvus migrans*) mitigation measures efficiency has not been able to prove. Therefore, the mortality rates in this group are significantly different. The collision rates are differing from one species to another for some different reasons: density population, space use within the soaring birds group and the flight behavior. More factors that affect the fatalities rates are the sites where the wind farms are located and the sites where the turbines are located inside the same wind farm.

INTRODUCCIÓN

Apuesta por las renovables

El crecimiento en la demanda de energía, junto con la delicada situación en la que se encuentra el ecosistema de este planeta, nos ha llevado a la búsqueda de nuevos mecanismos de generación de energía para tratar de empezar a revertir esta situación delicada que aún tiene solución (*Saidur et al. 2011*). Con el paso de los últimos años se viene apostando por las energías renovables en diferentes países, alcanzando, en Estados Unidos, por ejemplo, que la energía eólica llegue a representar un 8% del total nacional en la generación de energía (*Energy Information Administration 2017*). En Portugal este pasado mes de marzo fue el primer mes del siglo XXI en el cual el país se abasteció 100% por fuentes de electricidad renovables (*FuturENERGY 2018*).

En general, la mayoría de los parques eólicos actualmente en funcionamiento o en construcción se encuentran en áreas de fuertes vientos. En España, en zonas como Galicia, Castilla La Mancha, Aragón, Navarra, Castilla León, La Rioja o Andalucía. La energía eólica es un método eficaz para obtener “energía limpia”, esa misma que hoy en día abastece las necesidades energéticas de 75 millones de personas en toda Europa (*Agencia Europea de Medio Ambiente 2017*), pero que, aun así, se requiere que esta cifra siga aumentando para poder, poco a poco, disminuir la dependencia que aún se tiene de las energías fósiles, evitando la contaminación del aire y otras formas de degradación ambiental.

Impactos generados

Pero en la energía eólica no todo son ventajas. Durante la pre y post construcción se provocan notables impactos en el medio donde se instalan (*Fielding et al. 2006*). Principalmente generan un impacto visual en el paisaje y otro importante impacto negativo en las aves (*De Lucas et al. 2004*). Para estas últimas, en especial en las rapaces, los parques eólicos pueden generar dos tipos de perturbaciones; pérdida de hábitat (*Larsen & Madsen 2000; Kunz et al. 2007; Arnett et al. 2008*) y la mortalidad por colisión con las palas de los aerogeneradores (*Orloff & Flannery 1992; Barrios 1995; Hunt 1999; Musters et al. 1996; Arnett et al. 2016; Marques et al. 2014*). Otro impacto generado es la perturbación o alteración del área durante el periodo de construcción, debido al aumento de la presencia humana, movimiento de vehículos y aumento en los niveles de ruido (*Larsen & Madsen 2000; Percival 2005*).

El impacto que genera la pérdida de hábitat también se relaciona con el cambio del uso del espacio por parte de algunas aves rapaces ya que, por ejemplo, algunos de sus sitios de nidificación potenciales pueden estar ahora ocupados por parques eólicos, o la alteración de otras actividades normales como la caza de presas para su alimentación (*López-López et al. 2013*). Los estudios que analizan el desplazamiento de las áreas de alimentación de las rapaces debido a los parques eólicos son muy comunes (*Madders & Whitfield 2006; Whitfield & Coupar 2005*).

Mortalidad de aves y quirópteros

Según las estimaciones en 2014 los parques eólicos de Norteamérica fueron los responsables de alrededor de 368.000 muertes de aves al año (*Erickson et al. 2014*). Pero no son el único grupo de vertebrados que son afectados por estas instalaciones. Los quirópteros o murciélagos son un orden de mamíferos que también sufren este impacto. De hecho, anualmente se estiman unas más de 300.000 muertes de murciélagos en instalaciones eólicas en Alemania (*Lehnert et al.; 2014; Voigt et al. 2012*) así como también unas 500.000 muertes en instalaciones eólicas de Canadá y Estados Unidos (*Arnett & Baerwald 2013; Hayes 2013; Smallwood 2013*). A este impacto se le suma que los murciélagos tienen unas tasas de reproducción bajas, lo cual puede perjudicar a la hora de responder ante este impacto (*Barclay & Harder 2003*). La mayor causa de muerte para aves y murciélagos son las lesiones traumáticas causadas por la colisión contra las turbinas (*Rollins et al. 2012*). No obstante, en el caso específico de los murciélagos algunas teorías sugieren el barotraumatismo como causa (*Baerwald et al. 2008*) pero con menor peso (*Rollins et al. 2012*).

Las causas de las colisiones de aves con los aerogeneradores pueden agruparse en tres grupos: localización, parque eólico y factores específicos de las especies (*Marques et al. 2014*). Según la localización, este grupo puede estar influenciado por factores específicos como los rasgos del paisaje, disponibilidad de alimento y clima; los factores del parque eólico están marcadamente conectados con su diseño o disposición y las características de los aerogeneradores; y los factores específicos de las especies están condicionados por específicas condiciones físicas y comportamentales y como cada una responde a éstas (*Marques et al. 2014*).

Pero en este estudio se tratará de saber por qué las rapaces y las cigüeñas son tan susceptibles a la mortalidad en los parques eólicos.

Aves planeadoras como centro del estudio

Las rapaces y cigüeñas forman parte del grupo de aves de vuelo relacionado con el planeo (*Newton 2008*). Las aves que ejercen este tipo de vuelo disponen de extensas superficies alares (*Newton 2008*) y dependen de las corrientes de aire ascendentes que se forman sobre tierra debido al relieve del terreno para desplazarse sin apenas gasto energético (*Kerlinger 1989*). También se aprovechan de las corrientes térmicas, que se forman cuando el aire próximo al suelo se calienta por acción del sol y asciende. De esta manera, las rapaces ascienden a grandes alturas (800-1500 metros) y desde allí empiezan un suave desplazamiento o planeo el cual les permitirá cubrir grandes distancias sin apenas gasto de energía (10 veces menos que el batido de ala) (*Kerlinger 1989*). La disponibilidad de corrientes térmicas en las horas centrales del día hace que las aves planeadoras se concentren en esa franja horaria.

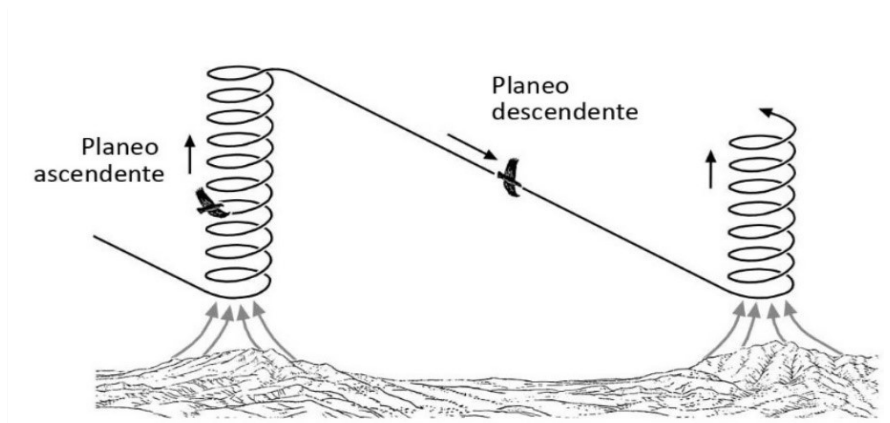


Imagen 1: Planeo ascendente en térmica y descendente para ganar otra térmica. Fuente: <http://avesecologaymedioambiente.blogspot.com.es/2012/08/una-introduccion-al-estudio-del-vuelo>

Este movimiento, al depender de estas corrientes térmicas producidas sobre la tierra y a su vez de determinadas por condiciones meteorológicas, evita grandes desplazamientos sobre el agua. Estas mismas zonas son muy aptas para la instalación de los parques eólicos, puesto que las condiciones de viento (velocidad e intensidad) son óptimas.

Diferentes estudios han demostrado que las aves planeadoras, en especial las rapaces, son vulnerables a las colisiones con aerogeneradores (*Dahl et al. 2012; Smallwood & Thelander 2008; de Lucas et al 2008; Barrios & Rodríguez 2004*). Su búsqueda de alimento se da por aire y eso aumenta la probabilidad de colisión (*Hull et al. 2013*). Además, un gran número de especies que componen este grupo tienen un cuerpo grande asociado a una menor maniobrabilidad y agilidad con un campo de visión reducido. Utilizando las corrientes térmicas, estas aves se pueden encontrar fácilmente ascendiendo en una zona de barrido de la turbina mientras están de espaldas a la zona de peligro. Llegando a un punto donde tienen que girar bruscamente sin tiempo a reaccionar para evitar la colisión con la pala (*Martin 2011; Martin et al. 2012*). De esta manera las rapaces son más propensas a colisionar con las palas de las turbinas debido a su morfología de vuelo y a su comportamiento a la hora de buscar alimento (*López-López et al. 2013; de Lucas et al. 2008; Kikuchi 2008*).

Muchas de estas especies se encuentran en un delicado estado de conservación (*Ratcliffe 1990; Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2001*). Por este motivo, se requieren de actuaciones específicas que compatibilicen la supervivencia de este grupo de aves a largo plazo con la explotación de la energía eólica. A estos factores se le suma la baja densidad de nidificación existente en especies de rapaces (*Newton 1979*), así como un ciclo de vida largo y una baja tasa de reproducción (*Madders & Whitfield 2006*). Por lo tanto, sus poblaciones se recuperan más lentamente del impacto de su hábitat, junto a otros factores de mortalidad artificial (*Fajardo et al. 1998; Ferrer et al. 1991; Janss & Ferrer 1998*) (autovías, redes eléctricas, torres de radio/televisión).

Contexto ecológico del Estrecho de Gibraltar

Debido a barreras geográficas como los Alpes, los Pirineos, el mar mediterráneo o el desierto del Sahara, condicionan que miles de aves tengan que ir por diferentes rutas a su zona de invernada. Estas permiten pasar de un continente al otro con el menor recorrido por encima del mar posible y se concentran en corredores terrestres o pequeños estrechos como el Bósforo (Turquía), Messina (Italia) o Gibraltar (España-Marruecos) los cuales se caracterizan por tener climas con fuertes vientos (*Bernis 1980*). La zona del Estrecho de Gibraltar es el regulador poblacional de la mayoría de las especies de aves migradoras de Europa ya que miles de aves pasan cada día en las épocas de migración (*Barros & Ríos 2013*). Este estrecho es el punto más próximo al continente africano, 14 km de distancia entre Europa y África.

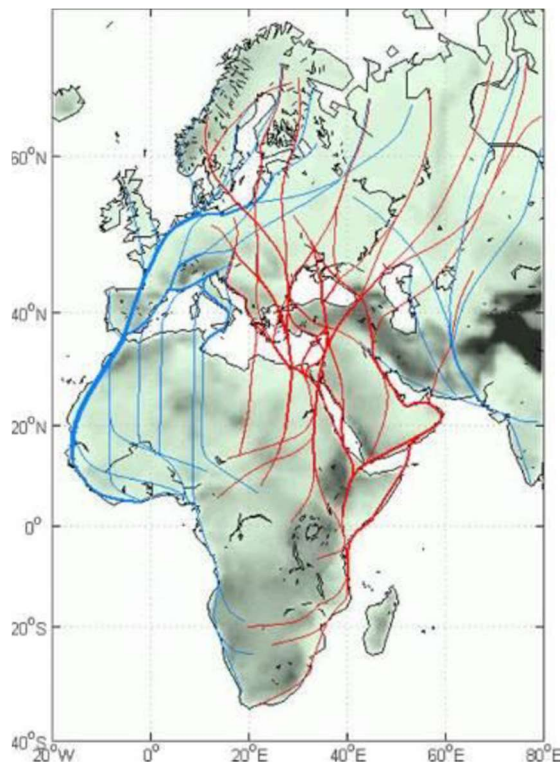


Imagen 2: Rutas de migración de aves entre África y Eurasia. Rutas occidentales (en azul) y rutas orientales (en rojo). Fuente: Onrubia, A (2015)

Es así como el Estrecho cobra especial importancia como una ruta muy importante de migración. Las principales rutas de migración entre África y Eurasia (Imagen 2).

En periodos de migración pueden llegar a pasar al día miles de aves (Figura 1). La migración prenupcial o primaveral se da durante los primeros cinco meses del año y la migración post nupcial u otoñal, comprende dos meses y medio a finales de verano. Esta última, mucho más numerosa debido a que también hay individuos juveniles nacidos ese mismo verano y se van en otoño a su zona de hibernación en África para alcanzar la madurez sexual (*Kerlinger 1989, Bildstein 2006*). Aquellos ejemplares cuya zona de hibernación está en el norte de África se llaman presaharianos, y aquellos cuya zona de

hibernación está en el Sahel (sud del Sahara) se llaman transaharianos.

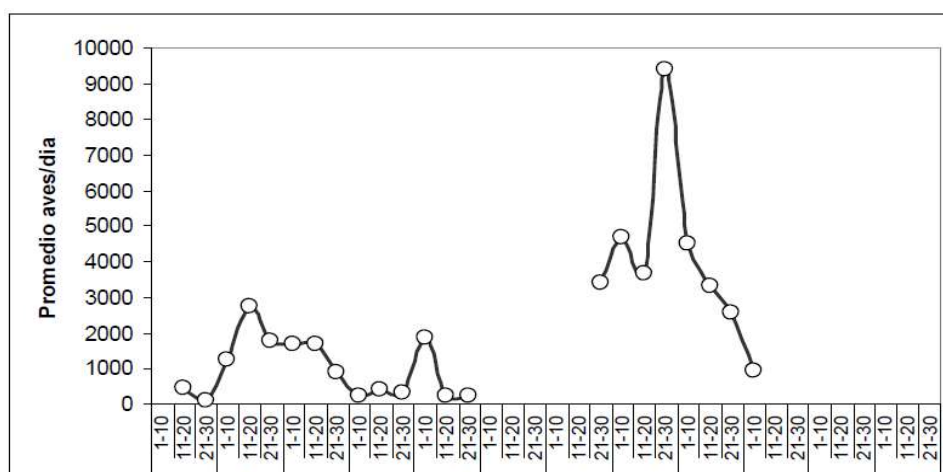


Figura 1: Fenología de paso de aves rapaces por el Estrecho de Gibraltar en el año 2008. Fuente: *Onrubia et al. 2011*.

Problemática del Estrecho de Gibraltar

En Portugal entre 2003 y 2010, fueron registradas 200 colisiones de aves en Portugal (*Bernardino et al. 2012; De Lucas et al. 2012*). Estudios producidos en otras instalaciones eólicas de Europa indican que las colisiones no tienen un gran impacto en las rapaces aun siendo el grupo de aves más sensibles. Incluso en Estados Unidos no se ha reportado colisiones de rapaces en algunos parques eólicos y en otros que ha habido han sido con tasas muy bajas (0.065 aves/turbina/año) (*Erikson et al. 2003*). En otros estudios (*Ferrer et al. 2012*) han mostrado tasas 20 veces mayores, las más altas publicadas para aves (1.33 aves/turbina/año). Todos estos datos nos indican que las tasas de mortalidad son muy variables ya que la probabilidad de colisión depende de un rango de factores (*De Lucas et al. 2008*)

Es por eso que la implementación de medidas para mitigar el impacto que generan estas instalaciones se ha vuelto una de las principales prioridades, reconocido por biólogos, organizaciones conservacionistas y el sector privado (*Erickson et al. 2014, Kuvlesky et al. 2007, American Wind Wildlife Institute (AWWI) 2015*). Con este contexto, la Junta de Andalucía puso en marcha a finales de esta pasada década (2008), un protocolo con una serie de medidas de cumplimiento obligatorio para las promotoras que quisieran tener o que ya tuvieran parques eólicos instalados en la Provincia de Cádiz. Intentando así, conciliar el máximo posible el desarrollo de energías renovables y sostenibles con la conservación de la biodiversidad de la zona.

OBJETIVOS

The objectives of this study are to establish the efficiency of some environmental measures carried out in the windfarms of the study area (daily search of corpses, stopping protocol and carrion coverage) before and after their implementation. This analysis is called BACI (Before-After-Control-Impact) and provides the most powerful evidence about the impacts (*Langston & Pullan 2003*).

We study the following soaring bird species: Griffon vulture (*Gyps fulvus*), Common kestrel (*Falco tinnunculus*), Short-toed snake eagle (*Circaetus gallicus*), Black kite (*Milvus migrans*) and White stork (*Ciconia ciconia*). The study years are separated in two periods: from 2005 to 2007 both included without mitigation measures, this period did not have a selective stopping protocol working and a guideline against carrion episodes either. And the “surveillance program” period from 2008 to 2013 both included but with selective stopping protocol and the guideline against carrion episodes. Moreover, daily search corpses were carried out along all the study period with the same methodology (2005-2013). It will be explored annually fatality rates per turbine for every windfarm.

The main objectives of this study are:

- Are these measures efficient in the same way for all the soaring birds?
- In case that these measures are not efficient in the same way for all the soaring birds, is it possible that the measures are efficient for some determinate species?

METODOLOGÍA

Área de estudio

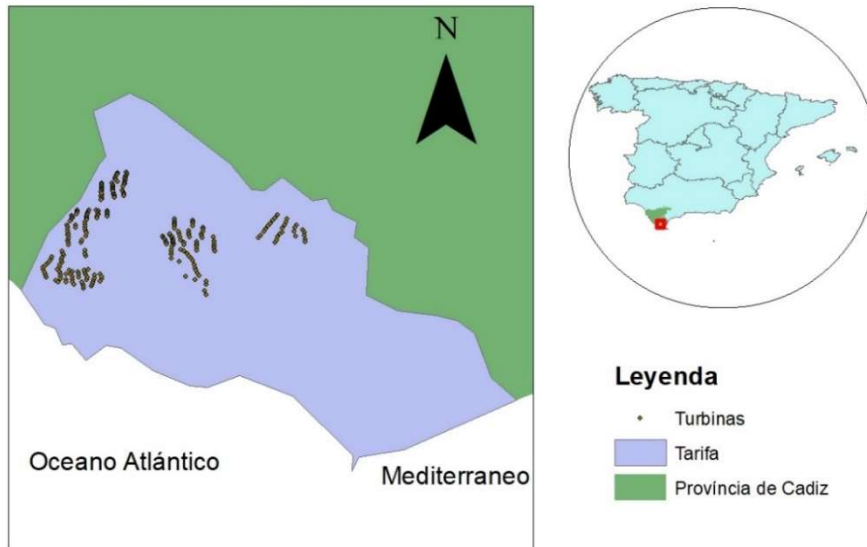
Se sitúa al noroeste del término municipal de Tarifa en la provincia de Cádiz (Andalucía). Este municipio es el más al sur de la Europa continental, que limita al este con Algeciras y Los Barrios y a unos 100 km de Cádiz, la capital de provincia. La zona de estudio está compuesta por un total de 21 parques que comprenden un total de 267 aerogeneradores de varios modelos diferentes (Tabla 1).

MODELO	Nº TURBINAS	ALTURA FUSTE	LONG. PALA	DIAMETRO (ROTOR+PALAS)
GAMESA G-87	11	78	42.3	87
	11			
	11			
VESTAS V-90	27	80	44	90
	9			
	8			
	17	60	27.25	56
MADE AE-56	25			
	6			
	10	67	40	80
GAMESA G-80	8			
	6			
VESTAS V-72	4	78	36	72
VESTAS V-80	6	78	40	80
	4			
MADE AE-59	19	60	28.75	59
	15			
	16			
ECOTECNIA ECO-74	28	70	35.5	74
	6			
ENERCÓN E-70	10	84	33.3	71
	10			

Tabla 1: Características de los distintos aerogeneradores de los parques eólicos del estudio.

En el Estrecho de Gibraltar se citan anualmente una treintena de especies planeadoras de las cuales algunas son migrantes como la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*), el milano negro (*Milvus migrans*), el alimoche (*Neophron percnopterus*) o el aguilucho cenizo (*Circus pygargus*). Otras, muy emblemáticas como el águila Imperial (*Aquila adalberti*) y el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) ambas actualmente en proyectos de conservación. En este estudio se trabajará con las especies con mortalidad más alta en el área de estudio que son: buitre leonado que representa más de la mitad de la mortalidad total de las planeadoras (*Gyps fulvus*), el Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), el Milano negro (*Milvus migrans*), Culebrera europea (*Circaetus gallicus*) y la Cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) (Figura 2). Todas estas especies representan más del 80% de mortalidad de aves relacionadas con el planeo.

Situación geográfica de los parques eólicos



Mapa 1: Situación geográfica del área de estudio. Fuente: propia.

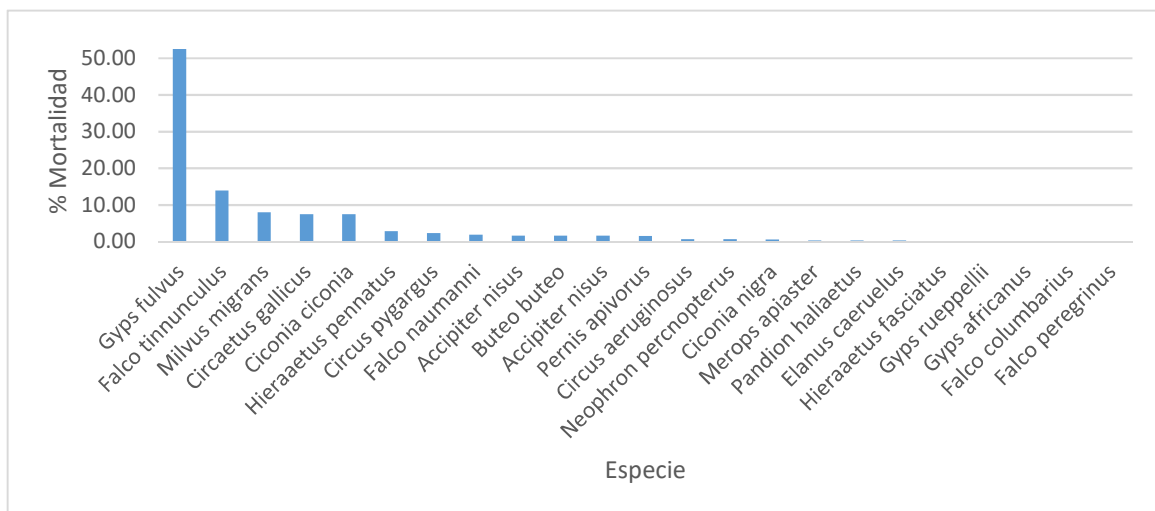


Figura 2: Porcentajes de mortalidad de las aves planeadoras registradas en la base de datos (de 2005 a 2013 ambos incluidos).

Las medidas que se llevan a cabo en los parques eólicos son: la parada selectiva de aerogeneradores, el aumento del esfuerzo de vigilancia durante el periodo de afluencia masiva de aves y el control de la presencia de carroña en el área de los parques. Las tareas de vigilancia se realizan de manera continua, asignando un vigilante para cada parque y ajustando el horario en función de la época del año, siempre durante las horas de sol por razones de visibilidad. Se llevan a cabo todos los días del año y entre 8 y 14 horas al día en invierno y verano dependiendo de las horas de sol de las respectivas estaciones.

Control de ejemplares accidentados

Se considera fauna accidentada cualquier ave herido o cadáver, fresco o descompuesto, completo o seccionado. Se recorre el parque diariamente en busca de individuos accidentados, así como una prospección más exhaustiva.

Se establece la línea de aerogeneradores como referencia y se empieza a una distancia de 50 metros de esta misma. Para conseguir un transecto que cubra la máxima área posible se recorrerá en zigzag, de esta manera también se consigue cubrir una mayor área de muestreo (Imagen 3).

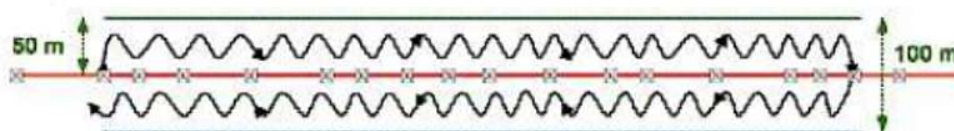


Imagen 3: Esquema para el control de control de ejemplares accidentados. Fuente: *Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (2009)*.

Cuando se encuentra un ejemplar accidentado se llevarán a cabo dos tipos de actuación diferente según el estado del ejemplar:

- Ejemplar muerto: Se rellenará la ficha de incidencias y se procederá a enterrar el cadáver. En el caso de que se trate de un ejemplar de una especie protegida, se avisará al agente de medio ambiente que autorice su eliminación o su recogida todas las rapaces están protegidas.
- Ejemplar herido: Se contactará con el agente de Medio Ambiente para gestionar su traslado al CREA (Centros de Recuperación de Especies Amenazadas) más cercano y se rellenará la Ficha de Incidencias.

En dicha ficha de incidencias se hará constar: la especie colisionada, coordenadas X e Y, el parque eólico, el molino, distancia a la que se ha encontrado el cuerpo en referencia al molino, las condiciones ambientales (fuerza y dirección del viento y la cobertura de las nubes) y fecha en la que se ha encontrado el ejemplar y posible fecha de colisión.

Prevención de situaciones de riesgo

Se considerará una situación de riesgo la concentración de determinadas especies de aves, ejemplares aislados, así como bandos, que se hallen en las cercanías de los aerogeneradores cuando se pueda deducir de su comportamiento una elevada probabilidad de colisión. Frente a estas situaciones de riesgo, de manera general se procederá a la parada de emergencia de los aerogeneradores más próximos a la concentración de las aves.

En las aves rapaces y cigüeñas (las más afectadas por las colisiones) las actividades que comportan más peligro son los estilos de vuelo de estas; los cicleos (cuando cogen una térmica para coger altura) así como el cruce de las líneas de aerogeneradores alrededor de las máquinas y en el área de influencia de las palas. Estas situaciones se dan principalmente a causa de:

- A. Presencia de cadáveres que genera la presencia masiva de aves carroñeras (buitres y alimoches, por ejemplo).
- B. Coincidencia de pasos habituales de aves con las estructuras del parque eólico
- C. Proximidad de una zona de invernada, de intenso uso puntual o de una zona de reproducción.

Criterio a la hora de establecer una parada de turbinas

En el caso de localizarse una situación de riesgo que requiera de una parada de emergencia el vigilante correspondiente procederá a la parada de emergencia (en un plazo de 1 minuto). Si hay parques colindantes se contactará con el vigilante del mismo por la posibilidad de verse afectado por la situación de riesgo.

Una vez detenidos, se permanecerá en la zona observando el comportamiento de las aves hasta que desaparezca la situación de riesgo. Durante este proceso se rellenará el Registro de Paradas de Emergencia, el cual contiene lo siguiente: fecha, condiciones ambientales (dirección, fuerza del viento y cobertura de nubes), aerogeneradores parados, hora de inicio de la parada de los aerogeneradores implicados, hora de la nueva puesta en marcha y causa de la parada de emergencia (presencia de carroña o paso de aves, en el último caso se tendrá que indicar la especie)

Aunque resulta muy difícil establecer un protocolo que recoja todos los escenarios y situaciones posibles, se tratará de esclarecer unos criterios claros para facilitar la toma de decisiones para proceder a la parada.

Se configurarán dos áreas de seguridad en torno a cada aerogenerador, que serán de 250 y 500 metros de radio y, en función de la categoría de amenaza de la especie, la parada tendrá lugar siempre que:

- a. Se detecte la presencia de algún ejemplar cuya especie está clasificada como “Especies en peligro de extinción” de acuerdo con el catálogo Andaluz de especies amenazadas (*Ley 8/2003, 28 de octubre*), dentro del área de seguridad de 500 metros en torno a cada aerogenerador. Esta área de seguridad se establecerá con las siguientes especies:
 - Cigüeña negra.
 - Alimoche común.
 - Quebrantahuesos.
 - Águila Imperial Ibérica.
- b. Se detecte la presencia de algún ejemplar cuya especie esté clasificada como “Vulnerable” (VU) y “De Interés Especial” (IE) de acuerdo con el catálogo Andaluz de especies amenazadas (*Ley 8/2003, de 28 de octubre*), dentro del Área de

seguridad de 250 metros en torno a cada aerogenerador. Esta área de seguridad se establecerá con las siguientes especies:

- VU: Aguilucho cenizo y Águila perdicera.
- IE: Cernícalo primilla y Águila culebrera.

Además, también se establecerá un área de 250 metros de radio en torno a cada aerogenerador para poder proceder a la parada de este en el caso de sobrepasarla, ante las siguientes situaciones:

- En la aparición de bandos dispersos de aves (buitres, cigüeñas, milano negro y grulla fundamentalmente) que se acerquen a una distancia de 250 metros de los aerogeneradores y con dirección de vuelo al mismo.
- En el caso de condiciones meteorológicas adversas, por fuerte viento o visibilidad reducida, y cuando se detecte la presencia de alguna de las especies mencionadas con anterioridad cuya tendencia de vuelo indique que va a entrar dentro del radio de 250 metros alrededor del aerogenerador.

Actuación ante la aparición de carroña

Se cubre de manera inmediata la de carroña con una lona destinada para la misma. En el caso de que haya buitres en la zona, o posados en la carroña, se los levantará, pero no sin antes avisar a los parques cercanos para que estos puedan estar alerta por si se tuviera que llevar a cabo una parada de máquinas o estar preparados para hacerlo si fuera necesario. Se contacta con el propietario del ganado para agilizar el proceso de retirada del cadáver, y si no se pudiera contactar con este se avisaría al Agente de Medio Ambiente correspondiente. Se permanecerá en la zona durante todo el proceso (retirada efectiva de la carroña y desaparición de la situación de riesgo).

Se hará constar esta situación en el registro de carroñas el cual incluye:

- Fecha y hora del hallazgo de la carroña.
- Condiciones ambientales: Dirección y fuerza del viento y cobertura de nubes.
- Localización: Coordenadas X e Y, aerogenerador más cercano y distancia de él, en metros.
- Especie a la que pertenece el cadáver.
- Propietario del ganado, si se conoce.
- Presencia de aves (SI/NO).
- Parada de las maquinas (SI/NO).
- Intervención del Agente de Medio Ambiente (SI/NO).

Finalmente, si no se consigue retirar la carroña en un periodo breve de tiempo y evitar que se genere una situación especial de riesgo, se contactará con la Delegación de Medio Ambiente. De la misma manera se notificará y facilitará la localización de muladares ilegales (episodios de carroña reiterada) en las proximidades de los parques o que provoquen situaciones de riesgo.

Métodos estadísticos

Para calcular las tasas de mortalidad se ha utilizado una base de datos con la accidentalidad anual de cada parque. Posteriormente, se ha dividido por el número de aerogeneradores de cada uno. Puesto que no todos los parques se pusieron en marcha en la misma fecha, se ha calculado la tasa de mortalidad de ese año de inicio de la siguiente manera: el número de aves muertas en ese año, dividido por el número de aerogeneradores del parque y dividido por el número de meses que ha estado ese año en funcionamiento luego se multiplica por 12 para obtener una tasa de mortalidad anual por parque estandarizada. No se han considerado las tasas de depredación puesto que la búsqueda de ejemplares accidentados era diaria y se consideró que esta tasa era nula o irrisoria.

Se han usado una colección de modelos estadísticos con análisis de variancia (ANOVA) para tratar de saber si se observan diferencias significativas entre los factores (periodos sin vigilancia; periodos con vigilancia). También se ha usado el mismo análisis estadístico para ver si se observan diferencias significativas para las mortalidades de los diferentes años del periodo de estudio, actuando los diferentes años como factor. Para llevar a cabo este análisis se ha usado el programa estadístico Rstudio versión 1.1.447 y un valor de Alpha de 0.05 para evaluar la significancia de los resultados.

Consideraciones éticas

El conflicto ético se da a la hora de trabajar con parques eólicos y sus localizaciones, generar un impacto en un área con cierto interés ecológico. Creo que hay que tener cura con la elección de la localización de las instalaciones pero que a su vez, instalaciones como estas no deberían verse con malos ojos ya que es un método sostenible de obtención de energía. En mi opinión, lo más importante es trabajar para que estas energías en un futuro generen el mínimo impacto posible en el medio

RESULTADOS

Se han registrado un total de 741 colisiones de aves planeadoras a lo largo de los 21 parques eólicos estudiados, con 267 turbinas en total y el tiempo transcurrido desde 2005 hasta 2013 (Tabla 2).

	Años (aves/turbina)								
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Planeadoras	0.39	0.21	0.23	0.20	0.29	0.26	0.28	0.35	0.21
Falco tinnunculus	0.26	0.08	0.09	0.15	0.14	0.15	0.14	0.17	0.16
Gyps fulvus	0.45	0.38	0.56	0.32	0.25	0.27	0.29	0.25	0.17
Milvus migrans	-	-	-	0.06	0.13	0.09	0.09	0.15	0.09
Ciconia ciconia	0.13	0.07	0.06	0.10	0.08	0.13	0.18	0.16	0.16
Circaetus gallicus	0.33	0.05	0.09	0.12	0.13	0.09	0.12	0.12	0.10

Tabla 2: Promedio de la tasa anual de las aves accidentadas de todos los parques para cada especie.

Are these surveillance measures efficient in the same way for all the soaring birds?

Primero se ha evaluado si las medidas de mitigación son efectivas para el grupo de ave de planeadoras excluyendo al buitre leonado (*Gyps fulvus*) debido a que más de la mitad de la mortalidad de este grupo es de esta especie (Figura 3).

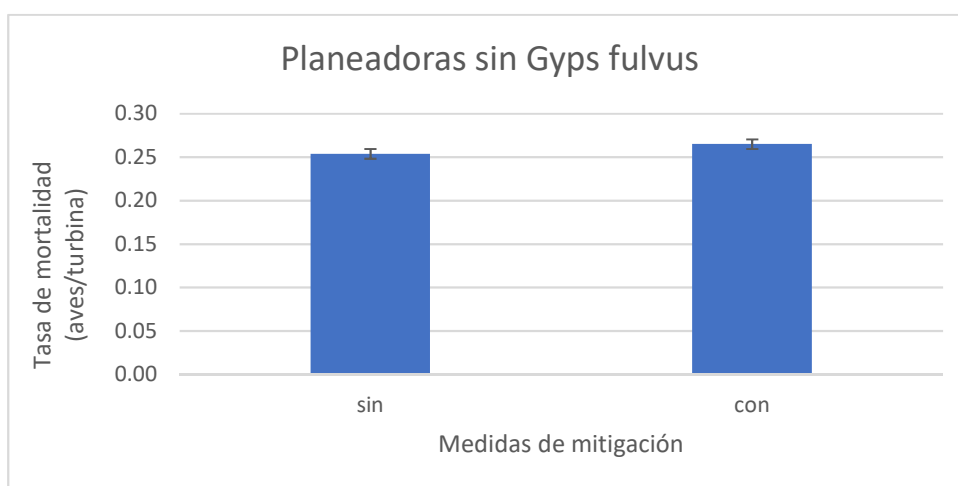


Figura 3: Promedio de las tasas de mortalidad en los diferentes periodos estudiados.

No se han encontrado diferencias significativas entre el periodo sin medidas de mitigación (de ahora en adelante pasará a ser llamado “periodo no”) y el periodo con medidas de mitigación (de ahora en adelante pasará ser llamado “periodo si” (p-valor = 0.7748 > 0.05). Tampoco se han observado diferencias significativas entre las tasas de mortalidad entre los diferentes años (p-valor = 0.124 > 0.05). Aun así, indica cierta tendencia no muy notable a que la mortalidad de rapaces este disminuyendo de manera muy sutil (Figura 4).

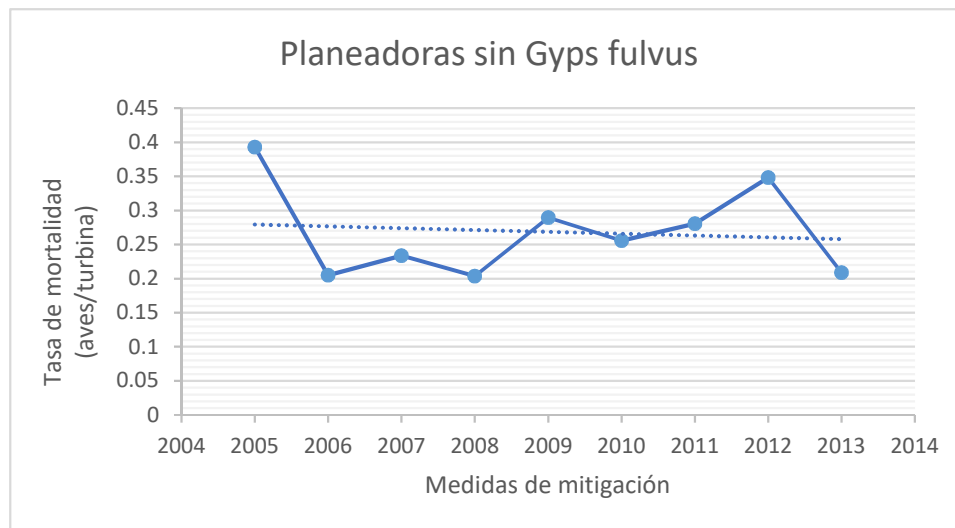


Figura 4: Promedio de las tasas de mortalidad anual para el grupo de planeadoras.

Is it possible that the measures are efficient for some determinate species?

De las especies con las que se han trabajado en este estudio sólo dos (*Gyps fulvus* y *Ciconia ciconia*) han mostrado diferencias significativas entre los dos periodos (“periodo no” y “periodo si”) (Tabla 3).

Especie	p-valor
	Medidas de mitigación (sin/con)
<i>Gyps fulvus</i>	0.0018**
<i>Falco tinnunculus</i>	0.4473
<i>Milvus migrans</i>	-
<i>Ciconia ciconia</i>	0.0039**
<i>Circaetus gallicus</i>	0.6845

Tabla 3: p-valores para las medidas de mitigación.

Mientras que el buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Figura 5) se ha visto significativamente reducida la mortalidad de un periodo a otro, la de la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) se ha visto aumentada (Figura 5).

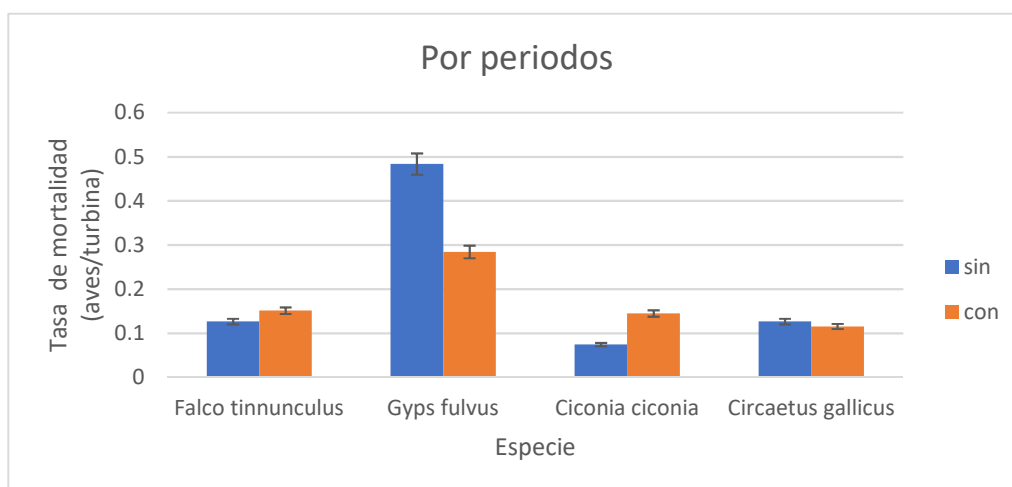


Figura 5: Promedio de tasas de mortalidad por periodo para cada especie.

En otras dos especies (*Falco tinnunculus* y *Circaetus gallicus*) no se han observado diferencias significativas entre los dos periodos (Tabla 3). Y finalmente, para el milano negro (*Milvus migrans*) no se ha llevado a cabo el análisis puesto que en la base de datos solo se hallaron muertes en los años donde las medidas de mitigación ya estaban implementadas. Pero a partir del año que se tienen datos, se observa una tendencia al alza en los promedios de colisión de cada año para el milano negro (*Milvus migrans*) (Tabla 4 y Figura 6).

Hay que apuntar también que, excepto el buitre leonado, las tasas de las demás especies en ambos periodos están por debajo de 0.2 aves/turbina siendo la de cernícalo (0.15 aves/turbina) y la de cigüeña (0.14 aves/turbina) las más altas, menos de la mitad por lo que respecta a las tasas de mortalidad de buitre leonado (Figura 5).

Por otra parte, en ninguna de las especies estudiadas se observan diferencias significativas entre las tasas de mortalidad anuales del periodo de estudio excepto en el águila culebrera (*Circaetus gallicus*) donde sí que se han obtenido diferencias significativas (Tabla 4). Aunque no se observan diferencias significativas, para el milano negro (*Milvus migrans*) sí que existe una tendencia al alza en sus promedios de colisión anuales (Figura 6).

Especie	p-valor
	Años
<i>Gyps fulvus</i>	0.086
<i>Falco tinnunculus</i>	0.4044
<i>Milvus migrans</i>	0.2439
<i>Ciconia ciconia</i>	0.1671
<i>Circaetus gallicus</i>	0.0061**

Tabla 4: p-valores para los diferentes años.

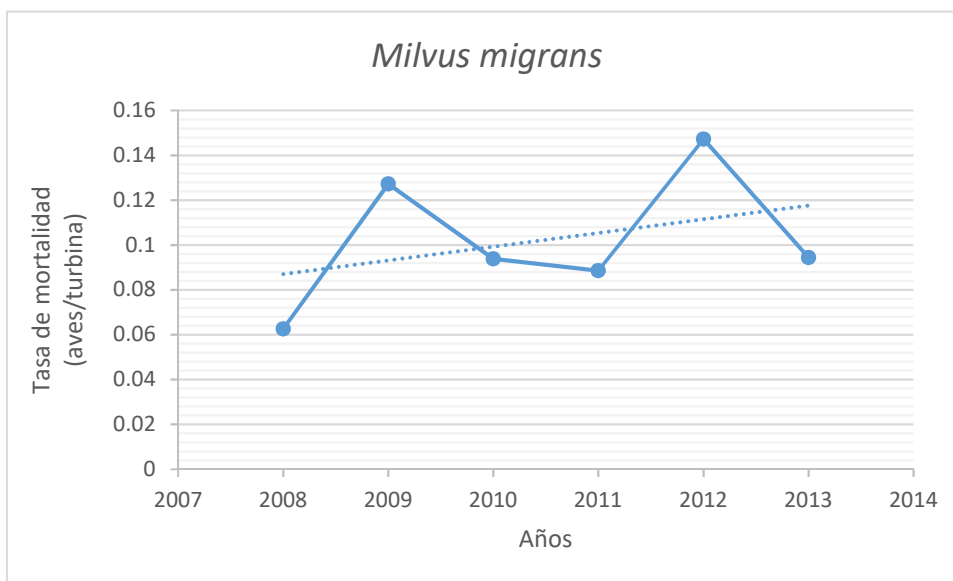


Figura 6: Promedio de mortalidad anual para el milano negro.

En la mortalidad de 2005 de águila culebrera se ha obtenido un valor significativamente más alto que los otros años (una media de 0.33 aves/turbina en ese año) marcando así una tendencia de descenso de ejemplares accidentados de esta especie (Tabla 2 y Figura 7). Los valores de años posteriores no han sobrepasado el valor de 0.15 aves/turbina.

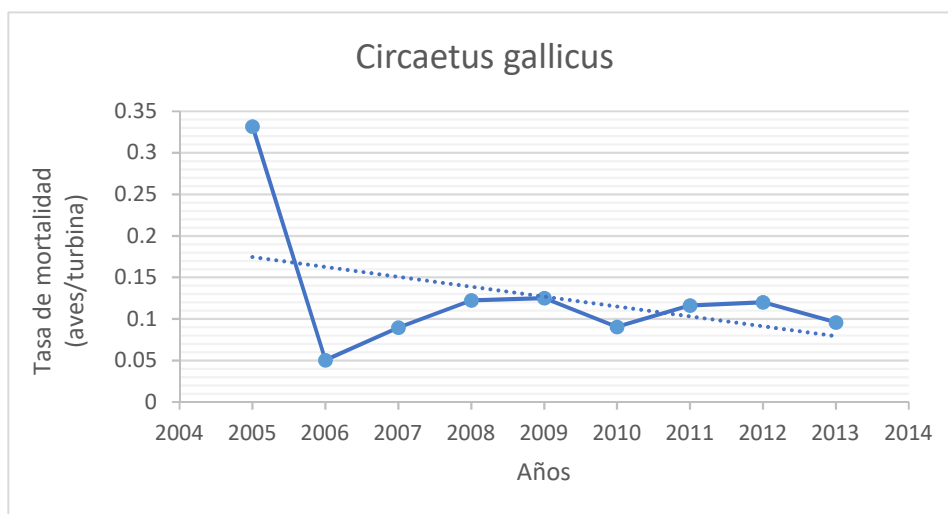


Figura 7: Promedio de mortalidad anual para el águila culebrera.

DISCUSIÓN

Are these surveillance measures efficient in the same way for all the soaring birds?

Las medidas de mitigación aplicadas en estos parques eólicos son muy eficaces para el buitre leonado y para el águila culebrera. Sin embargo, con los resultados obtenidos, estas medidas de mitigación no son especialmente eficaces para la cigüeña blanca y el milano negro. Al analizar los datos de mortalidad de cada especie a lo largo de los años de estudio, se detecta una tendencia, no estadísticamente significativa pero reductora de las tasas de mortalidad a lo largo de los años (Figura 4). De hecho, las medidas de mitigación no tienen el mismo efecto en todos los parques eólicos. Eso es debido a que las tasas de mortalidad por turbina son bastante variables debido a un rango de factores tales como el clima y la topografía que pueda rodear las turbinas y el parque en general (de Lucas et al 2012; Ferrer et al., 2012). Otro factor que podría determinar en cierta manera las colisiones es la dirección del viento en relación con el comportamiento del ave (Barrios & Rodríguez 2004; De Lucas et al. 2008)

Para poder tener un mayor conocimiento de la efectividad de las medidas de mitigación aplicadas, sería conveniente tener una serie de datos más larga, puesto que se han detectado tendencias, aunque no significativas.

Otro factor que considerar sería la evolución de la abundancia de esas especies en la zona o, mejor aún, el uso de espacio de los parques eólicos por parte de las especies estudiadas

Is it possible that the measures are efficient for some determinate species?

Las medidas de mitigación son claramente efectivas para determinadas especies (*Gyps fulvus*) mientras que en otras no lo son (*Ciconia ciconia*) y en el resto (*Falco tinnunculus*, *Milvus migrans* y *Circaetus gallicus*) los datos no nos han proporcionado evidencias claras de su funcionamiento.

El incremento de mortalidad de cigüeña blanca, aunque significativo, no implica un gran aumento ya que el periodo donde la mortalidad es significativamente elevada no sobrepasa 0.15 aves/turbina. Este hecho puede ser debido al incremento de parejas de esta especie, la cual en España en 2009 se estimaba que había alrededor de unas 35.000 parejas y que 10.000 ejemplares se dirigen en otoño al sur de España (*Cerrillo 2009*). Estos dos hechos pueden repercutir en que determinadas épocas del año en el sur de España aumenten su densidad que a su vez incrementará la mortalidad (*De Lucas et al. 2008*).

Otro hecho que ha podido incrementar la mortalidad es el comportamiento social, el agrupamiento de bandos aumenta el riesgo de colisión en pos del bajo riesgo del vuelo solitario (*Janss 2000*).

Junto con la repotenciación de algún parque eólico donde la especie aún se recuperaba del impacto, esta perturbación pudo provocar el desplazamiento de muchos más ejemplares hacia el área de estudio.

Que haya registro de mortalidad de milano negro a partir del 2008 puede ser debido a que la población de esta especie haya aumentado. Es observada una tendencia al alza de la mortalidad (Figura 6) que reforzaría este argumento. No se tiene conocimiento de que otros motivos puedan ser la causa, ya que la búsqueda de cuerpos se ha llevado a cabo en todo el periodo de estudio (2005-2013).

En la mortalidad del águila culebrera (*Circaetus gallicus*), un primer año muy accidentado seguido de una rápida reducción en los siguientes años, se cree que las medidas de mitigación son efectivas (Figura 7), pero no son la razón principal por la cual se da este descenso de mortalidad en los siguientes años.

CONCLUSIÓN

In this study, I try to assess the efficiency of the surveillance program in windfarms analysing the soaring bird's fatalities. The importance of this impact has been increased along the years. The objective is to know this mitigation measures are effective for all the soaring bird species.

Mortality rates depend on the specie and its flight behaviour. In my study, I consider soaring species white stork (*Ciconia Ciconia*), Griffon vulture (*Gyps fulvus*) and Black kite (*Milvus migrans*); and hovering species Common kestrel (*Falco tinnunculus*) and Short-toed snake eagle (*Circaetus gallicus*). Although, the hovering behaviour exhibited by common kestrel when hunting may also explain the fatality levels of this species at windfarms in the Strait of Gibraltar (*Barrios & Rodríguez 2004*). This kind of behaviours are related with strong winds, which often produce unpredictable gusts that may suddenly change a bird's position (*Hoover & Morrison 2005*). The time flying will be a factor to take in to account as well, birds that spend more time flying, are more likely to be a risk of collision with windfarms (*Furness et al. 2013; Garthe & Hüppop 2004*)

Also, the number of birds killed varies greatly between turbines and windfarms, and some areas have a higher collision risk than others, and with some species being more vulnerable (e.g. *Hull et al. 2013; May et al., 2012*). However, currently, no simple formula can be applied to all sites; in fact, mitigation measures must inevitably be defined according to the characteristics of each windfarm and the diversity of the species occurring there (*Hull et al., 2013; May et al., 2012*).

First it will must increase our capability to determine the right sites, not only for windfarms, also within de same ones to determine the appropriate turbines site (*Ferrer et al. 2011*). Concerning the Portuguese experience, the preferred location for onshore wind farms of mountain tops, with particular weather and geophysical conditions that allow less common flora to surge in restricted areas, may promote cumulative impacts on habitats and flora (*APA 2009*).

And second, this study is the prove that the integration of renewable resources such as windfarms with the conservation of wildlife is possible (e.g. reducing the mortality rate for *Gyps fulvus*; *De Lucas et al. 2012*). Obviously, it is needed to keep working with the mitigation measures and which ones must be carried out. It is thought that really these mitigation measures can integrate the functioning of windfarms and renewable resources in general with the biodiversity and the conservation purposes.

REFERENCIAS

- Agencia Europea de Medio Ambiente.** 2017. *La energía en Europa: situación actual*. <https://www.eea.europa.eu/es/senales/senales-2017-configuracion-del-futuro/articulos/la-energia-en-europa-situacion-actual>. Accessed date: 28 April 2018.
- Alerstam, T.** 1990. *Bird Migration*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Arnett, E.B., Brown, W.K., Erickson, W.P., Fiedler, J.K., Hamilton, B.L., Henry, T.H., Jain, A., Johnson, G.D., Kerns, J., Koford, R.R., Nicholson, C.P., O'Connell, T.J., Piorkowski, M.D. & Tankersley Jr., R.D.** 2008. *Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America*. *J. Wildl. Manag.* 72, 61–78.
- Arnett, E.B. & Baerwald, E.F.,** 2013. *Impacts of wind energy development on bats: implications for conservation*. *Bat Evolution, Ecology, and Conservation*. Springer, New York: pp. 435–456 http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-7397-8_21.
- Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodriguez-Duran, A., Rydell, J., Villegas-Patracca, R. & Voight, C.C.,** 2016. *Impacts of wind energy development on bats: a global perspective*. In: Voight, C., Kingston, K. (Eds.), *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*. Springer, New York, pp. 295–323.
- American Wind Wildlife Institute (AWWI).** 2015. *Wind turbine interactions with wildlife and their habitats: a summary of research results and priority questions*. <https://awwi.org/resources/summary-of-wind-wildlifeinteractions-2/#section-summary-of-windwildlife-interactions>. Accessed date: 27 April 2018.
- APA: Agência Portuguesa do Ambiente.** 2009. *Guia para a Avaliação de Impactes Ambientais de Parques Eólicos*.
- Barclay, R.M., Harder, L.D.** 2003. *Life histories of bats: life in the slow lane*. In: Kunz, T.H., Fenton, M.B. (Eds.), *Bat Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, pp.209–253.
- Barrios, L.** 1995. *Energía eólica y aves en el Campo de Gibraltar*. *La Garcilla* 93: 39–41.
- Barros D. & Rios, D.** 2013. *Aves del Estrecho de Gibraltar*. Ornitour, San Roque.
- Barrios, L. & Rodríguez, A.** 2004. *Behavioral and environmental correlates of soaringbird mortality at on-shore wind turbines*. *J. Appl. Ecol.* 41, 72–81.
- Bernardino, J., Zina, H., Passos, I., Costa, H., Fonseca, C., Pereira, M. J., et al.** 2012. *Bird and Bat mortality at Portuguese wind farms*. In IAIA12 Conference Proceedings' Energy Future The Role of Impact Assessment. 32nd Annual Meeting of the International Association for Impact Assessment 27 May–1 June 2012, Centro de Congresso da Alfândega, Porto–Portugal.
- Bernis, F.** 1966. *Migración en aves. Tratado teórico y práctico*. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

- Bernis, F.** 1980. *La Migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar (Época Posnupcial)*. Vol.1. *Aves Planeadoras*. Universidad Complutense. Madrid.
- Berthold, P.** 2001. *Bird Migration. A general survey*. Oxford University Press, Oxford.
- Bildstein, K.L.** 2006. *Migrating raptors of the world: their ecology and conservation*. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- Calvert, A. M., Bishop, C. A., Elliot, R. D., Krebs, E. A., Kydd, T. M., Machtans, C. S. & Robertson, G. J.** 2013. *A synthesis of human-related avian mortality in Canada*. *Avian Conserv. Ecol.* 8 (2), 11.
- Cerrillo, A.** 2009. *La población de cigüeñas se dispara en Cataluña*. LA VANGUARDIA. <http://www.lavanguardia.com/vida/20090320/53664149710/la-poblacion-de-ciguenas-se-dispara-en-catalunya.html>. Accessed date: 4 May 2018.
- Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.** 2009. *Instrucciones para los programas de vigilancia ambiental de los parques eólicos de la provincia de Cádiz*. Documento inédito.
- Dahl, E. L., Bevanger, K., Nygard, T., Roskaft, E., & Stokke, B. G.** 2012. *Reduced breeding success in White-tailed eagles at Smola windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement*. *Biological Conservation* **145**, 79-85. Available at: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84856235825&partnerID=40&md5=482f29339d3c94ae1e4000559314cd31>
- De Lucas, M., Ferrer, M., Bechard, M. J. & Muñoz, A.** 2012. *R. Griffon vulture mortality at wind farms in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures*. *Biol. Conserv.* **147**, 184–189.
- De Lucas, M., Jans, G. F. E. & Ferrer, M.** 2004. *The effects of a wind farm on birds in a migration point: the Strait of Gibraltar*. *Biodiversity and Conservation* **13**: 395-407.
- De Lucas, M., Jans, G. F. E., Whitfield, D. P. & Ferrer, M.** 2008. *Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance*. *J. Appl. Ecol.* **45**, 1695–1703.
- Dingle, H.** 2014. *Migration: the Biology of Life on the Move*. Oxford University Press.
- Energy Information Administration.** 2017. *Wind turbines provide 8% of U.S. generating capacity, more than any other renewable source*. <https://www.eia.gov/todayinenergy/detail.php?id=31032>, Accessed date: 28 August 2018.
- Erikson, W., Kronner, K. & Griski, B.** 2003. *Nine Canyon Wind Power Project Avian and Bat Monitoring Report*. Nine Canyon Technical Advisory Committee and Energy Northwest. http://west-inc.com/reports/nine_canyon_monitoring_final.pdf.

Erickson, W. P., Johnson, G. D. & Young Jr., D. P. Y. 2005. *A Summary and Comparison of Bird Mortality from Anthropogenic Causes with an Emphasis on Collisions*. General Technical Reports. USDA Forest Service General Technical Report PSWGTR-191.

Erickson, W. P., Wolfe, M. M., Bay, K. J., Johnson, D. H. & Gehring, J. L. 2014. *A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities*. PLoS One;9:e107491.

EUROBATS. 2016. *Report of the IWG on Wind Turbines and Bat Populations*. 21st Meeting of the Advisory Committee. Zandvoort, Netherlands, 18—20 April 2016.

Fajardo, I., Pividal, V., Trigo, M. & Jiménez, M. 1998. Habitat selection, activity peaks and strategies to avoid road mortality by little owl *Athene noctura*. A new methodology on owls research. *Alauda*, **66**, 49–60.

Ferrer, M., de la Riva, M. & Castroviejo, J. 1991. *Electrocution of raptor on power lines in southwestern Spain*. Journal of Field Ornithology, **62**, 181–190.

Ferrer, M., de Lucas, M., Janss, G.F.E., Casado, E., Muñoz, A.R., Bechard, M.J. & Calabuig, C.P. 2012. *Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms*. J. Appl. Ecol. [doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x).

Fielding, A.H., Whitfield, D.P. & McLeod, D. R. A. 2006. *Spatial association as an indicator of the potential for future interactions between wind energy developments and golden eagles *Aquila chrysaetos* in Scotland*. Biological Conservation, **131**, 359–369.

Finlayson, C. 1992. *Birds of the Strait of Gibraltar*. Academic Press (T & A D Poyser). London.

Franco, A. & Rodríguez, M. (cord.). 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados en Andalucía*.

Frick, W. F., Baerward, E. F., Pollock, J. F., Barclay, R. M. R., Szymanski, J. A., Weller, T. J., Russell, A. L., Loeb, S. C., Medellin, R. A. & McGuire, L. P. 2017. *Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat*. Biol. Conserv. **209**, 172–177.

Furness, R. W., Wade, H. M. & Masden, E. A. 2013. *Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms*. J. Environ. Manage. **119**, 56–66.

Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. *Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index*. J. Appl. Ecol. **41**, 724–734.

FuturENERGY. 2018. *Marzo 100% renovable en Portugal. Primer mes del siglo XXI totalmente abastecido por fuentes de electricidad renovables*. <http://futureenergyweb.es/marzo-100-renovable-en-portugal-primer-mes-del-siglo-xxi->

[totalmente-abastecido-por-fuentes-de-electricidad-renovables/](#) Accessed date: 6 May 2018.

Garvin, J. C., Jennelle, C. S., Drake, D. & Grodsky, S. M. 2011. *Response of raptors to a windfarm*. *J. Appl. Ecol.* 48, 199–209. <http://doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01912.x>

Gill, J.P., Townsley, M. & Mudge, G. P. 1996. *Review of the Impacts of Wind Farms and Other Aerial Structures Upon Birds*. Scottish Natural Heritage Review no. 21, Edinburgh, UK: Scottish Natural Heritage.

Hayes, M.A. 2013. *Bats killed in large numbers at United States wind energy facilities*. *ioscience* 63:975–979. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2013.63.12.10>.

Hoover, S. L. & Morrison, M. L. 2005. *Behavior of red-tailed hawks in a wind turbine development*. *J. Wildl. Manage.* 69, 150–159.

Hull, C.L., Stark, E.M., Peruzzo, S. & Sims, C.C. 2013. *Avian collisions at two wind farms in Tasmania, Australia: taxonomic and ecological characteristics of colliders versus non-colliders*. *New Zeal. J. Zool.* 40, 47–62.

Hunt, G. 1999. *A Population Study of Golden Eagles in the Altamont Pass Wind Resource Area*. National Renewable Energy Laboratory (NREL), Santa Cruz, California.

Janss, G.F.E. & Ferrer, M. 1998. *Rate of collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking*. *Journal of Field Ornithology*, 69, 8–17.

Janss, G. F. E. 2000. *Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality*. *Biol. Conserv.* 95, 353–359.

Janss, F.E., de Lucas, M., Whitfield, P. D., Lazo, A. & Ferrer, M. 2010. *The precautionary principle and wind-farm planning in Andalucía*. *Biol. Conserv.* 143, 1827–1828.

Kerlinger, P. 1989. *Flight strategies of migrating hawks*. Chicago, University Press.

Kikuchi, R. 2008. *Adverse impacts of wind power generation on collision behaviour of birds and anti-predator behaviour of squirrels*. *Journal for Nature Conservation (Jena)*, 16, 44–55.

Kuvlesky WP, Brennan LA, Morrison ML, Boydston KK, Ballard BM, Bryant FC. 2007. *Wind energy development and wildlife conservation: challenges and opportunities*. *J. Wildl. Manag.*; 71: 2487–98.

Langston, R.H.W. & Pullan, J.D. 2003. *Wind farms and birds: an analysis of the effects of wind farms on birds, and Guidance on Environmental Assessment Criteria and Site Selection Issues*. Report by Birdlife International on behalf of the Bern Convention. Sandy, UK: RSPB.

Larsen, J.K. and Madsen, J. 2000. *Effects of wind turbines and other physical elements*

on field utilization by pink-footed geese (*Anser brachyrhynchus*): a landscape perspective. *Landscape Ecology* 15: 755–764.

Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C.C. 2014. *Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far*. *PLoS One* 9, e103106. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0103106>.

Longcore, T., Rich, C., Mineau, P., MacDonald, B., Bert, D. G. & Sullivan, L. M., et al. 2012. *An estimate of avian mortality at communication towers in the United States and Canada*. *PLoS One*;7: e34025. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0034025>.

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.

Loss, S. R., Will, T. & Marra, P. P. 2013. *Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States*. *Biol. Conserv.*; 168: 201–9.

Madders, M. & Whitfield, D. P. 2006. *Upland raptors and the assessment of wind farm\rimpacts*. *Ibis (Lond. 1859)*. 148, 43–56.

Margalida, A., Benítez, J. R., Sánchez-Zapata, J. A., Ávila, E., Arenas, R. & Donazar, J. A. 2012. *Long-term relationship between diet breadth and breeding success in a declining population of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus**. *Ibis, The International Journal of Avian Science (Lond. 1859)*. 154, 184–188.

Marques, A. T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M. J. R., Fonseca, C., Mascarenhas, M. & Bernardino, J. 2014. *Understanding bird collisions at wind farms: an updated review on the causes and possible mitigation strategies*. *Biol. Conserv.*; 179: 40–52.

Martin, G. R. 2011. *Understanding bird collisions with manmade objects: a sensory ecology approach*. *Ibis*, 153, 239–254.

Martin, G. R., Portugal, S. J., & Murn, C. P. 2012. *Visual fields, foraging and collision vulnerability in *Gyps* vultures*. *Ibis*, 154, 626–631.

May, R., Hamre, O., Vang, R. & Nygard, T. 2012. *Evaluation of the DTBird Videosystem at the Smøla Wind-Power Plant*. Detection Capabilities for Capturing Near-turbine Avian Behaviour. NINA Report 910. Trondheim.

Musters, C.J.M., Noordervliet, M.A.W. & Terkeus, W.J. 1996. *Bird casualties caused by a wind energy project in an estuary*. *Bird Study* 43: 124–126.

Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. Berkhamstead, UK: Poyser.

Newton, I. 2008. *The migration evology of birds*. Academic Press.

Onrubia, A., Muñoz, G., Barrios, L., De la Cruz A. & Muñoz A.R. 2011. *Forest raptor migration over the Strait of Gibraltar*. Pp: 288-297, en I.Zuberogoitia & J.E. Martínez (eds): *Ecology and Conservation of European Forest-Dwelling Raptors*. Diputación Foral de Bizkaia

Onrubia, A. 2015. *Patrones espacio-temporales de la migración de aves planeadoras en el Estrecho de Gibraltar* (Tesis doctoral). Universidad de León. León.

Orloff, S. and Flannery, A. 1992. *Wind Turbine Effects on Avian Activity, Habitat Use, and Mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas*. California Energy Commission (CEC), Sacramento, California. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2011.02.024>.

Percival, S. 2005. *Birds and windfarms: what are the real issues?* British birds 98, 194-204

Perrow, M. R. (ed). 2017. *Wildlife and Emd Farms, Conflicts and Solutions. Volume 1 Onshore: Potential Effects*. Pelagic Publishing, Exeter, UK.

Piorkowski, M. D., Farnsworth, A. J., Fry, M., Rohrbaugh, R. W., Fitzpatrick, J. W. & Rosenberg, K. V. 2012 *Research priorities for wind energy and migratory wildlife*. J Wild. Manag.;76:451–6.

Ratcliffe, D.A. 1990. *Bird Life of Mountain and Upland*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Ruane, L. 2008. Newest air defense: birddogs. USA Today. http://usatoday30.usatoday.com/news/offbeat/2008-11-06-birddogs_N.htm. Accessed date: 5 May 2018

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>.

Smallwood, K. S. & Thelander, C. 2008. *Bird mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California*. J Wild Manag. 72: 215-223.

Smallwood, K. S. 2013. *Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects*. Wildl. Soc. Bull. 37:19–33. <http://dx.doi.org/10.1002/wsb.260>.

Sheppard, J. K., McGann, A., Lanzone, M. & Swaisgood, R. R. 2015. *An autonomous GPS geofence alert system to curtail avian fatalities at wind farms*. Anim. Biotelemetry 3, 43.

Sovacoo, I. B. K. 2013. *The avian benefits of wind energy: a 2009 update*. RenewEnergy; 49:19–24.

- Tauler-Ametller, H., Hernández-Matías, A., Pretus, J. L. L. & Real, J.** 2017. *Landfills determine the distribution of an expanding breeding population of the endangered Egyptian Vulture *Neophron percnopterus**. *Ibis*, The International Journal of Avian Science (Lond. 1859). 159, 757–768.
- Tellería, J.L.** 2004. *Migración de aves en el Paleártico occidental: aspectos ecológicos y evolutivos*. pp. 109-125, en J.L. Tellería (Ed.): *La Ornitología hoy. Homenaje al profesor Francisco Bernis Madrazo*. Editorial Complutense de Madrid. Madrid.
- Thompson, M., Beston, J., Diffendorfer, J. E. & Loss, S.** 2017. *Factors associated with bat mortality at wind energy facilities in the United States*. *Biol. Conserv.* 215, 241–245.
- Vasilakis, D. P., Whitfield, D. P. & Kati, V.** 2017. *A balanced solution to the cumulative threat of industrialized wind farm development on cinereous vultures (*Aegypius monachus*) in south-eastern Europe*. *PLoS One* 12, 1–17.
- Voigt, C.C., Popa-Lisseanu, A.G., Niermann, I. & Kramer-Schadt, S.** 2012. *The catchment area of wind farms for European bats: a plea for international regulations*. *Biol. Conserv.* 153:80–86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.027>.
- Watson, R. T., Kolar S. P., Ferrer, M., Nygard, T., Johnston, N., Hunt, W. G., Smit-Robinson, H. A., Farmer, C. J., Huso, M. & Katzner, T. E.** 2018. *Raptor Interactions With Wind Energy: Case Studies From Around the World*. *Journal of Raptor Research* 52(1):1-18. <https://doi.org/10.3356/JRR-16-100.1>
- Whitfield, D.P. & Coupar, A.** 2005. *Effects of terrestrial wind farms on birds and habitats*. In Baxter, J. & Band, W., eds. *Energy and the Natural Heritage*. Edinburgh, UK: The Stationery Office.
- Wiltschko, R. & Wiltschko, W.** 2009. *Avian navigation*. *Auk*, 126 (4): 717-743.
- Zalles, J.I., & Bildstein, K.L.** 2000. *Raptor watch: a global directory of raptor migration site: a global directory of raptor migration sites*. Birdlife Conservation Series no. 9. BirdLife International, Cambridge, UK.