

Focus

Modelos predictivos aplicados a la corrección y gestión del impacto de la electrocución en tendidos eléctricos sobre las aves

Juan Manuel Pérez-García, Francisco Botella & José Antonio Sánchez-Zapata

Predictive models applied to correcting and mitigating the impact of the electrocution of birds on electric power lines

Electrocution on power lines is a major conservation problem worldwide for a large number of bird species. The insulation of the most dangerous pylons is an effective corrective action. However, given the large number of power lines that exist, the identification of high-risk areas in which to implement such measures is complex and so it is necessary to design strategies to prioritize conservation actions. The development of large-scale predictive modeling is a strategy that can help resolve this issue. This review, which provides a framework for identifying areas of high electrocution risk in the Valencian Autonomous Community, uses spatial predictive models to establish priority areas. The first step was to assess the incidence of bird electrocution in relation to the distribution of protected areas at a regional scale. This allowed us to assess whether these areas are optimal as focuses for conservation actions. Then, we built spatial predictive models derived from bird mortality records, environmental factors and specific sensitivity maps to delimitate priority areas. Subsequently, verification and validation processes were performed to determine the robustness of the predictions. The results show that the application of corrective measures within SPAs is inefficient and that, rather, such measures should target peripheral areas. The use of spatial predictive models combining logistic regression techniques and specific sensitivity maps proved to be an effective tool for identifying high mortality areas and therefore for selecting possible candidates as protected areas. The verification and validation of predictive models show that, at a large scale, land-use configuration, power-line density and the presence of sensitive species are the most important factors for predicting bird electrocutions. In conclusion, the methodology described in this paper is an efficient method for selecting high-risk areas and is a good example of how to apply predictive modelling to conservation planning and adaptive management.

Key words: conservation planning, ecological modelling, indicator species, power lines, risk prediction, validation models.

Juan Manuel Pérez-García*, Francisco Botella & José Antonio Sánchez-Zapata, *Área de Ecología, Departamento de Biología Aplicada, Universidad Miguel Hernández. Avda. Universidad s/n, Edificio Torreblanca, 03202 Elche, España.*

*Corresponding author: juanmapg@gmail.com

Received: 06.10.15; Accepted: 21.10.15 / Edited by O. Gordo

La energía eléctrica es fundamental para el desarrollo de las sociedades humanas actuales, de hecho, el consumo de energía por habitante constituye uno de los indicadores más fiables del grado de desarrollo económico de una sociedad y se asocia con el producto interior bruto de un país, con su capacidad industrial y con el nivel de vida alcanzado por sus habitantes (Amestoy 2000). Desde mediados del siglo XIX, con la revolución industrial, la creciente población mundial comenzó a incrementar de forma drástica su consumo energético. Algunas previsiones indican que el consumo energético mundial, a pesar de la ralentización sufrida por la situación económica actual, crecerá aproximadamente un 3,5% anual de media para el periodo 2010-2035 (World Energy Outlook 2012).

La extracción y generación de energía es una de las actividades humanas con mayor impacto en el medio ambiente. Los efectos de las actividades generadoras de energía se pueden producir durante cualquier etapa de su ciclo de producción y sus consecuencias sobre el medio ambiente pueden ser múltiples y complejas (Rahman & de Castro 1995, Dincer 1999). En el caso de las energías primarias, principalmente, combustibles fósiles como el carbón, el gas natural y el petróleo, se producen importantes impactos durante la fase de extracción, transporte y transformación de los combustibles, produciendo emisiones atmosféricas, vertidos de sustancias tóxicas y pérdida y transformación de hábitat (Salovarov & Kuznetsova 2006). Las fuentes energéticas primarias son utilizadas para la producción de energía intermedia, principalmente electricidad, generando impactos ambientales como el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, compuestos orgánicos volátiles y otras partículas en suspensión (Miller & Van Atten 2005). La energía nuclear es una de las formas de generación de energía eléctrica más controvertida, los principales problemas medioambientales son la contaminación radioactiva, producida durante la extracción o escapes accidentales, la generación de residuos peligrosos y la contaminación térmica de las aguas (Maul *et al.* 1993, Beck 1999, MIT 2003). La generación de energía eléctrica mediante fuentes renovables tampoco está exenta de problemas ambientales. La energía solar ocupa y/o transforma hábitats, a la vez que genera residuos en su construcción, tiempo de operación y fin de vida (Tsoutsos *et al.* 2005). La

energía hidroeléctrica altera la dinámica hidrológica de los ríos causando problemas en muchas especies fluviales y de ribera (McAllister *et al.* 2000, Dudgeon *et al.* 2006). Los biocombustibles generan importantes emisiones a la atmósfera durante la generación de la electricidad (Sagar & Kartha 2007, Koh & Ghazoul 2008), así como cambios en el uso del territorio para aumentar la superficie destinada al cultivo de las especies energéticas (p.ej., Searchinger *et al.* 2008, Kim *et al.* 2009, McDonald *et al.* 2009). La energía geotérmica puede generar problemas de contaminación térmica y por el transporte de residuos peligrosos a la superficie (MIT 2006). Por último, la energía eólica causa impactos directos sobre la avifauna y los quirópteros debido a la colisión contra las palas de los aerogeneradores (p.ej., Drewitt & Langston 2006, Smallwood 2007, de Lucas *et al.* 2007, Arnett *et al.* 2008). Además, genera residuos en las etapas de construcción, operación, mantenimiento y fin de vida de las instalaciones (Schleisner 2000).

Todos los métodos de producción de energía, además, generan un impacto paisajístico, en algunos casos, como las minas de carbón a cielo abierto o los parques eólicos, muy importante, mientras que en otros, como la energía solar, la geotérmica o los biocombustibles el impacto sobre el paisaje es menor (Gordon 2001, Tiwary 2001, Tsoutsos *et al.* 2005).

Las infraestructuras de transporte eléctrico y su impacto en el medio ambiente

La energía eléctrica debe ser transportada desde los centros de generación a los lugares de consumo mediante una tupida red de conductores. Las líneas eléctricas consisten, básicamente, en una serie de apoyos metálicos que sostienen los cables, conocidos como conductores, por los que circula la energía. Las líneas eléctricas son trifásicas, es decir, constan de 3 cables o fases y a su conjunto se denomina circuito. Una misma línea eléctrica puede tener uno o dos circuitos montados juntos. Sólo en las líneas de transporte se pueden encontrar más circuitos montados a la vez. Se denominan líneas de transporte o de alta tensión, aquellas líneas que conducen la electricidad desde los centros de producción a las subestaciones eléctricas donde se transforma.

En España, la tensión de estas líneas varía entre 37,5 kV y 400 kV, aunque en otros países como Estados Unidos o Brasil son comunes líneas de 750 kV e incluso en países como Japón, Kazajistán o China se pueden encontrar líneas que superen los 1.000 kV. Las líneas de distribución son aquellas que llevan la electricidad desde las subestaciones de transformación a los centros de consumo. Se clasifican en dos tipos, líneas de media tensión cuando el voltaje varía entre 1-37,5 kV y de baja tensión cuando tienen voltajes inferiores a 1kV.

Desde que en 1909 se construyera la primera gran línea para el transporte de la energía eléctrica en España, la situación ha cambiado enormemente. Durante las primeras décadas del siglo XX la instalación fue lenta y centrada en la conexión de los centros de producción a las grandes urbes como Madrid, Barcelona y Bilbao. Tras el parón que supuso la guerra civil y la posguerra, se inició, en la década de los 50, un aumento de la construcción de líneas de transporte eléctrico, fomentando la electrificación de las zonas rurales. Durante las décadas siguientes el crecimiento fue sostenido, hasta que el auge de

la construcción y de la intensificación agrícola a finales de los años 90 condujo a un incremento muy sensible en la instalación eléctrica (MIET 2013; Figura 1). En el año 2009, un siglo después de que se instalara la primera línea de transporte eléctrico, se contabilizan un total de 870.252 km de líneas aéreas y 145.939 km de líneas subterráneas. Y actualmente su presencia en el paisaje es casi omnipresente convirtiéndose en un elemento más del mismo (Ferrer 2012).

A pesar de que dada la gran proliferación de líneas de transporte y distribución en el territorio ha podido crear una falsa idea de inocuidad para el medio ambiente, los impactos potenciales que provocan sobre la biodiversidad y el territorio son variados. Siguiendo la clasificación hecha por Negro (1999), los principales impactos de las líneas eléctricas se pueden dividir en cuatro categorías:

- a) **Impactos paisajísticos.** Las líneas eléctricas, principalmente las de alta tensión, causan un notable efecto sobre la calidad visual del territorio, lo cual, no solo ocurre por la presencia de elementos antrópicos como torres y cables,

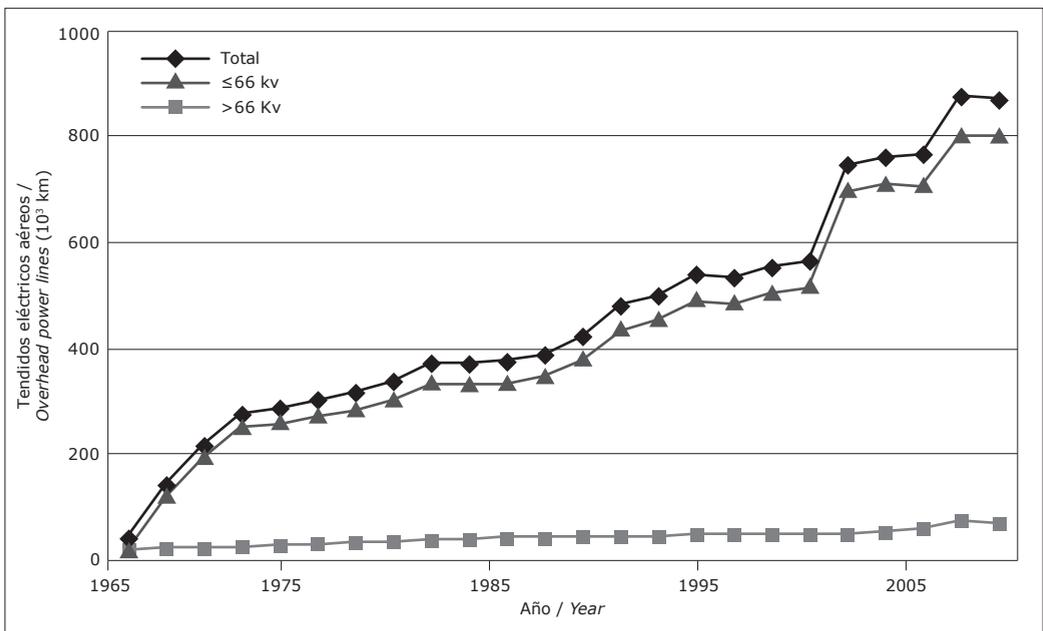


Figura 1. Longitud de líneas eléctricas aéreas instaladas en España en los últimos 60 años. Fuente: Estadística de la industria eléctrica, Ministerio de Industria, Energía y Turismo 2013. www.minetur.gob.es/energia/
 Length of the overhead power lines installed in Spain over the last 60 years. Source: Electricity Industry Statistics, Spanish Ministry of Industry, Energy and Tourism 2013. www.minetur.gob.es/energia/

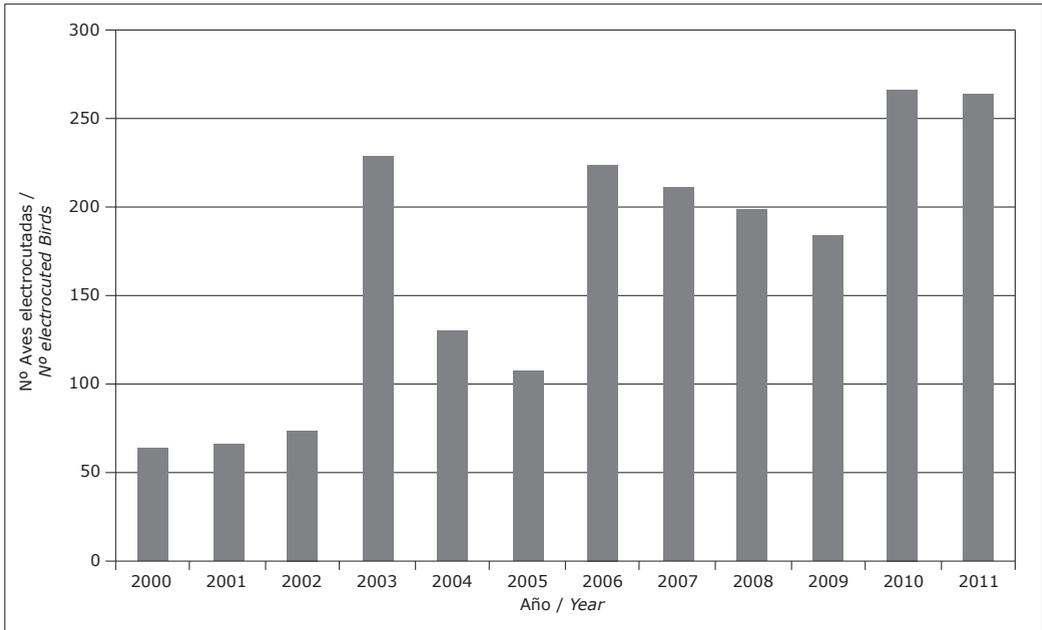


Figura 2. Número de electrocuciones registradas por año en la Comunidad Valenciana entre 2000 - 2011.
Number of electrocutions recorded per year in the Valencian Autonomous Community in the period 2000–2011.

sino que además, la instalación de líneas conlleva una pérdida de la cubierta vegetal natural y la creación de líneas de división en el paisaje (Arriaza *et al.* 2004).

- b) **Contaminación atmosférica.** Las líneas eléctricas generan fuertes campos magnéticos cuando transportan energía. El efecto de estos campos electromagnéticos es aún controvertido, aunque se sospecha que pueden generar ciertos problemas de salud y de alteración del comportamiento. Además de problemas de contaminación electromagnética las grandes líneas de transporte también generan contaminación acústica y aumentan el riesgo de incendios forestales (Tenforde 1992, Hass *et al.* 2005).
- c) **Cambios en la estructura del hábitat.** La eliminación de la cubierta vegetal existente produce discontinuidades en el paisaje y la fragmentación de los parches naturales de vegetación (Luken *et al.* 1992, Forrester *et al.* 2005). Por otra parte, se ha comprobado que esta fragmentación provoca graves efectos barrera sobre algunas especies, como en el reno *Rhandifer tarandous*, cuyas migraciones se ven afectadas por la presencia de líneas

eléctricas (Vistnes *et al.* 2004, Reimers *et al.* 2007). A pesar de los ejemplos anteriormente descritos, los cambios en el hábitat pueden provocar efectos indirectos positivos, por ejemplo, algunas aves de matorral se benefician del aclareo de los hábitats forestales cuando son atravesados por líneas eléctricas (Askins *et al.* 2012).

- d) **Interacciones con la fauna.** Sin duda, son los impactos ambientales más graves que producen los tendidos eléctricos. Los accidentes por colisión o electrocución con tendidos eléctricos causan la muerte de un importante número de aves cada año (p.ej., Boeker & Nickerson 1975, Benson 1980, Ferrer *et al.* 1991, Ferrer & Negro 1992, Bevanger 1994, 1998, Bevanger & Broseth 2001, Lehman 2001, APLIC 2006, Lehman *et al.* 2007, Prinsen *et al.* 2011a), que además del impacto directo sobre los individuos, tienen una repercusión negativa sobre otros aspectos de la ecología de las especies como el patrón de ocupación (Sergio *et al.* 2004) o la dinámica de las poblaciones (Schaub *et al.* 2010). Por otra parte, las líneas eléctricas pueden beneficiar a determinadas especies sirviendo como

posaderos para cazar, proporcionar lugares de descanso, o incluso como lugar de nidificación para especies como la Cigüeña blanca *Ciconia ciconia* en España (Infante & Peris 2003) o el Águila marcial *Polemaetus bellicosus* en Sudáfrica (de Goede & Jenkins 2001).

La electrocución ocurre principalmente cuando un animal hace contacto simultáneo entre dos conductores o, más frecuentemente, un conductor y el apoyo metálico que hace derivación a tierra (Boeker & Nickerson 1975, Haas 1980, Olendorff *et al.* 1981, Ferrer & Negro 1992, Bevanger 1994). A veces, no es necesario el contacto físico, ya que en circunstancias de elevada humedad se puede producir un arco voltaico. Dado que la electrocución sólo es posible en aquellos apoyos cuyas dimensiones son tales que un animal puede tocar los cables y el apoyo, este tipo de accidentes ocurren casi exclusivamente en tendidos de media tensión (< 66 Kv). Aunque este impacto afecta principalmente a aves, también se han registrado casos en mamíferos y reptiles (APLIC 1996).

La colisión ocurre cuando un ave en vuelo impacta contra alguno de los cables (tanto conductores como el cable de tierra) de la línea eléctrica. En estos casos, la mayoría de las aves no muere instantáneamente, sino que cae herida y muere poco después (Bevanger 1994, 1998). Las colisiones se pueden producir en cualquier tipo de línea eléctrica, e incluso en otros tipos de líneas como las telefónicas o las catenarias ferroviarias (Bevanger 1994).

Además de la colisión y la electrocución, se pueden producir otro tipo de accidentes menos frecuentes entre líneas eléctricas y aves. Un ejemplo son los enganches en los apoyos. Este problema ocurre cuando las aves quedan atrapadas por las patas en la estructura del amarre de los conductores con las torres de alta tensión. Aunque este tipo de interacciones han sido descritas como anecdóticas, sus efectos pueden llegar a ser localmente importantes como en el caso del Guirre *Neophron pernocterus majorensis* en Canarias (Gangoso & Palacios 2002).

La electrocución de la avifauna

El estudio de los efectos de las líneas eléctricas sobre las aves comenzó en Estados Unidos en

los años 60 (Turcek 1960), aunque no fue hasta finales de los años 70 cuando comenzaron a generalizarse los trabajos de investigación (p.ej., Benson 1980, Olendorff *et al.* 1981). En España, los primeros trabajos se desarrollaron en la década de los 80 (p.ej. Negro & Mañez 1989, Múgica & Negro 1989, Ferrer *et al.* 1991, Negro & Ferrer 1992, VV.AA. 1995), y actualmente se encuentra entre los países que más estudios científicos ha realizado sobre este tema a nivel mundial, únicamente superado por EEUU (Lehman *et al.* 2007).

La electrocución en líneas eléctricas es uno de los principales problemas de conservación para un gran número de especies de aves en el mundo (Bevanger 1994, 1998; Ferrer & Janss 1999, Lehman *et al.* 2007). Las aves rapaces son especialmente sensibles, debido a que generalmente poseen una gran envergadura y una mayor predilección a utilizar posaderos para cazar (Ferrer *et al.* 1991, Janss & Ferrer 1999, 2001). Algunos estudios han señalado a la electrocución como una de las principales causas de la disminución de las poblaciones de algunas rapaces en todo el planeta, como por ejemplo el Buitre del Cabo *Gyps capensis* en Sudáfrica (Ledger & Arnnergarn 1981, Ledger & Hobbs 1999), el Alimoche común *Neophron percnopterus* en el este de África (Nikolaus 1984, Angelov *et al.* 2013), los buitres leonados (*Gyps fulvus*) en Israel (Leshem 1985), el Búho real *Bubo bubo* en Francia (Bayle 1999) e Italia (Rubolini *et al.* 2001) o el Águila real *Aquila chrysaetos* y el Pígaro americano *Haliaeetus leucocephalus* en EE.UU. (Harness & Wilson 2001) y Canadá (Wayland *et al.* 2003). En España, la mortalidad en tendidos eléctricos ha contribuido al declive del Águila imperial ibérica *Aquila adalberti*, una de las rapaces más amenazadas del mundo, (Ferrer *et al.* 1991, Ferrer & Negro 1992, González *et al.* 2007, Ortega *et al.* 2009) y del Águila perdicera *Aquila fasciata* (Real & Mañosa 1997, Real *et al.* 2001, Carrete *et al.* 2002, Hernández-Matías *et al.* 2013).

Como explicamos anteriormente, la electrocución ocurre cuando un ave hace contacto simultáneo entre dos conductores o cuando se produce una derivación a tierra (Haas 1980, Olendorff *et al.* 1981, Negro 1987, APLIC 1996). El grado de peligrosidad de un poste concreto está determinado por la interacción de varios factores (Benson 1980, Ferrer 1991, Bevanger

1994): a) características biológicas de las especies implicadas, como tamaño, comportamiento, o abundancia, b) características ambientales del área, como son el tipo de hábitat, el uso del suelo y la topografía, c) diseño técnico y materiales de construcción de los apoyos, y d) factores externos, como las condiciones meteorológicas.

El diseño del apoyo y los materiales empleados en su construcción son características esenciales para determinar el riesgo de electrocución (Negro & Ferrer 1995). La mortalidad en postes de madera es mucho menor que en los de acero u hormigón dado que en los postes de madera sólo se pueden producir accidentes por el contacto de los dos conductores (Haas 1980). Los apoyos que poseen conductores por encima de las crucetas son los que muestran un riesgo de electrocución más elevado (Haas 1980, Mañosa 2001). Se ha estimado que los apoyos con aisladores rígidos provocan 15 veces más accidentes por apoyo que los aisladores suspendidos. Lo mismo pasa si los apoyos tienen elementos especiales, como es el caso de transformadores, interruptores y seccionadores (Haas 1980, Olendorff *et al.* 1981, Ferrer *et al.* 1991, APLIC 1996).

Desde finales de los años 90 y durante toda la primera década del siglo XXI se puso especial énfasis en el diseño y la implementación de medidas de mitigación para reducir o evitar la muerte de las aves (Negro *et al.* 1989, Ferrer *et al.* 1991, Negro & Ferrer 1995, Guzmán & Castaño 1998, Bevanger 1999, Janss & Ferrer 1999, Mañosa 2001, Dwyer & Mannan 2007). Las medidas más ampliamente utilizadas para la prevención o corrección de las electrocuciones han sido: 1) la instalación de los disuasores de posada (o antiposadas), que evitan que las aves se apoyen en un apoyo eléctrico o les obligan a posarse en las partes seguras de éste, o proporcionando sitios alternativos y seguros en el apoyo; 2) la modificación del diseño de los apoyos, aumentando la distancia entre los conductores o de éstos con el apoyo metálico, y 3) el aislamiento de los apoyos o de las crucetas para asegurar que no hay contacto entre el ave y los conductores (Harness & Garrett 1999, Haas *et al.* 2005, APLIC 2006, Prinsen *et al.* 2011b). El enterramiento de la línea es, sin duda, la modificación más segura para las aves, ya que además de evitar las electrocuciones, es la única de las soluciones que además elimina el riesgo de colisión contra los cables. Pero, lamentablemente, esta medida

es muy cara y únicamente puede llevarse a cabo en determinadas condiciones (localización y de terreno apropiado, líneas de media o baja tensión, etc.), por lo que es escasamente empleada, al menos en España (Ferrer 2012).

La corrección de tendidos eléctricos se ha mostrado como un método eficaz para la reducción de la mortalidad en apoyos peligrosos (Negro *et al.* 1989, Janss & Ferrer 1999, Harness & Garret 1999, Guil *et al.* 2011), incluso se ha comprobado cómo ha contribuido a frenar el declive de una especie muy amenazada como el Águila imperial ibérica (López-López *et al.* 2011). A pesar del gran conocimiento existente sobre las medidas de corrección del problema, los tendidos eléctricos continúan siendo una importante causa de mortalidad no natural para una gran parte de las rapaces en todo el planeta (Bayle 1999, Rubolini *et al.* 2005, Lehman *et al.* 2007), debido principalmente a la gran cantidad de apoyos peligrosos todavía por detectar y corregir y a la falta de normativas de protección y corrección de tendidos en muchos países (Bevanger 1994, Bayle 1999, Lehman 2001, Sergio *et al.* 2004, Haas *et al.* 2005).

La colisión de la avifauna

Existen registros de colisiones entre aves y cables aéreos desde hace más de un siglo (Coues 1876, Cohen 1896), aunque no fue hasta finales de los 70 cuando el problema comenzó a ser tenido en cuenta por los científicos (p.ej., Cornwell & Houchbaum 1971, Anderson 1978, Avery 1979, James & Haak 1979, McNeil *et al.* 1985). En España los primeros casos de colisión entre aves y líneas eléctricas en España se comenzaron a registrar a mediados de los años 80, pero no fue hasta los años 90 cuando comenzaron a realizarse estudios específicos (Alonso *et al.* 1994, Alonso & Alonso 1999, Janss & Ferrer 1998, 2000; Prinsen *et al.* 2011a).

Existen estimaciones basadas en extrapolaciones de trabajos pilotos, que indican que las colisiones pueden llegar a ser responsables de la muerte de más de un millón de aves al año en algunos países como Holanda (Koops 1987), mientras que en Estados Unidos se estimó una mortalidad entre 100 mil a 175 mil aves al año (Manville 2005). Además, se ha comprobado que afecta a más de 350 especies diferentes

(Manville 2005, Priensen *et al.* 2011a). En concreto, en España afecta a más de la mitad de las especies de aves reproductoras (Pérez-García & Botella 2012) y en Italia, al 17% del total de especies registradas en este país (Rubolini *et al.* 2005). A pesar de que la mayoría de las estimaciones globales pueden estar sesgadas al alza debido a la selección no aleatoria de los lugares de muestreo (Bevanger 1999, Jenkins *et al.* 2010), no cabe duda de que este impacto se encuentra entre las principales causas del declive de las poblaciones de algunas especies en peligro de conservación, bien a escala local o global (Bevanger 1998, APLIC 2006), como la Avutarda *Otis tarda* o el Sisón *Tetrax tetrax* (Madroño *et al.* 2004, BirdLife International 2004). A pesar de que algunos estudios señalan que las colisiones no afectan a la tendencia de las poblaciones de aves de Norteamérica (Arnold & Zink 2011), otros autores indican que hasta que no se realice una evaluación global de los efectos acumulativos de la mortalidad, la magnitud del impacto y los efectos sobre las poblaciones seguirán siendo inciertos (Manville 2005).

Aunque el problema está muy extendido, la incidencia de las colisiones, por lo general, parece ser relativamente baja y éstas suelen concentrarse espacialmente en determinadas áreas con un mayor riesgo como zonas húmedas o de concentración de especies sensibles (APLIC 2006, Jenkins *et al.* 2010, Prinsen *et al.* 2011a). Se ha señalado que la incidencia de la colisión depende de la presencia en el área de determinadas especies más propensas a los choques. De este modo, las aves con baja capacidad de maniobra, es decir, aquellas con alta carga alar (p.ej., avutardas, grullas, cigüeñas, pelícanos, o aves acuáticas), con campos visuales estrechos y que vuelan en bandos son las especies más propensas a chocar con los cables eléctricos (Bevanger 1998, Janss 2000, Martin & Shaw 2010, Martin 2011). Otros factores que intervienen en el riesgo de colisión son las características y la localización del tendido, así como las condiciones meteorológicas de la zona (Bevanger 1994, 1998; Janss & Ferrer 1998, Prinsen *et al.* 2011a).

Dada la información acumulada a lo largo de las últimas décadas se ha impulsado el desarrollo de estrategias y medidas para evitar la colisión. Entre las más extendidas se encuentran el marcaje del cable de tierra y/o de los conductores para que sean más visibles (salvapájaros), y la retirada

del cable de tierra, que concentra la mayor parte de las colisiones en las líneas eléctricas de alta y muy alta tensión (Bevanger & Brøseth 2001, Prinsen *et al.* 2011b). Hasta el momento los estudios de campo que se han realizado tanto en España como en otros países, han estimado una efectividad de los sistemas anticolidión diversa. Algunos estudios no encuentran diferencias significativas en las tasas de colisión antes y después de la instalación (p.ej., Scott *et al.* 1972, Janss *et al.* 1999, Anderson 2001), mientras que otros indican una reducción aproximada de entre el 60% y el 80% (p.ej., Alonso *et al.* 1994, Bevanger & Brøseth 2001). Aunque recientemente, el trabajo más extenso desde el punto de vista temporal y con un seguimiento más intensivo, solamente constata un descenso del 9% de la mortalidad por colisión tras la corrección de los tendidos (Barrientos *et al.* 2012). Dado que la colocación de los desviadores de vuelo de aves es caro, por ejemplo en EE.UU. y en Sudáfrica entre 1.100 y 2.600 \$/km y alrededor de 6.000 €/km en España (Barrientos *et al.* 2012), la selección de lugares de riesgo y la realización de estudios robustos para comprobar su eficacia son muy necesarios para la optimización de los recursos.

Gestión del impacto de los tendidos eléctricos sobre las aves en España

En un primer momento, tanto las compañías eléctricas como las administraciones tomaron el problema como sucesos anecdóticos y generalmente las correcciones se realizaban de manera puntual en aquellas zonas en las cuales se había detectado una elevada mortalidad. Pero pronto se vio que el problema se encontraba ampliamente extendido en España y se hizo necesario adoptar una legislación que promoviera medidas preventivas para minimizar los accidentes (Ferrer 2012). Dicho esfuerzo se vio reflejado en la aprobación, por algunas comunidades autónomas, de disposiciones legales que determinaban una serie de normas técnicas destinadas a reducir la mortalidad. A pesar de la gravedad del problema, sólo siete comunidades autónomas (Andalucía, Aragón, Castilla-La Mancha, Extremadura, Madrid, Navarra y La Rioja) contaban con una normativa propia antes de la aprobación de una norma estatal en el año 2008.

En septiembre del año 2008 se publicó el Real Decreto 1432/2008, por el que se establecen medidas para la protección de la avifauna contra la colisión y la electrocución en líneas eléctricas de alta tensión. Este decreto instó a las comunidades autónomas a designar unas Zonas de Protección en las que se obliga a la corrección de los tendidos peligrosos para las aves por electrocución y a elaborar un inventario de las líneas eléctricas que provoquen una significativa y contrastada mortalidad por colisión de aves, especialmente las incluidas en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAs). Según esta normativa, las Zonas de Protección incluyen las siguientes áreas: 1) las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs); 2) las áreas incluidas en los Planes de Conservación o Planes de Recuperación de Especies Amenazadas; y 3) las Zonas Prioritarias, las cuales serán designadas a partir de los lugares de alimentación, reproducción, dispersión o concentración de especies catalogadas. Estas últimas son las únicas que serán específicamente delimitadas por cada autonomía para corregir los tendidos eléctricos peligrosos.

Este es el primer reglamento estatal para la corrección de tendidos eléctricos peligrosos, lo que supone un paso muy importante en la conservación de las aves en nuestro país, especialmente para algunas de las rapaces más amenazadas, porque fue acompañado de un plan de inversiones que, entre 2011 y 2013, contó con un total presupuestado de 45 millones de euros para la corrección de los tendidos eléctricos en las zonas de protección (<http://www.lamoncloa.gob.es/ActualidadHome/2008/220208-enlaceaves.htm>).

Selección de áreas prioritarias para la corrección de tendidos eléctricos peligrosos

El RD 1432/2008 insta a las comunidades autónomas a seleccionar unas áreas prioritarias para la corrección de tendidos eléctricos. Estas áreas deben cumplir el siguiente criterio: deben ser lugares de nidificación, alimentación, dispersión y concentración de las aves, incluidas en los catálogos de especies amenazadas, tanto en el nacional como en los autonómicos. La delimitación de estas zonas no es sencilla, ya que es necesario seleccionar las zonas prioritarias

buscando un equilibrio entre la probabilidad de que un ave protegida se electrocute o choque contra un cable y el coste que supone modificar estas líneas. De este modo se reducirá el coste de modificar tendidos en lugares en los cuales es poco probable que se produzcan accidentes y se priorizará en aquellas con una elevada probabilidad de accidente.

En el caso de la electrocución, los conocimientos actuales muestran que con una correcta identificación de los postes más peligrosos sobre los que intervenir, se puede contribuir a corregir satisfactoriamente el problema (Tintó *et al.* 2010, López-López *et al.* 2011, Guil *et al.* 2011, Dwyer *et al.* 2014). Generalmente, el proceso de identificación de apoyos peligrosos se ha realizado siguiendo una evaluación de riesgo basada en la caracterización apoyo por apoyo modelando las características técnicas junto a variables de hábitat, con el fin de obtener modelos de riesgo basados en el poste (Izquierdo *et al.* 1997, Janss & Ferrer 2001, Mañosa 2001, Tintó *et al.* 2010, Guil *et al.* 2011, Dwyer *et al.* 2014). Esta estrategia se ha aplicado a escala regional con un elevado porcentaje de efectividad (Mañosa 2001, Tintó *et al.* 2010, Guil *et al.* 2011, Dwyer *et al.* 2014). Pero la aplicación de este esquema de trabajo a escala de apoyo es inasumible a grandes escalas espaciales, ya que implicaría elevados costes tanto económicos como de personal y como en tiempo de ejecución, debido a la gran cantidad de líneas instaladas.

Varios trabajos han demostrado que gran parte de mortalidad de aves se concentra en un porcentaje pequeño de apoyos peligrosos (Mañosa 2001), los cuales a su vez no se encuentran espacialmente distribuidos aleatoriamente sino que también se encuentran agregados espacialmente en líneas con elevada mortalidad (Guil *et al.* 2011). La peligrosidad de las líneas estaría determinada principalmente por la configuración del hábitat y la presencia de aves sensibles, relacionada a su vez con la abundancia de presas potenciales (Guil *et al.* 2011, 2015). Estos resultados nos permiten pensar que sería posible modelar espacialmente el riesgo de electrocución a gran escala con el fin de localizar áreas de mayor probabilidad de producir accidentes y concentrar allí la búsqueda de apoyos peligrosos y las acciones de corrección. Por este motivo, sería muy efectivo diseñar un modelo predictivo de riesgo de mortalidad que

permita detectar las áreas de mayor probabilidad de accidente sin necesidad de muestrear todas las líneas eléctricas existentes, o para identificar preventivamente áreas en las que actualmente no hay tendidos.

Modelos espaciales y su uso en conservación

La ecología espacial se basa en la formulación de modelos que son representaciones matemáticas simplificadas de la realidad. Los modelos espacialmente explícitos han tenido un notable crecimiento en las últimas décadas debido principalmente a la mejora en los sistemas de captación de información y por la mejora en las herramientas de tratamiento estadístico e informático de los datos. En este punto tiene gran importancia el desarrollo de los sistemas de información geográfica (SIG) y su aplicación a los procesos ecológicos. Estas herramientas son básicas para los estudios en ecología espacial, ya que permiten almacenar, ver, manipular y analizar una gran cantidad de datos georreferenciados de una forma eficaz y rápida (Zavala *et al.* 2006).

Un tipo particular de modelos espacialmente explícitos son los modelos de distribución de especies o SDM (*Species Distribution Models*). Estos modelos también se han denominado de diferentes maneras: modelos de nicho (*niche models*), modelos de idoneidad (*suitability models*), modelos predictivos del hábitat (*predictive habitat distribution models*), que a pesar de pequeñas diferencias se refieren al mismo tipo de análisis. También se han conocido como modelado ecológico (*ecological modelling*), cuando no sólo se modelan especies sino otro tipo de eventos o casos (accidentes, enfermedades, depredación, etc.). Los modelos de distribución de especies son una herramienta con amplias aplicaciones en ecología, por ejemplo en el estudio de la riqueza de especies (Cumming 2000, Lehmann *et al.* 2002, Hortal *et al.* 2004), de la distribución potencial de comunidades (Ferrier & Guisan 2006), de la distribución de especies en el pasado (Benito-Garzón *et al.* 2007), de los patrones de diversidad (Ortega-Huerta & Peterson 2004, Ferrier *et al.* 2007), entre otras. Su versatilidad ha sido aprovechada en problemas de conservación como por ejemplo para evaluar el riesgo poten-

cial por la introducción de especies invasoras (Kolar & Lodge 2002, Peterson 2003, Fitzpatrick *et al.* 2007, Richardson & Thuiller 2007, Broennimann & Guisan 2008, Gormley *et al.* 2011), los posibles efectos del cambio climático (Iverson *et al.* 1999, Peterson *et al.* 2002, Araújo *et al.* 2005, 2006, Schwartz *et al.* 2006, Botkin *et al.* 2007, Pearman *et al.* 2008, Benito-Garzón *et al.* 2008), en el diseño de espacios protegidos (Araújo & Williams 2000, Margules & Pressey 2000, Hannah *et al.* 2007) o para la determinación de lugares óptimos para la reintroducción de especies amenazadas (Wiser *et al.* 1998, Hirzel *et al.* 2004).

La aplicación de los modelos predictivos al estudio del riesgo de los impactos humanos sobre la fauna ha sido hasta este momento bastante reducida en relación al elevado potencial de aplicación que pueden tener. Hasta este momento gran parte de los estudios se han centrado en estudiar las interacciones entre fauna e infraestructura viarias, como por ejemplo Malo *et al.* (2004) quien utilizó modelos espaciales para la detección de puntos negros de atropello de fauna en España o el trabajo de Gomes *et al.* (2009) en que se modelizaron los registros de mortalidad por atropello de rapaces nocturnas en Portugal en función de las características del paisaje. En otras estructuras, como los aerogeneradores, generalmente se han realizado modelos predictivos espaciales del riesgo de colisión, a partir de la probabilidad de presencia de especies sensibles mediante valoración de expertos (Brighth *et al.* 2009, Santos *et al.* 2013), de modelos de los patrones de migración (Liechti *et al.* 2013), y de los datos de mortalidad (Barrios & Rodríguez 2004, Band *et al.* 2005, Carrete *et al.* 2012). Entre otras aplicaciones destacan el trabajo publicado por Mateo-Tomás *et al.* (2012) en el que se utilizan modelos espaciales para predecir las áreas de riesgo de intoxicación de fauna silvestre y el de Nielsen *et al.* (2004) en el que se elabora un modelo de riesgo de mortalidad del oso grizzly *Ursus arctos horribilis* por causas antrópicas en Canadá.

En el caso de las interacciones entre fauna y tendidos eléctricos, Heck (2007) elaboró un mapa del riesgo de colisión con tendidos eléctricos utilizando un método de valoración objetivo a partir de datos bibliográficos, pero sin modelar la mortalidad. Por otra parte Rollán *et al.* (2010) modelaron el riesgo de colisión del

Águila perdicera con cables eléctricos a partir del análisis de los patrones y alturas de vuelo de ejemplares radiomarcados. En el caso concreto de la electrocución, los estudios realizados hasta este momento se han centrado en el estudio de apoyos eléctricos instalados (Mañosa 2001, Tintó *et al.* 2010, Guil *et al.* 2011, Dwyer *et al.* 2014) pero en ningún caso se han elaborado mapas predictivos espaciales.

El caso de la Comunidad Valenciana

La Comunidad Valenciana es una de las áreas donde se ha detectado una mayor mortalidad de aves por electrocución de la península Ibérica (Izquierdo *et al.* 1997, Pérez-García 2009). Desde enero del año 2000 hasta diciembre de 2011 se registraron un total de 1.974 electrocuciones de al menos 34 especies diferentes de aves, entre las que podemos destacar 57 águilas perdiceras, 22 águilas reales y 536 búhos reales (ver Figuras 3 y 4). Dentro de esta Comunidad destaca la presencia de uno de los puntos negros a nivel nacional, la ZEPA de Sierra Escalona y Dehesa de Campoamor, donde se detectó una de las mayores tasas de mortalidad hasta el momento en España, 102 individuos por cada 100 apoyos revisados (Izquierdo *et al.* 1996, 1997). Por el contrario, la mortalidad de aves por colisión en tendidos eléctricos en la Comunidad Valenciana es reducida. Entre 2001 y 2012 únicamente se registraron un total de 168 colisiones, concentrándose el mayor porcentaje en zonas muy puntuales asociadas a dormitorios de garzas (Pérez-García y Botella 2012).

Dada la diferencia de mortalidad causada por los dos tipos de impacto de los tendidos eléctricos sobre las aves, decidimos aplicar modelos predictivos sólo a la mortalidad de aves por electrocución. Para ello analizamos los factores ambientales y espaciales relacionados con la electrocución de la avifauna en tendidos eléctricos y formulamos modelos para identificar las áreas prioritarias para la corrección de tendidos eléctricos. La elaboración de estos modelos permitiría identificar las áreas potencialmente peligrosas por electrocución con el fin de establecer áreas de protección de acuerdo a la legislación vigente (RD 1432/2008) y mejorar los protocolos de seguimiento del impacto.

¿Son las áreas protegidas suficientes para evitar la mortalidad de aves por electrocución?

La Red Natura 2000 es la pieza central de la política de conservación de la biodiversidad en la Unión Europea. Se trata de una red de espacios naturales protegidos cuyo objetivo es asegurar la supervivencia a largo plazo de las especies y hábitats más valiosos y amenazados de Europa. Dentro de esta red de áreas protegidas las ZEPAs concentran gran parte de las acciones de conservación dirigidas a este grupo faunístico y, en el caso concreto de la electrocución de aves en tendidos eléctricos, fueron designadas directamente como áreas de protección en la normativa estatal (RD 1432/2008). Dado que estas áreas son objeto de inversión en conservación con fondos europeos y se pretende focalizar en ellas trabajos de corrección, se consideró conveniente evaluar su desempeño como "áreas diana" en el impacto de la electrocución de aves.

Para ello nos preguntamos si las correcciones de tendidos eléctricos peligrosos en la red de ZEPAs de la Comunidad Valenciana conseguiría reducir significativamente la mortalidad de aves por electrocución. La red de ZEPAs en esta comunidad está formada por un total de 43 reservas que ocupan el 31% del territorio terrestre valenciano (DOGV 2009/6699). Analizamos la distribución espacial de las electrocuciones registradas por centros de recuperación de fauna y las compañías eléctricas entre 2000-2010 (Figura 3) con respecto a la localización de las ZEPAs. Los resultados mostraron que las aves rapaces fue el grupo más afectado por la electrocución alcanzando el 82,5% del total de registros. Además, se encontraron importantes diferencias entre las tasas de electrocución observadas y esperadas en relación a la distribución espacial de las áreas protegidas (Pérez-García *et al.* 2011). Las ZEPAs albergaron únicamente el 17,5% del total de las electrocuciones, por tanto, la estrategia de protección contra la electrocución debería ser espacialmente reorientada. En este sentido, encontramos que la franja de los 5 km inmediatamente externos a las ZEPAs acumuló aproximadamente el 60% del total de electrocuciones, por lo que tales zonas de borde serían las mejores candidatas para destinar recursos contra la electrocución (Pérez-García *et al.* 2011).

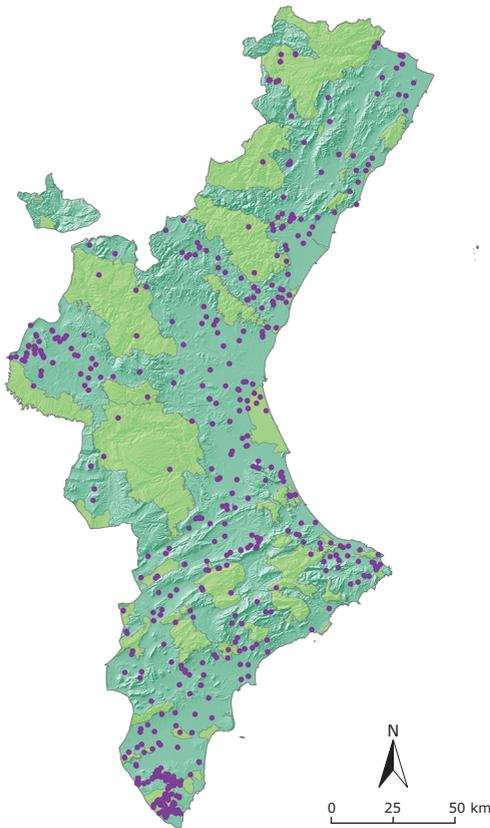


Figura 3. Distribución espacial del total de electrocuciones registradas en la Comunidad Valenciana en el periodo 2000-2011 en relación a las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA).
Spatial distribution of all recorded electrocutions in the Valencian Autonomous Community in the period 2000-2011, and their distribution according to Special Protected Areas (SPAs).

Este patrón se relacionó con la interacción de dos factores fundamentales: una mayor presencia de rapaces en las zonas de borde de las ZEPA y/o un mayor uso de las torres de alta tensión en las zonas limítrofes (Janss & Ferrer 1999, Mañosa 2001, APLIC 2006, Tintó *et al.* 2010). Muchas de las especies de aves, principalmente rapaces, por las que se declaran estas reservas, seleccionan áreas de ecotono entre los hábitats naturales del interior y las zonas de mosaico que los rodean y les ofrecen recursos complementarios, como el alimento (Sánchez-Zapata & Calvo 1999, Bustamante & Seoane 2004, Martínez *et al.* 2007, Carrete & Donázar 2005). De este modo, si no se corrigen las amenazas en estos lugares,

la eficacia de las reservas para la supervivencia de las poblaciones de estas especies se reduce de forma considerable (Cabeza 2003, Rayfield *et al.* 2008). Por lo tanto, una conservación eficaz pasa por aplicar medidas de gestión ambiental y reducción de impactos no sólo en las zonas naturales, sino también en las zonas agrícolas modificadas por el hombre o incluso áreas urbanas, especialmente cuando están situadas en la periferia de los espacios protegidos (Noss *et al.* 1996, Margules & Presey 2000, Miller & Hobbs 2002, Bennet & Mulongoy 2006, Chazdon *et al.* 2009). Y en concreto en el caso de la lucha contra la electrocución de aves en tendidos eléctricos nuestros resultados apoyan la necesidad de incluir las zonas de amortiguamiento como áreas prioritarias en la corrección de tendidos eléctricos (Pérez-García *et al.* 2011).

Modelo espacial para la identificación de áreas prioritarias

Dado que circunscribir las correcciones al ámbito de las ZEPA no es suficiente para reducir la mortalidad, diseñamos un método que permitiera la identificación de aquellas áreas de la Comunidad Valenciana con mayores necesidades de actuación frente a la corrección de tendidos eléctricos. Estas áreas, además, podrían servir de base para la selección de las áreas prioritarias definidas en la normativa estatal de corrección de tendidos (RD1432/2008). El método que usamos se basó en la combinación de un modelo predictivo espacial del riesgo de electrocución junto con un modelo de sensibilidad del territorio en función de la distribución de especies amenazadas y sensibles a la electrocución (Pérez-García 2014).

El modelo de riesgo de electrocución se elaboró relacionando la mortalidad de aves registrada en cuadrículas de 1x1 km² en función de las características ambientales de las mismas como topografía, usos del suelo o presencia de infraestructuras, mediante modelos lineales generalizados. Para estimar la mortalidad de aves recopilamos todos los registros de aves muertas o heridas registrados por los centros de recuperación de fauna, las compañías eléctricas y programas de seguimientos específicos (ver detalles en Pérez-García 2014). El modelo

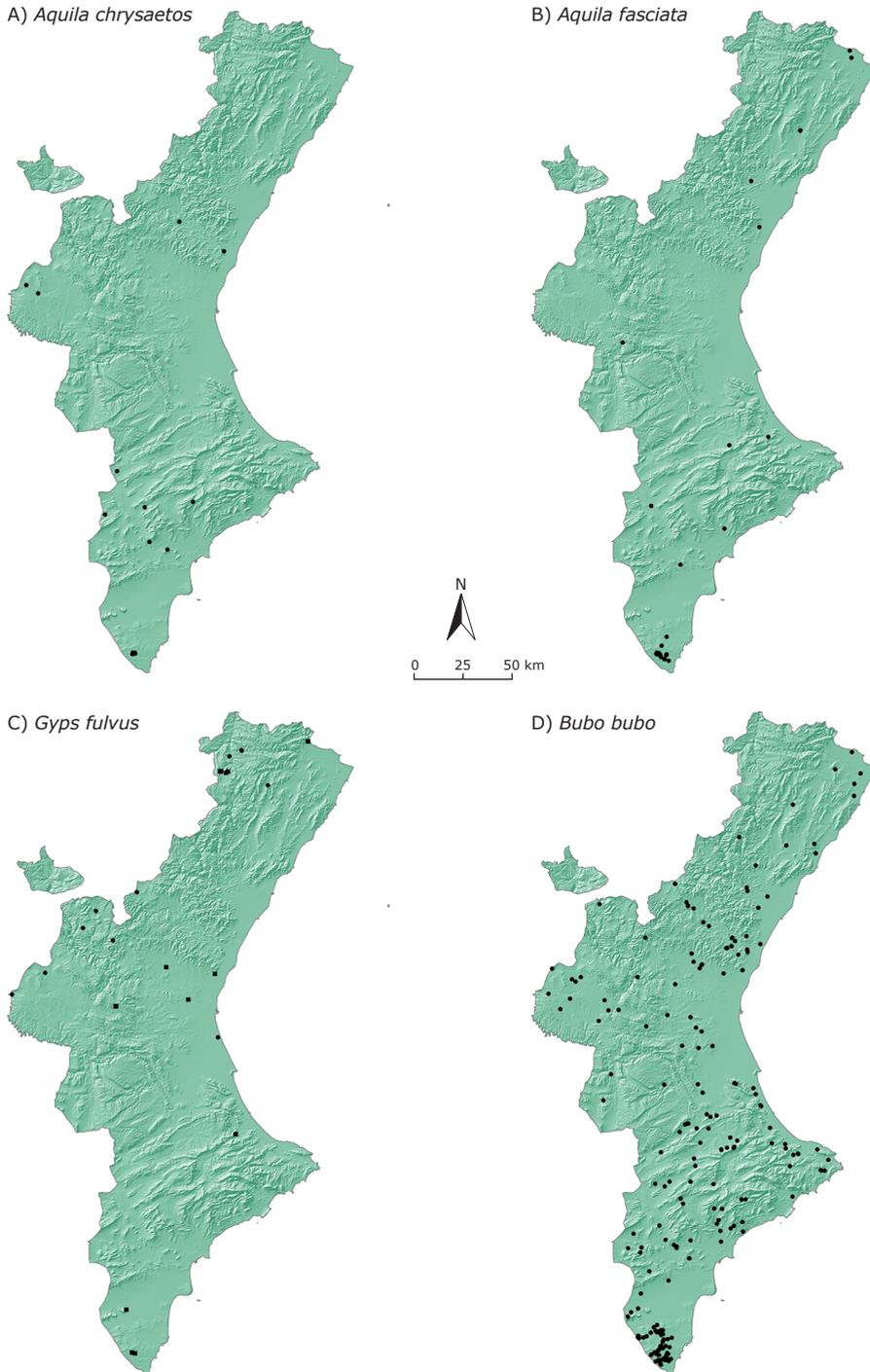


Figura 4. Distribución espacial de las electrocuciones registradas entre los años 2000 a 20011 de las cuatro especies seleccionadas para el modelo de sensibilidad específico. A) Águila Real, B) Águila Perdicera, C) Buitre Leonado y D) Búho Real.
Spatial distribution of recorded electrocutions of the four selected species used in the specific-sensitivity model in the period 2000–2011. A) Golden Eagle, B) Bonelli’s Eagle, C) Griffon Vulture and D) Eurasian Eagle Owl.

de sensibilidad se creó asignando un valor de sensibilidad específica a cada cuadrícula en función de la presencia de especies consideradas "sensibles" por su riesgo potencial de electrocución y status de conservación. En nuestro caso las especies seleccionadas fueron: el Buitre leonado, el Águila real, el Águila perdicera y el Búho real. Para cada especie se recopiló toda la información disponible sobre zonas de nidificación, dispersión y concentración de individuos (Pérez-García 2014). Mediante la integración de ambos modelos, la incorporación de los criterios indicados en la norma estatal RD 1432/2008, y de otros datos adicionales como la localización de registros de mortalidad de especies seleccionadas (Figura 4) y la información de campo de expertos, se identificaron áreas prioritarias para la corrección de la electrocución (Figura 5). La realización de este proceso permitió identificar

además áreas con incongruencias entre el modelo y la información de los expertos. En estas áreas se procedió a la realización de un muestreo adicional para determinar si estas áreas debían o no incorporarse a la propuesta final de áreas prioritarias para la Comunidad Valenciana.

El modelo de riesgo mostró una importante relación entre la mortalidad de aves y la configuración de las variables ambientales. Los usos del suelo y la presencia y distribución de tendidos eléctricos se mostraron como variables íntimamente ligadas en la determinación del riesgo de electrocución (Pérez-García 2014). Los modelos exhibieron un importante componente espacial, probablemente relacionado con la tendencia al agregamiento en las zonas de mortalidad (Figura 5; Mañosa 2001, Guil *et al.* 2011). El uso combinado de modelos predictivos de riesgo y modelos de sensibilidad en la Comunidad

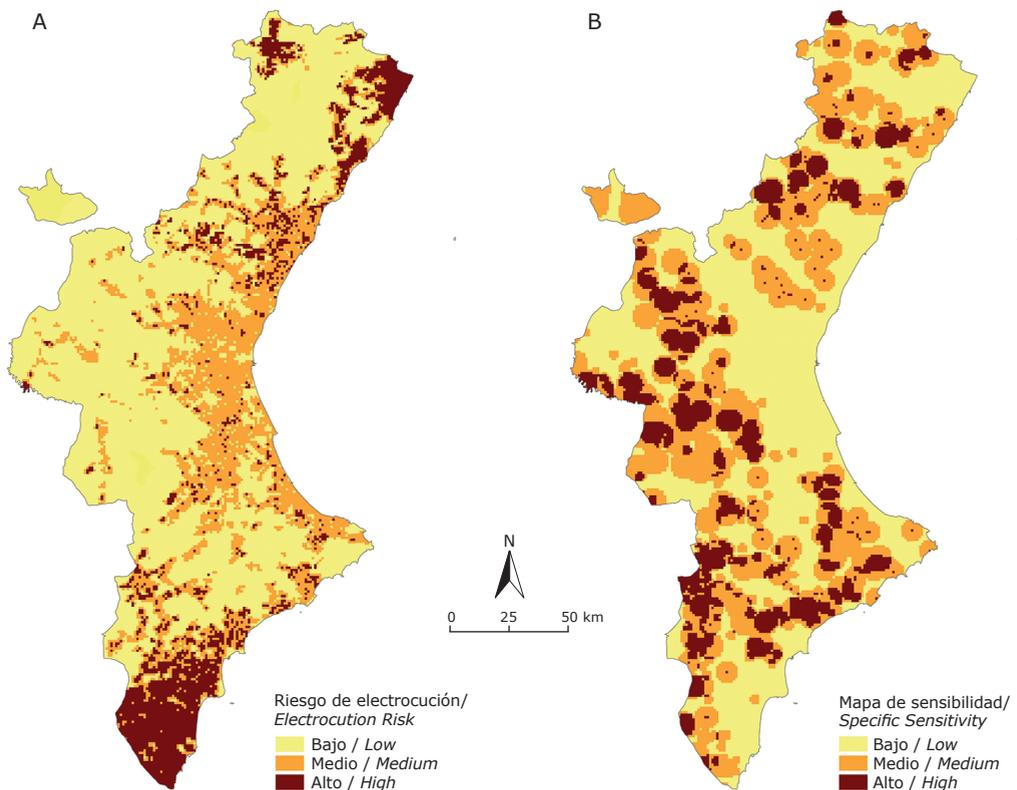


Figura 5. Proyección del modelo del riesgo de electrocución en la Comunidad Valenciana (A) y del mapa de sensibilidad específica para las especies seleccionadas (B). Se muestran las áreas de riesgo y sensibilidad alta, media y baja.

Prediction of the (A) model of electrocution risk in the Valencian Autonomous Community and (B) the specific sensitivity map for the selected species. Areas of high, medium and low risk and specific sensitivity are shown.

Valenciana se ha mostrado como un método sencillo y útil para la identificación de las zonas prioritarias para la corrección o protección de las aves frente a la electrocución. Además, los modelos permitieron identificar las variables implicadas en los accidentes de electrocución a escala de paisaje. Los registros aparecieron agrupados, destacando especialmente el área al sur de la Comunidad Valenciana que coincide con una zona de dispersión de grandes águilas y alta densidad de Búho real (Figura 5; Sánchez-Zapata *et al.* 2003, Pérez-García *et al.* 2012). La incorporación del conocimiento de expertos ayudó a complementar los procesos de selección de reservas basados exclusivamente en modelos matemáticos (Store & Kangas 2001, Cowling *et al.* 2003).

Análisis de sensibilidad y validación del modelo

Uno de los principales argumentos en contra de los modelos predictivos es que, generalmente, no se validan sus predicciones. La evaluación posterior debería ser, por tanto, un paso fundamental, máxime cuando dichos modelos se utilizan para la toma de decisiones en acciones de conservación (Loiselle *et al.* 2003, Guisan & Thiller 2005, Guisan *et al.* 2006, Barry & Elith 2006, Elith *et al.* 2006). Las predicciones de los modelos espaciales dependen íntimamente del método estadístico (algoritmo) y del conjunto de datos utilizado para su cálculo. Los modelos predictivos son fotografías fijas de un instante y no reflejan ningún proceso histórico ni pueden contemplarlo en sus reglas ni en sus clasificaciones (Mateo *et al.* 2011). De este modo, cambios en el conjunto de datos, por ejemplo variaciones temporales o ambientales, pueden alterar de forma significativa las predicciones. Son escasos los trabajos que evalúan la sensibilidad de los modelos al cambio de alguno de los parámetros iniciales (Elith & Leathwick 2009, Smith *et al.* 2013). Por este motivo se realizó un proceso de verificación del modelo de riesgo de electrocución mediante el análisis de sensibilidad y, posteriormente, una validación de las predicciones en el campo (Oreskes *et al.* 1994, Rykiel 1996, James & MacCulloch 2002, Elith *et al.* 2006).

La sensibilidad del modelo predictivo de riesgo de electrocución se evaluó utilizando un

nuevo conjunto de datos tomados en un tiempo diferente y aplicando distintos algoritmos para testar a su vez la sensibilidad al tipo de herramienta estadística. Para la sensibilidad temporal se compararon las predicciones anteriores que utilizaron datos tomados entre 2000 y 2008 con un nuevo modelo predictivo generado a partir de los datos recogidos entre 2009 y 2011. Para evaluar la sensibilidad del algoritmo comparamos los modelos predictivos construidos con modelos lineales generalizados (GLM), que comparan presencias frente a ausencias, con un modelo de máxima entropía (MaxEnt; Phillips *et al.* 2006) que utiliza presencias y pseudoausencias. Los resultados de los análisis mostraron que el modelo utilizado para identificar los valores de riesgo de mortalidad de aves en la Comunidad Valenciana (Figura 5) resultó más sensible a la utilización de algoritmos estadísticos diferentes (correlación de Spearman entre los modelos GLM vs MaxEnt: $r_s < 0,13$) que a la variación temporal en el conjunto de datos (correlación de Spearman entre los modelos 2000-08 vs 2009-11: $r_s = 0,56$; Pérez-García 2014). Por su parte, el efecto e importancia de las variables ambientales sobre el riesgo de electrocución se mostró muy robusto, ya que no varió ni entre los dos periodos de tiempo analizados (2000-08 vs 2009-11) ni al utilizar diferentes algoritmos matemáticos (GLM vs MaxEnt). A pesar de encontrar diferencias en la coherencia espacial de las predicciones de ambos algoritmos, la capacidad predictiva obtenida con ambos modelos fue alta. El modelo MaxEnt proporcionó un valor de AUC (*Area Under the Curve*, Área Bajo la Curva, una medida de la capacidad predictiva de los modelos) de 0,83 mientras que el modelo GLM fue de 0,78. Ambos valores se situaron dentro de los límites considerados adecuados para su uso en la planificación de acciones de conservación (Pearce & Ferrier 2001).

El objetivo de la validación de los datos predictivos en el campo es detectar las áreas no coincidentes e investigar las causas de las discrepancias entre el modelo y los datos de campo. Para ello entre 2009-2012 se revisaron un total de 3.973 apoyos en 8 áreas seleccionadas por el modelo predictivo anterior, las cuales además fueron incluidas en el decreto valenciano de áreas protegidas contra la electrocución (DOGV 2010/11759).

En dos de las ocho áreas muestreadas no se detectó ningún ave electrocutada. En las áreas con electrocución detectada, la tasa de mortalidad varió entre 1,2 y 8,6 individuos por cada 100 apoyos. Esta tasa fue independiente del número de apoyos muestreados, de la densidad de apoyos y del porcentaje de apoyos peligrosos (Pérez-García 2014). Posteriormente estudiamos qué variables influían en el ajuste de las predicciones con la tasa de mortalidad. Encontramos que el ajuste entre la mortalidad real y los modelos de riesgo mejoraban cuando se incluía la información sobre la configuración técnica de los apoyos eléctricos instalados y el tamaño del área muestreada. El modelo mostró que las características de los apoyos tuvo una escasa importancia a gran escala como variable predictora. Por lo tanto, podemos concluir que a escala de apoyo, la configuración del armado es uno de los factores principales que controla la probabilidad de electrocución (Mañosa 2001, Janss & Ferrer 2001, Tintó *et al.* 2010, Guil *et al.* 2011), pero al evaluar la mortalidad a gran escala, otros factores, como la configuración de los usos del suelo, la densidad de tendidos eléctricos y la abundancia de presas, podrían ser más importantes (Pérez-García 2014, Guil *et al.* 2015).

Cuando se utilizan los modelos de distribución de especies en conservación y planificación ambiental, la comprensión del error de predicción puede ser muy informativa, ya que permite evaluar si existen errores en los datos o en las variables, o si dependen de la estructura del modelo (Barry & Elith 2006). La validación de campo junto con los análisis de sensibilidad permiten comprender el sistema y las estrategias de toma de decisiones para reducir los errores de predicción en un futuro (Burgman *et al.* 2005). Además, la localización espacial de las discrepancias permiten identificar las regiones en donde se deben concentrar los estudios de campo para poder mejorar los conocimientos sobre el proceso estudiado (Hartley *et al.* 2006).

Conclusiones y futuras líneas de investigación

A pesar de las limitaciones en la construcción y validación del modelo, los resultados indicaron

que la utilización de modelos de predicción combinados con mapas específicos de sensibilidad es una buena herramienta para la identificación de las áreas de mayor mortalidad. Varios estudios recientes que abordan la rentabilidad en la planificación de la conservación sugieren estrategias para estimar dónde, cuándo y cuánto invertir en conservación de las especies (Possingham *et al.* 2001, Costello & Polasky 2004, Davis *et al.* 2006). En nuestro caso el objetivo fue maximizar los lugares con mayor mortalidad y que afecten a las especies más sensibles y con peor estado de conservación. La aplicación del modelo en el caso de los tendidos eléctricos permitió la elaboración de un plan de priorización en las actuaciones tanto de monitorización e identificación de puntos negros como de las posteriores labores de corrección (Pérez-García 2009). De este modo, áreas con pocos apoyos peligrosos y alta mortalidad son seleccionadas como de actuación prioritaria.

La evaluación de los modelos predictivos a partir de datos de campo es esencial para controlar el ajuste a los objetivos del trabajo y realizar una adecuada re-especificación (Barry & Elith 2006, Elith & Leathwick 2009). Idealmente, los modelos deben ser desarrollados y validados cíclicamente. La evaluación de la sensibilidad, temporal y metodológica, de los modelos predictivos se ha comprobado como una herramienta esencial para evaluar la coherencia ecológica de las respuestas modeladas y explorar los errores en las predicciones (Burgman *et al.* 2005, Barry & Elith 2006, Elith *et al.* 2006). Los procesos de verificación y validación pueden ser mejorados mediante un monitoreo planificado de las áreas a evaluar. En este sentido, algunos autores han indicado que la utilización de especies indicadoras podría mejorar el monitoreo y la identificación de las zonas de mortalidad para especies escasas o amenazadas (Pérez-García *et al.* 2016). Esto incidiría, posteriormente, en una mejora en el diseño y la planificación de las acciones e inversiones destinadas a la gestión y conservación (Yoccoz *et al.* 2001, Pullin *et al.* 2004, Sutherland *et al.* 2004, Nichols & Williams 2006), lo que permitiría finalmente adaptar las medidas de gestión a las necesidades de conservación, lo que se conoce como gestión adaptativa (Walters & Hilborn 1978, McDonald-Madden *et al.* 2010).

La estrategia para solucionar definitivamente el problema de los tendidos eléctricos

no se puede ceñir única y exclusivamente a la corrección de los apoyos peligrosos dentro de las áreas prioritarias que establece la normativa actual, sino que se debe abogar por la prohibición de la instalación de nuevos tendidos peligrosos para las aves en todo el territorio. Además beneficiaría a corto-medio plazo a las propias empresas de distribución eléctrica, ya que supondría un ahorro por los problemas que provocan las aves sobre el suministro eléctrico y en los gastos asociados a las correcciones en la red derivados de la continua revisión y ampliación de la red de espacios protegidos (Costello & Polansky 2004). Además parece fundamental una evaluación de la efectividad de las medidas de corrección. A pesar de esto, es sorprendente la escasez de trabajos que analicen el efecto de estas medidas de conservación a largo plazo (Lehman *et al.* 2007). Los trabajos existentes se han centrado exclusivamente en la reducción de la mortalidad (Janss & Ferrer 1999, Harness 2000, Dwyer 2004, Guil *et al.* 2011), mientras que son pocos los que han relacionado estos trabajos con parámetros poblacionales de las especies (López-López *et al.* 2011, Chevallier *et al.* 2015). Sin duda hay que fomentar este tipo de trabajos, ya que son básicos para determinar las consecuencias de las correcciones sobre la dinámica poblacional de las especies afectadas y optimizar las acciones de planificación y conservación de la biodiversidad.

Por último, la electrocución puede afectar a otros grupos faunísticos distintos a aves, la mayoría de los trabajos los consideran como sucesos anecdóticos y no existe ningún trabajo específico sobre este fenómeno (APLIC 1996, Bevanger 1998, Janss & Ferrer 2001). Sería muy interesante realizar una evaluación sobre el alcance regional y estatal del impacto de la electrocución en otros grupos faunísticos.

Agradecimientos

A Juan Jiménez, jefe del servicio de Biodiversidad de la Consejería de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Al personal de los Centros de Recuperación de Fauna (CRF) y de las Brigadas de Biodiversidad de la Comunidad Valenciana, en especial a Jorge Crespo y Mercè Vilalta del CRF El Saler de Valencia y a Pedro Mateo y Alejandro Izquierdo del CRF de Santa Faz en Alicante.

Resum

Modelos predictius aplicats a la correcció i gestió de l'impacte de l'electrocució en línies elèctriques sobre les aus

L'electrocució és un greu problema de conservació per a un gran nombre d'espècies d'aus a tot el món. Laïllament dels pals elèctrics perillosos és una mesura efectiva per corregir-ho, però, donat el gran nombre de línies elèctriques instal·lades, la determinació de les zones d'alt risc on aplicar aquestes mesures és difícil, per la qual cosa es fa necessari dissenyar estratègies per prioritzar les accions de conservació. El desenvolupament de models de predicció a gran escala podria ajudar a resoldre aquest problema. Aquesta revisió mostra un marc de treball per identificar les àrees d'alt risc d'electrocució mitjançant l'ús de models predictius espacials, utilitzant com a àrea d'estudi la Comunitat Valenciana. El primer pas del procés va ser avaluar la incidència d'electrocució d'aus en relació amb la distribució de les àrees protegides a escala regional. Això va permetre avaluar si aquestes àrees són òptimes per focalitzar les accions de conservació. Després, per delimitar àrees prioritàries vàrem construir models predictius espacials derivats dels registres de mortalitat d'aus, els factors ambientals i mapes específics de sensibilitat. Posteriorment es va realitzar un procés de verificació i validació per determinar la robustesa de les prediccions. Els resultats d'aquest procés van mostrar que aplicar mesures de correcció dins de les Zones d'Especial Protecció per a les Aus és ineficient i que aquestes accions haurien d'estar dirigides especialment a les àrees perifèriques. D'altra banda, l'ús de models predictius, mitjançant la combinació de tècniques de regressió logística i mapes específics de sensibilitat, va ser una eina eficaç per identificar àrees d'alta mortalitat i, per tant, per seleccionar candidats per a les àrees protegides. Els processos de verificació i validació dels models predictius van mostrar que a gran escala la configuració del paisatge, la densitat de línies elèctriques i la presència d'espècies sensibles serien els factors més importants per predir l'electrocució d'aus. En conclusió, la metodologia descrita en aquest treball es va mostrar com un mètode eficaç per a la selecció d'àrees d'alt risc i és un bon exemple d'aplicació de modelització predictiva per a la planificació de la conservació i el maneig.

Resumen

Modelos predictivos aplicados a la corrección y gestión del impacto de la electrocución en tendidos eléctricos sobre las aves

La electrocución es un grave problema de conservación para un gran número de especies de aves en

todo el mundo. El aislamiento de los postes eléctricos peligrosos es una medida efectiva para corregirlo, sin embargo, dado el gran número de líneas eléctricas instaladas, la determinación de las zonas de alto riesgo donde aplicar estas medidas es difícil, por lo que se hace necesario diseñar estrategias para priorizar las acciones de conservación. El desarrollo de modelos de predicción a gran escala podría ayudar a resolver este problema. Esta revisión muestra un marco de trabajo para identificar las áreas de alto riesgo de electrocución mediante el uso de modelos predictivos espaciales, utilizando como área de estudio la Comunidad Valenciana. El primer paso del proceso fue evaluar la incidencia de electrocución de aves en relación con la distribución de las áreas protegidas a escala regional. Esto permitió evaluar si estas áreas son óptimas para enfocar las acciones de conservación. Después, para delimitar áreas prioritarias construimos modelos predictivos espaciales derivados de los registros de mortalidad de aves, los factores ambientales y mapas específicos de sensibilidad. Posteriormente se realizó un proceso de verificación y validación para determinar la robustez de las predicciones. Los resultados de este proceso mostraron que aplicar medidas de corrección dentro de las Zonas de Especial Protección para las Aves es ineficiente y que estas acciones deberían estar dirigidas especialmente a las áreas periféricas. Por otra parte, el uso de modelos predictivos, mediante la combinación de técnicas de regresión logística y mapas específicos de sensibilidad, resultó ser una herramienta eficaz para identificar áreas de alta mortalidad y, por lo tanto, para seleccionar candidatos para las áreas protegidas. Los procesos de verificación y validación de los modelos predictivos mostraron que a gran escala la configuración del paisaje, la densidad de líneas eléctricas y la presencia de especies sensibles serían los factores más importantes para predecir la electrocución de aves. En conclusión, la metodología descrita en este trabajo se mostró como un método eficaz para la selección de áreas de alto riesgo y es un buen ejemplo de aplicación de modelado predictivo para la planificación de la conservación y el manejo.

Referencias

- Alonso, J.A. & Alonso, J.C.** 1999. *Colisión de aves con líneas de transporte de energía eléctrica en España*. In Ferrer, M. & Janss, G.F.E. (eds.): *Aves y líneas eléctricas - colisión, electrocución y nidificación*. Pp 61-88. Madrid: Quercus.
- Alonso, J.C., Alonso, J. A. & Muñoz-Pulido, R.** 1994. Mitigation of bird collisions with transmission lines through groundwire marking. *Biol. Conserv.* 67: 129-134.
- Amestoy, J.** 2000. Consideraciones en torno al impacto medioambiental de las fuentes de energía. *Lurralde* 23: 75-91.
- Anderson, M.D.** 2001. *The effectiveness of two different marking devices to reduce large terrestrial bird collisions with overhead electricity cables in the eastern Karoo, South Africa*. Draft report to Eskom Resources and Strategy Division. Johannesburg. South Africa.
- Anderson, T.** 1978. Waterfowl collisions with power lines at a coal-fired power plant. *Wildlife Soc. B.* 6: 77-83.
- Angelov, I., Hashim, I. & Oppel, S.** 2013. Persistent electrocution mortality of Egyptian Vultures *Nepophron percnopterus* over 28 years in East Africa. *Bird Conserv. Int.* 23: 1-6.
- APLIC. Avian Power Line Interaction Committee** 1996. *Suggested practices for raptor protection on power lines: The state of the art in 1996*. Washington: Edison Electric Institute.
- APLIC. Avian Power Line Interaction Committee** 2006. *Suggested Practices for Avian Protection on Power Lines: The State of the Art in 2006*. Washington and Sacramento: Edison Electric Institute, APLIC and the California Energy Commission.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. & Erhard, M.** 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Glob. Change Biol.* 11: 1504-1513.
- Araújo, M.B. & Rahbek, C.** 2006. How does climate change affect biodiversity? *Science* 313: 1396-1397.
- Araújo, M.B. & Williams, P.H.** 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biol. Conserv.* 96: 331-345.
- 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, R.D.** 2008. Patterns of bat fatalities at wind energy facilities in North America. *J. Wildlife Manage.* 72: 61-78.
- Arnold, T.W. & Zink, R.M.** 2011. Collision mortality has no discernible effect on population trends of North American Birds. *PLoS ONE* 6: e24708.
- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J.F., Cañas-Madueño J.A. & Ruiz-Avilés, P.** 2004. Assessing the visual quality of rural landscape. *Landscape Urban Plan.* 69: 115-125.
- Atmar, W. & Patterson, B.D.** 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Avery, M.L.** 1979. *Review of avian mortality due to collisions with manmade structures*. Bird Control Seminars Proceedings. pp. 2.
- Band, W., Madders, M. & Whitfield, D.P.** 2005. Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In De Lucas, M., Janss, G. & Ferrer, M. (eds.): *Birds and Wind Power*. Pp 273-291. Madrid: Quercus.
- Barrientos, R., Ponce, C., Palacín C., Martín, C.A., Martín, B. & Alonso, J.C.** 2012. Wire marking results in a small but significant reduction in avian mortality at power lines: A BACI designed study. *PLoS ONE* 7: e32569.
- Barrios, L. & Rodríguez, A.** 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *J. Appl. Ecol.* 41: 72-81.
- Barry, S. & Elith, J.** 2006. Error and uncertainty in habitat models. *J. Appl. Ecol.* 43: 413-423.
- Bayle, P.** 1999. Preventing birds of prey problems at

- transmission lines in Western Europe. *J. Raptor Res.* 33: 43–48.
- Beck, P.W.** 1999. Nuclear energy in the twenty-first century: Examination of a contentious subject. *Ann. Rev. Energ. Env.* 24: 113–137.
- Benito-Garzón, M., Sánchez de Dios, R. & Sainz Ollero, H.** 2008. Effects of climate change on the distributions of Iberian forests. *Applied Vegetation Science* 11: 169–178.
- Benito-Garzón, M., Sánchez de Dios, R. & Sainz Ollero, H.** 2007. Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography* 30: 120–134.
- Bevanger, K.** 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. *Ibis* 136: 412–425.
- Bevanger, K.** 1998. Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biol. Conserv.* 86: 67–76.
- Bevanger, K.** 1999. Estimación de la mortalidad de aves provocada por colisión y electrocución en líneas eléctricas: una revisión de la metodología. In Ferrer, M. & Janss, G.F. (eds.): *Aves y líneas eléctricas*. Pp. 29–56. Madrid: Quercus.
- Bevanger, K. & Brøseth, H.** 2001. Bird collisions with power lines—an experiment with ptarmigan (*Lagopus sp.*). *Biol. Conserv.* 99: 341–346.
- BirdLife International.** 2004. *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen: BirdLife International.
- Boeker, E.L. & Nickerson, P.R.** 1975. Raptor electrocutions. *Wildlife Soc. B.* 3: 79–81.
- Botkin, D. B., Saxe, H., Araújo, M. B., Betts, R., Bradshaw, R. H., Cedhagen, T., Chesson P., Dawson T.P., Etersson J.R., Faith, D.P., Ferrier, S., Guisan A., Hansen, A.S., Hilbert D. W., Loehle C., Margules C., New M., Sobel M.J. & Stockwell, D. R.** 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience* 57: 227–236.
- Bright, J., Langston, R., Bullman, R., Evans, R., Gardner, S., & Pearce-Higgins, J.** 2008. Map of bird sensitivities to wind farms in Scotland: A tool to aid planning and conservation. *Biol. Conserv.* 141: 2342–2356.
- Broennimann, O. & Guisan, A.** 2008. Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biol. Lett.* 4: 585–589.
- Burgman, M.A., Lindenmayer, D.B. & Elith, J.** 2005. Managing landscapes for conservation under uncertainty. *Ecology* 86: 2007–2017.
- Bustamante, J. & Seoane, J.** 2004. Predicting the distribution of four species of raptors (Accipitridae) in southern Spain: statistical models work better than existing maps. *J. Biogeogr.* 31: 295–306.
- Cabeza, M.** 2003. Habitat loss and connectivity of reserve networks in probability approaches to reserve design. *Ecol. Lett.* 6: 665–672.
- Carrete, M. & Donázar, J.A.** 2005. Application of central-place foraging theory shows the importance of Mediterranean dehesas for the conservation of the cinereous vulture *Aegypius monachus*. *Biol. Conserv.* 126: 582–590.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Martínez, J.E., Sánchez, M.A. & Calvo, J.F.** 2002. Factors influencing the decline of a Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* population in southeastern Spain: demography, habitat or competition? *Biodiv. Conserv.* 11: 975–985.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M., Montoya, F. & Donázar, J.A.** 2012. Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. *Biol. Conserv.* 145: 102–108.
- Cohen, D.A.** 1896. California department. *Osprey* 1: 15.
- Costello, C. & Polasky, S.** 2004. Dynamic reserve site selection. *Resour. Energy Econ.* 26: 157–174.
- Coes, E.** 1876. The destruction of birds by telegraph wire. *Am. Nat.* 10: 734–736.
- Cowling, R.M., Pressey, R.L., Sims-Castley, R., le Roux, A., Baard E., Burgers C.J. & Palmer, G.** 2003. The expert or the algorithm?—comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic Region identified by park managers and reserve selection software. *Biol. Conserv.* 112: 147–167.
- Cumming, G.S.** 2000. Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari): Ixodida. *J. Biogeogr.* 27: 425–440.
- Chazdon, R.L., Harvey, C.A., Komar, O., Griffith, D.M., Ferguson, B.G., Martínez-Ramos, M. Morales, M., Nigh, R., Soto-Pinto, L., van Bruegel, M. & Philpott, S. M.** 2009. Beyond reserves: A research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. *Biotropica* 41: 142–153.
- Chevallier, C., Hernández-Matías, A., Real, J., Vincent-Martin, N., Ravayrol, A., & Besnard, A.** 2016. Retrofitting of power lines effectively reduces mortality by electrocution in large birds: an example with the endangered Bonelli's eagle. *J. Appl. Ecol.* (in press).
- Davis, F.W., Costello, C. & Stoms, D.** 2006. Efficient conservation in a utility-maximization framework. *Ecology and Society* 11: 33.
- de Goede, K. & Jenkins, A.** 2001. Electric Eagles of the Karoo. *Africa Birds & Birding* 6: 62–67.
- de Lucas, M., Janss, G. & Ferrer, M.** 2007. *Birds and wind farms: risk assessment and mitigation*. Madrid: Quercus.
- Dincer, I.** 1999. Environmental impacts of energy. *Energ. Policy* 27: 845–854.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W.** 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 29–42.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L. & Sullivan, C.A.** 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.* 81: 163–182.
- Dwyer, J., Harness, R. & Donohue, K.** 2014. Predictive model of avian electrocution risk on overhead power lines. *Conserv. Biol.* 28: 159–168.
- Dwyer, J.F.** 2004. *Investigating and mitigating raptor electrocution in an urban environment*. Ph.D. Thesis. University of Arizona.
- Dwyer, J.F. & Mannan, R.** 2007. Preventing raptor electrocutions in an urban environment. *J. Raptor Res.* 41: 259–267.
- Elith, J. & Leathwick, J.R.** 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 40: 677–697.
- Elith, J., Ferrier, S., Guisan, A., Graham, C.H.,**

- Anderson, R.P., Dudík, M., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC Overton, J., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E.** 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151.
- Ferrer, M.** 2012. *Aves y Tendidos Eléctricos. Del Conflicto a la Solución*. Madrid: Fundación MIGRES-Endesa.
- Ferrer, M. & Janss, G.F.E.** 1999. *Aves y Líneas Eléctricas*. Madrid: Quercus.
- Ferrer, M., de la Riva, M. & Castroviejo, J.** 1991. Electrocution of raptors on power lines in Southern Spain. *J. Field Ornithol.* 62: 54–69.
- Ferrer, M. & Negro, J.J.** 1992. Tendidos eléctricos y conservación de aves en España. *Ardeola* 39: 23–27.
- Ferrier, S. & Guisan, A.** 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *J. Appl. Ecol.* 43: 393–404.
- Ferrier, S., Manion, G., Elith, J. & Richardson, K.** 2007. Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Divers. Distrib.* 13: 252–264.
- Fitzpatrick, M.C., Weltzin, J.F., Sanders, N.J. & Dunn, R.R.** 2007. The biogeography of prediction error: why does the introduced range of the fire ant over-predict its native range? *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 24–33.
- Forrester, J.A., Leopold, D.J. & Hafner, S.D.** 2005. Maintaining critical habitat in a heavily managed landscape: effects of power line corridor management on Karner Blue Butterfly (*Lycaeides melissa samuelis*) habitat. *Restor. Ecol.* 13: 488–498.
- Gangoso, L. & Palacios C.J.** 2002. Endangered Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) entangled in a power line ground-wire stabilizer. *J. Raptor Res.* 36: 238–239.
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C. & Mira, A.** 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecol. Res.* 24: 355–370.
- González, L.M., Margalida, A., Mañosa, S., Sánchez, R., Oria, J., Molina, J. I., Caldera, J., Aranda, A. & Prada, L.** 2007. Causes and spatio-temporal variations of non-natural mortality in the vulnerable Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) during a recovery period. *Oryx* 41: 495–502.
- Gordon, G.** 2001. Wind, energy, landscape: reconciling nature and technology. *Philos. Geog.* 4: 169–184.
- Gormley, A.M., Forsyth, D.M., Griffioen, P., Lindeman, M., Ramsey, D.S., Scroggie, M.P. & Woodford, L.** 2011. Using presence-only and presence-absence data to estimate the current and potential distributions of established invasive species. *J. Appl. Ecol.* 48: 25–34.
- Guil, F., Colomer, M. A., Moreno-Opo, R., & Margalida, A.** 2015. Space-time trends in Spanish bird electrocution rates from alternative information sources. *Global Ecol. Conserv.* 3: 379–388.
- Guil, F., Fernández-Olalla M., Moreno-Opo, R., Mosqueda, I., Gómez, M.E., Aranda, A., Arredondo, A., Guzmán, J., Oria, J., González, L.M. & Margalida, A.** 2011. Minimising Mortality in Endangered Raptors Due to Power Lines: The Importance of Spatial Aggregation to Optimize the Application of Mitigation Measures. *PLoS ONE* 6: e28212.
- Guisan, A. & Thuiller, W.** 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Lett.* 8: 993–1009.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E.** 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conserv. Biol.* 20: 501–511.
- Guzmán, J. & Castaño, J.P.** 1998. Electrocutación de rapaces en líneas eléctricas de distribución en Sierra Morena oriental y Campo de Montiel. *Ardeola* 45: 161–169.
- Haas, D.** 1980. Endangerment of our large birds by electrocution: a documentation. *Okol. Vogel* 2: 7–57.
- Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P.** 2007. Protected area needs in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.* 5: 131–138.
- Harness, R.E. & Garrett, M.** 1999. Effectiveness of perch guards to prevent raptor electrocutions. *Journal of the Colorado Field Ornithologists* 33: 215–220.
- Harness, R.E. & Wilson, K.R.**, 2001. Utility structures associated with raptor electrocutions in rural areas. *Wildlife Soc. B.* 29: 612–623.
- Harness, R.E.** 2000. Effectively retrofitting powerlines to reduce raptor mortality. In: Proceedings of the Rural Electric Power Conference. Institute of Electrical and Electronics Engineers, New York, NY, USA, pp. D2-1–D2-8.
- Hartley, S., Harris, R. & Lester, P.J.** 2006. Quantifying uncertainty in the potential distribution of an invasive species: climate and the Argentine ant. *Ecol. Lett.* 9: 1068–1079.
- Heck, N.** 2007. *Landscape-scale model to predict the risk of bird collisions with electric power transmission lines in Alberta*. MSc thesis, University of Calgary.
- Hernández-Matías, A., Real, J., Moleón, M., Palma, L., Sánchez-Zapata, J.A., Pradel, R., Carrete, M., Gil-Sánchez, J.M., Beja, P., Balbontín, J., Vicent-Martin, N., Ravayrol, A., Benítez, J.R., Arroyo, B., Fernández, C., Ferreira, E & García, J.** 2013. From local monitoring to a broad-scale viability assessment: a case study for the Bonelli's Eagle in western Europe. *Ecol. Monogr.* 83: 239–261.
- Hirzel, A.H., Posse, B., Oggier, P.A., Crettenand, Y., Glenz, C. & Arlettaz, R.** 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *J. Appl. Ecol.* 41: 1103–1116.
- Hortal, J., Garcia-Pereira, P. & García-Barros, E.** 2004. Butterfly species richness in mainland Portugal: predictive models of geographic distribution patterns. *Ecography* 27: 68–82.
- Infante, O. & Peris, S.** 2003. Bird nesting on electric power supports in northwestern Spain. *Ecol. Eng.* 20: 321–326.
- Iverson, L.R., Prasad, A. & Schwartz, M.W.** 1999. Modeling potential future individual tree-species

- distributions in the eastern United States under a climate change scenario: a case study with *Pinus virginiana*. *Ecol. Model.* 115: 77–93.
- Izquierdo, A., Martín, C. & Rico, L.** 1997. Factores técnicos y ambientales implicados en la electrocución de aves en los tendidos eléctricos. *Informes de la Construcción* 49: 49–55.
- Izquierdo, A., Seva-Román, E., Martín-Cantarino, C. & López-Iborra, G.** 1996. *Informe preliminar sobre la Electrocuación en Tendidos eléctricos de fauna silvestre en el área de la Sierra de Escalona y la Sierra del Puerto*. Alicante. Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente. Inédito.
- James, B.W. & Haak, B.A.** 1979. *Factors affecting avian flight behavior and collision mortality at transmission lines*. Final Report. Bonneville Power Administration, Portland, Oregon.
- James, F.C. & MacCulloch, C.E.** 2002. Predicting species presence and abundance. In Scott, JM, Heglund, PJ, Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M. & Wall, B. (eds.): *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Pp 461–466. Washington: Island Press.
- Janss, G.F.E.** 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biol. Conserv.* 95: 353–359.
- Janss, G.F.E.** 2001. *Birds and power lines: a field of tension*. Ph.D. Thesis. Utrecht University.
- Janss, G.F.E. & Ferrer, M.** 1998. Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking. *J. Field Ornithol.* 69: 8–17.
- Janss, G.F.E. & Ferrer, M.** 1999. Mitigation of raptor electrocution on steel power poles. *Wildlife Soc. B.* 27: 263–273.
- Janss, G.F.E. & Ferrer, M.** 2000. Common crane and great bustard collision with power lines: collision rate and risk exposure. *Wildlife Soc. B.* 28: 675–680.
- Janss, G.F.E. & Ferrer, M.** 2001. Avian electrocution mortality in relation to pole design and adjacent habitat in Spain. *Bird Conserv. Int.* 11: 3–12.
- Jenkins, A.R., Smallie, J.I. & Diamond, M.** 2010. Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conserv. Int.* 20: 263–278.
- Kim, H., Kim, S. & Dale, B.E.** 2009. Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: some unexplored variables. *Environ. Sci. Technol.* 43: 961–967.
- Koh, L.P. & Ghazoul, J.** 2008. Biofuels, biodiversity, and people: understanding the conflicts and finding opportunities. *Biol. Conserv.*, 141: 2450–2460.
- Kolar, C.S. & Lodge, D.M.** 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298: 1233–1236.
- Koops, F.B.J.** 1987. *Collision victims of high-tension lines in The Netherlands and effects of marking*. KRMA Report.
- Ledger, J.A. & Arnegarn, H.J.** 1981. Electrocution hazards to the cape vulture *Gyps coprotheres* in South Africa. *Biol. Conserv.* 20:15–24.
- Ledger, J.A. & Hobbs, J.C.A.** 1999. Raptor use and abuse of powerlines in Southern Africa. *J. Raptor Res.* 33:49–5.
- Lehman, R.N.** 2001. Raptor electrocution on power lines: current issues and outlook. *Wildlife Soc. B.* 29: 804–813.
- Lehman, R.N., Kennedy, P.L. & Savidge, J.A.** 2007. The state of the art in raptor electrocution research: A global review. *Biol. Conserv.* 136: 159–174.
- Lehmann, A., Overton, J.M. & Leathwick, J.R.** 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. *Ecol. Model.* 157: 189–207.
- Leshem, Y.** 1985. Griffon Vultures in Israel: Electrocution and other reasons for a declining population. *Vulture News* 13: 14–20.
- Liechti, F., Guélat, J. & Komenda-Zehnder, S.** 2013. Modelling the spatial concentrations of bird migration to assess conflicts with wind turbines. *Biol. Conserv.* 162: 24–32.
- Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerck, J.M., Brooks, T., Smith, K.G. & Williams, P.H.** 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv. Biol.* 17: 1591–1600.
- López-López, P., Ferrer, M., Madero, A., Casado, E. & McGrady, M.** 2011. Solving man-induced large-scale conservation problems: the Spanish Imperial Eagle and power lines. *PLoS ONE* 6: e17196.
- Luken, J.O., Hinton, A.C. & Baker, D.G.** 1992. Response of woody plant communities in power-line corridors to frequent anthropogenic disturbance. *Ecol. Appl.* 356–362.
- Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C.** 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- Malo, J.E., Suárez, F. & Díez, A.** 2004. Can we mitigate animal-vehicle accidents using predictive models?. *J. Appl. Ecol.* 41:701–710.
- Manville, A.M.** 2005. *Bird strikes and electrocutions at power lines, communication towers, and wind turbines: state of the art and state of the science – next steps toward mitigation*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR-191. Pp. 1051–1064.
- Mañosa, S.** 2001. Strategies to identify dangerous electricity pylons for birds. *Biodiv. Conserv.* 10: 1997–2012.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L.** 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Martin, G.R.** 2011. Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239–254.
- Martin, G.R. & Shaw, J.M.** 2010. Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead?. *Biol. Conserv.* 143: 2695–2702.
- Martínez, J.E., Pagán, I., Palazón, J.A. & Calvo, J.F.** 2007. Habitat use of booted eagles (*Hieraetus pennatus*) in a Special Protection Area: implications for conservation. *Biodiv. Conserv.* 16: 3481–3488.
- Mateo, R.G., Felicísimo, A.M. & Muñoz, J.** 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 84: 217–240.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Sánchez-Barbudo, I.S. & Mateo, R.** 2012. Alleviating human-wildlife conflicts: identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *J. Appl. Ecol.* 49: 376–385.
- Maul, P.R., Turner, W. & Glendenning, I.** 1993. Environmental Impacts of Nuclear-Power - Past Experience and Future-Prospects. *IEE Proceedings A: Science, Measurement & Technology* 140: 13–19.
- McAllister, D., Craig, J., Davidson, N., Murray,**

- D. & Seddon, M.** 2000. *Biodiversity impacts of large dams*. London: World Commission on Dams.
- McDonald, R.I., Fargione, J., Kiesecker, J., Miller, W.M. & Powell, J.** 2009. Energy Sprawl or Energy Efficiency: Climate Policy Impacts on Natural Habitat for the United States of America. *PLoS ONE* 4: e6802.
- McDonald-Madden, E., W.J.M. Probert, C.E., Hauser Runge, M.C., Possingham, H.P., Jones, M.E., Moore, J.L., Rout, T.M., Vesk, P.A. & Wintle, B.A.** 2010. Active adaptive conservation of threatened species in the face of uncertainty. *Ecol. Appl.* 20: 476–1489.
- McNeil, R., Rodríguez, J.R. & Quellet, G.** 1985. Bird mortality at a power transmission line in North-eastern Venezuela. *Biol. Conserv.* 31: 153–165.
- MIET Ministerio de Industria, Energía y Turismo.** 2013. *Estadística de la industria Eléctrica*. Gobierno de España. Acceso 22 junio 2013: www.minetur.gob.es/energia/
- Miller, J.R. & Hobbs, R.J.** 2002. Conservation where people live and work. *Conserv. Biol.* 16: 330–337.
- Miller, P.J. & van Atten, C.** 2005. *North American power plant emissions*. Quebec: Commission for Environmental Cooperation.
- MIT** 2003. *The future of nuclear power*. Cambridge: Massachusetts Institute of Technology.
- MIT** 2006. *The future of geothermal energy: Impact of Enhanced Geothermal Systems (EGS) on the United States in the 21st century*. Cambridge: Massachusetts Institute of Technology.
- Moleón, M., Bautista, J., Garrido, J.R., Martín-Jaramillo, J., Ávila, E., Madero, A. et al.** 2007. Correcting power lines in dispersal areas of Bonelli's eagles: potential positive effects on the raptor community. *Ardeola* 54: 319–325.
- Múgica, A. & Negro, J.J.** 1989. La electrocución de aves en las líneas eléctricas. *Vida Silvestre* 65: 40–45.
- Negro, J.J.** 1999. Past and future research on wildlife interactions with power lines. In Ferrer, M. & Janss, G. F. (eds.): *Aves y líneas eléctricas*. Pp. 21–28. Madrid: Quercus.
- Negro, J.J. & Ferrer, M.** 1995. Mitigating measures to reduce electrocution of birds on power lines: a comment on Bevanger's review. *Ibis* 137: 423–424.
- Negro, J.J. & Mañez, M.** 1989. Impacto de los tendidos eléctricos sobre la avifauna. *Quercus* 39: 25–29.
- Negro, J.J., Ferrer, M., Santos, C. & Regidor, S.** 1989. Eficacia de dos métodos para prevenir electrocución de aves en tendidos eléctricos. *Ardeola* 36: 201–206.
- Nichols, J.D. & Williams, B.K.** 2006. Monitoring for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 21: 668–673.
- Nielsen, S.E., Herrero, S., Boyce, M.S., Mace, R.D., Benn, B., Gibeau, M.L. & Jevons, S.** 2004. Modelling the spatial distribution of human-caused grizzly bear mortalities in the Central Rockies ecosystem of Canada. *Biol. Conserv.* 120: 101–113.
- Nikolaus, G.** 1984. Large numbers of birds killed by electric power line. *Scopus* 8: 42.
- Noss, R.F., Quigley, H.B., Hornocker, M.G., Merrill, T. & Paquet, P.C.** 1996. Conservation biology and carnivore conservation in the Rocky Mountains. *Conserv. Biol.* 10: 949–963.
- Olendorff, R.R., Miller, A.D. & Lehman, R.N.** 1981. *Suggested practices for raptor protection on power lines: The state of the art in 1981*. Raptor Research Report No. 4. Utah: Raptor Research Foundation.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K. & Belitz, K.** 1994. Verification, validation and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263: 641–646.
- Ortega, E., Mañosa, S., Margalida, S., Sánchez, R., Oria, J. & González, L.M.** 2009. A demographic description of the recovery of the Vulnerable Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Oryx* 43: 113–121.
- Ortega-Huerta, M.A., & Peterson, A.T.** 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Divers. Distrib.* 10: 39–54.
- Pearce, J. & Ferrier, S.** 2001. The practical value of modelling relative abundance of species for regional conservation planning: a case study. *Biol. Conserv.* 98: 33–43.
- Pearman, P.B., Randin, C.F., Broennimann, O., Vittoz, P., Knaap, W.O., Engler, R., Le Lay, G., Zimmerman N.E. & Guisan, A.** 2008. Prediction of plant species distributions across six millennia. *Ecol. Lett.* 11: 357–369.
- Pérez-García, J.M.** 2009. *Identificación de las Áreas Prioritarias para la corrección de Tendidos Eléctricos en la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Territori i Habitatge Comunidad Valenciana. Valencia. Informe inédito.
- Pérez-García, J.M.** 2014. *Modelos predictivos aplicados a la corrección y gestión del impacto de la electrocución de aves en tendidos eléctricos*. Tesis doctoral. Universidad Miguel Hernández, Elche.
- Pérez-García, J.M. & Botella, F.** 2012. *Modelo de zonas de riesgo para la colisión de la avifauna en líneas eléctricas de transporte en la Comunidad Valenciana*. Red Eléctrica de España. Inédito
- Pérez-García, J.M., Botella, F., Sánchez-Zapata, J.A. & Moleón, M.** 2011. Conserving outside protected areas: avian electrocutions in the periphery of Special Protection Areas for birds. *Bird Conserv. Int.* 21: 296–302.
- Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A. & Botella, F.** 2012. Distribution and breeding performance of a high-density Eagle Owl population in SE Spain. *Bird Study* 59: 22–28.
- Pérez-García, J.M., Sebastián-González, E., Botella, F. & Sánchez-Zapata, J.A.** 2016. Selecting indicator species of infrastructure impacts using network analysis and biological traits: bird electrocution and power lines. *Ecol. Indic.* 60: 428–433.
- Peterson, A.T.** 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Q. Rev. Biol.* 78: 419–433.
- Peterson, A.T., Ortega-Huerta, M.A., Bartley, J., Sánchez-Cordero, V., Soberón, J., Buddemeier, R.H. & Stockwell, D.R.** 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626–629.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E.** 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190: 231–259.
- Possingham, H.P., Andelman, S.J., Noon, B.R., Trombulak, S. & Pulliam, H.R.** 2001. Making smart conservation decisions. In Soule, M.E. & Orrians, G.H. (eds.): *Research priorities for na-*

- ture conservation. Pp. 225–244. Washington DC: Island Press.
- Prinsen, H.A.M., Smallie, J.J., Boere, G.C. & Pires, N.** (Compilers) 2011 b. *Guidelines on how to avoid or mitigate impact of electricity power grids on migratory birds in the African-Eurasian region*. CMS Technical Series No. 20, AEW Technical Series No. 20, Bonn, Germany.
- Prinsen, H.A.M., Boere, G.C., Pires, N. & Smallie, J.J.** (Compilers) 2011 a. *Review of the conflict between migratory birds and electricity power grids in the African-Eurasian region*. CMS Technical Series No. 20, AEW Technical Series No. 20, Bonn, Germany.
- Pullin, A.S., Knight, T.M., Stone, D.A. & Charman, K.** 2004. Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biol. Conserv.* 119: 245–252.
- Rahman, S. & de Castro, A.** 1995. Environmental impacts of electricity generation: A global perspective. *IEEE T. Energy Convers.* 10: 307–314.
- Rayfield, B., James, P., Fall, A. & Fortin, M.J.** 2008. Comparing static versus dynamic protected areas in the Quebec boreal forest. *Biol. Conserv.* 141: 438–449.
- Real, J. & Mañosa, S.** 1997. Demography and conservation of western European Bonelli's eagle *Hieraetus fasciatus* populations. *Biol. Conserv.* 79: 59–66.
- Real, J., Grande, J.M., Mañosa, S. & Sánchez-Zapata, J.A.** 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* in Spain. *Bird Study* 48: 221–228.
- Reimers, E., Dahle, B., Eftestøl, S., Colman, J.E. & Gaare, E.** 2007. Effects of a power line on migration and range use of wild reindeer. *Biol. Conserv.* 134: 484–494.
- Richardson, D.M. & Thuiller, W.** 2007. Home away from home—objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Divers. Distrib.* 13: 299–312.
- Rollán, A., Real, J., Bosch, R., Tintó, A. & Hernández-Matías, A.** 2010. Modelling the risk of collision with power lines in Bonelli's Eagle *Hieraetus fasciatus* and its conservation implications. *Bird Conserv. Int.* 20: 279–294.
- Rubolini, D., Bassi, E., Bogliani, G., Galeotti, P. & Garavaglia, R.** 2001. Eagle owl (*Bubo bubo*) and power line interactions in the Italian Alps. *Bird Conserv. Int.* 11: 319–324.
- Rubolini, D., Gustin, M., Bogliani, G. & Garavaglia, R.** 2005. Birds and powerlines in Italy: an assessment. *Bird Conserv. Int.* 15: 131–145.
- Rykiel, E.J.** 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecol. Model.* 90: 229–244.
- Sagar, A.D. & Kartha, S.** 2007. Bioenergy and sustainable development. *Ann. Rev. Environ. Resour.* 32: 131–167.
- Salovarov, V.O. & Kuznetsova, D.V.** 2006. Impact of coal mining on bird distribution in Upper Angara Region. *Biol. Bull.* 33: 199–202.
- Sánchez-Zapata, J.A., Botella, F., Giménez, A. Mínguez, E., Anadón, J.D., Durá, C.J. & Hernández, J.** 2003. *Caracterización de la fauna protegida del LIC de Sierra Escalona – Dehesa de Campoamor*. División de Ecología. Dpto de Biología Aplicada. Universidad Miguel Hernández. Generalitat Valenciana. Inédito.
- Sánchez-Zapata, J.A. & Calvo, J.F.** 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *J. Appl. Ecol.* 36: 254–262.
- Santos, H., Rodrigues, L., Jones, G. & Rebelo, H.** 2013. Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biol. Conserv.* 157: 178–186.
- Scott, R.E., Roberts, L.J. & Cadbury, C.J.** 1972. Bird deaths from power lines at Dungeness. *Brit. Birds* 65: 273–286.
- Schaub, M., Aebischer, A., Gimenez, O., Berger, S. & Arlettaz, R.** 2010. Massive immigration balances high anthropogenic mortality in a stable eagle owl population: Lessons for conservation. *Biol. Conserv.* 143: 1911–1918.
- Schleisner, L.** 2000. Life cycle assessment of a wind farm and related externalities. *Renew. Energ.* 20: 279–288.
- Schwartz, M.W., Iverson, L.R., Prasad, A.M., Matthews, S.N. & O'Connor, R.J.** 2006. Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology* 87: 1611–1615.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. & Yu, T.H.** 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 319: 1238–1240.
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P., Ferrer, M. & Penteriani, V.** 2004. Electrocutation alters the distribution and density of a top predator, the Eagle owl *Bubo bubo*. *J. Appl. Ecol.* 41: 836–845.
- Smallwood, K.S.** 2007. Estimating Wind Turbine-Caused Bird Mortality. *J. Wildlife Manage.* 71: 2781–2791.
- Smith, A.B., Santos, M.J., Koo, M.S., Rowe, K.M. C., Rowe, K.C., Patton, J.L., Perrine, J.D., Beissinger, S. R. & Moritz, C.** 2013. Evaluation of species distribution models by resampling of sites surveyed a century ago by Joseph Grinnell. *Ecography* 36: 1017–1031.
- Store, R. & Kangas, J.** 2001. Integrating spatial multi-criteria evaluation and expert knowledge for GIS-based habitat suitability modeling. *Landscape Urban Plan.* 55: 79–93.
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M. & Knight, T.M.** 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends Ecol. Evol.* 19: 305–308.
- Tenforde, T.S.** 1992. Biological interactions and potential health effects of extremely-low-frequency magnetic fields from power lines and other common sources. *Ann. Rev. Publ. Health* 13: 173–196.
- Tintó, A., Real, J. & Mañosa, S.** 2010. Predicting and correcting electrocution of birds in Mediterranean Areas. *J. Wildlife Manage.* 74: 1852–1862.
- Tiwary, R.K.** 2001. Environmental impact of coal mining on water regime and its management. *Water Air Soil Poll.* 132: 185–199.
- Tsoutsos, T., Frantzeskaki, N. & Gekas, V.** 2005. Environmental impacts from the solar energy technologies. *Energ. Policy* 33: 289–296.
- Turcek, F.J.** 1960. On the damage by birds to power and communication lines. *Bird Study* 7: 231–236
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P. & Strand, O.** 2004. Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *J. Wildlife Manage.* 68: 101–108.

- VV.AA.** 1995. *Análisis de impactos de líneas eléctricas sobre la avifauna de espacios naturales protegidos. Manual para la valoración de riesgos y soluciones.* CSIC, Sevillana de Electricidad, Iberdrola y REE.
- Walters, C.J. & Hilborn, R.** 1978. Ecological optimization and adaptive management. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8: 157–188.
- Wayland, M., Wilson, L.K., Elliot, J.E., Miller, M.J.R., Bollinger, T., McAdie, M., Langelier, K., Keating, J. & Froese, J.M.W.** 2003. Mortality, morbidity, and lead poisoning of eagles in Western Canada, 1986–98. *J. Raptor Res.* 37: 8–18.
- Wiser, S.K., Allen, R.B., Clinton, P.W. & Platt, K.H.** 1998. Community structure and forest invasion by an exotic herb over 23 years. *Ecology* 79: 2071–2081.
- World Energy Outlook** 2012. OCDE/AIE International Energie Agency. *Disponibile on line en: www.iea.org/publications/freepublications/publication/Spanish.pdf*
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T.** 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol. Evol.* 16: 446–453.
- Zavala, M.A., Díaz-Sierra, R., Purves, D., Zea, G.E. & Urbieto, I.R.** 2006. Modelos espacialmente explícitos. *Ecosistemas* 15: 88–99.